

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Abwässer aus Gewerbe und Industrie - Indirekt- und Direkteinleiter

Band 219 - Wien 2010

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 219

Abwässer aus Gewerbe und Industrie - Indirekt- und Direkteinleiter

ÖWAV - Seminar - Wien 2010

TU Wien

24.-25. Februar 2010

Herausgeber

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

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement

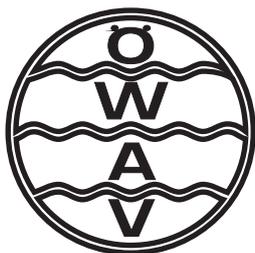
und Abfallwirtschaft

Veranstalter



Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien



Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien

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

Alle Rechte vorbehalten.

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

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2010

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 978-3-85234-111-8

Inhaltsverzeichnis

Robert Fenz, Alfred Rauchbüchl, Karin Deutsch Maßnahmen zur Verringerung von Schadstoffemissionen im nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan	1 - 14
Klaus Götzendorfer Aktuelle wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen aus der Sicht der Industrie	15 – 40
Wolfgang Grieb Förderungsrichtlinien des Bundes für betriebliche Abwassermaßnahmen	41 – 48
Otto Nowak, Der Stellenwert biologischer Vorreinigung industrieller Abwässer mit organischen Inhaltsstoffen	49 – 74
Friedrich Hochegger Umgang mit industriellen Indirekteinleitern anhand des Beispiels der Regionalkläranlage Linz-Asten	75 – 90
Norbert Matsché, Harald Bayer Nebenstrombehandlung von Molkereiabwasser auf kommunalen Kläranlagen – Vermeidung von Blähschlamm und verringerter Energiebedarf	91 – 114
Judith Gaugg-Salzman, Jörg Egger Abwasserreinigung in der Getränkeindustrie – Beispiele aus der Praxis	115 – 144
Karl-Heinz Greil Langzeiterfahrung mit Membranbiologie und Stoffstrommanagement	145 – 156

Ulrich Winkler, Thomas Ertl Evaluierung der Umsetzung der Indirekteinleiterverordnung (IEV, 1998) in Österreich	157 – 190
Wolfgang Scherz, Armin Eitzenberger Indirekteinleiterverordnung – Eine Herausforderung für Kanalisationsunternehmen	191 – 210
Wolfgang Geyer Verbandsanlagen mit dominantem Industrieinfluss am Beispiel der ARA Schwechat Projektentwicklung – Verfahrenstechnik	211 – 234
Dieter Schmidt Verbandsanlagen mit dominantem Industrieinfluss am Beispiel der ARA Schwechat Anlagenbetrieb	235 – 242
Karl-Heinz Rosenwinkel, Marian Sander Anaerob - aerobe Industrieabwasserbehandlung unter Einsatz der Deammonifikation	243 – 266
Dieter Knoppek Lex Raab - Erfüllung erhöhter Anforderungen an die Abwasserreinigung in der Lederindustrie	267 – 286
Nikolaus Kaindl Weitergehende Abwasserreinigung mit Ozon als Antwort auf besondere Anforderungen in der Papierindustrie	287 – 302
Gerold Bönisch, Otto Nowak, Anita Sitter Abwässer aus der Photovoltaikindustrie	303 – 342
Norbert Matsché, Herbert Karner Abwässer aus der Aludosenproduktion	343 – 354
Vanessa Parravicini, Karl Svardal Entsorgung der Reststoffe von Biogasanlagen	355 – 376

Maßnahmen zur Verringerung von Schadstoffemissionen im nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan

Robert Fenz¹, Alfred Rauchbüchl², Karin Deutsch¹

¹ Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

² Institut für Wassergüte/ Bundesamt für Wasserwirtschaft

Abstract: Mit Umsetzung der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie wird 2010 der 1. Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan für die Planungsperiode 2009 – 2015 veröffentlicht. Wesentliches Element des Planes ist die Beschreibung von Maßnahmenprogrammen in jenen Wasserkörpern, die gemäß der Belastungs- und Zustandsanalyse nicht den guten Zustand erreichen. Schwerpunkte und Maßnahmen zur Beseitigung stofflicher Belastungen werden beschrieben.

Key Words: Wasserrahmenrichtlinie, Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan, Chemische Schadstoffe, Nährstoffe

1 Einleitung

Mit der Wasserrechtsgesetznovelle 2003, BGBl. I Nr. 112/2003 wurde in Österreich die Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) in nationales Recht umgesetzt. Zur Erreichung der in ihr angesprochenen Ziele ist die flusseinzugsgebietsbezogene Planung ein wesentliches Element. Die Erstellung von nationalen Bewirtschaftungsplänen leitet einen sechsjährigen Planungs-, Umsetzungs- und Evaluierungszyklus ein. Derzeit steht in Österreich der Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) für die Planungsperiode 2009 bis 2015 nach Abschluss der Öffentlichkeitsbeteiligung kurz vor Fertigstellung.

Die Inhalte des NGP ergeben sich aus den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. Er enthält neben einer allgemeinen Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheiten, einer zusammenfassenden Darstellung der signifikanten Belastungen und Beschreibung der bestehenden Zustände die zur

Erreichung der Ziele notwendigen Planungsschritte. Die Planung betrifft im Wesentlichen

- Kosteneffiziente Maßnahmenprogramme zur stufenweisen Verbesserung des Zustandes unserer Gewässer und zum Schutz vor künftigen Beeinträchtigungen auf der Grundlage von Schätzungen ihrer potentiellen Kosten – hierzu wurden in den vergangenen Jahren basierend auf Experteneinschätzungen Maßnahmenkataloge ausgearbeitet, in denen die Wirkung von Maßnahmen und deren Kosten bewertet wurden,
- die Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen nach Prioritäten mit den geeigneten Instrumenten (Bescheid, Verordnung) sowie die Evaluierung von Fortschritten und
- die Einstufung von Gewässerabschnitten, als erheblich verändert oder künstlich.

Die Bewertung der österreichischen Fließgewässer zeigt für über 60% der Gewässer (siehe Tab. 1) keinen guten Gesamtzustand.

Tabelle 1: Bewertung der natürlichen Oberflächengewässer - Anteil der fünf Zustandsklassen (Erheblich veränderte und künstliche Gewässer sind nicht enthalten)						
Zustand bzw. Teilzustand	Ökologischer Zustand	National geregelte Schadstoffe	Zustand der Biologie hinsichtlich stofflicher Belastung	Zustand der Biologie hinsichtlich hydromorphologischer Belastung	Chemischer Zustand*	Gesamtzustand
% der Länge der natürlichen FLÜSSE						
Sehr gut	15,6	16,3	16,9	17,5	99,7	15,6
Gut	23,5	81,7	62,5	25,8		23,5
Mäßig	50,3	2,0	18,4	47,7	0,3	50,3
Unbefriedigend	8,5		2,0	7,0		8,5
Schlecht	2,2		0,2	2,0		2,2

Auf Grund der Vielzahl an betroffenen Wasserkörpern ist eine stufenweise Verbesserung bis 2027 vorgesehen. Die Prioritätensetzung im 1. NGP (BMLFUW, 2009a) setzt darauf, die Anstrengungen auf jene

Hauptbelastungstypen bzw. Herausforderungen zu konzentrieren, die die größte Gefährdung für unsere Gewässer darstellen:

- Verbesserung der Gewässerstrukturen, Abflussverhältnisse und der Durchgängigkeit vor allem in größeren Fließgewässern, die Lebensbereich der weit- und mittelstreckenwandernden Fischarten (Nase, Barbe, Huchen) sind
- Reduzierung der Belastung von Oberflächengewässern durch Nährstoffe (teilw. auch organische Verschmutzung und Schadstoffe) und des Grundwassers durch Nitrat
- Reduzierung der Belastung durch chemische Schadstoffe

Der vorliegende Beitrag widmet sich dem Bereich der stofflichen Belastungen.

2 Analyse der Belastungen

2.1 Hauptbelastungen

Flusseinzugsgebietsbezogene Planungen erfordern es alle Arten von Belastungen (Belastungstypen) in die Überlegungen mit einzubeziehen. Für den 1. NGP wurde ein Maßnahmenprogramm entwickelt, das sich punkto Erhaltung und Sanierung an die Hauptbelastungen richtet. Für den Bereich der stofflichen Belastungen sind dies:

Wesentliche Belastungen		Driver/ Schlüsselsektoren
Schadstoffeinleitungen (inkl. prioritär und prioritär gefährlicher Stoffe)	- aus Punktquellen	- Kommunale (Ab)wasserbeseitigung - Produktion und Dienstleistung
	- aus diffusen Quellen	- Landwirtschaft, - Verkehr, - Produktion und Dienstleistung
Einleitungen von Schadstoffen insbesondere organischer Verschmutzung und Nährstoffen	- aus Punktquellen	- Kommunale (Ab)wasserbeseitigung - Produktion und Dienstleistung
	- diffusen Quellen	- Landwirtschaft - (Verkehr)

Hinsichtlich der Belastungen aus Punktquellen wurden in der Ist-Bestandsanalyse knapp 800 Kläranlagen: (das sind knapp 650 kommunale Kläranlagen > 2.000 EW, in denen häusliches Abwasser und gegebenenfalls das Abwasser von Indirekteinleitungen gereinigt wird, sowie ca. 150 industrielle Direkteinleiter) als signifikante eingestuft. Darüber hinaus gibt es eine große Zahl von Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen aus Kanalisationen sowie kleinere Kläranlagen, die in Abhängigkeit von den Vorfluterverhältnissen ebenfalls eine signifikante Belastung darstellen können. Über diese Punktquellen werden Schadstoffe in die Gewässer emittiert.

2.2 Ergebnis der Belastungsanalyse

Bezüglich der Belastungssituation durch Schadstoffe ist festzuhalten, dass es in Österreich nur wenige Gewässerabschnitte gibt, in denen es zu Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm (UQN) der chemischen Schadstoffe in Folge von Abwassereinleitungen aus Punktquellen kommt. Der kombinierte Ansatz war bereits vor Einführung der Wasserrahmenrichtlinie im Wasserrechtsgesetz verankert, weshalb in den letzten Jahrzehnten des vergangenen Jahrhunderts eine weitgehende Verminderung der Schadstoffbelastung durch Punktquellen erreicht wurde. Dies ist sowohl auf den hohen Stand der Reinigungsleistung in der Abwasserbehandlung als auch auf die innerbetrieblichen Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungsmaßnahmen zurückzuführen. Zur Verringerung der Gewässerbelastung aus punktförmigen Quellen haben auch Maßnahmen aus dem Bereich des Chemikalienrechts bzw. der Chemikalienpolitik maßgeblich beigetragen. So konnte bei Untersuchungen des Umweltbundesamtes gezeigt werden, dass einige bereits länger verbotene, prioritär gefährliche Stoffe wie z.B. Endosulfan, Hexachlorbutadien, Hexachlorbenzol und Pentachlorbenzol weder in Zu- noch in Abläufen kommunaler Kläranlagen nachweisbar sind. Bei einigen anderen, erst in den letzten Jahren beschränkten Stoffen wie etwa Nonylphenol und bromierten Diphenylethern war im Vergleich mit früher durchgeführten Abwasseruntersuchungen ein Konzentrationsrückgang feststellbar.

In der Ist-Bestandsanalyse und dem darauf basierenden operativen Monitoring wurden bis zu 37 gemeinschaftlich geregelte Schadstoffe (prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe, bestimmte andere Schadstoffe d.s. ehemalige „Liste-1 Stoffe“) und 35 national relevante Stoffe betrachtet. Als Bewertungskriterium

dienten die in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBl, 2006) festgelegten Umweltqualitätsnormen. Die Risikobewertung hinsichtlich organischer Verschmutzung bzw. der Nährstoffsituation wurde an Hand von biologischen Gütedaten sowie den Parameter CSB und BSB₅, Nitrat und Gesamtphosphor durchgeführt. Die Zustandsbewertung erfolgte unter Berücksichtigung der Vorgaben des Entwurfes der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BMLFUW, 2009b).

Für die Ermittlung der aktuellen Belastungssituation wurde vornehmlich auf Monitoringdaten gemäß Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) sowie existierende Daten von Langezeituntersuchungen und Sondermessprogrammen zurückgegriffen. Bei nicht flächendeckend vorhandenen Immissionsmessungen wurden die Monitoringdaten durch eine Emissionsabschätzung für kommunale Kläranlagen und betriebliche Direkteinleiter ergänzt. Für Berechnung der Abwasserfrachten wurde auf die bekannten Abwassermengen und für die (branchenspezifischen) Emissionskonzentrationen auf Literaturdaten, Projektergebnisse und speziell durchgeführte Abwassermessungen zurückgegriffen. Über die abgeschätzten Abwasserfrachten wurden Immissionskonzentrationen im Vorfluter ermittelt. Auf diese Weise ergab sich ein plausibles Belastungsszenario, wie einerseits die Übereinstimmung mit den teilweise vorhandenen Monitoringdaten zeigte und andererseits das operative Monitoring bestätigte.

Die Zustandsbewertung hinsichtlich der chemischen Schadstoffe ergab schließlich bei 12 Detailwasserkörpern einen nicht guten chemischen Zustand (gemeinschaftlich geregelte Schadstoffe) und bei 19 Detailwasserkörpern einen mäßigen ökologischen Zustand hinsichtlich spezifischer synthetischer und nichtsynthetischer Schadstoffe (national relevante Schadstoffe).

Für allgemein stoffliche Belastungen zeigen die Ergebnisse der Zustandsbewertung (siehe Tabelle 1) für ca. 20 % der österreichischen Fließgewässer > 10 km² eine Zielverfehlung, vor allem durch Nährstoffe (Phosphor).

3 Maßnahmen

3.1 Schadstoffe

3.1.1 Herkunft der Belastungen

Die Ursachen für die gefundenen Schadstoffbelastungen können vier Bereichen zugeordnet werden:

- Betriebliche Direkteinleiter

Die Belastungen aus dieser Quelle beschränken sich auf drei Einzelfälle. In allen Fällen ergeben sich die Belastungen aus ungünstigen Verdünnungsverhältnissen (große Abwassermengen, relativ abflussschwache Vorfluter) und resultieren in Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm für Schwermetalle und AOX.

- Kommunale Kläranlagen

Die Hauptursache für Überschreitungen beim Parameter Ammonium können der Kombination von Einleitungen kommunaler Kläranlagen und diffuser Belastung aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten zugeschrieben werden. Die Mehrzahl der Fälle konzentriert sich dabei an abflussarmen Vorflutern im Osten Österreichs.

Überschreitungen von Tributylzinnverbindungen ergaben sich in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Ist-Bestandsanalyse an Vorflutern mit einem hohen Abwasseranteil, wobei auch andere Quellen eine Rolle spielen dürften. Die Verbindung tritt in sehr niedrigen Konzentrationen auf und konnte trotzdem im operativen Monitoring fast immer nachgewiesen werden. In einigen Fällen wurde die sehr niedrig angesetzte UNQ von 0,2 ng/l im Jahresmittel überschritten.

- Historischer Bergbau

Vorwiegend im alpinen Gebiet auftretende Überschreitungen bei Zink konnten den aus ehemaligen Bergbaugebieten unkontrolliert in Oberflächengewässer gelangende Abschwemmungen zugeordnet werden. Die stillgelegten Betriebe liegen dabei zum Teil außerhalb von Österreich.

- Altlasten

Bei zwei Detailwasserkörpern war eine Altlast die Ursache für Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm von Hexachlorbutadien.

3.1.2 Maßnahmenprogramm bis 2015 - Bestehende und weitergehende Maßnahme zur Schadstoffreduktion im 1. NGP und deren Wirkungen

Die bereits erwähnte Kombination aus Maßnahmen an den Punktquellen und chemikalienrechtlichen Maßnahmen hat bewirkt, dass es in Österreich heute kaum noch Gewässerabschnitte gibt, in denen es zu Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm (UQN) der chemischen Schadstoffe in Folge von Abwassereinleitungen aus Punktquellen kommt. Für die Wahl der geeigneten Maßnahmen für diese Gewässerabschnitte ist entscheidend, ob die Emissionen wirksam durch gezielte Maßnahmen an den Punktquellen reduziert werden können. Dies ist für Ammonium der Fall, also den Stoff, bei dem die meisten Überschreitungen der UQN gemessen wurden. Bei einigen der betroffenen Wasserkörper sollen bis 2015 die Emissionen von Ammonium durch Anpassung an den Stand der Technik reduziert werden, gegebenenfalls erfordern die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in Einzelfällen auch strengere Emissionsbegrenzungen. Die Überschreitung des Parameters Zink, die ebenfalls von einer Punktquelle ausgeht, wird durch eine Verlegung der Abwassereinleitung in einen größeren Vorfluter beseitigt. Für Wasserkörper mit Zink-Überschreitungen in Folge von Belastungen aus historischem Bergbau soll ein abgemindertes Ziel festgelegt werden, da eine Sanierung in der Praxis nicht möglich ist.

Tabelle 2: Maßnahmen für Wasserkörper mit Zielerreichung bis 2015

Anzahl DWK	Schadstoff	Herkunft	Maßnahme
3	Ammonium	Kommunale Kläranlage	Anpassung an den Stand der Technik
1	Zink	Betriebliche Punktquelle	Ableitung in anderen Vorfluter

Die Fristerstreckung bei der Zielerreichung für alle anderen durch Schadstoffe beeinträchtigte Wasserkörper begründet sich im Wesentlichen in der zum jetzigen Zeitpunkt noch unklaren technischen Machbarkeit einer Schadstoffreduktion.

Die erste, zum Teil auch noch die zweite NGP-Phase, sollen bei den betroffenen Betrieben für eine Abklärung des technisch und finanziell machbaren Reduktionspotentials genutzt werden. Die nach 2015 bzw. 2021 zu setzenden Maßnahmen müssen sich an den Ergebnissen dieser Untersuchungen orientieren. Für Tributylzinnverbindungen wird die Wirksamkeit der bereits bestehenden Verbote und Beschränkungen zu überprüfen sein.

Tabelle 3: Maßnahmen bis 2015 für Wasserkörper mit Zielerreichung bis 2021/27

Anzahl DWK	Schadstoff	Herkunft	Maßnahme
8	Ammonium	Kommunale Kläranlage und diffuse Beiträge	Anpassung an den Stand der Technik; Untersuchung des zusätzlich erforderlichen (diffusen) Reduktionspotentials bzw. morphol. Maßnahmen
1	AOX	Betriebliche Punktquelle	Untersuchung des Reduktionspotentials
1	Kupfer	Betriebliche Punktquelle	Untersuchung des Reduktionspotentials
1	Hexachlorbutadien	Altlast	Sanierung seit 1995 im Gange,
10	Tributylzinnverbindungen	Kommunale Kläranlage	Überprüfung der Wirksamkeit bestehender Verbote

Durch das neue EU-Chemikalienrecht (REACH) und internationale Verträge (z.B. Stockholmer Übereinkommen) kann man mittelfristig von weiteren Beschränkungen für Stoffe, die ein Risiko für die Umwelt darstellen, ausgehen, die zu einer Reduktion der Konzentrationen in der aquatischen Umwelt führen werden. Darüber hinaus ist für besonders gefährliche Stoffe ein ausdrückliches Zulassungsverfahren („europäisches Bewilligungsverfahren“) gemäß REACH Verordnung vorgesehen, das die Verwendung dieser Stoffe ebenfalls begrenzen wird.

3.2 Organische Verschmutzung und Nährstoffe

3.2.1 Herkunft

Die Zielverfehlungen der österreichischen Fließgewässer auf Grund der Belastung durch allgemein chemisch-physikalische Parameter beruhen im wesentlichen auf Problemen durch Nährstoffbelastungen (Phosphor) und treten verstärkt in abflussschwachen Regionen sowie Gebieten mit einem hohen Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen auf. Aufgrund der erfolgreichen Reduzierung der punktuellen Einträge über die bestehenden Rechtsinstrumente treten bei den Nährstoffbelastungen die Einträge aus Punktquellen im Vergleich zu den Einträgen aus diffusen Quellen in den Hintergrund. Die nur vereinzelt auftretenden Überschreitungen bedingt durch organische Belastungen lassen sich vor allem Punktquellen in abflussschwachen Regionen oder auch Kleinkläranlagen zuordnen.

3.2.2 Maßnahmenprogramm bis 2015 - Bestehende und weitergehende Maßnahme zur Schadstoffreduktion im 1. NGP und deren Wirkungen

In den vergangenen Jahren wurde im Bereich der Gesetzgebung, über finanzielle Anreize aber auch über freiwillige Initiativen bereits eine Vielzahl von Maßnahmen zum Schutz der Gewässer gesetzt. Eine detaillierte Zusammenstellung hierzu findet sich im NGP (BMLFUW, 2009a).

Im 1. NGP ist im Wesentlichen eine Fortführung und regionale Intensivierung dieser Maßnahmen vorgesehen – vor allem in Bezug auf die Reduktion der Nährstoffemissionen über Maßnahmen an Punktquellen (Kläranlagen) und diffusen Quellen (vorwiegend Landwirtschaft).

Hierzu werden folgende zusätzliche weitergehende Maßnahmen angeführt:

Punktquellen:

- Bis 2015 sollen die vereinzelt vorhandenen Kläranlagen, die noch nicht die Anforderungen der kommunalen Abwasseremissionsverordnungen hinsichtlich Nährstoffentfernung erfüllen, an den Stand der Technik angepasst werden.

- Phosphoremissionen können bei Kläranlagen sehr effizient bis auf eine Konzentration von 0,5 mg/l im Jahresmittel reduziert werden. Eine Anpassung über den Stand der Technik hinaus ist bei Gewässern, die trophisch einen nicht guten Zustand aufweisen, vor allem dann sinnvoll, wenn die Emissionen aus Punktquellen signifikant zur P-Konzentration im Gewässer beitragen. Als signifikant werden Anlagen erachtet, wenn deren Ablauf im Gewässer eine P-Konzentration von mehr als 30 % des Immissionsrichtwertes verursacht.
- Bei Kleinkläranlagen < 50 EW werden in einigen Fällen noch Anpassungsmaßnahmen zur Erreichung der Qualitätsziele in Bezug auf organische Verschmutzung erforderlich sein.

Diffuse Quellen:

- Über das Aktionsprogramm Nitrat hinausgehenden ergänzenden freiwilligen Maßnahmen (ÖPUL, Beratung)
- Das Programm der ländlichen Entwicklung wird bei Wasserkörpern im nicht guten trophischen Zustand intensiviert, indem dort gezielt die Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ mit einer Stilllegung von austragsgefährdeten Acker und Grünlandflächen entlang von Gewässern angeboten wird.
- Intensivierung von Beratung, Nitrat-Informationsdienst

Für jene ca. 20% der Wasserkörper, in denen eine Zielverfehlung angenommen wird (siehe Tab. 1), sind im 1.NGP gezielte Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen von Nährstoffen und/oder organischer Substanz im Planungszeitraum bis 2015 vorgesehen. In ca. 50 Wasserkörpern sind Maßnahmen im Bereich Punktquellen geplant, wobei hierbei in der Regel eine Kombination von Maßnahmen bei Punktquellen und Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen aus diffusen Quellen erforderlich ist, um den guten Zustand herzustellen. Dies ist auch kosteneffizienteste Maßnahmenkombination.

Da der überwiegende Teil der Maßnahmen in der Fläche gesetzt wird, stellt sich der positive Effekt in den Fließgewässern erst zeitverzögert ein, d.h. eine Zielerreichung kann Vielfach nicht für 2015 angenommen werden sondern wird

mit 2021 oder 2027 prognostiziert. So führt eine reduzierte Phosphordüngung erst nach Jahren zu merkbar niedrigeren P-Gehalten im Boden. Besonders schwierig ist die Prognose der Wirkung auf die biologischen Qualitätskomponenten (Phytobenthos). Es bedarf noch weiterer Forschungsarbeiten um zu klären, ob und wenn wie weit über die Reduktion der Nährstoffeinträge hinaus (auf die die angeführten Maßnahmen abzielen) auch Maßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie erforderlich sein werden, um letztlich den guten ökologischen Zustand zu erreichen.

4 Ausblick

Im NGP werden in Bezug auf Schadstoffemissionen im Wesentlichen bestehende Maßnahmen mit bereits vorhandenen Instrumenten fortgeführt. Aufgrund der geringen Anzahl an Wasserkörpern, in der es zu Überschreitungen der UQN kommt, wurden zusätzliche weitgreifende Maßnahmen weder als erforderlich noch als kosteneffizient bzw. verhältnismäßig erachtet. Ziel ist es die derzeit bekannten Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen durch gezielte zusätzliche Maßnahmen im Einzelfall zu beseitigen.

Über das derzeit im Aufbau befindliche Emissionsregister wird das Wissen über die Emissionen von Schadstoffen aus Abwassereinleitungen erhöht werden. Es wird dann für den zweiten Gewässerbewirtschaftungsplan zu prüfen sein, bei welchen Stoffen in welchem Ausmaß Reduktionen bei den Punktquellen erforderlich und möglich sind. Das Ziel der Nullemission für prioritär gefährliche Schadstoffe ist jedenfalls nur mittels Maßnahmen an der Quelle, also beim Stoffeinsatz erreichbar.

Langfristig wird man in Bezug auf die zahlreichen Mikroverunreinigungen vor grundsätzlichen Entscheidungen stehen. Aufgrund der immer genaueren Analysemethoden werden immer mehr Schadstoffe im Abwasser und in den Gewässern in bestimmbar Konzentrationen analysierbar sein. Derzeit gibt es nur für eine sehr geringe Zahl von Stoffen Grenzwerte und es ist bei der großen Zahl von Stoffen fraglich, ob dafür ein umfassendes Grenzwertsystem machbar und zweckmäßig ist.

Da derzeit nur wenige Effekte der Stoffe auf die Gewässerbiozönose bekannt sind und zur Zeit keine Gefährdung der Bevölkerung besteht bzw. bekannt ist, stellt sich die Frage, ob – wie zum Beispiel in der Schweiz (BAFU, 2009) gefordert - im Sinne des Vorsorgeprinzips ein Handlungsbedarf in Bezug auf eine weitere Reduktion der Schadstoffemissionen, z.B. mittels zusätzlicher Reinigungsstufen (z.B. Ozon, Aktivkohle), gegeben ist. Dabei ist auch die Frage zu berücksichtigen, auf welchen Ressourcen die Wasserversorgung basiert (Oberflächenwassernutzung oder Grundwasser).

Aus Sicht der Verfasser wäre es vor der Umsetzung von Maßnahmen erforderlich die angelaufenen Studien und Forschungsarbeiten noch weiter voranzutreiben, um Fragen zu klären, wie z.B.

- Welcher Anteil der Emissionen lässt sich zu welchen Kosten durch Maßnahmen an der Quelle (Verbote, Einschränkungen, Anreize, Bewusstseinsbildung bezüglich des Stoffeinsatzes) reduzieren.
- Welcher verbleibende Anteil der Emissionen lässt sich zu welchen Kosten durch „end of pipe“ Maßnahmen bei Abwasserreinigungsanlagen, durch Maßnahmen bei Regenwasser- und Mischwassereinleitungen, durch Maßnahmen in Bezug auf diffuse Quellen reduzieren.

Die Entscheidung über zusätzliche Reinigungsstufen bei Kläranlagen sollte auf Basis eines vertieften Wissens um die Stoffströme, die Reduktionsmöglichkeiten und die damit verbundenen Kosten sowie letztlich auch bezüglich des Nutzens für den Gewässerschutz / die Trinkwasserversorgung getroffen werden – sinnvollerweise im europäischen Kontext.

5 Literatur

- BAFU (2009) Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bundesamt für Umwelt, Bern
<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01051/index.html?lang=de>
- BGBI (2006) Österreichisches Bundesgesetzblatt II; Nr. 96/2006; Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG) idF BGBI. II Nr. 267/2007.
<http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/74979/1/27109/>
- BMLFUW (2009a) Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan Donau-Rhein-Elbe, Entwurf, <http://wisa.lebensministerium.at/article/archive/26910>
- BMLFUW (2009b) Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer, Entwurf
<http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/76660/1/27109/>
- EU (2000) 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,
<http://recht.lebensministerium.at/filemanager/download/6378/>

Korrespondenz an:

Dipl.Ing. Dr. Robert Fenz

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung VII/ 1 Nationale Wasserwirtschaft

Marxergasse 2, 1030 Wien

Tel.: +43-1-71100-7162

Email: robert.fenz@lebensministerium.at

Aktuelle wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen aus der Sicht der Industrie

Klaus Götzendorfer

Jungbunzlauer Austria AG & Co KG

Kurzfassung:

Die WRG Novelle 1990 hat mit Hilfe der Emissionsverordnungen die Gewässergüte der österreichischen Oberflächengewässer in einen großteils guten Zustand gebracht und dies basierend auf einem Rechtssystem, mit dem man gelernt hat zu leben.

Nun stellt die WRRL neue Anforderungen sowohl an die Gewässer als auch an das Wasserrecht, da neue Elemente aufgenommen werden müssen bzw. neue Zielsetzungen Bedeutung gewinnen.

Es kommt somit zu einer Verschneidung eines bestehenden Rechtssystems mit den neuen Zielen der WRRL. Dass die Zusammenführung unterschiedlicher Ansätze nicht einfach ist und mit Unsicherheiten und Verunsicherungen verbunden ist liegt auf der Hand.

Noch sind die aktuellen wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen für die Industrie im Allgemeinen noch nicht direkt spürbar.

Die Befassung mit den möglichen Folgen für Betroffene eröffnet allerdings eine Vielfalt von Fragestellungen, die im folgenden Beitrag beispielhaft angeführt werden sollen.

Einleitung

Im Folgenden soll weder eine juristische Abhandlung der Erneuerungen zufolge der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie in die österreichische

Wasserwirtschaft noch eine gänzlich abwassertechnische Abhandlung über Möglichkeiten zur Erreichung der Ziele dargestellt werden. Ich möchte versuchen die momentane Situation zu beschreiben und mögliche Knackpunkte für potenziell Betroffene darzustellen bzw. auf mir wichtig erscheinende Probleme hinweisen. Betonen möchte ich auch noch, dass ich mich auf die momentane Situation beziehe, speziell was meine Einschätzungen betrifft.

Mit der Wasserrechtsgesetzesnovelle 1990 hat man versucht einen österreichweit einheitlichen Stand der Abwasserreinigung zu schaffen. Durch die Abwasseremissionsverordnungen wurde der Stand der Technik rechtsverbindlich definiert, wobei nicht Verfahren vorgeschrieben wurden, sondern Grenzwerte bzw. Wirkungsgrade, die der wasserrechtliche Bewilligung zugrunde zu legen waren. Man kann nun diskutieren, ob die Anzahl zu hoch ist oder nicht, unumstritten ist jedoch meiner Ansicht nach, dass versucht wurde gemäß dem Stand der Technik, das Machbare und wirtschaftlich vertretbare in einen rechtsverbindlichen Rahmen zu gießen, einen Rahmen der auch realisierbar ist.

Die einst geplante Immissionsverordnung gab es nur als Entwurf, trotzdem wurden die darin enthaltenen Immissionsgrenzwerte teilweise als Orientierungshilfe herangezogen, was in manchen Fällen zur Folge haben konnte, dass höhere Anforderungen als in den Emissionsverordnungen gefordert an die Abwasserreinigung gestellt wurden. Es ist richtig, dass bereits vor der WRG Novelle 2003 auf die Immissionssituation geachtet wurde, allerdings gab es keine allgemeingültigen rechtsverbindlichen bzw. Maßnahmen auslösenden Immissionsgrenzwerte in dieser Schärfe wie heute. Daher kann man die Immissionsbetrachtung früher mit der Betrachtung heute nicht vergleichen, da es eine Rolle spielt, welche Parameter in welcher Höhe mit welcher Verbindlichkeit als Immissionswerte dem wasserrechtlichen Verfahren zugrunde gelegt werden. Weiters waren kleine Gewässer im Entwurf ausgenommen.

Im §105 WRG war die Einhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit als öffentliches Interesse vorgeschrieben, jetzt steht an dieser Stelle die Einhaltung des guten ökologischen Zustandes. Ziel war es früher möglichst weitläufig Gewässergüte 2 nach dem Saprobiensystem zu erreichen. Dieses System stellt speziell auf organische Verunreinigungen ab. Über 80% der österreichischen Fließgewässer erreichten 2006 diesen Zustand. Vergleicht man die Gewässergütekarten im zeitlichen Verlauf so kann man feststellen, dass die

Abwasserreinigung durch den Emissionsansatz gewaltiges erreicht hat. Im Zuge der Risikoanalyse veränderte sich das Bild bzw. veränderten sich die Farben der Karten gewaltig, denn nur 28% weisen kein Risiko der Zielverfehlung auf, hauptsächlich aus hydromorphologischen Gründen, die stoffliche Belastung, speziell die Belastung mit chemischen Schadstoffen aus industriellen Punktquellen spielte eine untergeordnete Rolle und spielt sie, betrachtet man den NGP, immer noch, solange man nicht selbst zu den betroffenen zählt. Und dann eröffnen sich Probleme und Fragestellungen und mit diesen möchte ich mich im Folgenden beschäftigen.

Zu den einzelnen Punkten:

Festlegung der Immissionsgrenzwerte für Schadstoffe gem. Qualitätszielverordnung Chemie und Relevants für den speziellen Wasserkörper

Ich möchte nicht darauf eingehen, ob es seinerzeit notwendig war, eine derartige Fülle von Stoffen mit derartig niedrigen Grenzwerten zu belegen. Ich vertrete hier sicherlich eine andere Auffassung als so mancher, aber meine Auffassung muss nicht richtig sein. Faktum ist allerdings, dass für alle chemischen Schadstoffe, bis auf einige Ausnahmen, fixe Grenzwerte gelten und zwar für alle Gewässer in gleicher Höhe, für den Gebirgsbach genauso wie für Flachlandgewässer. Diese Grenzwerte orientieren sich meist an den empfindlichsten Süßwasserorganismen und müssen grundsätzlich unterschritten werden, unabhängig davon ob diese Organismen nun im gegenständlichen Gewässer vorkommen oder nicht, unabhängig davon, ob sie den biologischen Zustand oder die Biologie beeinträchtigen oder nicht. Es ist nun für mich schwer verständlich, warum unter Umständen Immissionskonzentrationen unterschritten werden müssen, um eine Spezies zu schützen, die es im gegenständlichen Gewässer gar nicht gibt. Dies hat natürlich Auswirkungen auf Neuansiedlungen, auf Erweiterungen und auch auf bestehende Anlagen. Auch wenn ich jetzt unterstelle, dass man bestrebt ist sinnvolle Lösungen zu erzielen, so wird doch in manchen Bereichen eine Rechtsunsicherheit bemerkbar.

Bei den europaweit geregelten prioritären Stoffen gibt es naturgemäß praktisch keinen Spielraum, bei den zusätzlichen österreichischen Schadstoffen zur Beurteilung des ökologischen Zustandes wäre, wenn schon eine Berücksichtigung unterschiedlicher Gewässertypen nicht realisierbar ist, ein Richtwertcharakter in Analogie zum Chlorid oder den anderen allgemein chemischen Parametern welche den guten ökologischen Zustand beschreiben wünschenswert. Dies würde bedeuten, dass, wenn die biologischen Zielsetzungen nicht durch den Stoff verhindert werden, der Immissionsgrenzwert überschritten werden kann, ohne dass man Ausnahmeregelungen in Anspruch nehmen muss.

Man muss bei diesen Überlegungen immer berücksichtigen, die emissionsseitige Limitierung nach dem Stand der Technik bleibt natürlich vollinhaltlich aufrecht und soll auch nicht in Frage gestellt werden, aber wo liegt der ökologische Erfolg, wenn eine Einleitung in ein kleineres Gewässer unterbunden wird, diese dort praktisch keinen Schaden anrichtet, eine Verlagerung in das nächste größere Gewässer aber immissionsmäßig durchaus möglich wäre. Für die Gesamtfreisetzung ändert sich nichts, die Beeinflussung des kleineren Gewässers ist geringfügig, ein Standort nicht in Frage gestellt und eine Inanspruchnahme von Ausnahmeregelungen mit all ihren Unsicherheiten nicht erforderlich. Kommt es zu einer Beeinträchtigung der biologischen Ziele bleibt nichts anderes übrig, als in die Ausnahme zu gehen, mit den in der WRRL geregelten Erfordernissen.

Zulässige Emissionsfracht in Abhängigkeit von Bezugswassermenge, Bezugsbreite und Vorbelastung gemäß Erlass zur Qualitätszielverordnung

Durch den Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie OW wird die oben angeführte Problematik für bestehende Anlagen noch verschärft, denn demzufolge sind Emissionen bei bestehenden Anlagen nicht nur dann zu reduzieren, wenn es zu einer Immissionsgrenzwertüberschreitung kommt, sondern soweit zu reduzieren, dass es unter Berücksichtigung von Vorbelastung, Bezugswasserführung, unter Berücksichtigung der Einmischungsbreite es in keinem Punkt außerhalb der Abwasserfahne zu einer Überschreitung kommen kann, auch nicht in Jahren geringer Wasserführung.

Wie vorgegangen wird, wenn diese Emissionsreduktion bei bestehenden Anlagen unverhältnismäßig ist, ist im Erlass nicht geregelt, bzw. meines Wissens bis jetzt völlig offen.

In dieser Festlegung liegt eigentlich ein Widerspruch zum NGP, denn dieser soll mit all seinen Möglichkeiten, dazu führen, dass die Ziele erreicht werden, diese Passage des Erlasses setzt aber nicht bei der planerischen Flusseinzugsgebietsbetrachtung an, sondern im individuellen Verfahren. Der, der das erste Verfahren hat müsste somit mit der gegebenen Vorbelastung leben.

Im Zuge der Novellierung wäre u.A. dieser Absatz zu streichen, da die Verordnung lediglich die Ziele festlegen soll und keine Emissionsverordnung darstellt.

Anzahl der Problemfälle ist kein Kriterium

Aus der Istbestandsanalyse ist bekannt, dass es nur wenige Fälle gibt bei denen die Immissionssituation für industrielle Punktquellen von Relevanz ist. Dies spricht für die hervorragende Wassergütwirtschaft der letzten Jahre, ja Jahrzehnte. Dies bedeutet allerdings nicht, dass man sich nicht um die dort entstehenden juristischen Probleme kümmern sollte, denn die Österreichweit wasserwirtschaftliche Bedeutung ist gering, die Bedeutung für den Einzelstandort aber oftmals sehr groß, mit zusätzlichen Aufwendungen und einer gewissen Rechtsunsicherheit verbunden. Allein diese kann Standorte gefährden, denn wer wird Geld in vorausschauende Innovation stecken, wenn der Fortbestand in Frage gestellt werden könnte. Damit ergibt sich natürlich eine

regionalpolitische Bedeutung die wirtschaftliche Entwicklungen in Gebieten mit geringer Wasserführung beeinflusst.

Derzeit besteht der Eindruck, dass Lösungen vielleicht nicht unbedingt leicht sind, aber doch das Bemühen besteht Lösungen zu finden, die von allen Beteiligten tragbar sind.

Emissionsregisterverordnung

Ich möchte hier nicht weiter auf die Verordnung eingehen und sie nur insofern anführen, als ich davon ausgehe, dass sie vom Prinzip her 2 Hauptfunktionen hat:

1. Nachweis für die Reduktion der Einleitung, Freisetzung und von Verlusten prioritärer Stoffe und der schrittweisen Einstellung von Einleitung, Freisetzung und von Verlusten prioritär gefährlichen Stoffen und
2. Schaffung neuer Erkenntnisse bezüglich der Immissionssituation in den Oberflächengewässern.

Aus diesen beiden Punkten ergeben sich wiederum 2 mögliche Problemstellungen für Industriebetriebe. Die Reduktionsverpflichtung ist eine generelle, dies bedeutet, wer bereits niedrige Emissionen auf Grund weitreichender Reinigungs- oder Vermeidungsmaßnahmen hat, für den ist eine weitere Reduktion schwieriger als für einen mit entsprechend großzügigen Emissionen, der gegebenenfalls Kapazitätserweiterungen durch Effizienzsteigerung in der Reinigung oder Vermeidung leichter kompensieren kann.

Dies ist ein generelles Problem, wenn man Verbesserungen von einem zeitlichen Istzustand aus betrachtet.

Weiters stellt sich die Frage wie die Nullemission ubiquitär vorkommender Stoffe bewerkstelligt werden soll? Lediglich die Berücksichtigung des Artikels 4 Absätze 4 und 5 WRRL schafft hier eventuell einen möglichen Ausweg, sobald die wirtschaftliche Vertretbarkeit nicht mehr gegeben ist. Das Register stellt allerdings nur ein Werkzeug dar, gelöst müssen diese Fragen durch die Kommission Artikel 6 (5) der Richtlinie 2008/105/EG bzw. eventuell durch

deren Umsetzung in der Novelle zur Qualitätszielverordnung Chemie OW werden.

Der eventuell eintretende 2. Gesichtspunkt sind zusätzliche Erkenntnisse bezüglich der Immissionssituation in Bereichen, in denen bis jetzt noch keine ausreichenden Messdaten vorliegen bzw. aus ökonomischen Gründen nicht andauernd gemessen wird. Mit Kenntnis der Emissionsdaten ist es bei Kenntnis der Wasserführungen leicht möglich auf die Immissionssituation rückzurechnen. Neue Problemfälle könnten unter Umständen entstehen. Zumindest erhält man, wenn man möchte, einen kompletten Überblick über die Immissionssituation die von registerpflichtigen Punktquellen ausgeht.

Glücklicherweise konnten Parameterumfang und Häufigkeit der Messungen reduziert werden, denn die Kosten für eine einmalige Analyse des vollen Parameterumfangs belaufen sich auf mehrere tausend Euro!

Es liegt somit auf der Hand, dass man auf die Messhäufigkeit und auf die Parameterauswahl ein großes Augenmerk legen muss. Betroffen sind von dieser Verordnung wasserrechtlich bewilligte Einleitungen von Direkt- als auch von Indirekteinleitern, sofern sie die Kriterien des §2 der EmRegV-OW erfüllen.

Erfüllt werden die Registerpflichten über das EDM Portal, welches immer wieder, - man möge es mir erlauben -, Überraschungen parat hat.

Soweit bekannt wurden allfällige Probleme mit der Stammdateneingabe im Zusammenhang mit der EmRegV-OW gelöst, trotzdem führt die elektronische Eingabe zu keiner Entlastung der Betriebe, im Gegenteil, Mehrfacheingaben sind erforderlich, (PRTR, EmRegV-OW, AVV, Deponie, usw.)

Synergien sollten genutzt werden und man hat den Eindruck, dass es sich um unterschiedliche parallel laufende Systeme handelt.

Ausnahmen von der Zielerreichung gemäß WRRL und WRG

Sowohl in der WRRL Artikel 4 Absatz 4 und 5 als auch im § 30e WRG wird geregelt, dass, wenn

- der Zustand des beeinträchtigten Oberflächenwasser- oder Grundwasserkörpers nicht weiter verschlechtert wird und eine
- Abschätzung ergibt, dass innerhalb des vorgegebenen Zeitrahmens der Umfang der erforderlichen Verbesserungen aus Gründen der technischen Durchführbarkeit nur in Schritten erreicht werden kann,
- oder die Verwirklichung der Verbesserungen unverhältnismäßig hohe Kosten verursachen würde, oder die
- natürlichen Gegebenheiten keine rechtzeitige Verbesserung des Zustands des Oberflächenwasser- oder Grundwasserkörpers zulassen,

unter bestimmten Umständen eine schrittweise Zielerreichung möglich ist bzw. falls nicht anders möglich weniger strenge Ziele auferlegt werden können.

In der Praxis wurde im NGP in den wenigen Fällen in denen Überschreitungen der Immissionsgrenzwerte von Schadstoffen festgestellt und die Kriterien erfüllt wurden, falls erforderlich und soweit mir bekannt, davon gebrauch gemacht, mit der nachvollziehbaren Begründung, dass zumeist die Datengrundlage für weitere Maßnahmen fehlt. Es werden allerdings Unterlagen gefordert, die nachweisen sollen, dass eine weitere Emissionsreduktion als auch Vermeidung mit verhältnismäßigen Mitteln nicht möglich ist. Dieser Nachweis ist gem. WRRL zweifelsohne erforderlich und verständlich.

Weiters besteht allerdings auch der Wunsch nachzuweisen, dass die Immissionsgrenzwertüberschreitung die Erreichung des Zielzustandes nicht unmöglich macht. Wie dieser Nachweis erbracht werden soll, wenn sich der Wasserkörper von Haus aus in einem schlechteren als dem guten Zustand befindet ist allerdings wie sich zunehmend und für mich eher unerwartet zeigt, bis jetzt noch unklar, auch wenn die Überschreitung der Stoffe um die es geht eindeutig nicht die Ursache dafür sind.

Zusammenhang Emission und Immission

Man muss von der Ansicht wegkommen, dass Emittenten in einen Wasserkörper mit Zielverfehlung weniger umweltfreundlich arbeiten oder gar den Stand der Technik nicht einhalten. Wäre dem so, wäre der Betrieb konsenswidrig und dementsprechend anzupassen. Für nicht dem Stand der Technik entsprechende

Anlagen möchte ich auch nicht eingehen, denn es ist allgemein anerkannt, dass emissionsseitig der Stand der Technik einzuhalten ist.

Bei den Anlagen, die ich hier meine, handelt es sich um Anlagen, bei denen die Vorbelastung zu hoch bzw. die Wasserführung und somit die erforderliche Verdünnung zu gering ist um vom Emissionsstandard auf den Immissionsstandart herunter zu verdünnen.

Ein Gedankenbeispiel soll dies verdeutlichen:

Betrachten wir einen beliebigen Schadstoff, dessen Emissionsstandard bzw. der Stand der Technik bei z.B. 0,5 mg/l liegt, der Immissionsgrenzwert beträgt aber 10 µg/l, so benötigt man, auch wenn nur 10 bis 20% des Limits im Mittel erreicht werden eine Verdünnung je nach Vorbelastung von zumindest 1:5 bis 1:10, um das Immissionslimit zu erreichen.

An einem großen Gewässer kein Problem, an einem kleinen Fluss möglicherweise aber doch eines. Ist dieser Emittent nun weniger umweltbewusst als einer am großen Gewässer, der möglicherweise seinen Konsens zu 100% ausschöpft und auf Grund der Verdünnung die Immissionswerte weit unterschreitet?

Der Standort ist aus heutiger Sicht eventuell dort nicht optimal, aber möglicherweise auch nur deswegen, weil sich die Immissionsansprüche verschärft haben. Dass dort Neuansiedlungen unmöglich sind, muss die Regionalpolitik zur Kenntnis nehmen, nur glaube ich, dass man derartige Standorte, wenn das Bemühen an einer möglichst ökologischen Betriebsweise, allerdings unter der Prämisse der Konkurrenzfähigkeit, gegeben ist auch weiterhin nicht in Frage stellen darf und in solchen Fällen eben die wirtschaftlichen Komponenten der WRRL durch Inanspruchnahme von Ausnahmemöglichkeiten zur Anwendung bringen muss. Es sollte nur möglichst rasch Rechtssicherheit herrschen, denn ohne dieser ist jeder Standort gefährdet.

Letztendlich kann es zu Emissionsbescheiden kommen, deren Anforderungen weit über dem derzeitigen Stand der Technik liegen. Man muss dann davon ausgehen, dass man in Konzentrationsbereiche kommt, die mit dem bestehenden Equipment und Möglichkeiten nicht unbedingt gesichert planbar unterschritten werden können und daher Betriebszustände eintreten können die außerhalb des nun neuen Bescheides sich bewegen. Mit dem Bescheid liegt die Verantwortung eines konsensmäßigen Betriebs aber beim Betreiber, beim Anlagenleiter und daher steigt das persönliche Risiko der verantwortlichen Personen verwaltungsstrafrechtlich belangt zu werden.

Stand der Technik

Stand der Technik bedeutet, dass es Verfahren gibt um Grenzwerte zu unterschreiten oder es Verfahren gibt um den Einsatz gefährlicher Abwasserinhaltsstoffe zu substituieren. Der Stand der Technik per se kann meines Erachtens also nicht standortabhängig sein, obwohl die Definition im WRG §12a bzw. Anhang H manchmal anders ausgelegt wird.

Dies bedeutet weiters, dass der Stand der Technik Verfahren oder Standards darstellt, die unter verhältnismäßigem Aufwand erreichbar sind. Steigert man nun die Anforderungen so erreicht man eventuell noch den Stand der Wissenschaft, aber dann bewegt man sich in einer Grauzone, zwischen Machbarkeit und Aufwand, einer Grauzone bezüglich unterschiedlicher Einflussfaktoren. Ich erinnere nur z.B. an die unterschiedlichen Löslichkeiten von Schwermetallen in Abhängigkeit von Matrixeinflüssen. Somit können zufällige Änderungen Ablaufkonzentrationen erhöhen und reduzieren, ohne dass die Ursache identifiziert werden kann.

Was für eine bestimmte Zeit eventuell erreichbar ist, ist nicht mit dem Stand der Technik gleichzusetzen.

Daher ist es meiner Ansicht nach sehr wichtig, dass der Stand der Technik in Form der Emissionsverordnungen festgelegt ist. Dies bedeutet Rechtssicherheit und hilft den Projektwerbern und auch dem Vollzug, allerdings nur so lange bis die Immission nicht schlagend wird.

Im Mittel muss man Anlagen unter den Emissionsgrenzwerten betreiben können, damit die Maximalwerte auch darunter liegen, aber bitte man möge nicht vergessen, in biologischen Abwasserreinigungsanlagen hat man es mit lebenden Organismen zu tun, mit unterschiedlichen, oft unbeeinflussbaren Rahmenbedingungen, daher ist es unabdingbar, will man nicht permanent in die Illegalität kommen, dass die verbindlichen Werte über den erreichbaren liegen.

Die wirtschaftlich vertretbare Komponente muss natürlich per Definition im Stand der Technik inkludiert sein. Rein theoretisch könnte man jedes Abwasser mehrfach destillieren, nur ob dies ökologisch und ökonomisch sinnvoll ist sei dahingestellt.

Schadstoffe in der Wasserwirtschaft

Die Frage der Sinnhaftigkeit führt zu einem weiteren Problem, welches in der Diskussion immer häufiger auftritt, nämlich zur Problematik der Schadstoffe.

Ich möchte hierzu nur einige Anmerkungen treffen, bzw. einige Punkte postulieren, deren man sich bei derartigen Diskussionen immer bewusst sein sollte:

1. die Schadwirkung ist keine stoffspezifische Größe sondern immer als Kombination von Stoff und Dosis zu sehen,
2. je besser unsere Analytik wird, umso mehr Stoffe, die wir langläufig als Schadstoffe bezeichnen werden wir finden
3. wir können nur finden wonach wir suchen, womit das Problem der Metaboliten entsteht,
4. es ist nur eine Frage der Zeit bis alle Stoffe überall nachweisbar sind und
5. kein Reinigungsverfahren hat einen Wirkungsgrad von 100%.
6. Man möge daher die Wasserwirtschaft nicht für die Chemikalienpolitik missbrauchen
7. und die Reduktion eines Stoffes mit hohem Aufwand um einen bestimmten Prozentsatz muss die eventuell befürchtete Schadwirkung nicht im gleichen Ausmaß reduzieren.

Speziell auf die Wasserwirtschaft bezogen möchte ich damit ausdrücken, dass es sinnlos ist eine Nullemission eines Stoffes zu fordern, solange er in Verkehr gebracht wird, im Umlauf ist oder ganz einfach bei durchgeführten Prozessen entsteht.

Unsere Wahrnehmung beginnt bzw. endet meist bei der Nachweisgrenze und die verschiebt sich bekanntlich, somit verschiebt sich unsere Wahrnehmung obwohl die beobachtete Wirklichkeit gleich bleibt.

Mehr möchte ich dazu gar nicht mehr anführen.

Bedeutung von REACH für die Wasserwirtschaft

Ich denke es ist schwer abzuschätzen wie sich REACH zukünftig für die Wasserwirtschaft auswirken wird. REACH wird, so gehe ich davon aus, bedingt durch die umfangreichen erforderlichen auch umweltrelevanten Untersuchungen eine Fülle von Daten bringen, aber inwieweit darauf basierende PNEC Werte verschnitten mit Expositionsszenarien Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft haben werden ist nicht klar, soll dies bedeuten, dass man bestimmte Stoffe dann nur an mächtigen Vorflutern einsetzen darf, da dort eine entsprechende Verdünnung andere Expositionsvoraussetzungen bedingt als an einem kleinen Nebenfluss, oder wird man zu dem Schluss kommen, dass PNEC Überschreitungen an kleinen Nebenflüssen ohne Bedeutung sind, da sie für die Gesamtexposition unerheblich sind?

Ich weiß es nicht, ich denke dies ist eine der vielen offenen Fragen die mit REACH verbunden sind.

Wir werden mehr Daten haben das ist sicher, ob damit auch ein höheres Maß an anwendbarer Information zur Verfügung stehen wird ist zu hoffen, dies wird allerdings erst die Zukunft zeigen. Ich persönlich erwarte mir für die Wasserwirtschaft relativ wenig, lediglich chemikalienrechtliche Auswirkungen durch Stoffverbote, Verwendungseinschränkungen oder dergleichen könnten indirekt Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft haben.

Umwelthaftungsgesetz

Man mag sich fragen, was hat die Umwelthaftung mit der Wasserwirtschaft zu tun, aber auch hier gibt es meiner Ansicht nach Querverbindungen.

Die Umwelthaftungsrichtlinie zielt auf erhebliche Schädigungen der Umwelt ab. Es gibt allerdings keine Aussagen darüber, was als erheblich anzusehen ist. Die generelle Vorstellung geht in die Richtung Unfall, Störfall etc. . In einem ersten Entwurf zur Richtlinie war allerdings eine Querverbindung zu den Zielsetzungen der Wasserrahmenrichtlinie zu finden, dass Schäden die zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustandes führen als erheblich anzusehen sind. Diese Formulierung ist dann verschwunden und für eine Schädigung im Sinne eines kurzzeitigen heftigen Ereignisses wahrscheinlich auch nicht relevant, nur in letzter Zeit gewinnt eigenartiger Weise die ursprüngliche

Interpretation wieder an Bedeutung. Jedenfalls hört man derzeit immer häufiger, dass ein Schaden der zu einer Verschlechterung des ökologischen Zielzustandes führt auf jeden Fall als erheblich anzusehen ist.

Nicht erheblich sind per Definition Auswirkungen die durch einen Wasserrechtsbescheid abgedeckt sind.

Wenn man nun eine bescheidmäßige Vorschreibung hat, die gem. Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie weit über den Stand der Technik hinaus geht, diesen Bescheid aus welchen Gründen auch immer nicht einhalten kann, weil dessen Anforderungen eben weit über dem Stand der Technik liegen und diese Unmöglichkeit der Einhaltung zu einer Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes im Mittel der 12 jährlichen Messungen führt, wäre man eventuell im Regime der Umwelthaftung bzw. des Umwelthaftungsgesetzes.

Ich möchte damit zum Ausdruck bringen, dass zu strenge Bescheidauflagen nicht nur verwaltungsrechtliche Konsequenzen haben können, sondern auch weitreichendere Folgen in der Umwelthaftung finden könnten.

Vergleichen wir noch einmal unseren Stoff x mit einem Emissionsgrenzwert von 0,5 mg/l. Wenn man diesen im Jahresmittel um 50% unterschreitet, benötigt man immer noch eine Verdünnung von 1:50 um den Immissionsgrenzwert von ca. 10µg/l einhalten zu können. Es gibt Stoffe, die praktisch in jedem Abwasser auftreten, deren Emissions- und Immissionsgrenzwerte in dieser Größenordnung liegen.

Beweisführung, dass Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes für einen Stoff Zielerreichung für den biologischen Zustand nicht verhindert.

Wie einige Fälle darlegen und auch für die Argumentation verständlich, wird der Wunsch gehegt, dass für den Fall einer Ausnahme von Immissionsgrenzwerten für Schadstoffe vom Betreiber dargelegt wird, dass diese Überschreitung im betroffenen Wasserkörper keine biologischen Auswirkungen hat, zumindest der Erreichung der biologischen Ziele nicht entgegensteht. Befindet sich der Wasserkörper von Haus aus in einem schlechteren als dem guten Zustand so

gestaltet sich diese umgekehrte Beweisführung überraschenderweise im Moment zumindest als überraschend schwierig. Dass ein derartiger Nachweis für eine Diskussion von großer Bedeutung sein kann sei erst einmal unumstritten nur ist diese Beweisumkehr rein rechtlich gemäß WRRL notwendig?

In Artikel 4 Absatz (5) WRRL steht dass sich die Mitgliedsstaaten unter bestimmten Voraussetzungen weniger strenge Ziele auferlegen können, also Ausnahmen von den allgemeinen Zielen der WRRL gewähren können. Unter den Bedingungen wird allerdings nicht angeführt, dass diese Ausnahmen keine ökologische Auswirkung haben und selbst wenn sie keine haben ändert dies nichts an der Einstufung des ökologischen Zustands, denn der ist bei Überschreitung auch nur eines Schadstoffimmissionsgrenzwertes gemäß Qualitätszielverordnung Chemie mäßig.

Ich möchte damit nicht die Sinnhaftigkeit derartiger Untersuchungen in der Praxis in Frage stellen, sondern dies in dem Zusammenhang sehen, dass zumindest bei den nicht prioritären Stoffen ein Richtwertcharakter analog den chemisch physikalische Parametern sinnvoll wäre.

Dies ginge meiner Meinung nach auch konform mit §30a Absatz 2 WRG.

Paradigmenwechsel ja oder nein?

Ist es durch die Implementierung der WRRL in das österreichische Wasserrecht zu einem Paradigmenwechsel gekommen?

Für den, den es trifft ja.

Ich habe vor Jahren bereits behauptet es würde ein Paradigmenwechsel von der primären Emissionsbetrachtung auf eine restriktive Immissionsbetrachtung stattfinden und dabei herbe Kritik geerntet. Nachdem ich diesen Ausdruck in der letzten Zeit von namhaften Experten mehrfach gehört habe, wage ich es dies wieder zu behaupten, vielleicht mit der Einschränkung, für den, den es betrifft findet ein Paradigmenwechsel statt, denn Berücksichtigung der Immissions-situation ist nicht gleich Immissionsbetrachtung gem. WRRL.

Der Paradigmenwechsel findet insofern statt, als die geringfügige Überschreitung auch nur eines Schadstoffimmissionsgrenzwertes den allgemeinen Zustand laut Einstufung verschlechtert und unverzügliche Rechtsfolgen hat, §21a, Widerspruch mit den öffentlichen Interessen §105 WRG und Widerspruch zum Zielparagraphen des §30 WRG. Zugegeben §21a ist etwas schwierig durchzusetzen, da dort die Grundsätze der Verhältnismäßigkeit anzuwenden sind und auch der Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie die Sichtweise auf die Zielerreichung 2015 fokussiert, im Bewilligungsverfahren und möglicherweise im Wiederverleihungsverfahren ist die Position des Bewilligungswerbers wesentlich schwächer weswegen Widersprüche zum NGP und das allgemeine Verschlechterungsverbot an Bedeutung gewinnen, Bedeutung für jene die es betrifft.

§21 WRG verliert an Bedeutung, wenn die Immission schlagend wird, denn das darin geregelte Anrecht auf Wiederverleihung geht durch den Widerspruch mit den öffentlichen Interessen gem. §30 bzw. §105 WRG verloren. Damit wird nicht nur die Erfüllung von etwas, das in der Praxis realisierbar ist (Stand der Technik) notwendig, sondern es sind die in der Praxis noch ungewissen Anforderungen der WRRL (Immissionsbetrachtung, chemisch, biologisch, bzw. Ausnahmemöglichkeiten, sozioökonomische Fragestellungen etc.) zu erfüllen.

Daher der Paradigmenwechsel, vom Stand der Technik, für den, den es trifft, in den ungewissen Bereich der Immissionsregelung.

Indirekteinleiter

Betroffen oder als betroffen fühlen sich in erster Linie wenn überhaupt Direkteinleiter. Aber Indirekteinleiter merken, falls es sich um registerpflichtige Anlagen handelt, nicht nur durch die EmRegV-OW etwas von der Wasserrahmenrichtlinie, sondern auch ihre Bescheide können, falls es durch sie zu von ihnen hervorgerufenen Problemen mit der Immission kommt abgeändert werden. Ich denke speziell die EmRegV-OW wird hier neue Erkenntnisse bringen, würden diese nicht erwartet, wäre das Beharren auf der Registerpflicht auch von Indirekteinleitern sinnlos gewesen.

Ich befürchte, dass hier kaum schon ein entsprechendes Bewusstsein besteht und hoffe wirklich, dass es auch in weiterer Zukunft zu keinen weiteren Problemfällen die Indirekteinleiter betreffend kommen wird.

Das öffentliche Interesse

Ein Beispiel für die vielen Fragestellungen bzw. offenen Punkte des WRG oder der Auslegung des WRG sei hier angeführt.

Es gibt im WRG immer wieder den Bezug auf die öffentlichen Interessen und dem zufolge stellt sich die Frage, was ist im Wasserrechtsverfahren darunter zu verstehen. Sind es nur die im Wasserrecht aufgelisteten öffentlichen Interessen §105 z.B. oder sind darunter die allgemeinen öffentlichen Interessen, quasi das öffentliche Interesse, zu verstehen?

Es kann hier selbstverständlich keine Entscheidung getroffen werden, es kann lediglich das Problem und die damit eventuelle Konsequenz aufgezeigt werden.

In der Praxis kann dies natürlich weit reichende Folgen haben, sind z.B. bei der ersten Betrachtung Aspekte wie wirtschaftliche Entwicklung, Arbeitsmarkt etc. irrelevant können sie bei der 2. Interpretation sehr wohl im Verfahren berücksichtigt werden.

Für welche Interpretation die Industrie eintritt liegt natürlich auf der Hand.

Wiederverleihung:

Die mit der Wiederverleihung verbundenen Fragen sind wohl die am schwierigsten zu lösenden sobald die Immission schlagend wird. Auf der einen Seite hat man bestehende historisch gewachsene Emissionsrechte, auf der anderen Seite das öffentliche Interesse am guten Zustand der Oberflächen-gewässer nach Definition gemäß WRRL.

Mit der Wasserrechtsgesetzesnovelle 1990 wurde die Befristung der Wasserrechte eingeführt, - ich vermute einmal- , um den dynamischen Begriff des Standes der Technik ohne mühsame §21a Verfahren in das Wasserrecht zu implementieren. Im §21 Absatz 3 WRG ist angeführt, dass man ein Recht auf

Wiederverleihung hat, wenn man den Stand der Technik §12a WRG einhält und keine öffentlichen Interessen dem entgegen stehen. Damit ergibt sich eine permanente Anpassung an den Stand der Technik, welcher wiederum durch die branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen festgeschrieben wird, ein wesentlich einfacher zu handhabendes Instrument als das Instrumentarium der besten verfügbaren Technik. Es mag in der Industrie eventuell auch andere Meinungen geben, aber als in der Wasserwirtschaft tätig ist dies meine persönliche Überzeugung obwohl ich einräume, dass in speziell gelagerten Fällen dies nicht immer zutreffen muss.

Durch die Implementierung der WRRL in das WRG hat man nun 2 Systeme die aufeinander stoßen und zu offenen, aber wie ich meine, lösbaren Problemen führen, die im Moment aber eine gewisse Rechtsunsicherheit darstellen.

Die in diesem Zusammenhang am wichtigsten scheinenden sind im Folgenden aufgeführt, sie zeigen Unsicherheiten auf, die naturgemäß mit der Auslegung und auch mit der Strenge der Auslegung im Zusammenhang stehen:

1. Probleme bei der Wiederverleihung, wenn im Zuge dieser eine Immissionsgrenzwertüberschreitung festgestellt wird.
2. Probleme bei der Wiederverleihung, wenn Rückrechnung der zulässigen Frachten gem. Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie OW Emissionen ergibt, die nicht erreicht werden können.
3. Ausnahme im NGP, Fristerstreckung würde Wiederverleihung ermöglichen, aber wie ist dies mit dem Verschlechterungsverbot zu sehen?
4. Inwieweit können immissionsseitige Freiräume aufgefüllt werden?
5. Wie verschneidet man unterschiedliche Häufigkeiten, wenn Mittelwerte, Mediane oder C₉₀ Werte eingehalten werden müssen?

Einzelne Punkte wurden in anderen Kapiteln bereits angeschnitten, im Folgenden sollen sie allerdings eingehender erläutert werden.

Im Zuge einer wasserrechtlichen Verhandlung zur Wiederverleihung, oder deren Vorbereitung stellt sich heraus, dass ein Stoff, der emissionsseitig nicht relevant

ist, d.h. emissionsseitig nicht geregelt ist oder die Überschreitung eines Emissionsgrenzwertes nicht zu befürchten ist, unter verhältnismäßigen Mitteln nicht mehr reduziert werden kann, den Immissionsgrenzwert auf Grund fehlender Verdünnung oder zu hoher Vorbelastung allerdings überschreitet. Somit widerspricht streng genommen die Erteilung der Bewilligung den öffentlichen Interessen gem. § 105 WRG oder den Zielen des WRG gem. § 30. Im NGP, dem man eine Darstellung der öffentlichen Interessen zubilligen kann, ist aber keine Ausnahme bzw. Fristerstreckung vorgesehen, der Immissionsgrenzwert ist somit verbindlich. Kann nun vom Verhandlungsleiter ein positiver Bescheid ausgestellt werden oder ist der Antrag auf Wiederverleihung abzulehnen? Ist die Ablehnung der Wiederverleihung verhältnismäßig?

Im Zuge einer wasserrechtlichen Verhandlung zur Wiederverleihung, oder deren Vorbereitung stellt sich heraus, die Rückrechnung der maximal zulässigen Fracht gem. Erlass zur Qualitätszielverordnung OW ergibt Emissionsfrachten, die unter den tatsächlichen liegen und / oder mit verhältnismäßigen Mitteln nicht gesichert erreicht werden können. Welche Möglichkeiten hat der Verhandlungsleiter, z.B. der Jurist einer Bezirkshauptmannschaft, um den Antrag nicht ablehnen zu müssen? Der NGP kann durch ihn sicherlich nicht geändert werden bzw. inwieweit können Ausnahmen in Anspruch genommen werden, wenn es keine Defizite gibt?

Gemäß Judikatur ist die Wiederverleihung von Wasserrechten nicht als die Fortführung eines bestehenden, sondern als die Neuerteilung eines durch Fristablauf verloren gegangenen Wasserbenutzungsrechtes zu sehen. Wie ist dies nun im Zusammenhang mit dem Verschlechterungsverbot zu sehen? Ist bei der Wiederverleihung der Zustand ohne Wiederverleihung mit dem Zustand Wiederverleihung im Sinne der Verschlechterung zu vergleichen? Es gibt Meinungen, die dies bejahen. Würde die Wiederverleihung die Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes bewirken und sind weitere Emissionsreduktionen unverhältnismäßig, wäre man im Bereich des Verschlechterungsverbotes. §104a WRG kann aber nur bei Verschlechterungen von gut auf mäßig zufolge hydro-morphologischer Beeinträchtigungen zur Anwendung kommen. Wie kann der Antragsteller nun das Recht in Anspruch nehmen, dass das gelindeste Mittel zur Anwendung kommt und der Grundsatz der Verhältnismäßigkeit gewahrt bleibt?

Ich denke die Diskussion in der Zukunft, wird Klarheit schaffen, und hoffe, dass der Wille zur Lösung derartiger Probleme weiterhin bestehen bleibt oder

derartige Fragestellungen vorab rechtzeitig auf welchem Weg auch immer im Sinne einer ökonomisch vertretbaren Lösung geregelt werden.

Im Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie ist angeführt, dass die Vorbelastung zu berücksichtigen ist und auch auf Entwicklungen unterhalb Bedacht genommen werden muss. Dies ist ein Auftrag für das Einzelverfahren, nicht für die planerische Komponente. Welche Vorbelastung ist zu berücksichtigen, die maximale, die mittlere, die theoretisch mögliche, welche Freiräume sind gemeint, müssen Emissionsrechte bei jeder Verhandlung einzeln erkämpft werden? Wer trifft die Entscheidungen? Ich kenne diese Problematik und die damit verbundenen Schwierigkeiten, es gibt aber keine allgemeingültigen Lösungsansätze. Dies kann ein Vorteil aber auch ein Nachteil sein, sicher ist, es ist ein zusätzlicher Unsicherheitsfaktor damit verbunden.

Die Verschneidung von statistischen Werten birgt eine gewisse Herausforderung in sich. Wie legt man eine mittlere Emissionsfracht fest, damit ein C_{90} -Wert im Vorfluter eingehalten wird. So kompliziert es auch sein mag, realistische Werte erhält man nur, und dies ist belegbar, wenn man die einzelnen Verteilungen kennt, mit statistischen Methoden verknüpft und den Mittelwert der Emission so lange variiert, bis der gewünschte statistische Immissionswert erhalten wird. Grenzwertbetrachtungen würden in solchen Fällen zu strenge Emissionsbeschränkungen ergeben. Untersuchungen haben die Notwendigkeit als auch die Richtigkeit dieses Ansatzes bestätigt.

Ich möchte damit zum Ausdruck bringen, dass der Immissionsansatz, dort wo er schlagend wird alleine auf Grund seiner Unschärfen existenzbedrohend werden kann.

Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik

Die in der Richtlinie angegebenen Grenzwerte für prioritäre Stoffe sind zugegebenermaßen für manche Stoffe strenger als die in Österreich derzeit vorgesehenen.

Wichtig erscheinen mir für die Wasserwirtschaft unter anderem 3 Punkte:

1. bei der Reduktionsverpflichtung gibt es einen Bezug auf die Ausnahmemöglichkeiten gem. WRRL Artikel 4 Absätze 4 bis 7
2. bei den Maximalkonzentrationen können statistische Methoden herangezogen werden (Perzentilberechnungen)
3. die Fahnenregel bleibt erhalten

Punkt 1 schafft zumindest eine theoretische Möglichkeit um aus den Reduktionsverpflichtungen heraus zu kommen, denn was bedeutet eine Reduktionsverpflichtung, sie bedeutet zumindest ein absolutes Verschlechterungsverbot solange es keine Kompensation an anderer Stelle gibt. Man muss sich bitte vor Augen halten, dass die Emission von prioritären Stoffen nicht gleichzusetzen ist mit der gezielten Verwendung dieser. Es gibt z.B. prioritäre Schwermetalle, die geringfügige Verunreinigungen anderer Stoffe oder Begleitmetalle darstellen. Es gibt prioritäre Stoffe, die in allgemein als unbedenklich eingesetzten Materialien enthalten sind und zwangsläufig in, wenn auch geringen Mengen, freigesetzt werden. Sind nun diese Freisetzungen ebenso zu reduzieren bzw. dürfen diese Materialien nicht mehr vermehrt eingesetzt werden um eine Erhöhung der Freisetzung zu verhindern? Hat man bei der Formulierung der WRRL diese Punkte bedacht oder sie einfach übersehen?

Zu Punkt 2: Die Festlegung eines absoluten Maximalwertes mag zwar einfach klingen, nur wie sieht dies in der Praxis aus? Die maximal zulässige Emission würde sich ergeben, wenn man der Logik des Erlasses zur Qualitätszielverordnung folgt, aus der Differenz minimal denkbare Wasserführung mal Grenzwert minus maximal denkbarer Vorbelastung.

Zu Punkt 3. Die Fahnenregelung, der teildurchmischte Bereich, ist unbedingt erforderlich. Über dessen sinnvolle Größe kann man diskutieren, gäbe es ihn aber nicht und müssten die Immissionsgrenzwerte in jedem Punkt eines Wasserkörpers eingehalten werden, wären die Emissionsgrenzwerte mit den Immissionsgrenzwerten gleichzusetzen. Dies würde bedeuten, dass es zu einer Reduktion der Emissionsgrenzwerte um Zehnerpotenzen kommen würde, was weder technisch noch wirtschaftlich sinnvoll bzw. machbar wäre.

Bei der Formulierung der Richtlinie war der teildurchmischte Bereich ein nicht unumstrittener Punkt. Gegner meinten die Beibehaltung der Fahnenregelung würde es der Industrie erlauben unumschränkt die Gewässer zu verunreinigen,

eine unverständliche Ansicht, da jede Fahne irgendwo endet und der kombinierte Ansatz sowieso die Reinigung nach dem Stand der Technik erfordert. Der Kompromiss war dann der, dass ein Leitfaden der Kommission bei der Berechnung der Fahnenlänge zu beachten sei. Dieser Leitfaden wird derzeit ausgearbeitet.

Novelle Qualitätszielverordnung Chemie OW:

Um die Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik in das österreichische Recht zu implementieren steht eine Novelle der Qualitätszielverordnung Chemie an. Ich denke die ersten Diskussionen sind bereits im Laufen und ich hoffe, dass bestimmte Punkte der derzeitigen Verordnung überarbeitet und verbessert werden.

Zu streichen wäre sicherlich der Emissionsbezug, denn die Verordnung sollte lediglich die Ziele definieren, die Zielerreichung obliegt aber dem planerischen Element des NGP.

Zu überdenken wären die nationalen Schadstoffregelungen, und zwar, ob es nicht sinnvoll wäre ihnen in Analogie zu den allgemein chemisch physikalischen Parametern einen Richtwertcharakter zukommen zu lassen. Eine Alternative wären die bereits andiskutierten regional unterschiedlichen Umweltqualitätsnormen, was aber zugegebenermaßen schwer zu administrieren wäre.

Überarbeitung Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie OG

Im Zuge der Novelle der Qualitätszielverordnung Chemie ist auch der zugehörige Erlass zu überarbeiten. Ich möchte hier keine Diskussion entfachen, maßgeblich wäre allerdings, dass zumindest darin der Brückenschlag Immissionsverordnung Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan, Regionalprogramme und althergebrachte Regelungen im Wasserrecht geschaffen wird. Im Folgenden nur einige Schlagworte:

Unterscheidung Neuanlagen, bestehende Anlagen in Bezug auf Eingriff in bestehende Rechte und Wiederverleihungen, stufenweise Zielerreichung etc.. Ich denke hier sollte man Bedenken ernst nehmen und ausdiskutieren und

Reibungspunkte zwischen konventionellem Wasserrecht und den Erneuerungen durch die WRRL entschärfen.

Verfahrensunsicherheiten sollten entschärft werden und es sollte danach getrachtet werden, dass es zu keinen Verfahrensverlängerungen kommt und eine Beweislastumkehr sollte möglichst verhindert werden.

Zu überlegen wäre auch in diesem Zusammenhang inwieweit eine Abstimmung AEV und QZV sinnvoll und notwendig ist.

Ich kann in diesem Rahmen nur einige Fragestellungen auswerfen, die Lösungen sind in der Diskussion zu suchen.

Der Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan

Das Thema wurde in diversen Veranstaltungen bereits ziemlich ausgereizt und wird auch in den speziellen Punkten dieses Vortrags immer wieder herangezogen. Somit möchte ich an dieser Stelle nur einige allgemeine, Punkte anführen:

- Hauptprobleme liegen bei den hydromorphologischen Abweichungen,
- stoffliche Belastungen aus Punktquellen spielen eher eine untergeordnete Rolle,
- wo erforderlich wird von der Ausnahmemöglichkeit der Schrittweisen Zielerreichung gebrauch gemacht
- die Beurteilung der eigenen Betroffenheit war in manchen Fällen nicht so einfach, teilweise auf Grund der Stabilität vom WISA, teilweise wegen der Wasserkörperbezeichnung.

Ich finde, dass mit dem NGP, soweit es die stoffliche Belastung aus Sicht der Industrie betrifft, ein nicht unumstrittener aber doch offener, zielorientierter und doch realistischer Weg zur Erfüllung der Anforderungen der WRRL beschritten wurde. Der Grund liegt auch primär darin, dass von Seiten der Industrie in den letzten Jahrzehnten große Anstrengungen zu Reinhaltung der Gewässer unternommen wurden und somit die wasserwirtschaftlichen Notwendigkeiten erfüllt wurden. Damit sollte eigentlich eine solide Basis für die Regionalprogramme und in weiterer Folge für die konkrete Umsetzung auf Bescheideebene geschaffen sein.

Qualitätszielverordnung Ökologie

Die Qualitätszielverordnung Ökologie ist eine relativ kurze Verordnung mit schwer durchschaubaren Anhängen. Wichtig erscheint der Richtwertcharakter der Immissionswerte, die Beurteilung der biologischen Anforderungen ist für den Nichteingeweihten allerdings unmöglich.

Die große Frage ist, wie soll eine biologische Zielverfehlung auf eine Emission ungelegt werden und umgekehrt. Hier wird es im Einzelfall noch viele Diskussionen und ein vorsichtiges und schrittweises Herangehen geben müssen, damit nicht falsche Annahmen unverhältnismäßige Maßnahmen hervorrufen.

Frage Abwasseremissionsverordnungen ja oder nein

Es wird immer wieder die Frage gestellt, benötigt man die Abwasseremissionsverordnungen noch, würde nicht eine individuelle Beurteilung besser sein, sollte nicht die Immission stärker in den Fordergrund gerückt werden, macht es Sinn die Emissionsverordnungen regelmäßig zu überarbeiten, benötigen wir so viele Verordnungen, wäre BAT nicht sinnvoller etc.

Eine Fülle von Fragen, auf die es für mich eine einzige kurze Antwort gibt: ja, wir benötigen die Abwasseremissionsverordnungen, denn sie legen auf einfache Weise den Stand der Technik fest und dies ist als rechtsverbindliche Orientierung für alle Emissionsfragen von unabdingbarer Bedeutung.

Zeitlicher Verlauf

Aus der Istbestandsanalyse ist ersichtlich, dass die Wasserwirtschaft und somit auch die Industrie viel geleistet hat und es nur wenige Problemfälle gibt. Daher sind auch die bisherige Betroffenheit und das Problembewusstsein eher gering. Nur man darf sich meiner Meinung nach nicht darauf verlassen, dass, wenn man sich im NGP nicht wiederfindet, man mit keinen Problemen zu rechnen hat. Probleme könnten erkannt werden, im Wiederverleihungsverfahren, bei Erweiterungen, bei Neuansiedlungen oder durch die Emissionsregisterverordnung und die gemeldeten Frachten. Je größer die Anzahl der

geregelten Parameter wird, je niedriger die Grenzwerte werden und je feiner die Analytik wird, umso größer wird die Wahrscheinlichkeit, dass Probleme gesehen werden.

Wir haben auf der einen Seite das planerische Element der WRRL und auf der anderen Seite unser traditionelles WRG und unsere Sichtweise. Probleme werden vor allem dort entstehen, wo sich die beiden Systeme reiben.

Einer der Reibungspunkte ist meines Erachtens das Zusammentreffen des planerischen Elements in der WRRL, NGP, Regionalpläne mit den 6 Jahreszyklen und das starre bisherige Wasserrechtssystem mit seiner strikten Befristung der Wasserbenutzungsrechte. Beide Systeme möchte ich behaupten sind in sich schlüssig, in der Verbindung führen sie aber zu Problemen.

Man hat ein Ziel und über planerische Elemente wird versucht dieses Ziel zu erreichen. Das Ziel ist aber rechtsverbindlich und nun haben Sie ein Wasserbenutzungsrecht, das punktuell erlischt, ein punktuelles Problem, in einer planerischen Umgebung, wobei sich nun die Frage stellt, was zählt nun z.B. der NGP oder das Verschlechterungsverbot?

Der Erste Berührungspunkt ist die Emissionsregisterverordnung. Wenn man seit 2003 kein wasserrechtliches Verfahren hatte, wurde man mit der WRRL wahrscheinlich auch noch nicht konfrontiert. Allerdings, mit den zu erwartenden Regionalprogrammen rücken eventuelle Maßnahmen immer näher, die sich dann speziell im Wiederverleihungsverfahren, bei Erweiterungen oder Neuansiedlungen widerspiegeln werden. Nur dann sind die Pflöcke möglicherweise bereits eingeschlagen.

Ein Beispiel; solange kein Defizit festgestellt wird, sind gem. WRRL auch keine Maßnahmen erforderlich. Unsere Qualitätsziel-VO OW gibt allerdings vor, wie sich zulässige Emissionsfrachten zu errechnen haben. Zudem haben wir die Befristung der Wasserrechte und die Ansicht, dass Wiederverleihungen wie die Erlangung eines neuen durch Ablauf verlorengegangenen Rechts zu sehen sind. Wenn gem. § 21 der Stand der Technik eingehalten wird und öffentliche Interessen nicht dagegen stehen hat man das Recht auf Verlängerung, der gute ökologische Zustand ist aber im öffentlichen Interesse, die Überschreitung eines chemischen Schadstoff Parameters verhindert aber den guten ökologischen Zustand.

Im Moment orte ich eine pragmatische Vorgangsweise, die zielorientiert ist aber auch Zeit lässt um erforderliche Informationen sowohl bezüglich möglicher oder unmöglicher Emissionsreduktionen als auch der ökologischen Bedeutsamkeit einholen zu können.

Derzeitige Wasserwirtschaft aus Sicht der Industrie:

Um die Fragestellung zu beantworten:

1. Es wird ein großer Aufwand betrieben und bedingt durch die seit 1990 getätigten Leistungen der Industrie in der Wasserwirtschaft wird es hoffentlich so bleiben dass nur vereinzelt Standorte mit schwachen Vorflutern betroffen sind,
2. die Registerpflichten führen zu zusätzlichen Aufwendungen und Kosten sobald man davon betroffen ist,
3. wie die Reduktionsverpflichtung der Freisetzen, Emissionen und Verlusten von prioritären Stoffen funktionieren wird ist noch offen und wie man das Problem der schrittweisen Erreichung der Nullemission von ubiquitär vorkommenden gefährlichen prioritären Stoffen bewerkstelligen wird ist noch unbekannt. Die beiden letzten Punkte betreffen meines Erachtens grundsätzlich alle die derartige Stoffe emittieren, auch wenn sie sie nicht bewusst einsetzen
4. wenn die Immission schlagend wird eröffnet sich eine Fülle von komplizierten Fragestellungen.

Die derzeitige österreichische Wasserwirtschaft ist allerdings so wie ich meine bestrebt die Probleme auf einem ökologisch als auch ökonomisch sinnvollen Weg zu lösen.

Zusammenfassung

Ich denke, dass, sofern es die stoffliche Belastung betrifft, es sicherlich zu keiner flächendeckenden Beeinträchtigung durch die Wasserrahmenrichtlinie kommen wird. Die Betroffenheit ist allerdings schon wesentlich höher, denn jede registerpflichtige Anlage gem. EmRegV-OW ist einmal von der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie betroffen. Umso mehr Parameter und Informationen abgefragt werden umso höher sind die notwendigen Aufwendungen, die sicherlich nicht als Verwaltungsvereinfachung zu bezeichnen sind.

Die wirtschaftliche Entwicklung gewisser Regionen mit geringer Wasserführung kann natürlich nachhaltig beeinflusst werden.

Für die Anlagen, bei denen bedingt durch Vorbelastung oder ungünstige Verdünnungsverhältnisse die Immissionsregelungen schlagend werden, ergeben sich neue Fragestellungen wobei ich allerdings in der letzten Zeit den Eindruck gewonnen habe, dass, wenn der gemeinsame Wille vorhanden ist, man danach trachtet die entstehenden Probleme bestmöglich in einem Konsens zwischen Ökonomie und Ökologie zu lösen und im Sinne dieser optimistischen Betrachtungsweise möchte ich meine Ausführungen beenden und bedanke mich für das Interesse.

Korrespondenz an:

Dr. Klaus Götzendorfer

Jungbunzlauer Austria AG & Co KG
Werk Pernhofen
AT-2064 Wulzeshofen
Tel.: 02527-200-189
Fax: 02527-200-80
Mail: klaus.goetzendorfer@jungbunzlauer.com

Förderungsrichtlinien des Bundes für betriebliche Abwassermaßnahmen

DI Wolfgang Grieb

BMLFUW, Abt. VII/6

Abstract: Aufgrund geänderter Rahmenbedingungen im Bereich des EU-Wettbewerbsrechtes müssen die Förderungsrichtlinien des Bundes für betriebliche Abwassermaßnahmen an die neuen EU-Wettbewerbsvorgaben angepasst werden.

Es sind daher neue Förderungsrichtlinien für betriebliche Abwassermaßnahmen auf Grundlage der neuen allgemeinen Gruppenfreistellungsverordnung der EU (Verordnung (EG) Nr. 800/2008 der Kommission vom 6. August 2008 veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Union L214/3 vom 9.8.2008) in Ausarbeitung.

Förderfähig sollen Investitionskosten für betriebliche Maßnahmen der Abwasservermeidung, Abwasserreinigung, Klärschlammvermeidung und Behandlung, Wassereinsparungen, Energiesparmaßnahmen sowie die Verwertung und Nutzung von erneuerbarer Energie in Bezug auf die „Wasserbezogene“ Betriebsanlage, sowie Studien zu diesbezüglichen förderfähigen Vorhaben sein.

Die Förderung wird im Rahmen der Umweltförderungen des Bundes von der Kommunalkredit Public Consulting, Türkenstrasse 9, 1092 Wien (01 31631/0) für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) abgewickelt.

Key Words: Förderung, Betriebe, Abwasserreinigung, Abwasservermeidung, Klärschlamm, Wassersparen, Energiesparmaßnahmen, erneuerbarer Energie, Studien,

Neue Förderungsrichtlinien für betriebliche Abwassermaßnahmen 2010:

Aufgrund geänderter Rahmenbedingungen im Bereich des EU-Wettbewerbsrechtes müssen die Förderungsrichtlinien des Bundes für betriebliche Abwassermaßnahmen an die neuen EU-Wettbewerbsvorgaben angepasst werden.

- Es wurde daher ein Förderungsrichtlinienentwurf auf Grundlage der allgemeinen Gruppenfreistellungsverordnung der EU erstellt. (Verordnung (EG) Nr. 800/2008 der Kommission vom 6. August 2008 veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Union L214/3 vom 9.8.2008)
- Einvernehmensverfahren mit dem BMF und dem BMWFJ
- Notifikation bei der EU-Kommission (Meldeverfahren)

Förderungswerber

Als Förderungswerber kommen physische und juristische Personen in Betracht, die Betreiber oder Besitzer einer wasserrechtlich, gewerberechtlich relevanten oder einer solchen gleichartigen Betriebsanlage sind, wenn sie eine wirtschaftliche Tätigkeit ausüben oder auf dem Markt als Anbieter eines Produkts oder einer Dienstleistung auftreten und somit dem EU-Beihilfenrecht gemäß Art. 87 ff EG-Vertrag unterliegen (Wettbewerbsteilnehmer) .

Von der Förderung auszuschließen sind

1. physische und juristische Personen, die einer Rückforderungsanordnung aufgrund einer früheren EU-Kommissionsentscheidung zur Feststellung der Rechtswidrigkeit und Unvereinbarkeit einer Beihilfe mit dem Gemeinsamen Markt nicht Folge geleistet haben;
2. Unternehmen in Schwierigkeiten

Förderungsumfang:

Investitionskostenförderung für betriebliche:

- Abwasservermeidung
- Abwasserreinigung
- Klärschlammvermeidung und Behandlung
- Wassereinsparungen
- Energiesparmaßnahmen und Maßnahmen zur Verwertung und Nutzung von erneuerbarer Energie, in Bezug auf die „Wasserbezogene“ Betriebsanlage
- Studien zu förderfähigen Vorhaben

Mögliche Investitionskostenförderung nach der allgemeinen Gruppenfreistellungsverordnung der EU:

- Investitionskosten die zur Erreichung eines höheren als des aufgrund von Gemeinschaftsnormen geforderten Umweltschutzniveaus erforderlich sind, ohne Berücksichtigung der operativen Gewinne und der operativen Kosten
- Inklusive Planungskosten
- der in der allgemeinen Gruppenfreistellungsverordnung festgelegte Schwellenwert von EUR 7,5 Mio. Investitionsförderung pro Unternehmen und Investitionsvorhaben darf nicht überschritten werden

Was ist eine Gemeinschaftsnorm?

1. Eine Gemeinschaftsnorm im Sinne der EU-Richtlinien ist:

- a) eine verbindliche Gemeinschaftsnorm für das von einzelnen Unternehmen zu erreichende Umweltschutzniveau oder
- b) die Vorgabe der Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung, die besten verfügbaren

Techniken entsprechend den neuesten einschlägigen Informationen einzusetzen, die von der Europäischen Kommission gemäß Artikel 17 Absatz 2 der IPPC Richtlinie veröffentlicht wurden.

2. Nur Gemeinschaftsnormen, die direkt für die einzelnen Unternehmen gelten mit festgelegten Grenzwerten, werden als Gemeinschaftsnorm gewertet. Dagegen gelten Auflagen für die Mitgliedstaaten einzelstaatliche Grenzwerte zu definieren und vorzuschreiben nicht als Gemeinschaftsnormen.

Was ist eine nationale Norm?

Eine nationale Norm im Sinne der EU-Vorgaben ist eine auf Bundes- oder Landesebene verbindlich vorgeschriebene Verordnung, Richtlinie, oder dgl. für das von einem einzelnen Unternehmen zu erreichende Umweltschutzniveau (z.B.: eine branchenspezifische Abwasseremissionsverordnung).

Geplante förderfähige Maßnahmen

Fördersätze erhöhen sich im Vergleich zu Großbetrieben für:

- Kleinbetriebe plus 20%; (weniger als 50 Beschäftigte, 10 Mio. Euro Jahresumsatz bzw. Jahresbilanz nicht übersteigt)
- Mittelbetriebe plus 10% (weniger als 250 Beschäftigte, 50 Mio. Euro Jahresumsatz oder 43 Mio. Euro Jahresbilanzsumme)

Derzeit ist noch unklar ob für eine Förderung von vorzeitigen Umsetzungen von „Normen“ vom Finanzministerium das Einverständnis erteilt wird.

Geplante Fördersätze bei vorzeitiger Einhaltung der jeweils heranzuziehenden Abwasseremissionsverordnung (oder anderer anzuwendender Normen)

15%/25%/35% bzw.

20%/30%/40% wenn mehr als 2 Jahre vorzeitig.

Vorzeitige Umsetzung von EU-Vorgaben:

10%: Bei Kleinbetrieben bis 1 Jahr vor Ablauf der Umsetzungsfrist

10%: Bei Mittelbetrieben bis 3 Jahre vor Ablauf der Umsetzungsfrist und
15%: bei Kleinbetriebe

Keine Förderung von Großbetrieben zulässig

Förderfähige Maßnahmen die über die Einhaltung von „Normen“ hinausgehen

- 25%/35%/45%: bei Unterschreitung von maßgeblichen abwasserkennwerten der jeweils heranzuziehenden Abwasseremissionsverordnung (oder anderer innerstaatlicher wasserbezogener Normen)
- 15%/25%/35%: bei Maßnahmen zur Behandlung oder Verwertung der bei der Schmutzwasserbehandlung anfallenden Stoffe; keine Maßnahmen in die Bewirtschaftung von Abfällen anderer Unternehmen
- 15%/25%/35%: bei Umstellung auf Wassersparende oder Wasser-
vermeidende Technologien
- 20%/30%/40%: bei Nutzung von in der Betriebsanlage anfallenden erneuerbare Energie und Energiesparen im Ausmaß des Verbrauches der betrieblichen Abwasserbehandlungs- und Ableitungsanlagen sofern die Maßnahmen nicht nach Ökostromgesetz gefördert werden
- 50%/60%/70%: Studien, die sich unmittelbar auf nach der Förderungsrichtlinie förderfähige Maßnahmen beziehen

Förderungsauszahlung:

- Auszahlung in Form von Investitionszuschüssen
- Nach Durchführung der Endabrechnung unter der Voraussetzung der Einhaltung des Fördervertrages.

- Bei Auflagen und Bedingungen kann die Auszahlung bis zur halben Höhe auf die Dauer von bis zu 10 Jahren erstreckt werden.

Wesentliche Fördervoraussetzungen nach EU-Wettbewerbsrecht:

bei Anwendung der allgemeinen Gruppenfreistellungsverordnung der EU

- KMU: Vollständiger Förderantrag vor Beginn der Maßnahmen – Strenge Definition in der EU- Gruppenfreistellungsverordnung
- Großbetriebe: NEU: **zusätzlich** Nachweis des Anreizeffektes der Förderung

Nachweis des Anreizeffektes:

KMU: Vor Beginn der Maßnahme muss der Förderantrag bei der Kommunalkredit Public Consulting gestellt sein

Großbetrieb zusätzlich muss einer der Punkte erfüllt ist:

- signifikante Zunahme des Umfangs des Vorhabens
- signifikante Zunahme der Reichweite
- signifikanter Anstieg des Gesamtbetrages
- signifikante Beschleunigung des Vorhabens
- Bei Regionalbeihilfe: ohne Beihilfe im betreffenden Gebiet in der Form nicht durchführbar.

Wesentliche nicht förderfähige Bereiche:

- Leistungen und Lieferungen vor Einlangen des Förderantrages
- Kostenüberschreitung von 10% brauchen gesonderte Genehmigung nach Endabrechnung
- Maßnahmen in die Bewirtschaftung von Abfällen anderer Unternehmen
- Maßnahmen im Bereich der landwirtschaftlichen Primärproduktion, der Fischerei und Aquakultur

- Instandhaltungskosten und Betriebsmittel
- Finanzierungskosten, Steuern, Verwaltungskosten, Notariatskosten usw.
- Grundstückskosten
- Maßnahmen die sich in weniger als 3 Jahren amortisieren
- Ersatzmaßnahmen wenn die Lebensdauer erschöpft ist
- Maßnahmen die lediglich zu einer Verlagerung, aber zu keiner wesentlichen Verminderung von Emissionen führen
- Maßnahmen die bereits nach Ökostromgesetz gefördert werden
- Anlage muss 5 Jahre in Funktion bleiben

Förderungsabwicklung:

- Förderungsabwicklung durch die Kommunalkredit Public Consulting GmbH.
- Türkenstrasse 9, 1092 Wien
- Ansprechpartner: DI Mag. Somer
- Tel: +431 31631/290

Antragsunterlagen und Informationen im Internet:

<http://www.publicconsulting.at/de/portal/umweltfrderungen/bundesfrderungen/betrieblicheabwasseranahmen/>

Wesentliche Antragsunterlagen:

- Antragstellung vor Beginn der Maßnahme
- Ausgefülltes Ansuchenformular
- Technische Unterlagen inkl. Umweltauswirkungen und ökol. Erfolg
- Bewilligungen, Gewerbeberechtigungen, Auszug aus Firmenbuch
- Kostenschätzung, Kostenvoranschläge und Vergleichangebote
- Angaben über alle Förderungsansuchen zur Förderung der Maßnahme bei anderen Förderungsstellen
- Nachweis der Anreizes
- Bericht eines Kreditinstitutes über die Prüfung der Bonität und Kreditwürdigkeit

Literatur

Verordnung (EG) Nr. 800/2008 der Kommission vom 6. August 2008 veröffentlicht im
Amtblatt der Europäischen Union L214/3 vom 9.8.2008 (allgemeine
Gruppenfreistellungsverordnung)

Korrespondenz an:

DI Wolfgang Grieb
Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Abt. VII/6
Marxergasse 2, 1030 Wien
Tel: +431 71100 7511
eMail: wolfgang.grieb@lebensministerium.at

Der Stellenwert biologischer Vorreinigung industrieller Abwässer mit organischen Inhaltsstoffen

Otto Nowak

Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

Abstract: Grundsätzlich ist im Abhängigkeit von den standortspezifischen Besonderheiten für jeden Einzelfall zu entscheiden, ob eine biologische Vorreinigung organisch belasteter industrieller Abwässer eine sinnvolle Lösung darstellt. Im Folgenden werden Hinweise für die Einleitung von Industrieabwässern in das Kanalnetz einer kommunalen Kläranlage gegeben, es wird erläutert, welche Konzepte zur biologischen Vorreinigung prinzipiell sinnvoll sind und inwieweit große Nährstofffrachten (N und P) in industriellen Abwässer zu berücksichtigen sind. Es wird auf die Vorteile anaerober Vorbehandlung hingewiesen. Abschließend werden wirtschaftliche Aspekte der biologischen Vorreinigung beleuchtet.

Key Words: Indirekteinleiter, biologische Vorreinigung, Industrieabwasser

1 Einführung

Wann immer sich im Einzugsgebiet einer regionalen Kläranlage industrielle Einleiter ansiedeln, deren Frachten in Relation zur Belastung der kommunalen Kläranlage als groß anzusehen sind, erhebt sich die Frage, ob das Industrieabwasser

- in einer eigenen Betriebskläranlage gereinigt und danach direkt in ein Gewässer abgeleitet werden soll,
- ohne biologische Vorbehandlung der kommunalen Kläranlage zugeleitet werden soll oder
- nach biologischer Vorreinigung in das öffentliche Kanalnetz eingeleitet werden soll.

Wenn sich keine kommunale Kläranlage in der Nähe des Industriebetriebs befindet, die in ihrer hydraulischen Kapazität in Relation zu den Abwassermengen aus der Industrie als ausreichend groß zu bezeichnen ist, bleibt in der Regel nur die Direkteinleitung des industriellen Abwassers nach biologischer Vollreinigung als mögliche Lösung. Dies ist beispielsweise bei der Mehrzahl der Papierfabriken der Fall.

Häufig stellt die gemeinsame biologische Behandlung von kommunalen und industriellen Abwässern eine sinnvolle Lösung dar (siehe die Ausführungen von SCHWEIGHOFER, 1996). Die gemeinsame Abwasserbehandlung kann aber auch unumgänglich sein, nämlich dann, wenn der Zulauf zur kommunalen Kläranlage aufgrund der örtlichen Situation durch viele kleine Einleiter einer Branche geprägt ist, diese Einleiter jedoch zu klein sind um jeweils über eine eigene biologische Abwasserreinigungsanlage zu verfügen.

Vielfach ist allerdings der biologischen Vorreinigung der Vorzug zu geben, vorausgesetzt, dass

- einerseits die Abwassermengen aus dem Industriebetrieb für die kommunale Kläranlage nicht zu groß und
- andererseits die Frachten im Abwasser des Industriebetriebs ausreichend groß sind um die biologische Vorreinigung mit wirtschaftlichem Aufwand betreiben zu können.

Ob eine betriebliche Vorreinigungsanlage tatsächlich die ökologisch und ökonomisch günstigste Lösung darstellt, ist für jeden Einzelfall zu entscheiden, wobei alle Randbedingungen zu berücksichtigen sind.

2 Bedeutung der Indirekteinleiter bei der kommunalen Abwasserreinigung

2.1 Situation der Indirekteinleiter in Deutschland

Über die Situation der Indirekteinleiter in Österreich liegen dem Verfasser keine genauen Angaben vor. Im Folgenden wurden umfangreiche Informationen über die Indirekteinleitersituation in Deutschland aufgearbeitet.

2.1.1 Anteil der Indirekteinleiter am kommunalen Abwasser

In Deutschland lag der gesamte „Abwasseranfall“ einschließlich Fremd- und Niederschlagswasser sowie (unbelastetem) Kühlwasser im Jahre 2007 bei 35 Mrd. m³/a (Tabelle 1).

Tabelle 1: Abgeleitetes Abwasser in Deutschland nach Branchen (Statistisches Bundesamt, 2009)

<i>Alle Zahlen in Mio. m³ im Jahre 2007</i>	Abgeleitetes Abwasser		
	indirekt	direkt	gesamt
"Übrige Produktionsbereiche"	645	443	1.088
H. v. chemischen Erzeugnissen	388	2.759	3.147
H. v. Nahrungs- u. Futtermittel, Getränke, Tabakw. Erzeugung und Verteilung von Energie	197	213	410
Gewinnung und Verteilung von Wasser	164	19.648	19.812
H. v. Pappe, Papier & Druckereierzeugnissen	150	0	150
H. v. Metall , Halbzeug & Metallerzeugnissen	67	334	401
Abwasser-, Abfallbeseitigung & sonst. Entsorgung	44	436	480
Erz. v. Prod. d. Land- und Forstwirtsch., Fischerei	24	0	24
Gewinnung von fossilen Energieträgern	21	0	21
Gewinnung von Erzen, Steinen, Erden (Bergbau)	16	1.278	1.294
Alle Produktionsbereiche	5	380	385
"Privater Verbrauch"	1.721	25.491	27.212
Summe Produktion & privater Verbrauch	2.979	203	3.182
Fremd- und Regenwasser	4.700	25.694	30.394
Summe Prod., priv. Verbrauch, Fremd- u. Regenw.	4.857		4.857
	9.557		35.251

Auf Direkteinleitung von Abwässern aus der „Erzeugung und Verteilung von Energie“ ist dabei mehr als die Hälfte dieses „Abwasseranfalls“ (ca. 55%) zurückzuführen. Weiters ist ein großer Anteil des direkt eingeleiteten Abwassers aus der „Herstellung von chemischen Erzeugnissen“ (ca. 2,8 Mrd. m³/a) ebenfalls Einleitungen von Kühlwässern zuzuordnen. Der drittgrößte Wert in Tabelle 1 stammt von Direkteinleitungen aus der „Gewinnung von fossilen Energieträgern“ – vornehmlich Kohle (ca. 1,3 Mrd. m³/a). Weitere Direkteinleitungen aus der Industrie stammen einerseits aus den „übrigen Produktionsbereichen“ und andererseits aus der Metall erzeugenden und verarbeitenden Industrie mit jeweils rund 0,44 Mio. m³/a, wobei bei der Metallbranche auch Kühlwässer im Vordergrund stehen. Die direkt eingeleiteten Abwässer aus der

Papier- bzw. der Lebens-, Futter- und Genussmittelindustrie – ca. 0,33 bzw. ca. 0,21 Mio. m³/a sind teilweise nur thermisch, teilweise aber auch „stofflich belastet“. Große Direkteinleiter mit eigenen biologischen Kläranlagen sind meistens der chemischen Industrie, der Lebensmittel- oder der Papierbranche zuzuordnen.

In Industriebranchen in Tabelle 1 wurden nach den indirekt abgeleiteten Abwassermengen gereiht. Es zeigt sich, dass bei den Indirekteinleitern – die erste Spalte mit Zahlenwerten – der größte Anteil von den „übrigen Produktionsbereichen“ stammt (645 Mio. m³/a). Es folgen die „Herstellung von chemischen Erzeugnissen“ (388 Mio. m³/a) und die Lebens-, Futter- und Genussmittelindustrie (197 Mio. m³/a) – und mit einigem Abstand die Papierindustrie (67 Mio. m³/a) und Metallindustrie (44 Mio. m³/a). Insgesamt flossen im Jahr 2007 den kommunalen Kläranlagen in Deutschland rund 1,7 Mrd. m³ an Abwässern von Indirekteinleitern zu (Tabelle 1), wobei hier auch Wasserwerke und Entsorgungsbetriebe darunter zu zählen sind.

Aus dem „privaten Verbrauch“ stammten im Jahre 2007 knapp 3 Mrd. m³ Abwasser (Tabelle 1). Dies entspricht bei derzeitiger Wohnbevölkerung und Anschlussgrad rund 105 L je Einwohner und Tag als Abwasser aus dem Trinkwasserbezug. Dieser Wert ist angesichts des weiteren Rückgangs des Wasserverbrauchs durchaus realistisch. Im Osten Deutschland liegt der Wasserverbrauch noch deutlich darunter. Insgesamt wurden somit 4,7 Mrd. m³ Abwasser abgeleitet. Dementsprechend beträgt der ausgewiesene Anteil an Indirekteinleitern am gesamten Schmutzwasseranfall (ohne Fremdwasser) rund 37%. Dabei ist zu beachten, dass kleinere gewerbliche Indirekteinleiter vermutlich nicht in den Werten in Tabelle 1 enthalten sind. Das Fremd- und Regenwasser, welches über öffentliche Kanalisation zum Teil behandelt und teilweise unbehandelt abgeleitet wird, lag im Jahre 2007 mit rund 4,85 Mio. m³ in der Größenordnung wie die abgeleitete Schmutzwassermenge.

Die Zusammenstellung in Tabelle 1 zeigt also, dass industrielle Abwässer mengenmäßig einen erheblichen Beitrag zum gesamten Schmutzwasseranfall leisten, wobei davon auszugehen ist, dass der Anteil bei den organischen Schmutzfrachten (CSB, BSB₅) noch höher liegt, zumal Industrieabwasser durchschnittlich organisch etwas höher belastet ist als häusliches Schmutzwasser. Darüber hinaus ist festzustellen, dass in Deutschland die wesentlichen Branchen bei den Indirekteinleitern die chemische Industrie, die Nahrungs- und Getränke-

industrie, die Papier- sowie die Metallindustrie sind. Die Situation zwischen Deutschland und Österreich dürfte sich diesbezüglich nicht wesentlich unterscheiden.

Von den genannten vier Branchen ist zumindest bei den ersten drei (chem. Industrie, Nahrungs- und Getränkeindustrie sowie Papierindustrie) die Abwasserreinigung zunächst auf die in diesen Abwässern enthaltenen organischen Stoffe abzustimmen. Bei diesen Industriebranchen sind die Abwässer daher jedenfalls biologisch zu behandeln. Demnach kommt bei diesen auch eine biologische Vorreinigung in Frage. Dies zeigt sich auch daran, dass die Abwässer dieser drei Branchen in der Regel biologisch gereinigt werden (Abbildung 1 aus NOWAK, 2008).

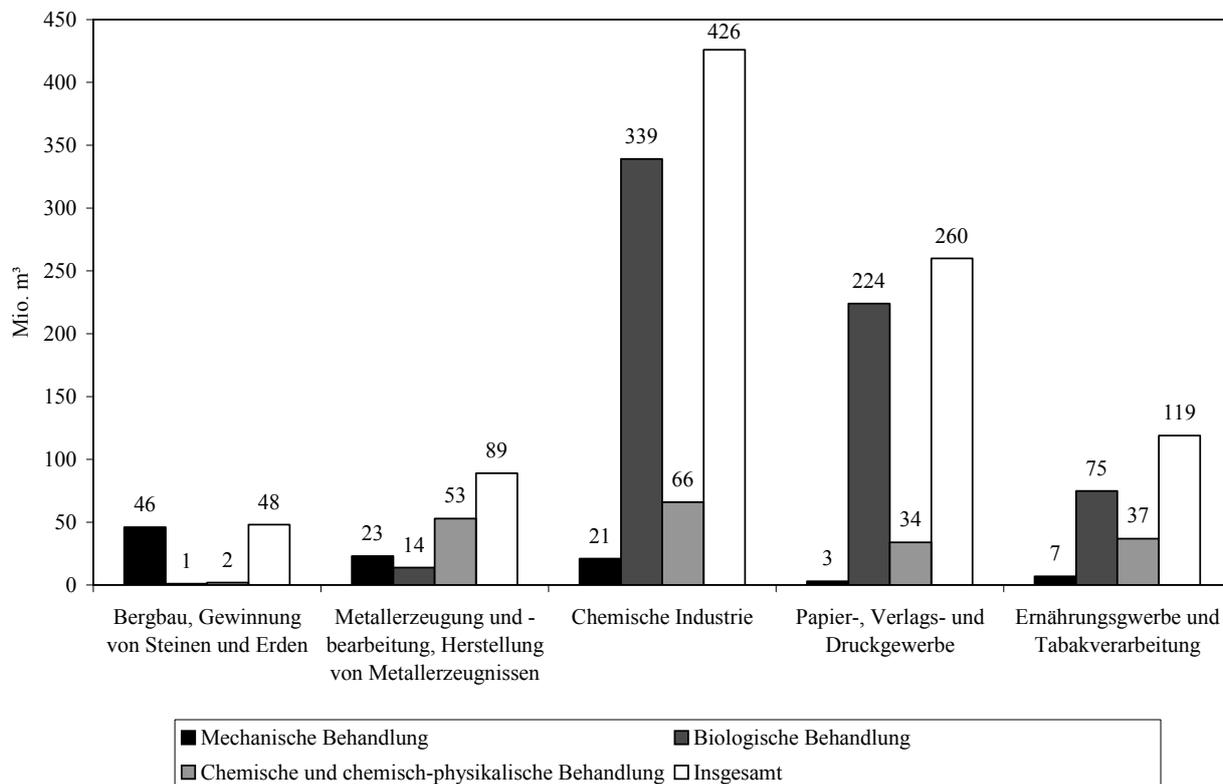
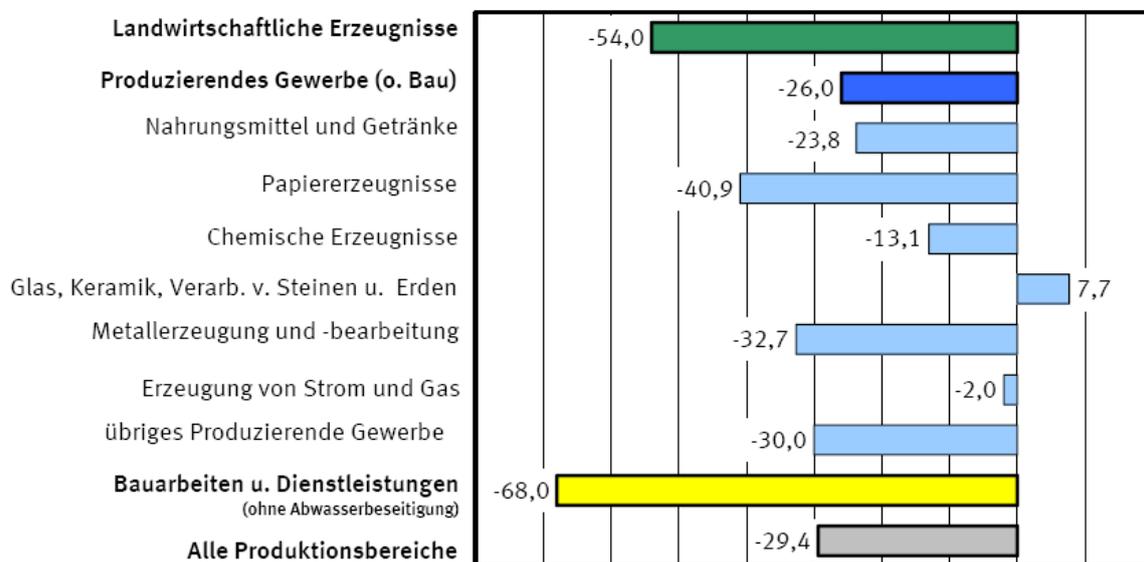


Abbildung 1: Abwasserbehandlung in betriebseigenen Behandlungsanlagen ausgewählter Branchen in Deutschland im Jahre 2004 (Statistisches Bundesamt, 2006)

2.1.2 Änderung der Intensität des Wassereinsatzes

Der Wassereinsatz in Produktionsprozessen und somit der Abwasseranfall hat sich, bezogen auf das Produktionsvolumen bzw. die Wertschöpfung, in den letzten Jahrzehnten deutlich vermindert. Selbst in den 10 Jahren zwischen 1995 und 2004 ist noch eine deutliche Verminderung des Wasserbezugs erkennbar (Abbildung 2). So ist zum Beispiel in der Papierindustrie der Wassereinsatz bezogen auf die Wertschöpfung in diesem Zeitraum um rund 40 % gesunken. Insgesamt nahm die Intensität des Wassereinsatzes in diesem Zeitraum (1995 bis 2004) in Deutschland um rund 30 % ab.



*) Wasser (m³) je 1 000 EUR Bruttowertschöpfung (preisbereinigt).

Statistisches Bundesamt
Umweltökonomische Gesamtrechnungen 2007

Abbildung 2: Wasserintensität nach Produktionsbereichen in Deutschland – Veränderung 2004 gegenüber 1995 in % (Statistisches Bundesamt, 2007)

Hauptursache für die Verminderung des Abwasseranfalls ist einerseits sicher der laufend steigende Wasserpreis. Andererseits führt ein verminderter Abwasseranfall zweifelsfrei aber auch zu einer Reduzierung der Kosten für die Abwasserentsorgung, sei es der Abwassergebühren bei Einleitung in ein (öffentliches) Kanalnetz oder der Errichtungs- und Betriebskosten auf der eigenen Abwasserreinigungsanlage. Auch wenn die Kosten der Abwasserreinigung bei industriellen Abwässern hauptsächlich durch die Schmutzfracht bestimmt sind, so führt dennoch ein erhöhter Abwasserzufluss durch die großen Absetzbecken und den hohen Pumpaufwand zu erhöhten Kosten.

2.2 Arten von Indirekteinleiter und deren Auswirkungen auf die kommunale Abwasserbehandlung

2.2.1 Indirekteinleiter ohne signifikante Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf

Zu den Indirekteinleitern, die sich nicht signifikant auf die Qualität des Kläranlagenzulaufs auswirken, stammen im Wesentlichen von Gewerbe- und kleinen Industriebetrieben, die in allen Einzugsgebieten von Verbandskläranlagen zu finden sind. Diese reichen von der Bäckerei, der chemischen Reinigung bis zur Tankstelle bzw. der Autowerkstätte. Die organischen Frachten der Einzelbetriebe liegen jedenfalls im Prozentbereich bezogen auf den Gesamtzulauf zur Kläranlage, in der Regel unter 1%.

Auch wenn diese „kleinen“ Indirekteinleiter jeder für sich keinen wesentlichen Beitrag zu den Abwasserfrachten im Zulauf zur kommunalen Kläranlage liefern, so verändert sich bei vielen Indirekteinleitern im Einzugsgebiet der Kläranlage doch die Abwassercharakteristik. In rein häuslichem Abwasser liegen die spezifischen Frachten für Stickstoff bei 11 g N/(EW·d) und für den Parameter Gesamt-Phosphor bei 1,7 g P/(EW·d). Dies hat sich auch neuerdings bei Untersuchungen an kleineren Kläranlagen im ländlichen Raum mit bis zu 2.000 EW mittlerer Belastung gezeigt (IWAG, 1998). Bei gewerblichen und industriellen Abwässern sind im Allgemeinen etwas geringere Werte für das N/CSB- bzw. P/CSB-Verhältnis im Zulauf zu beobachten. Dementsprechend können im kommunalen Abwasser auch etwas geringere Werte für die spezifische N- bzw. P-Fracht auftreten als in rein häuslichem Abwasser. Nach eigenen Auswertungen der Zulaufdaten von 72 kommunalen Kläranlagen in Österreich auf der Basis von 110 g CSB/(EW·d) lag die spezifische Stickstofffracht im Mittel dieser Anlagen bei 9,3 g N/(EW·d) und die spezifische Phosphorfracht im Mittel bei 1,53 g/(EW·d) (NOWAK, 2000).

2.2.2 Indirekteinleiter mit wesentlichen Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf

Wesentliche Auswirkungen auf den Kläranlagenzulauf kommen einerseits von „Großbetrieben“, wobei sich die Frage, ob ein Betrieb als „groß“ einzuschätzen ist, im Wesentlichen vom Verhältnis der Abwasserfrachten aus dem Betrieb im Verhältnis zur Fracht im Gesamtzulauf zur Kläranlage abhängt. Hierbei ist zu

unterscheiden zwischen Industriebetrieben mit vornehmlich abbaubaren organischen Inhaltsstoffen und Industriebetrieben mit anorganischen Inhaltsstoffen, wie (Schwer-)Metallen, Salzen, bzw. biologisch nicht abbaubaren Inhaltsstoffen. Darüber hinaus ist der Gehalt an partikulären Stoffen, anorganischen, wie z.B. Zunder aus der Metall verarbeitenden Industrie, oder organischen, wie z.B. Papierfasern, zu beachten.

Relevant sind Indirekteinleiter als „Großbetriebe“ dann, wenn die Schmutzfracht zu mehr als etwa 10% zur organischen Belastung der kommunalen Kläranlage beiträgt.

Relevante Indirekteinleiter sind aber nicht nur einzelne Großbetriebe, sondern auch Branchen, die mit kleineren Betrieben im Einzugsgebiet der kommunalen Kläranlage zu erhöhten spezifischen Belastungen führen. Zu erwähnen sind dabei für Österreich vor allem Belastungen aus dem Weinbau sowie die Belastungen aus dem (Winter-)Tourismus. Hinsichtlich der Auswirkungen von Abwässern aus der Weinbereitung wird auf die Ausführungen im ÖWAV-Regelblatt 26 (ÖWAV, 2006) verwiesen.

3 Hinweise für die Einleitung von Industrieabwässern in das Kanalnetz einer kommunalen Kläranlage

3.1 Organisch hochbelastete Industrieabwässer im Kanal

Durch die Einleitung organisch hochbelasteter Abwässer kann es generell zur Geruchsbelästigungen aus dem Kanalnetz kommen – insbesondere bei geringem Gefälle und bei geringer Verdünnung. Verschärft werden diese Probleme durch eine erhöhte Temperatur des Industrieabwassers und durch absetzbare Feststoffe, die sich im Kanal ablagern können.

Ob es tatsächlich zu Geruchsproblemen und in der Folge möglicherweise auch zu Korrosionsproblemen kommt, hängt aber von der örtlichen Situation. Falls im Kanal ein ausreichendes Gefälle herrscht, dieser außerhalb der Siedlungsgebiete geführt ist und / oder aus korrosionsbeständigem Material besteht, ist es durchaus denkbar auch organisch hochbelastetes, feststoffhaltiges Abwasser mit hoher Temperatur in einem öffentlichen Kanalnetz abzuleiten.

3.2 Erhöhte Salzkonzentrationen

Sowohl erhöhte Chloridkonzentrationen als auch erhöhte Sulfatkonzentrationen können bei der Einleitung von industriellen Abwässern, die nicht nur organisch sondern auch salzbelastet sind, zu Problemen bei der öffentlichen Abwasserentsorgung führen. Erhöhte Sulfatkonzentrationen können sich vor allem im Kanalnetz auswirken, während erhöhte Chloridkonzentrationen von Indirekt-einleitern hinsichtlich der Korrosionsbeständigkeit der maschinellen Teile auf der kommunalen Kläranlage relevant sind.

Bei hohem Sulfatgehalt ist insbesondere bei Betonkanälen zu beachten, ob das Material ausreichend sulfatbeständig ist. Außerdem kommt es bei hohen Sulfatkonzentrationen vermehrt zur H_2S -Bildung im anaeroben Milieu, womit die Schwefelsäurekorrosion durch Oxidation des H_2S im aeroben Milieu wahrscheinlicher wird. In diesem Zusammenhang wäre darauf zu verweisen, dass bei korrosionsbeständigem Rohrmaterial für die Kanäle dennoch – und im Besonderen – Korrosionsgefahr für die Kanalschächte besteht, wenn diese aus Beton gefertigt sind.

3.3 Vermeidung von Aufsalzung

Die Aufsalzung von Industrieabwässern sollte nicht nur wegen des Schutzes der Werkstoffe von öffentlichen Abwasserentsorgungsanlagen, sondern auch aus Gründen des Gewässerschutzes so gut es geht vermieden werden. Dies betrifft im Wesentlichen folgende Bereiche, zu denen hier Hinweise gegeben werden:

- Zur Enthärtung von Prozesswässern wird häufig Natriumchlorid in Ionenaustauschern verwendet. Die Konzentrate aus den Ionenaustauschern sind bei manchen Industriebetrieben die wesentlichste Quelle der Chloridfrachten. Im Einzelnen sollte untersucht werden, inwieweit diese Konzentrate gesondert aufgefangen und entsorgt werden können.
- Werden zur Flockung Eisen- und Aluminiumsalze, die üblicherweise als Fällmittel verwendet werden, eingesetzt, so sollte dies überdacht werden. Der Einsatz dieser Fällmittel zur Flockung, die dann auch als „Mitfällung“ bezeichnet wird, führt stets auch zu einer Aufsalzung, da das Anion – in der Regel Chlorid oder Sulfat – in Lösung geht. Außer mit den üblichen Flockungsmitteln bzw. Flockungshilfsmitteln werden auch mit dem Einsatz von anorganischen partikulären Flockungsmitteln, wie Bentonit

(LEOPOLD und ROBBEN, 2009) bzw. Chitosan (RENAULT *et al.*, 2009), gute Erfolge erzielt.

- Bei der Neutralisation saurer Abwässer werden um den pH-Wert in den neutralen Bereich zu verschieben, üblicherweise Natronlauge oder Kalk eingesetzt. Falls der niedrige pH-Wert aber auf abbaubare organische Säuren zurückzuführen ist, wird durch den biologischen Abbau eine „biochemische Neutralisation“ erreicht – und die Aufsalzung vermieden. Im Einzelfall ist zu überprüfen, ob ein Abwasser, bei dem der niedrige pH auf organische Säuren zurückzuführen ist, aus Gründen des Korrosionsschutzes für den Kanal vor der Einleitung in die öffentliche Kanalisation neutralisiert werden muss.
- Zur Neutralisation alkalischer Abwässer kommen in der Regel Schwefelsäure oder Salzsäure zum Einsatz. Auch dies führt zu einer Aufsalzung. Ist in einem Industriebetrieb zur Erzeugung von thermischer Energie ein Heizkessel vorhanden, so sollte die Möglichkeit einer Neutralisation mittels Rauchgas ins Auge gefasst werden, womit in der Regel gute Erfolge erzielt werden.

4 Wege zur biologischen Vorreinigung

4.1 Grundsätzliches

Die Frage, ob organisch belastete industrielle Abwässer vor der Übergabe in die öffentliche Abwasserentsorgung biologisch vorgereinigt werden sollen, weißt eine Vielzahl von Aspekten auf. Grundsätzlich muss dies für jeden Einzelfall aufgrund der örtlichen Situation unter Berücksichtigung aller Randbedingungen entschieden werden.

Entscheidend für die Beantwortung dieser Frage sind stets die

- Anforderungen an den Gewässerschutz, die
- Zuverlässigkeit der gewählten Lösung – sowie und vor allem
- die Kosten.

4.2 Voraussetzungen für die biologische Vorreinigung

Die in den vergangenen Jahrzehnten steigenden Anforderungen an die Abwasserreinigung hatten eine entscheidende Auswirkung auf die innerbetriebliche Wasserwirtschaft. Um die Industrieabwasserbehandlung überhaupt mit einem akzeptablen Aufwand zu ermöglichen, war es erforderlich sowohl die Abwassermengen als auch die Schmutzfrachten zu vermindern. Dies führte sowohl zu einem verminderten Frischwassereinsatz durch Einengung der Wasserkreisläufe (Wiederverwendung von Prozesswasser) als auch zu einem verbesserten Rückhalt von Wertstoffen. Dieser Prozess setzte in Mitteleuropa je nach Randbedingungen vor etwa 20 bis 40 Jahren ein und dauert bis heute an, wie zuvor in Pkt. 2.1.2 dargestellt wurde.

Erst die Einengung der Wasserkreisläufe ermöglicht die biologische Vorreinigung, weil nur bei geringen Wassermengen die Auswirkung auf die Größe der Nachklärbecken – sowohl der Vorreinigung als auch der kommunalen Kläranlage – gering gehalten werden kann.

Insgesamt ist eine biologische Vorreinigung nur dann sinnvoll, wenn eine ausreichende Konzentration an Abwasserinhaltsstoffen, insbesondere an organischen, gegeben ist. Liegt die CSB-Konzentration im Bereich bzw. unter der von kommunalem Abwasser, so wird eine Vorreinigung aus wirtschaftlichen Gründen (Größe der Absetzbecken, Pumpkosten etc.) nicht empfehlenswert und möglich sein. Damit eine biologische Vorreinigung ökonomisch vertretbar sein kann, sind daher höhere Konzentrationen an organischen Inhaltsstoffen erforderlich. Bei deutlich höheren Konzentrationen ist häufig auch eine anaerobe Abwasserreinigung mit Energiegewinn aus dem dabei entstehenden Methan möglich. Damit ist ein zusätzlicher Anreiz zur Vorreinigung gegeben (NOWAK, 2008).

4.3 Ökologische Vorteile der biologischen Vorreinigung

4.3.1 Vorteile biologischer Vorreinigung aus der Sicht des Gewässerschutzes

Die erhöhten Anforderungen an die Abwasserreinigung machen eine Vorreinigung der industriellen Abläufe sinnvoll, weil durch diesen quasi zweistufigen Prozess ein verbesserter Abbau gegeben ist. Wie die Erfahrung zeigt, wird selbst bei schwach belasteten Vorreinigungsanlagen mit hohem Schlammalter die im

Ablauf enthaltene CSB-Fracht oftmals in der empfangenden kommunalen Kläranlage noch deutlich vermindert.

Wenn mit dem Abwasser eines Indirekteinleiters eine große Fracht an leicht abbaubaren organischen Substanzen der kommunalen Kläranlage zugeleitet wird, so besteht latent „Blähschlammgefahr“, d.h. die Gefahr des Massenwachstums von fadenförmigen Bakterien. Durch Blähschlamm-Bildung kann es zu Schlammabtrieb oder, wenn Schlammabtrieb vermieden werden soll, zu einer deutlichen Verminderung des Schlammalters und somit zum partiellen Versagen der biologischen Reinigung kommen. Durch eine biologische Vorreinigungsanlage beim Indirekteinleiter werden leicht abbaubare Verbindungen weitgehend eliminiert und dementsprechend wird die Blähschlammgefahr stark vermindert.

Ein weiterer Vorteil der biologischen Vorreinigung hoch belasteter industrieller Abwässer aus Sicht des Gewässerschutzes besteht darin, dass darin enthaltene schwer abbaubare organische Schadstoffe noch in höherer Konzentration vorliegen und damit in der Vorreinigungsanlage eher einem biologischen Abbau zugänglich sein werden als nach der Verdünnung mit dem kommunalen Abwasser. Dies gilt vor allem auch dann, wenn im Industrieabwasser enthaltene Hemmstoffe den biologischen Abbau in der kommunalen Abwasserreinigungsanlage beeinträchtigen würden – vor allem bei Nitrifikationshemmstoffen, z.B. aus der chemischen Industrie. Hier ist jedenfalls ein Vorabbau erforderlich, weil andernfalls die biologische Nitrifikation in der kommunalen Kläranlage massiv gefährdet wäre.

Bei der Industrieabwasserbehandlung ist eindeutig eine Tendenz erkennbar, biologische mit chemischen und physikalischen Verfahren zu kombinieren. Eine heute häufig anzutreffende Form der Kombination von biologischem und physikalischem Verfahren ist das Membranbelebungsverfahren bzw. der „Membranbioreaktor“ (MBR). Gerade bei höher konzentrierten Abwässern macht der Einsatz von Membranbioreaktoren Sinn. Gleichzeitig erhält man aus MBRs einen Ablauf, der zumeist vorteilhaft wieder im Produktionsprozess eingesetzt werden kann. Schließt man an den MBR noch eine Umkehrosmose (UO) an, so kann das Filtrat statt enthärtetem bzw. entsalztem Frischwasser direkt wieder eingesetzt werden. So führt der Einsatz des Membranbelebungsverfahrens heute vermehrt zur Wiederverwendung von Prozesswasser nach biologischer Reinigung und Membranfiltration. Ein Nebeneffekt der Industrieabwasserbehandlung

mittels MBR besteht darin, dass eine verbesserte Abwasserreinigung zu erwarten ist. Einerseits ist der Feststoffrückhalt und somit der Rückhalt von am Schlamm anhaftenden Schadstoffen sichergestellt. Zudem gibt es Anzeichen, dass mit dem Membranbelebungsverfahren bei gleicher Schlammbelastung ein besserer Abbau von schwer abbaubaren Verbindungen erzielt werden kann als mit konventionellen Belebungsanlagen.

4.3.2 Vorteile biologischer Vorreinigung aus Sicht der Ressourcenschonung

Das Betriebsverhalten der innerbetrieblichen Vorreinigungsanlage kann dem Produktionsprozess Feedback bieten, z. B. bei Stoffverlusten. Dies hilft nicht nur den Produktionsprozess zu verbessern, sondern bringt auch Einsparungen durch verminderten Rohstoffeinsatz und / oder erhöhte Produktausbeute mit sich.

Das Industrieabwasser wird bei Vorhandensein einer Vorreinigungsanlage nicht bei der Einleitung in die Kanalisationsanlage durch das kommunale Abwasser verdünnt. Dadurch besteht gegebenenfalls die Möglichkeit der Rückgewinnung von Wertstoffen in der Vorreinigungsanlage besteht. Als ein typisches Beispiel ist dabei die Rückgewinnung von elementarem Schwefel bei anaerober Prozessabwasserbehandlung zu nennen.

Bei Abwässern mit organischen Inhaltsstoffen, die zusätzlich mit Schwermetallen oder auch mit organischen Schadstoffen belastet sind, kann durch die biologische Vorreinigung der Klärschlamm der kommunalen Kläranlage vor diesen Schadstoffen geschützt werden. Dies ist vor allem bei landwirtschaftlicher Verwertung des Klärschlammes der kommunalen Anlage wichtig. Die im Abwasser des Indirekteinleiters enthaltenen Schadstoffe werden größtenteils im Klärschlamm der biologischen Vorreinigungsanlage „gefangen“, der danach getrennt entsorgt werden muss.

In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass selbst bei Einhaltung der in den Emissionsverordnungen gesetzlich vorgeschriebenen Werte für eine Einleitung in die öffentliche Kanalisation die Gefahr der Überschreitung der Schwermetallgrenzwerte im Klärschlamm für die landwirtschaftliche Verwertung bestehen kann. Dies wurde in einem Fall in Hinblick auf eine Nickelkonzentration im Klärschlamm der kommunalen Kläranlage befürchtet. Obwohl das Produktionsbetrieb über eine Schwermetallfällung als Vorreinigung verfügt, war auf Basis einer Bilanzierung zu befürchten, dass sich die Nickel-Konzentra-

tionen im Klärschlamm merklich erhöhen. Dabei bestand auch die Gefahr, dass der durch geogene Vorbelastung ohnedies erhöhte Nickel-Gehalt im Klärschlamm den Grenzwert von 100 mg Ni/kg TS übersteigt. Das Management des Industriebetriebs hat sich in Folge bereit erklärt eine möglichst weitgehende Nickelentfernung in der Vorreinigung anzustreben, um zu vermeiden, dass der Klärschlamm verbrannt werden muss (NOWAK, 2008).

4.3.3 Vorteile biologischer Vorreinigung aus energetischer Sicht

Die anaerobe Industrieabwasserreinigung zur Gewinnung von Methan im so genannten „Biogas“ ist seit dem ersten „Ölpreisschock“ 1973 ein Thema in der Industriewasserwirtschaft. Aus der Erfahrung der letzten Jahrzehnte gewinnt man den Eindruck, dass das Interesse an der anaeroben Abwasserreinigung mit dem aktuellen Energiepreis schwankt. In den vergangenen Jahren stand die anaerobe Abwasserreinigung daher wieder höher im Kurs.

Es sollte aber beachtet werden, dass auch bei der aeroben Reinigung von hochkonzentrierten Abwässern Energie in Form von Wärme „gewonnen“ wird. Wegen thermodynamischer Gesetzmäßigkeiten wird grundsätzlich bei der aeroben Abwasserbehandlung aus dem abgebauten CSB gleichviel Energie gewonnen wie bei der anaeroben Abwasserbehandlung. Nur fällt im aeroben Milieu die Energie nur als Wärme an und es muss zusätzlich elektrische Energie für die Belüftung aufgewendet werden, während im anaeroben Milieu die Energie im produzierten Methan (CH_4) enthalten ist, welches wesentlich vielfältiger einsetzbar ist.

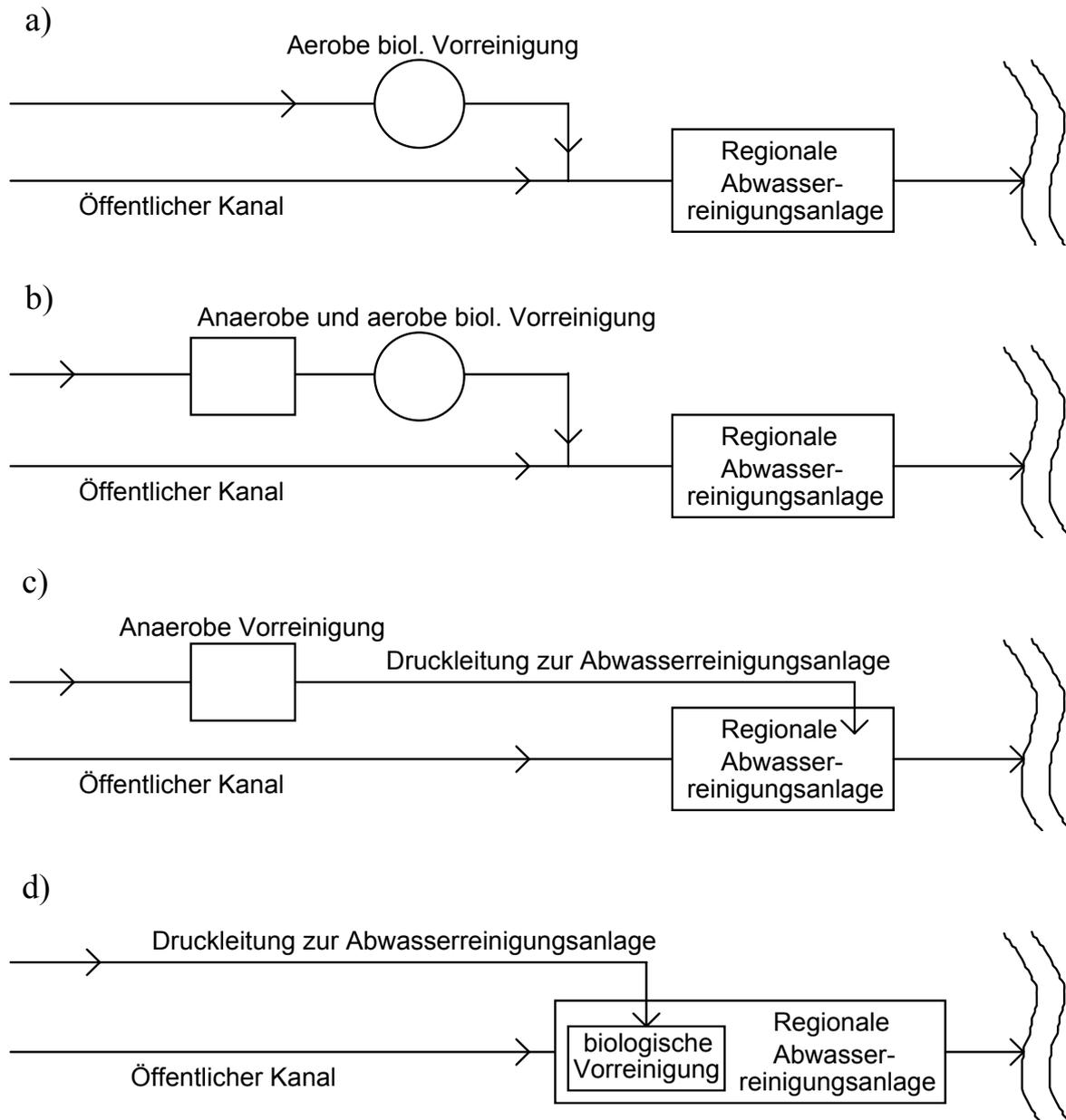
Oftmals ist diese Form von „Wärmegewinnung“ im aeroben Milieu problematisch, wenn die Temperatur im Reaktor allzu sehr ansteigt. Gelegentlich könnte sie aber auch bewusst genutzt werden (NOWAK, 2008).

Voraussetzung für die energetische Nutzung der in den organischen Stoffen des Abwassers enthaltenen Energie ist jedenfalls eine ausreichende Konzentration der organischen Stoffe. Für eine anaerobe Abwasserbehandlung sollte die CSB-Konzentration aus prozesstechnischen Gründen mindestens 2000 mg/L betragen. Es ist zwar auch bei niedrigeren CSB-Konzentrationen grundsätzlich ein anaerober Prozess möglich. In diesem Fall bleibt allerdings ein hoher Anteil des entstandenen Methans in Lösung, welches im Anschluss außerhalb des Reaktors an die Atmosphäre gelangt und zum Treibhauseffekt beiträgt.

5 Konzepte biologischer Vorreinigung

5.1 Mögliche Grundkonzepte

In Abbildung 3 sind mögliche Konzepte zur Vorreinigung schematisch dargestellt.



- a) aerobe Vorreinigung (zumeist als Hochlaststufe)
- b) anaerob-aerobe Vorreinigung
- c) anaerobe Vorreinigung mit Druckleitung zur Kläranlage
- d) anaerobe *oder* aerobe Vorreinigung am Gelände der Kläranlage

Abbildung 3: Mögliche Konzeptionen für biologische Vorreinigung (NOWAK, 1996 und NOWAK, 2008, nach KROISS und MAYR, 1990).

Auf jeden Fall ist zu beachten, dass kein nur anaerob vorgereinigtes Abwasser in einen öffentlichen Freispiegelkanal, der durch Siedlungsgebiet führt, eingeleitet wird. Einer anaeroben Vorreinigung muss jedenfalls auch eine aerobe Nachreinigung folgen, falls in irgendeiner Weise Geruchsprobleme zu erwarten sind (Abbildung 3, Bild b). Jederzeit möglich ist eine anaerobe Vorreinigung, nach der das vorbehandelte Abwasser über eine Druckleitung der regionalen Kläranlage zugeleitet wird (Abbildung 3, Bild c).

Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, das biologisch noch unbehandelte organisch belastete Industrieabwasser über eine eigene Druckleitung der kommunalen Kläranlage zuzuleiten und die Vorreinigung dann in einer eigenen Anlage am Kläranlagengelände vorzunehmen (Abbildung 3, Bild d). Der Vorteil einer solchen Lösung ist, dass der Betrieb der Vorreinigungsanlage von den Fachleuten auf der kommunalen Kläranlage durchgeführt werden kann. Somit kann auch der Betrieb von kommunaler Kläranlage und Vorreinigungsanlage aufeinander abgestimmt werden. Der Nachteil dieser Lösung besteht darin, dass kein unmittelbares Feedback vom Kläranlagenbetrieb (der Vorreinigung) zum Produktionsbetrieb gegeben ist.

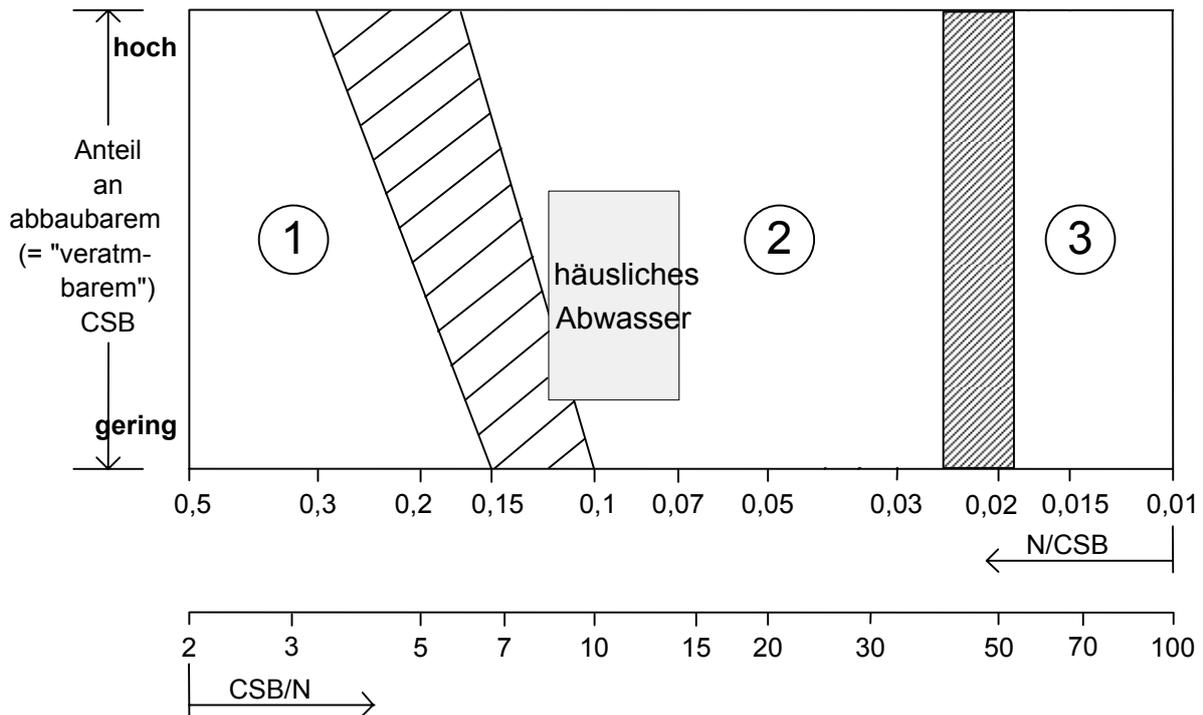
Bei den beiden Konzepten a) und b) in Abbildung 3 erhebt sich die Frage, ob der anfallende Klärschlamm getrennt entsorgt werden muss oder mit dem vorgereinigten Prozessabwasser über das Kanalnetz zur kommunalen Kläranlage abgeleitet werden kann. Dies hängt wiederum von der Art des Kanalnetzes hinsichtlich Gefälle, Lage in Siedlungsgebieten, etc. ab und ist im Einzelfall zu prüfen.

5.2 Berücksichtigung der Nährstoffverhältnisse

5.2.1 Auswirkung des N/CSB-Verhältnisses auf die Strategie der biologischen Vorreinigung

Organisch belastete Industrieabwässer aus der Lebensmittel- und aus der Papierindustrie enthalten normalerweise in Relation zur organischen Belastung wesentlich weniger Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) als häusliches Abwasser, d.h. sie weisen in der Regel ein wesentlich geringeres N/CSB- und auch P/CSB-Verhältnis auf. Es gibt natürlich auch Abwässer, speziell der chemischen Industrie, die ein höheres N/CSB-Verhältnis als häusliches Abwasser aufweisen.

In Abbildung 4 ist dargestellt, inwieweit das N/CSB-Verhältnis des Abwassers die Strategie der biologischen Abwasserreinigung bedingt. In dieser Darstellung wurde neben dem N/CSB-Verhältnis auch der „Anteil an abbaubarem (= „veratmbarem“) CSB“ eingeführt. Darunter ist der CSB-Anteil zu verstehen, der bei der biologischen Behandlung tatsächlich umgewandelt, im Falle eines aeroben Verfahrens „veratmet“ wird.



- Bereich 1: N/CSB-Verhältnis zu hoch für eine weitgehende Stickstoffentfernung auf biologischem Wege mit Hilfe des im Abwasser enthaltenen CSB
- Bereich 2: weitgehende Stickstoffentfernung auf biologischem Wege möglich, Stickstoffgehalt für das Biomassewachstum ausreichend
- Bereich 3: N/CSB-Verhältnis für das Biomassewachstum bei einem aeroben Reinigungsverfahren zu niedrig; Stickstoffdosierung erforderlich

Abbildung 4: Auswirkung der Abwasserzusammensetzung (N/CSB-Verhältnis und Anteil an abbaubarem CSB) auf die Strategie der Abwasserbehandlung (modifiziert nach NOWAK 1996)

Industrieabwasser kann hinsichtlich seiner Abwasserzusammensetzung (N/CSB-Verhältnis und Anteil an abbaubarem CSB) im gesamten in Abbildung 4 dargestellten Feld zu finden sein, während häusliches Abwasser in diesem Feld nur einen relativ kleinen Abschnitt einnimmt (siehe Abbildung 4).

Hinsichtlich der zu wählenden Strategie zur biologischen Abwasserbehandlung ist zwischen 3 Bereichen zu unterscheiden (NOWAK, 1996):

- Über einem bestimmten N/CSB-Verhältnis (**Bereich 1**) ist eine weitgehende Stickstoffentfernung mit Hilfe des im Abwasser enthaltenen CSB aus ökonomischen und verfahrenstechnischen Gründen nicht möglich; d.h. aus der Summe aus Stickstoffentfernung mit dem Überschussschlamm und Denitrifikation ergibt sich keine ausreichende N-Elimination. Diese Grenze liegt etwa bei einem Wert von 0,2 für das N/CSB-Verhältnis. Eine weitgehende Stickstoffentfernung kann im Bereich 1 entweder mittels Denitrifikation unter Zugabe von externen Kohlenstoffquellen (z.B. Methanol) oder bei ausreichend hoher Ammoniumkonzentration durch andere Verfahren, wie Ammoniakstripping oder Deammonifikation, erzielt werden. Bei letzterem Verfahren wird zunächst ein Teil des Ammoniums zu Nitrit umgewandelt, welches danach von speziellen Mikroorganismen mit dem verbleibenden Ammonium zu gasförmigem Stickstoff umgesetzt wird.

Bei solchen Indirekteinleitern hat die weitgehende Stickstoffentfernung durch geeignete Maßnahmen bereits im Zuge der biologischen Vorreinigung zu erfolgen, weil in der anschließenden kommunalen Kläranlage jedenfalls nicht mehr ausreichend organischer Kohlenstoff zur Verfügung steht um eine weitgehende Stickstoffentfernung sicherzustellen.

- Über einen weiten Bereich des N/CSB-Verhältnisses, etwa von 0,2 bis 0,02 (**Bereich 2**), ist einerseits dieses Verhältnis ausreichend niedrig, um eine weitgehende Stickstoffentfernung durch Denitrifikation mit Hilfe des im Abwasser enthaltenen CSB zu ermöglichen, andererseits aber genügend hoch, um eine ausreichende Versorgung der am aeroben biologischen Reinigungsprozess beteiligten Mikroorganismen zu gewährleisten. In diesem Bereich ist auch das häusliche Abwasser „angesiedelt“. Die Fläche, die dafür in Abbildung 4 eingezeichnet ist, umfasst sowohl rohes als auch vorgeklärtes häusliches Abwasser, wobei das „linke untere Eck“ bereits im schraffierten Bereich liegt. Damit soll angedeutet werden, dass auch bei rein häuslichem Abwasser mit entsprechend hohem N/CSB-Verhältnis – zumeist nach Vorklärung – und geringem Anteil an abbaubarem CSB eine weitgehende Stickstoffelimination problematisch werden kann. In diesem Bereich des N/CSB-Verhältnisses wird es auch bei der Industrieabwasserreinigung zumeist sinnvoll sein, die Stickstoff-

entfernung über Nitrifikation und Denitrifikation mittels biologischer Verfahren vorzunehmen.

- Unterhalb eines N/CSB-Verhältnisses von etwa 0,02 (**Bereich 3** in Abbildung 4) ist der Stickstoffgehalt nicht ausreichend für das Biomassewachstum bei einem aeroben Reinigungsverfahren. Hier ist entweder bei aerober Reinigung Stickstoff zu dosieren, oder es wird bei ausreichend hoher Konzentration an abbaubarem CSB eine anaerobe Vorreinigung vorgenommen, für welche aufgrund des geringeren Zellertrags (Anteil des CSB, der in die Biomasse eingebaut wird) bezogen auf den abgebauten CSB nur rund ein Drittel des Stickstoff benötigt wird, der für Stickstoffversorgung der aeroben Biomasse erforderlich wäre. Dementsprechend liegt das für den anaeroben Abbau notwendige N/CSB-Verhältnis bei rund 0,07 und somit außerhalb des Bereichs, der in Abbildung 4 dargestellt ist. Demnach ist im gesamten Bereich 3 ein anaerober Abbau ohne Stickstoffzugabe möglich.

Ein sehr problematischer Fall tritt dann auf, wenn das N/CSB-Verhältnis zwischen dem Bereich 2 (nach Abb. 4) und dem Bereich 3 (bzw. dem Grenzbereich zwischen 2 und 3) schwankt, d.h. wenn fallweise Ammonium im Überschuss vorhanden ist und fallweise der Stickstoffgehalt für das Biomassewachstum gerade ausreicht. Entspricht die Zusammensetzung eines Abwassers dem Bereich 2, so ist das „überschüssige“, für das Biomassewachstum nicht benötigte Ammonium zu nitrifizieren, und das gebildete Nitrat anschließend zu denitrifizieren. Reicht danach der im Abwasser enthaltene Stickstoff gerade für das Biomassewachstum aus, so kommt es nach einer gewissen Zeit durch den Zerfall der nitrifizierenden Biomasse allmählich zu einem Einbruch der Nitrifikationskapazität und schließlich zu einem vollständigen Verlust der Nitrifikation. Erhöht sich nun anschließend das N/CSB-Verhältnis wieder über das von den Mikroorganismen benötigte Maß hinaus, so gelangt das „überschüssige“ Ammonium in den Ablauf der Anlage, bis wieder im ausreichenden Umfang nitrifizierende Bakterien nachgewachsen sind. Bei einem vollständigen Verlust der Nitrifikation kann dies mehrere Wochen dauern. Dieser Vorgang ist natürlich vor allem bei Anlagen, die direkt in den Vorfluter ableiten, problematisch. Aber auch im Falle von maßgebenden Indirekteinleitern, deren Stickstofffracht einen wesentlichen Beitrag zur Zulaufkraft zur empfangenden Kläranlage liefert, kann eine rasche Erhöhung der Ammoniumbelastung beim Direkt-einleiter zu einer Überlastung der Nitrifikation und somit zu Ammoniumspitzen

im Ablauf führen. Zudem kann beim Indirekteinleiter durch den Verlust der Nitrifikation auch kein Stickstoff durch Denitrifikation entfernt werden, was zwangsläufig eine Verschlechterung des Ausmaßes der Stickstoffentfernung bei der empfangenden Kläranlage und somit im Gesamtsystem zur Folge hat.

Wie dieses Problem gelöst werden kann, ist im Einzelfall zu entscheiden. Dabei kann es durchaus erforderlich sein, dass in „stickstoffarmen Zeiten“ Harnstoff zu dosieren, um den Erhalt der Nitrifikation sicherzustellen.

5.2.2 Umgang mit stickstoff- und / oder phosphorhaltigen Industrieabwässern

Enthält ein organisch belastetes Industrieabwasser in nennenswertem Umfang Stickstoff und / oder Phosphor, so ist jedenfalls darauf zu achten, dass nicht der CSB weitgehend abgebaut wird, während die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor im vorgereinigten Abwasser verbleiben.

Wenn mehr Stickstoff im Industrieabwasser enthalten ist, als für die aerobe biologische Vorreinigung benötigt wird, ist diese Vorreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation zu betreiben, um eben sicherzustellen, dass nicht nennenswerte Stickstofffrachten zur kommunalen Kläranlage abgeleitet werden, ohne dass gleichzeitig adäquate Frachten an abbaubarem CSB „mitgeliefert“ werden.

Mittels anaerober Abwasserbehandlung ist keine Stickstoffentfernung, die über den geringen Bedarf der Biomasse hinausgeht, möglich. Sollte ein organisches belastetes Abwasser, welches anaerob vorgereinigt wird, nennenswerte Stickstofffrachten enthalten, so hat bei der anschließenden (aeroben) Nachreinigung vor Einleitung in das Kanalnetz eine Stickstoffentfernung zu erfolgen. Dafür sind wiederum verschiedene Möglichkeiten denkbar. Eine einfache Variante wäre es einen Teilstrom des organischen hochbelasteten Abwassers als Kohlenstoffquelle an der Anaerobanlage vorbei direkt in die aerobe Nachreinigung zu leiten, die dann mit Nitrifikation und Denitrifikation betrieben werden muss. Andere mögliche Verfahren zur Entfernung des Stickstoffs aus dem Ablauf des Anaerobreaktors sind wiederum die Ammoniakstrippung bzw. die biologische Deammonifikation.

Es gibt industrielle Abwässer, die kaum organisch belastet sind, aber durch den Einsatz von Salpetersäure im Produktionsprozess nennenswerte Frachten an

Nitrat-Stickstoff enthalten. Sollte nun in einem Einzugsgebiet ein Indirekteinleiter vorhanden sein, der vor allem Stickstoff ableitet und ein weiterer, in dessen Abwasser vor allem Kohlenstoff enthalten ist, so könnte eine gemeinsame biologische Vorreinigungsanlage der Abwässer der beiden Produktionsbetriebe ins Auge gefasst werden, wie dies in einem Fallbeispiel auch überlegt wurde (NOWAK, 2008).

Grundsätzlich sollte bei ausgeprägten Industriestandorten überlegt werden, ob eine gemeinsame Behandlung der industriellen Abwässer Vorteile mit sich bringt oder nicht. So werden in einem Fall in eine betriebliche Kläranlage in Mitteldeutschland, in welcher die Abwässer einer Altölraffinerie mittels katalytischer Sulfidoxidation, zweistufiger Belebungsanlage mit dazwischen liegender Ozonisierung gereinigt werden (CAROZZI *et al.*, 2009), künftig auch die anaerob vorbehandelten Abläufe einer Stärkefabrik eingeleitet. Auf diese Weise wird für die weitere Behandlung des Stärkefabriksabwassers nicht nur die aerobe Nachreinigung für die Abwässer aus der Altölraffinerie sondern auch die chemische Oxidationsstufe (Ozonisierung) für den weitergehenden Abbau biologisch nicht abbaubarer organischer Abwasserinhaltsstoffe mitgenutzt.

Bei organisch belasteten Abwässern, die zusätzlich erhebliche Phosphorfrachten enthalten, sollte in der Regel auch angestrebt werden, den Phosphor bereits im Rahmen der biologischen Vorreinigung deutlich zu reduzieren. Zusätzliche Phosphorfrachten können jedoch auch in der empfangenden kommunalen Kläranlage entfernt werden, was jedoch kaum auf biologischem Wege, sondern nur mittels Fällung erreicht werden kann.

5.2.3 Nährstoffversorgung der biologischen Vorreinigungsanlage

Oftmals fehlen Industrieabwässern für die biologische Reinigung nicht nur Stickstoff und Phosphor, sondern auch Spurenelemente, insbesondere dann, wenn das Prozessabwasser sich in hohem Maße aus Kondensaten zusammensetzt. Hier kann es in manchen Fällen – in Abhängigkeit vom Verhältnis Indirekteinleiter zu kommunaler Kläranlage – sinnvoll sein, auf eine eigene Vorreinigung zu verzichten. Als vorteilhaft hat es sich häufig erwiesen Sanitär- und Küchenabwässer in der biologischen Vorreinigungsanlage mitzubehandeln, um auf diese Weise eine Versorgung der Mikroorganismen mit Spurenelementen sicherzustellen.

Generell ist der „Nährstoffausgleich“ ein Argument, welches für die gemeinsame Reinigung von kommunalen und organisch belasteten industriellen Abwässern spricht. Bei der gemeinsamen Reinigung wird das Industrieabwasser – bzw. die am Abbau der Inhaltsstoffe beteiligten Mikroorganismen – mit Nährstoffen und Spurenelementen versorgt, während das kommunale Abwasser in der Regel von Stickstoff und Phosphor „entlastet“ wird, womit sich die Aufwendungen für die Stickstoff- und Phosphorentfernung auf der kommunalen Kläranlage vermindern. So kann z.B. der Fall eintreten, dass sich durch den industriellen Einleiter der Fällmittelbedarf reduziert, weil mehr Phosphor durch den zusätzlichen CSB-Abbau von der Biomasse aufgenommen wird.

6 Wirtschaftliche Aspekte biologischer Vorreinigung

6.1 Überlegungen zur gemeinsamen oder getrennten Behandlung aus wirtschaftlicher Sicht

Die Vorteile der Vorreinigung liegen vor allem im ökonomischen Bereich. Industriebetriebe gehen von Amortisationszeiten (ROI = „Return of investment“) von zwei bis maximal fünf Jahren aus. Kommunalbetriebe hingegen, die für die öffentliche Infrastruktur verantwortlich sind, sollten in Zeiträumen von wenigstens 50 Jahren denken. Da Investitionen im Bereich öffentlicher Kläranlagen auf mindestens 25 Jahre angelegt sind, kommt es zu einem Widerspruch mit der Industrie, die gewohnt ist in wesentlich kürzeren Zeiträumen zu denken.

Darüber hinaus kann man nicht davon ausgehen, dass Abwässer aus der Industrie über die Zeit hinweg sich ebenso wenig verändern, wie die Abwässer aus den Haushalten. Häusliche Abwässer verändern sich hinsichtlich Menge und Fracht im Wesentlichen nur durch demographische Veränderungen, d.h. Zunahme oder Abnahme der Bevölkerung. Industrielle Abwässer hingegen können bei Auflassen eines Betriebs zur Gänze wegfallen, oder sich auch nur dadurch in ihrer Zusammensetzung wesentlich verändern, weil der Produktionsprozess vollständig umgestellt worden ist, z.B. von „nass“ auf „trocken“ – oder vice versa. Alle diese Veränderungen haben bei gemeinsamer Reinigung eine wesentliche Auswirkung auf die kommunale Kläranlage, falls die Belastung aus dem Industriebetrieb – oder aus den Betrieben – in der gleichen Größenordnung liegt, wie aus dem häuslichen Anteil. Aus diesem Grunde sollte daher bei in Relation

zur Kläranlage großen Indirekteinleitern sehr gut überlegt werden, ob eine eigene Vorreinigungsanlage errichtet wird oder nicht.

6.2 Betriebskostenabrechnungen von Indirekteinleitern

Wesentliche Bedeutung kommt in der Abwasserpraxis der Frage zu, wie die Abrechnung der Betriebskosten und der Abschreibungen zwischen den Indirekteinleitern und dem kommunalen Abwasserbetrieb geregelt wird. Diesbezüglich ist jedenfalls zu empfehlen, dass gleich nach dem Anschluss des Indirekteinleiters klare Regelungen zur Abrechnung getroffen werden. Spätere Festlegungen führen oftmals langwierigen zu Streitereien und sind daher zu vermeiden. Dessen ungeachtet sind in gewissen Intervallen die Grundlagen der Abrechnungen zu hinterfragen.

Hinsichtlich der Parameter, die in diese Abrechnungen der laufenden Kosten aufgenommen werden, ist Folgendes festzustellen:

- Die Abwassermenge kann jedenfalls nicht als Hauptkriterium dienen, sondern stellt nur einen von mehreren Parametern für die Kostenabrechnung dar.
- Auch die organische Fracht, vorzugsweise als CSB-Fracht, ist nicht das allein ausschlaggebende Kriterium. Bei den organischen Inhaltsstoffen ist entscheidend, ob diese leicht abbaubar (= „veratmbar“) oder in nicht abbaubaren Feststoffen gebunden sind. „Veratmbarer“ CSB ruft Sauerstoffverbrauch und somit Energieverbrauch hervor, während partikulärer, nicht abbaubarer CSB zu erhöhtem Schlammanfall führt. Wie sich beim Benchmarking österreichischer kommunaler Kläranlagen gezeigt hat, werden die Betriebskosten in hohem Maße durch die Kosten für die Schlammentwässerung und Schlammverwertung bzw. -entsorgung bestimmt. Nach LINDTNER et al. (2002) sind für die Schlammentsorgung, einschließlich der Schlammentwässerung, im Betrieb etwa die gleichen Mittel aufzuwenden wie für die gesamte mechanisch-biologische Abwasserreinigung inklusive Schlammstabilisierung. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass partikulärer, nicht abbaubarer CSB letztlich zu höheren Kosten führt, als leicht abbaubarer CSB aus Industriebetrieben. Insbesondere dann, wenn dieser leicht abbaubare CSB in der kommunalen Kläranlage für die Denitrifikation gebraucht werden kann, führt dieser zu

keinem Energieverbrauch, kann allenfalls benötigte externe C-Quellen ersetzen und erhöht in der Schlammfäulung den Gasanfall. Demgegenüber entsteht daraus nur relativ wenig stabilisierter Schlamm.

- Die Stickstofffracht, die von Indirekteinleiter zur kommunalen Kläranlage abgeleitet wird, ist insofern zu beachten, weil diese denitrifiziert werden muss. Falls die Denitrifikationskapazität in der kommunalen Kläranlage z.B. nach konventioneller Vorklärung dafür nicht ausreicht, müssen zusätzlich Kohlenstoffquellen bereitgestellt werden. Dies kann entweder durch verkürzte Vorklärung oder durch einen Bypass um das Vorklärbecken oder durch externe Kohlenstoffquellen bewerkstelligt werden. Jedenfalls führt dies zu zusätzlichen Aufwendungen (Energiekosten oder Chemikalienkosten) und zu verringerter Faulgasausbeute. Zusätzliche Stickstofffrachten sind daher entsprechend zu berücksichtigen.

Im Zuge des bereits erwähnten Benchmarkingprojekts (LINDTNER *et al.*, 2002) wurde festgestellt, dass eine etwas bessere Korrelation – ausgedrückt als „Bestimmtheitsmaß“ – zwischen den Betriebskosten und der Stickstofffracht (als $EW-N_{ges-11}$) besteht als zwischen Betriebskosten und CSB-Fracht (als $EW-CSB_{110}$). Es ist durchaus denkbar, dass die Betriebskosten für die Schlammmentwässerung und -entsorgung stärker mit der Stickstofffracht korrelieren als mit der CSB-Fracht, was damit erklärt werden könnte, dass die Stickstofffracht ebenso wie die Schlammfracht eher aus dem häuslichen Abwasser stammt als von industriellen Einleitern. Jedenfalls sollte die Stickstofffracht bei der Betriebskostenabrechnung ausreichende Berücksichtigung finden. In welchem Ausmaß dies geschieht, ist von der örtlichen Situation abhängig und Gegenstand den Vereinbarungen zwischen Indirekteinleiter und kommunalem Abwasserentsorger.

- Schließlich ist die Phosphorfracht zu berücksichtigen, die einerseits zu Fällmittelbedarf führt und andererseits erhöhten Schlammanfall hervorruft.

7 Schlussbemerkung

Es ist jedenfalls im Einzelfall zu entscheiden, ob die betriebliche Vorreinigung die ökologisch und ökonomisch sinnvollste Lösung darstellt. Dabei muss sichergestellt sein, dass alle Randbedingungen Berücksichtigung finden. Wesentlich ist es auch, dass die Gesamtkonzeption für den Industriebetrieb eine ausreichende Entsorgungssicherheit bietet, um zu verhindern, dass wegen Problemen mit der Stabilität des Betriebs der Abwasserbehandlungsanlagen die Produktion gedrosselt werden muss.

Anschließend ist einer umfassenden Kostenrechnung – unter Berücksichtigung der Anforderungen an den Gewässerschutz und an die Betriebsstabilität der Entsorgungsanlagen – die wirtschaftlich günstigste Lösung der betrieblichen Abwasserentsorgung zu finden.

8 Literatur

- CAROZZI, A.; HILLIGES, G.; DREILICH, D. (2009). Betriebserfahrung einer Kläranlage zur Nitrifikation und Denitrifikation von stark salzhaltigem Abwasser einer Altölraffinerie. *Tagungsband, Industrietage – Wassertechnik, Gemeinschaftsveranstaltung DWA – DECHEMA*, 30.11. – 1.12.2009, 75 - 92.
- IWAG (1998) *Adaptierung von oberösterreichischen Tauchkörperanlagen in Hinblick auf die Anforderungen der 1. AEV für kommunales Abwasser*. Veröffentlichter Bericht über ein Forschungsprojekt im Auftrag der OÖ Landesregierung, Unterabteilung Gewässerschutz. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien.
- KROISS, H.; MAYR, E. (1990). The impact of biological pretreatment of industrial effluents on regional waste water treatment plants. *Documentation*, 8th European Sewage and Refuse Symposium, EWPCA, München, 21. - 25. Mai 1990, 129-151.
- LEOPOLD, H.; ROBBEN, D. (2009) Indirekteinleitung von Industrieabwasser – Vorbehandlung von Abwasser aus der Kosmetikproduktion. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **56** (12), 1262-1268.
- LINDTNER, S.; NOWAK, O.; KROISS H. (2002) Benchmarking für Abwasserreinigungsanlagen. *Wiener Mitteilungen* - Band **176**, 85-132.
- NOWAK, O. (1996) Optimierung der N-Entfernung im Zusammenwirken von Indirekteinleiter und kommunaler Kläranlage. *Wiener Mitteilungen* - Band **129**, 321-347.
- NOWAK, O. (2000) *Bilanzierung in der Abwasserreinigung*. Habilitationsschrift. Fakultät für Bauingenieurwesen der Technischen Universität Wien.

- NOWAK, O. (2008) Entwicklung von Abwasserentsorgungskonzepten bei Industriebetrieben mit unterschiedlichen Standortbedingungen. *Dresdner Berichte*, Band **30**, 1-19.
- ÖWAV (2006) *ÖWAV-Regelblatt 26: Hinweise für das Einleiten von Abwässern aus Weinbau- und Kellereibetrieben in eine Abwasseranlage*. 2., vollständig überarbeitete Auflage.
- RENAULT, F.; SANCEY, B.; BADOT, P.-M.; CRINI, G. (2009) Chitosan for coagulation / flocculation processes – An eco-friendly approach. *European Polymer Journal* **45**, 1337 – 1348.
- SCHWEIGHOFER, P. (1996) Wechselwirkung zwischen Abwasserableitungen aus Gewerbe und Industrie mit Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. *Wiener Mitteilungen* - Band **129**, 125-157.
- Statistisches Bundesamt (2006). *Fachserie 19 Umwelt, R. 2.2 Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in der Industrie 2004*, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2007). *Umweltnutzung und Wirtschaft: Bericht zu den umweltökonomischen Gesamtrechnungen*.
- Statistisches Bundesamt (2009) *Statistisches Jahrbuch. Kapitel 12: Umwelt*

Korrespondenz an:

Prof. Dr. techn. habil. Otto Nowak

Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft,
01062 Dresden

Tel.: +49 351 463 37537

E-Mail: otto.nowak@tu-dresden.de

Umgang mit industriellen Indirekteinleitern anhand des Beispiels der Regionalkläranlage Linz-Asten

Friedrich Hochegger

LINZ SERVICE GmbH, Bereich Abwasser

Abstract: Die Regionalkläranlage Asten war von ihrer Grundkonzeption immer für die Einleitung der betrieblichen Abwässer der in Linz ansässigen Industriebetriebe vorgesehen. Die Einleitungen aus der Stahlproduktion, der chemischen und papierverarbeitenden Industrie beherrschen als zentrales Thema den täglichen Betrieb. Seit Inbetriebnahme erfolgt eine laufende Überwachung der Einleitungen sowohl aus betrieblichen wie auch aus kaufmännischen Gründen. Die Erweiterung des zu untersuchenden Parameterumfangs auch auf Mikroschadstoffe stellt für den Betrieb und die angeschlossene Großindustrie eine neue Herausforderung dar.

Key Words: Indirekteinleiter, Abwasserreinigung, Industrieabwässer, Überwachung, Betriebsprobleme

1 Entwicklung der Abwasserreinigung im Großraum Linz

Der Plan der damaligen Österreichischen Donaukraftwerke AG zum Bau eines Donaukraftwerkes bei Linz in Abwinden-Asten Ende der 60er Jahre, erforderte für die Stadt Linz und der hier ansässigen Großindustrie eine völlige Neuorientierung der Abwasserableitung und –behandlung. Der ursprüngliche Ansatz von getrennten Kläranlagen für einzelne Stadtbereiche und die Industrie musste auf Grund des Verlustes der freien Vorflut verworfen werden.

Nach umfangreichen Voruntersuchungen im Auftrag des Landes Oberösterreich durch die TU-Wien wurde ein Lösungsvorschlag vorgelegt, der einen gemeinsamen Umleitungskanal zur Erfassung aller Linzer Abwässer, jener der

Großindustrie und auch einiger Umlandgemeinden, sowie eine Einleitung nach gemeinsamer biologischer Reinigung in das Unterwasser des Kraftwerkes Abwinden-Asten vorsah.

1.1 Abwasserreinigungskonzept Anfang der 1980er Jahre

Die Anforderungen zu dieser Zeit sahen eine weitgehende Reduktion der direkt Sauerstoff zehrenden Substanzen (BSB₅ und CSB) im Abwasser vor. Aufgrund grundlegender Überlegungen zur gemeinsamen Reinigung (gesamthaft ökonomisch günstigeren Kosten, stoffausgleichende Wirkung und erhöhte Sicherheit für den Vorfluter bei Abwasserstößen aus der Industrie, v.d.EMDE, 1980) und den Ergebnissen intensiver Voruntersuchungen (BEGERT, 1978a,b , BEGERT u. KANDLER, 1977) kam man zum Entschluss, das Konzept der gemeinsamen Reinigung von industriellen und kommunalen Abwässern umzusetzen. Dazu waren auch bei den einzelnen Indirekteinleitern Maßnahmen notwendig:

Chemiewerk:

Bau getrennter Kanalsysteme für die Sammlung der organisch belasteten und nicht belasteten Abwässer. Bau eines Fließmischbeckens zur Neutralisation und eines Puffer- und Rückhaltebeckens, sowie Einbindung in den neu zu bauenden Umleitungskanal.

Stahlwerk:

Auflassung der Entphenolungsanlage, Beibehaltung der Stripper- und Schwefelsäureanlage, permanente Abgabe von 10 % unbehandelten Abwassers zur Adaptation des Belebtschlammes sowie Bau einer Druckrohrleitung direkt in den Zulauf zur biologischen Stufe der Regionalkläranlage.

Zuckerfabrik:

Bau einer anaerob-aeroben Vorbehandlungsanlage sowie Bau einer Druckrohrleitung direkt zur Regionalkläranlage.

1.2 Betriebsprobleme bei der gemeinsamen Reinigung von kommunalen und industriellen Abwässern

Das gewählte Konzept der gemeinsamen biologischen Behandlung der kommunalen und industriellen Abwässer des Großraumes Linz hatte sich im praktischen Betrieb grundsätzlich bewährt. Der biologische Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe der Großindustrie war stabil und so weitgehend, dass die wasserrechtlich geforderten Ablaufwerte gesichert eingehalten werden konnten. Trotz des grundsätzlichen Funktionierens der gemeinsamen biologischen Reinigung traten aber spezielle, auf die Einleitung der Industrieabwässer zurückzuführende Betriebsprobleme auf.

Bei Stillstand der Schwefelsäureanlage im Stahlwerk und der Ableitung des unbehandelten Starkwassers zur Regionalkläranlage, kam es aufgrund des hohen Gehaltes an Schwefelwasserstoff und Cyaniden zu starken Geruchsentwicklungen und zu einer gesundheitlichen Gefährdung des Kläranlagenpersonals. Durch Zusatz von Eisensulfat konnte dieses Problem in weiterer Folge weitgehend beseitigt werden.

Die industriellen Abwassereinleitungen führten auch immer wieder zu allgemeinen Geruchsproblemen, die letztlich eine Abdeckung der Belebungs- und Vorklärbecken mit nachfolgender Abluftbehandlung erforderlich machten.

Nicht eindeutig zuordenbar war die zeitweise starke Schaumentwicklung auf den Belebungsbecken, die vielfach nur durch Reduktion der Belüftung und Verringerung des Schlammgehaltes beherrscht werden konnte. Durch teerig-bituminöse und faserige Abwasserinhaltsstoffe kam es zu Ablagerungen in der eingesetzten Mischstrahldüsenbelüftung, die eine oftmalige Wartung und Reinigung erforderten, bzw. zum Ersatz der Düsen führten.

1.3 Anpassung an den Stand der Technik – neue Indirekteinleiter

Seit Beginn des regulären Betriebes im Jahr 1982 hatte sich die Indirekteinleiterstruktur auch bei den Großbetrieben mehrfach geändert. Die Zuckerfabrik wurde stillgelegt und die vorhandene Druckleitung von einem Fruchtsafterzeuger zur Ableitung seiner Abwässer übernommen. Nach umfangreichen Voruntersuchungen wurde eine nahegelegene große Papierfabrik neu angeschlossen.

Regelmäßige Konsensüberschreitungen des Chemiewerkes führten dazu, dass diesem im Jahr 1989 eine eigene innerbetriebliche biologische Vorreinigungsanlage (BAV) zum Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen vorgeschrieben wurde. Diese Vorreinigungsanlage ging im Jahre 1991 in Betrieb.

Die durch die WRG Novelle 1990 auf der Kläranlage notwendig gewordenen Anpassungen an den Stand der Technik mit einem damit verbundenen Ausbau der Kläranlage wurden zwischenzeitig stufenweise umgesetzt und führten auch bei den Industrieinleitern zu weiteren notwendigen Maßnahmen. Speziell die in aufwändigen Pilotversuchen ermittelten Nitrifikationshemmer aus dem Chemiepark und dem Stahlwerk galt es zu beseitigen, um die Grenzwerte der AEV f. kommunales Abwasser gesichert einhalten zu können. So musste im Chemiepark die biologische Stufe der innerbetrieblichen Vorreinigungsanlage erweitert und spezielle Teilstrombehandlungen auf kritischen Anlagen eingeführt werden. Im Bereich des Stahlwerkes wurde die Ammoniakstrippung vergrößert.

Der bisher getroffene Ausbau der Regionalkläranlage Linz-Asten ist nur eine erste Ausbaustufe, da im neuen angepassten und verursachergerechten Abwasserreinigungskonzept für den Großraum Linz im Einvernehmen mit der Behörde der Ausbau auf zwei Ausbaustufen aufgeteilt wurde. Bei Nichterreichen der Ablaufgrenzwerte oder bei Überschreitung bestimmter Zulauffrachten wird die zweite Ausbaustufe automatisch ausgelöst.

Derzeit werden in der Regionalkläranlage Linz-Asten die kommunalen Abwässer der Stadt Linz sowie von 39 Umlandgemeinden und die betrieblichen Abwässer von 11 großen Industriebetrieben gereinigt.

Die aktuellen Bemessungsdaten der Regionalkläranlage Asten:

950.000 Einwohnergleichwerte
max. 200.000 m ³ /d Trockenwetterzulauf
max. 112 t/d Zulauffracht CSB
max. 10 t/d Zulauffracht Gesamtstickstoff

2 Überwachung der Indirekteinleiter

Die Regionalkläranlage Linz-Asten hatte auf Grund ihrer Einleiterstruktur unter den kommunalen Großkläranlagen Österreichs immer eine Sonderstellung inne. Die ursprünglichen Bemessungsdaten (nur für Kohlenstoffabbau) sahen für die damaligen Industrieinleiter Maximalwerte von 17 tBSB₅/d und für die Kommune 27 tBSB₅/d vor, womit der Anteil der Industrieabwässer damit rund 39 % des genehmigten Gesamtkonsenses betrug.

Im Geschäftsjahr 2009 betrug der Anteil der Industrie für den Abwasserparameter CSB im Mittel 35,8 t/d, der Anteil der Kommunen lag im Mittel bei 45,8 t/d. Damit liegt der Industrieanteil bezogen auf die CSB Fracht im Zulauf zur Kläranlage derzeit bei 43,8 %.

Der hohe Anteil an Industriegewässern hatte schon mit Inbetriebnahme zur Folge, dass eine periodische Überwachung der Großeinleiter sowohl aus kaufmännischen als auch betrieblichen Gründen zwingend erforderlich war.

Das in der Öffentlichkeit erwachte Umweltbewusstsein und die Frage der Haftung für Folgeschäden an Anlagen und Umwelt führten auch zu einer intensiveren Kontrolltätigkeit von Abwässern aus Produktionsanlagen von kleineren und mittleren Unternehmen. Diese stellten mit ihren Ableitungen von mit Schwermetallen, Mineralölprodukten, Lösungsmitteln, hohen Salzfrachten u.ä. Verunreinigungen belasteten Abwässern, durchaus ein zusätzliches Risiko für den Kläranlagenbetrieb dar.

Dank der Weitsicht der damaligen Geschäftsführung wurde mit der Gründung des Institutes für Wasseraufbereitung, Abwasserreinigung- und -forschung (IWA) und der Errichtung eines großen chemischen Labors auf der Kläranlage Linz-Asten die Grundlage geschaffen, die Überwachung von Indirekteinleitern im eigenen Hause durchführen zu können.

2.1 Überwachung der Großindustrie

Mit Inbetriebnahme der biologischen Stufe der RKL Linz-Asten im Jahr 1982 wurden einmal wöchentlich an wechselnden Wochentagen bei den angeschlossenen Großbetrieben Tagesmischproben entnommen und auf die relevanten Parameter CSB und BSB₅ hin untersucht. Dazu wurden in den

Betrieben entsprechende Probenahmegeräte und Abwassermengenmessungen vorgesehen. Die während eines Jahres so ermittelten Frachten dienen einerseits zur Kontrolle der Einhaltung des bewilligten Konsenses und waren gleichzeitig Grundlage zur Berechnung der anteiligen Reinigungskosten. Gezielte Untersuchungen auf andere Abwasserparameter wurden anfänglich nur anlassbezogen vorgenommen bzw. im Rahmen der wasserrechtlichen Genehmigungen eingefordert.

2.1.1 Überwachung der vertraglichen Regelungen und von Bescheidauflagen

Mit Inbetriebnahme der erweiterten biologischen Stufe und der zwischenzeitigen Novellierung des Wasserrechtsgesetzes wurden der Umfang und die Häufigkeit des Messprogramms erweitert. Zu den etablierten Abwasserparametern CSB und BSB₅ wurden die kostenrelevanten Parameter Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor in die laufenden Untersuchungen mit aufgenommen. Betroffen davon sind derzeit insgesamt 11 Betriebe >2000 EW CSB₁₂₀ die im Rahmen eines jährlichen Messprogramms (einmal wöchentlich an versetzten Wochentagen und 2 durchgängigen einwöchigen Messperioden jeweils im Frühjahr und Herbst jedes Jahres) an Hand ihrer Tagesmischproben auf die Einhaltung der vertraglichen vereinbarten Konsenswerte überprüft werden. Zusätzlich werden die Betriebe vierteljährlich auf alle in ihren wasserrechtlichen Bewilligungen begrenzten relevanten Abwasserparameter hin untersucht. Überschreitungen kommen dabei auf Grund der in den Betrieben gesetzten Maßnahmen nur vereinzelt vor.

2.1.2 Kaufmännische Trennung Großindustrie und Kommunalblock

Auf Grund der Anpassung der Kläranlage an den Stand der Technik bestand die Notwendigkeit zwischen der LINZ SERVICE GmbH als Betreiber und den Einleitern eine neue einheitliche vertragliche Grundlage zu schaffen. Die Vorgabe lautete mit jedem Betrieb eine entsprechend abgestimmte Begrenzung der Frachten für die Parameter CSB und Gesamtstickstoff zu finden, um den mit der Behörde vereinbarten stufen weisen Ausbau der Kläranlage nicht zu gefährden. Gleichzeitig sollte diese Vereinbarung auch die Grundlage für die Aufteilung der Kosten zwischen den industriellen Einleitern und dem Kommunalblock bilden. Im Rahmen der Vorarbeiten für die Anpassung an den Stand der Technik wurden die Betriebe daher aufgefordert, Anmelde-mengen für die relevanten Abwasserparameter (m³, CSB, ges-N und ges.-P) bekannt zu

geben. Die vorgelegten und mit allen Vertragspartnern abgestimmten Anmeldemengen wurden verbindlicher Bestandteil des neuen Abrechnungssystems.

Die Ausarbeitung des sehr umfangreichen und komplexen Vertragswerkes zwischen der LINZ SERVICE GmbH, den angeschlossenen Kommunen und den Industrieeinleitern bedurfte langwieriger und zäher Verhandlungen in einem extra dafür geschaffenen Expertengremium. Mittlerweile ist das neue Abrechnungssystem etabliert und genießt auf Grund der verursachergerechten Aufteilung der Kosten eine hohe Akzeptanz bei allen Vertragspartnern. Die vertragliche Regelung sieht vor, dass eine Überschreitung der Anmeldemengen zum Auslöser für den weiteren Ausbau der Kläranlage werden kann und der Verursacher die Kosten dafür zu tragen hat. Dadurch sind sämtliche Einleiter angehalten alle Möglichkeiten der Abwasserreduktion, Vorreinigung und Vermeidung auszuschöpfen. Aus volkswirtschaftlichen Überlegungen heraus könnte im Bedarfsfall aber auch einem weiteren Ausbau der Kläranlage der Vorzug gegeben werden.

Die Überprüfung der Anmeldemengen erfolgt im Rahmen der jährlichen Messkampagne. Es wurde vertraglich vereinbart, dass Anpassungen der Anmeldemengen erstmalig nach fünf und danach nach fünfzehn Jahren Vertragslaufzeit bei einer Gesamtlaufzeit von 25 Jahren möglich sind. Ein Abtausch von Frachten zwischen einzelnen Einleitern ohne Erhöhung der Gesamtanmeldemenge der Industriebetriebe ist grundsätzlich immer möglich.

Die Kostentrennung zwischen Kommunalblock und Industrie erfolgt im Rahmen der Jahresabrechnung auf Basis der in die Regionalkläranlage tatsächlich eingeleiteten Frachten getrennt nach Abwassermenge, CSB/BSB₅, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor abzüglich der Frachten der gesondert ermittelten Großindustrie.

2.2 Überwachung gewerblicher Indirekteinleiter

Mit der Überwachung von relevanten Abwasserableitungen aus Klein- und Mittelbetrieben wurde bereits kurz nach Inbetriebnahme der Kläranlage begonnen. Der Schwerpunkt lag zu diesem Zeitpunkt auf der Überprüfung von Einleitungen von Schwermetallen wie Blei, Chrom, Zink oder Nickel aber auch für Betonbauwerke korrosionschemisch interessanter Parameter wie Sulfat oder

der Ableitung von chlorierten Kohlenwasserstoffen. Die Überprüfungen wurden anhand von Stichproben oder von Tagesmischproben monatlich an Betriebsstandorten des gesamten Einzugsgebietes vorgenommen. Überschreitungen von Grenzwerten, sofern solche in den Bewilligungen überhaupt festgesetzt wurden, waren damals die Regel. Nur wenige Betriebe verfügten zu der Zeit über leistungsfähige Abwasservorbehandlungsanlagen.

Nach der Sanierung vieler Betriebe im Rahmen der Umsetzung der WRG-Novelle 1990 und der nachfolgenden Umsetzung der Indirekteinleiterverordnung 1998, wurde der Umfang der Überwachungen im Hause wieder reduziert, da auftretende Betriebsprobleme auf der Kläranlage immer überwiegend mit Störungen bei den Industrieeinleitern in Zusammenhang gebracht werden konnten. Derzeit werden Überwachungen bei den kleineren Indirekteinleitern im Rahmen von Schwerpunktprogrammen und anlassbezogen durchgeführt.

3 Dokumentation - Indirekteinleiterkataster

Bereits lange vor Inkrafttreten der Indirekteinleiterverordnung war klar, dass eine systematische EDV unterstützte Erfassung aller relevanten Daten von Indirekteinleitern langfristig unverzichtbar ist. So wurde schon vor Beginn der breiten Einführung von Personalcomputern mit teilweise selbst programmierten Anwendungen auf den ersten damals verfügbaren Rechnern begonnen systematisch Daten von Indirekteinleitern zu erfassen, elektronisch zu speichern und entsprechend auszuwerten.

3.1 Indirekteinleiterkataster Linz

Das Inkrafttreten der bei kommunalen Kläranlagenbetreibern ungeliebten Indirekteinleiterverordnung (IEV) setzte den letzten Schritt in der bisherigen Entwicklung, indem seitens der Behörde klare Vorgaben erlassen wurden, welche Daten und in welchem Umfang vom Wasserberechtigten zu sammeln, zu speichern und in geeigneter Form jährlich an die Behörde zu berichten waren.

Die Vorgaben der IEV für die praktische Umsetzung wurden sehr hoch angesetzt, die letztlich nicht nur eine eigene EDV Lösung erforderten sondern

im Bereich Abwasser der LINZ SERVICE GmbH auch den Aufbau einer eigenen Arbeitsgruppe mit zwei Vollzeitmitarbeitern notwendig machten.

Nach der ersten vorsichtigen Sichtung der Daten wurden im Einzugsgebiet der Regionalkläranlage Linz-Asten rund 750 Betriebe ermittelt, die unter das Regime der IEV fallen würden. Auf Grund der Größe der Kläranlage und der praktischen Erfahrungen der vergangenen Jahre wurde für eine Gruppe von Einleitern die keine gefährlichen Abwasserinhaltsstoffe ableiteten (reine Fettabscheideranlagen) Geringfügigkeitsgrenzen eingeführt. Dies erlaubte eine Reduktion auf rund 650 Betriebe die es zu betrachten galt. Aktuell werden im Kataster derzeit 651 Betriebe geführt und die erforderlichen Daten im Rahmen der jährlichen bzw. dreijährlichen Berichtspflicht gemäß IEV per Datenschnittstelle an die zuständige Behörde elektronisch übermittelt.

Trotz intensivster Bemühungen in mehr als 10 Jahren IEV ist es uns nicht gelungen alle Einleiter, vor allem einige die damals über eine relativ neue gültige wasserrechtliche Bewilligung verfügten, von ihrer erneuten Mitteilungspflicht gemäß § 5 bzw. der Übermittlung der Inhalte der Anlage C der IEV zu überzeugen. Auf Grund der großen Unsicherheit auch auf Seite der zuständigen Behörden wurde die Nichterfüllung von Vorgaben der IEV, wie auch z.B. die Übermittlung von Ergebnissen der Eigen- und Fremdüberwachung, über viele Jahre bei den Betrieben nicht geahndet. Erst seit den letzten Jahren werden säumige Betriebe seitens der zuständigen Behörden unter Androhung einer Verwaltungsstrafe aufgefordert ihren Verpflichtungen gemäß IEV nach zu kommen.

3.2 Indirekteinleitungen aus Umlandgemeinden

Für betriebliche Einleiter aus den 39 Umlandgemeinden wird mit der Standortgemeinde des Betriebes eine gemeinsame Zustimmung zur Ableitung abgegeben, da ja in diesem Fall die Einleitung nicht in die öffentliche Kanalisation der LINZ SERVICE GmbH erfolgt sondern zuerst in das jeweilige Netz der Standortgemeinde. Die gesamte Abwicklung von Neuanträgen gemäß IEV und die Führung des Betriebes im Kataster erfolgt als Dienstleistung für die Gemeinden zur Gänze durch die Mitarbeiter der LINZ SERVICE GmbH, Bereich Abwasser.

3.3 Kosten der Indirekteinleiterverordnung

Der hohe personelle und technische Aufwand der mit der Umsetzung der IEV einher ging, führte zu der Einführung eines einmaligen pauschalierten Aufwandsersatzes in Höhe von derzeit € 508,71 bzw. € 944,75 exkl. Ust. zur Abdeckung der Kosten für die Bearbeitung der Anträge, die Durchführung von Betriebsbegehungen etc. Für den laufenden Betrieb des Indirekteinleiterkatasters wird von jedem Indirekteinleiter eine jährliche Pauschale in Höhe von derzeit € 92,29 exkl. Ust. eingehoben.

4 Neue Indirekteinleiter – Konsensänderungen

Im Falle einer Neuansiedlung eines industriellen Großeinleiters im Einzugsbereich der Regionalkläranlage Linz-Asten besteht einerseits die Möglichkeit entsprechende Anmeldeanlagen einer bestehenden Einleitung eines anderen Betriebes zu übernehmen oder eine Erhöhung der bisherigen Anmeldeanlagen zu beantragen und die Kosten für den dadurch möglicherweise ausgelösten Ausbau der Kläranlage zu übernehmen. Für einen Einstieg in die bestehenden Verträge ist dazu die Zustimmung aller Vertragspartner erforderlich.

Ansuchen von Betrieben die zusätzliche oder auf Grund von neuen Prozessen veränderte Abwässer einleiten möchten, die zwar nicht relevant hinsichtlich ihrer Anmeldeanlagen sind, aber andere Schadstoffe wie z.B. Schwermetalle oder andere im Ablauf der Kläranlage per Bescheid limitierten Stoffe enthalten, werden vor einer Zustimmung zur Einleitung auf Basis aktueller Daten der Eigenüberwachung einer Aufstockungsrechnung unterzogen.

Dabei wird versucht für den betreffenden Stoff auf Basis der gemessenen Konzentrationen und Frachten im Zulauf und Ablauf der Kläranlage, sowie dessen möglicher Eliminationsrate durch Abbau oder über Einlagerung im Klärschlamm, abzuschätzen wie hoch letztendlich die tatsächliche Gefahr einer Grenzwertüberschreitung im Ablauf der Kläranlage unter verschiedenen Betriebsbedingungen ist. Auch die Vorgaben der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG müssen in die Betrachtung mit eingezogen werden.

Der gewählte Ansatz bei der Überprüfung auch von möglichst realistischen aktuellen Messdaten des Abwassers der geplanten Einleitung auszugehen stellt sicher, dass Betriebe auf Grundlage eines nachgewiesenen Bedarfs die Einleitung beantragen. Damit wird vermieden, dass unnötig große Sicherheiten bei den angestrebten Konsenswerten eingebaut werden.

Auf Basis dieser Prüfung wird dann mit dem Betrieb über eine Erhöhung des Konsenses einzelner Abwasserparameter verhandelt, oder der Antrag mit der Begründung der Gefahr einer möglichen Grenzwertüberschreitung und damit als möglicher Auslöser für einen weiteren Ausbau zu gelten, abgelehnt.

5 Einleitung von Chlorid und Sulfat aus Industrieanlagen

Der Einleitung von Chloriden und Sulfaten in die öffentliche Kanalisation wurde in der Vergangenheit relativ wenig Beachtung geschenkt, galten die im kommunalem Abwasser erreichten Konzentrationen doch meist als unproblematisch. In der biologischen Abwasserreinigung gelten die meist gut wasserlöslichen Chloride und Sulfate der Alkali- und Erdalkali Ionen als Durchläufer, da sie in keinem Prozessschritt einer nennenswerten Einlagerung oder einem Abbau unterliegen.

Der natürliche Gehalt an Chlorid und Sulfat im Trinkwasser liegt, sofern keinerlei geologische Besonderheiten vorliegen, in der Größenordnung von 10 – 50 mg/l. Durch die Nutzung als Prozesswasser kommt es aber durch den Zusatz unterschiedlichster Stoffe (z.B. Einsatz von Salzsäure oder Schwefelsäure zur Neutralisation von stark alkalischen Abwässern) zu einer Erhöhung der Konzentration von Chlorid und Sulfat im Abwasser, die in Einzelfällen auch mehrere 1000 mg/l betragen kann. Im kommunalen Abwasser liegt der Gehalt an Chlorid typisch im Bereich von 100 – 200 mg/l, Sulfat tritt üblicherweise in Konzentrationsbereich von 30 bis 100 mg/l auf.

Der Eintrag von Chlorid und Sulfat in die Regionalkläranlage Linz-Asten ist geprägt durch die Einleitungen von Betriebsabwässern aus dem Chemiepark Linz, dem Stahlwerk und den Abwässern aus der Papierproduktion. Im Ablauf der Kläranlage treten im Jahresmittel typisch Konzentrationen von 300 mg/l für Chlorid und 250 mg/l für Sulfat auf. Durch die Einleitung von mit Streusalz

belasteten Tauwässern können im Winter die Werte für Chlorid vereinzelt auch über 500 mg/l erreichen. Generell treten produktionsbedingt starke Schwankungen der Konzentrationen im Jahresverlauf auf.

Die bisher über die Kläranlage abgeleiteten Konzentrationen und Frachten von Chlorid und Sulfat stellen für die biologischen Abbauvorgänge als auch für die Vorflut (Vorgaben aus der QZV Chemie OG) derzeit noch kein Problem dar.

5.1 Korrosionsprobleme mit der Einleitung von Chloriden

Aufgrund der Anfrage eines Industriebetriebes auf Aufstockung seiner bisher genehmigten Maximalfracht um weitere rund 90 % für den Parameter Chlorid wurde seitens der LINZ SERVICE GmbH ein Gutachten bei der TU Graz in Auftrag gegeben, um zu prüfen inwieweit durch die damit verbundene Erhöhung der Konzentration an Chlorid ein erhöhtes Korrosionsrisiko für Anlagenteile gegeben ist.

Das Gutachten zeigt, dass bereits bisher mit den erreichten Konzentrationen ein erhöhtes Korrosionsrisiko für metallische Eisenwerkstoffe besteht. Besonders bei der im Abwasserbereich häufig eingesetzten nicht rostenden Stahlsorte 1.4301 (X5CrNi18-10) sowie bei Gusseisen besteht ein hohes Risiko für Lochfraß oder Spaltkorrosion. Mit verchromten oder beschichteten Stählen, ohne Oberflächenbeschädigungen, sollten keine Probleme bestehen. Für die Bewehrung von Betonteilen besteht dann keine Gefahr, sofern Rissfreiheit ($< 0,4$ mm) und eine ausreichende Überdeckung ($\geq 2,5$ cm in den betroffenen Teilen) gegeben ist.

5.2 Korrosionsprobleme mit der Einleitung von Sulfaten

Das Thema Sulfat im Abwasser aus Sicht des Korrosionsschutzes für Betonteile wird seit Jahren kontrovers diskutiert. Zuletzt wurden die Anforderungen an angreifende Wässer die mit Betonteilen in Kontakt kommen im Rahmen der ÖNORM B4710-1:2004 definiert. Aber auch in einer Reihe von anderen Normen und einschlägiger Merkblätter tauchen bei der Gefahr von angreifenden Wässern entsprechende Vorgaben hinsichtlich z.B. der erforderlichen W/Z Zahl oder der Art der Zuschläge etc. auf.

Die Sulfatkorrosion ist ein äußerst komplexer Vorgang und ist von einer Vielzahl von Einflussgrößen abhängig. Daher weichen auch die praktischen Erfahrungen von Kanalisations- und Kläranlagenbetreibern mit der Beständigkeit von Beton gegenüber erhöhten Sulfatgehalten in vielen Fällen von den Empfehlungen der Normen ab.

Diese unbefriedigende Situation und die Tatsache von hohen, immer wieder stark schwankenden Sulfatkonzentrationen in den Abwässern der Industriebetriebe haben die LINZ SERVICE GmbH bewogen ein Forschungsprojekt anzustoßen, mit dem Ziel Prognosen für ein Schadensrisiko unter lokalspezifischen und materialspezifischen Bedingungen bei schwankenden Sulfatkonzentrationen im Abwasser abgeben zu können. Im Fokus der Untersuchungen stehen dabei unter anderem die Bildung von Sulfatverbindungen wie Ettringit, Gips oder Thaumasit.

Mit dem Projekt, das finanziell gemeinsam mit einem Industrieinleiter getragen wird, wurde die TU Graz beauftragt. Erste Zwischenergebnisse von z.B. der Ist-Zustandserhebung von Betonbohrkernen aus einem großen Hauptsammler liegen zwar bereits vor, lassen aber noch keine detaillierten Aussagen zu. Bis zur Vorlage eines Endberichtes sind noch einige offene Fragen zu klären.

5.3 Korrosionsrisiko – Wer trägt die Kosten?

Gemäß unserer Maxime, der verursachergerechten Verteilung der Kosten stellte sich die Frage, wie die Einleitung von erhöhten Konzentrationen von Chlorid oder Sulfat monetär zu bewerten sei. Die von uns bei österreichischen und deutschen Städten durchgeführte Recherche hinsichtlich von verrechneten Kosten/Preisen für nicht standardisierte Abwasserparameter ergab, dass nur wenige Städte für Einzelparameter Kosten verrechnen bzw. Preise festgelegt haben. In Deutschland gibt es häufig nur die so genannten Starkverschmutzerzuschläge (meist auf Basis CSB/BSB₅) mit denen versucht wurde eine gerechtere Verteilung der Kosten zu erreichen.

Kosten/Preise für den Einzelparameter Chlorid konnten bei den Städten Leipzig und Magdeburg erhoben werden. Die Stadt Leipzig verrechnet an industrielle Einleiter je Tonne Chlorid € 510,00 netto, die Stadt Magdeburg je Tonne € 130,00 netto. Auf Grund des bereits jetzt vorliegenden erhöhten Korrosionsrisikos an Bauwerken und maschinellen Einrichtungen wird aktuell

die Einführung eines eigenen Entgeltes für Abwasserparameter wie Chlorid oder Sulfat auch bei uns im Hause diskutiert. Entsprechende Modellkalkulationen werden derzeit durchgeführt.

6 Herausforderung Mikroschadstoffe EmRegV OW - PRTR

Die EU-PRTR Verordnung verpflichtet Kläranlagen größer als 100.000 EW Betrachtungen von Emissionen so genannter prioritärer und prioritär gefährlicher Stoffe in die Medien Wasser, Boden und Luft vorzunehmen und bei Überschreitung bestimmter Schwellenwerte auch die entsprechenden Jahresfrachten anzugeben. Mit der österreichischen EmRegV-OW wurde für das Medium Wasser ergänzend dazu nicht nur eine von der PRTR-Verordnung abweichende nunmehrige Messverpflichtung für einzelne Parameter eingeführt, sondern auch Kläranlagen < 100.000 EW mit aufgenommen. In gleicher Weise betroffen davon sind auch die industriellen Grobeinleiter (Direkt-, Indirekteinleiter).

Über viele der in der prioritären Stoffliste geführten Parameter liegen derzeit noch wenige Messdatendaten vor. Die auftretenden Konzentrationen dieser Mikroschadstoffe im Abwasser sind häufig sehr gering, die analytischen Messverfahren dazu entsprechend aufwendig und die Eintragspfade dieser Stoffe in die Gewässer sind nicht immer bekannt.

Derzeit gewinnt man den Eindruck, dass Messungen auf das Vorhandensein von Stoffen im Abwasser ein probates Mittel sind um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen. Gleichzeitig unterbleibt aber eine gezielte Suche nach den eigentlichen Emissionsquellen. Ob die dafür nunmehr eingesetzten finanziellen Mittel richtig eingesetzt sind, darf daher bezweifelt werden. Der zusätzliche finanzielle und auch bürokratische Aufwand der seitens der Kläranlagenbetreiber hier für eine reine Datenbeschaffung zusätzlich zu leisten ist, steht in keinerlei Verhältnis zum Nutzen für die Gewässer. Die Zusatzkosten für die Regionalkläranlage Linz-Asten aus der EmRegV-OW für Probenahme, Probenvorbereitung und Analytik nur für die Parameter der Tabelle 2, Spalte IV belaufen sich für 2010 trotz der zwischenzeitig getroffenen Einschränkungen immer noch auf mindestens € 4.000,00.

Mittel- und langfristig muss das Ziel daher die Vermeidung des Eintrags prioritärer bzw. prioritär gefährlicher Stoffe über diffuse Einträge bzw. aus Produktionsanlagen von Indirekteinleitern lauten.

Ziel kann nicht sein, die Kläranlagenbetreiber auf Grund der künftig vorliegenden Messergebnisse zu verpflichten zusätzliche Reinigungsstufen zu errichten. Das muss klar auf politischer und wirtschaftlicher Ebene über verpflichtende Stoffsubstitution bis hin zu Einsatzbeschränkungen oder dem Einsatzverbot bestimmter Stoffe geregelt werden.

7 Literatur

- BEGERT A., KANDLER W.: Versuche zur gemeinsamen Reinigung von Kokereiabwasser und häuslichem Abwasser unter besonderer Berücksichtigung extremer Stoßbelastungen. *Vom Wasser*, 49, 71-115, 1977
- BEGERT A.: Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes; eines chemischen Betriebes und einer Kokerei. *Wiener Mitteilungen*, 24, 1978a
- BEGERT A.: Untersuchungen über den Anschluss von Industrieanlagen an eine Regionalkläranlage. 4. EAS Symposium München, Tagungsband, 124-140, 1978b
- v.d. EMDE W.: Belastungsschwerpunkt Donau – Abwasseranfall und Abwasserfrachten im Raume Linz, *Gutachten*, 1974
- v.d. EMDE W.: Gemeinsame Behandlung von betrieblichen und kommunalen Abwässern in einer Abwasserreinigungsanlage. Vortrag am Verbandstag der österreichischen Wasserverbände, 1986
- NOWAK O., SVARDAL K.: Observations on the kinetics of nitrification under inhibiting conditions caused by industrial waste water compounds. *Wat.Sci.Tech*, 28 (2), 115-123, 1993
- NOWAK O.: Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgeblichem Industrieabwassereinfluss. *Wiener Mitteilungen*, 138, 1996
- SCHWEIGHOFER P.: Nitrifikationshemmstoffe und Abwasserreinigung. *Wiener Mitteilungen*, 108, T1-T27, 1992
- SCHWEIGHOFER P.: Nitrifikationshemmstoffe bei kommunaler Abwasserreinigung. Dissertation, *Wiener Mitteilungen*, 138, 1997
- KROISS H.: Gutachten über den Einfluss erhöhter Chloridkonzentrationen im Abwasserzulauf der Regionalkläranlage Asten auf die Reinigungsleistung und die Schlammbehandlung, 2009
- TRITTHART J.: Stellungnahme hinsichtlich der Korrosionsgefährdung von metallischen Werkstoffen zufolge erhöhter Chloridfrachten, 2009

ÖNORM B 4710-1:2004 „Beton – Teil 1: Festlegung, Herstellung, Verwendung und
Konformitätsnachweis“

EmRegV-OW v. 29.1.2009

E- PRTR Begleitverordnung v. 20.12.2007

Korrespondenz an:

Ing. Friedrich Hohegger

LINZ SERVICE GmbH, Bereich Abwasser

Wienerstraße 151

4021 Linz

Tel: +43 732 3400 6742

eMail: f.hohegger@linzag.at

Nebenstrombehandlung von Molkereiabwasser auf kommunalen Kläranlagen-Vermeidung von Blähschlamm und verringerter Energiebedarf

Norbert Matsché¹, Harald Bayer²

¹Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien,

²AWV Bad Vöslau

Kurzfassung: Wegen einer wesentlichen Erweiterung der Verarbeitungskapazität der Molkerei Baden konnte der zukünftige Abwasseranfall nicht mehr in der Kläranlage Baden untergebracht werden und es musste eine neue Lösung gefunden werden. Für die Einleitung der Abwässer in die Kläranlage Bad Vöslau, in der noch eine Reservekapazität vorhanden war, wurden unterschiedliche Varianten untersucht. Die Variante 4, bei der Überschussschlamm der kommunalen Kläranlage als Reaktionsmedium für die Behandlung der Molkereiabwässer im Belebungsbecken-alt genutzt wird, stellte sich als günstigste Variante heraus. Mit dieser Technik wird ein gesicherter Abbau der Stoffe, die die Absetzeigenschaften des belebten Schlammes in der Kläranlage negativ beeinflussen könnten, erreicht. Die beim Abbau gebildete Biomasse aus dem Molkereiabwasser wird mit dem Überschussschlamm der Gesamtanlage nach einer maschinellen Überschussschlammeindickung in die Faulung eingebracht. Die Anlage wurde nach dem vorgeschlagenen Konzept umgebaut und ist seit mehreren Jahren zur vollen Zufriedenheit unter Einhaltung aller gesetzlichen Anforderungen in Betrieb.

1 Einleitung

Bei der Einleitung von Abwässern der Nahrungsmittelindustrie und anderen leicht abbaubaren Industrieabwässern in kommunale Kläranlagen kommt es häufig zur Ausbildung von Schlämmen mit schlechten Absetzeigenschaften (Blähschlamm). Zu solchen leicht abbaubaren Abwässern zählen vor allem auch Abwässer von milchverarbeitenden Betrieben.

Die NÖM AG mit ihrer Betriebsstätte in Baden veränderte in letzter Zeit ihren Betrieb, was zum Teil eine wesentliche Steigerung des Abwasseranfalls bewirkt hat. Da diese Abwasserfracht kurzfristig in der Kläranlage Baden, in der die Abwässer dieses Betriebes gereinigt wurden, nicht aufgenommen werden konnten, wurde seitens des Betriebes die Möglichkeit erwogen, die vorhandene Kapazität der Verbandskläranlage Bad Vöslau für die Reinigung der Abwässer zu nutzen.

Die Molkerei besitzt eine Nutzwasserleitung von einem Brunnen in Bad Vöslau zu ihrem Betriebsgelände. Dieser Brunnen liegt nur in einer geringen Entfernung zu einem Kanal, der zur Kläranlage Bad Vöslau führt. Damit hätte sich die Möglichkeit ergeben, kurzfristig Abwasser aus der Molkerei in die Gemeindekanalisation Bad Vöslau einzuleiten. Eine zweite Alternative war die Verlängerung der angeführten Nutzwasserleitung direkt zur Kläranlage Bad Vöslau und die Aufbereitung der Molkereiabwässer vor deren Kontakt mit dem kommunalen Abwasser. Grundsätzlich ist auch die Variante einer Vorbehandlung der Molkereiabwässer auf dem Betriebsgelände der NÖM AG Baden und die Ableitung des vorgereinigten Abwassers zur Kläranlage Bad Vöslau möglich.

Als Grundlage für eine Entscheidung über die Ableitung der Abwässer der NÖM AG, Betrieb Baden, und Einleitung in die Kläranlage Bad Vöslau wurde das Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität beauftragt, die Möglichkeiten für die Einleitung der Molkereiabwässer in die Kläranlage Bad Vöslau zu untersuchen und die Varianten verfahrenstechnisch zu bewerten.

2 Das Molkereiabwasser der NÖM AG Baden

In der Tabelle 1 sind die Werte zum Ausbau der NÖM AG, Betrieb Baden, zusammengestellt:

Tabelle 1: Übersicht zum Ausbau der NÖM AG, Betrieb Baden

	Ausbaustufe	Abwasser- menge	Einwohner- gleichwerte	BSB ₅ - Fracht
		(m ³ /d)	(EGW)	(kg BSB ₅ /d)
1	Bestehender Konsens KA Baden	500	5000	
2	Bestellter Ausbau bei der KA Baden	700	15000	900
3	Standortkonzentration	1400	30000	1800
4	Produktionserweiterung	1400	50000	3000

Aus dieser Zusammenstellung ist ersichtlich, dass die Abwasserbelastung wesentlich gesteigert wird und in der Kläranlage Baden ohne wesentliche Erweiterung nicht untergebracht werden kann.

Die Charakteristik des Molkereiabwassers entspricht nach einer Vorneutralisation auf dem Areal der Molkerei Baden (pH-Grenzwerte von 6,5 und 9,5) der Emissionsverordnung für Molkereibetriebe/Indirekteinleiter. Das Nährstoffverhältnis BSB₅ : N : P wurde mit 100 : (3 - 5) : (1,5 - 2,5) angegeben. Das CSB : BSB₅ – Verhältnis liegt im Bereich von 1,5 - 2,5 : 1.

3 Kläranlage Bad Vöslau

3.1 Allgemeines

Die Verbandskläranlage Bad Vöslau war auf 90.000 EW ausgelegt und seit 1997 in Betrieb. Vor der Erweiterung war die Anlage für 40.000 EW ausgelegt und reinigte das Abwasser der Gemeinden Bad Vöslau, Enzesfeld-Lindabrunn, Hirtenberg, Kottlingbrunn und Leobersdorf. Die damalige Anlage war nur für Kohlenstoffabbau bemessen, konnte jedoch kurzzeitig wegen des unvollständigen Anschlussgrades mit Stickstoffentfernung betrieben werden. Ende der 80er Jahre ergaben sich jedoch deutliche Überlastungserscheinungen. Im Zuge der Überlegungen für die Erweiterung und Anpassung an den Stand der Technik wurde eine Vergrößerung des Einzugsgebietes unter Einbeziehung der Triestingtalgemeinden Berndorf, Hernstein, Pottenstein, Weißenbach, Furth und

Schönau sowie eine Ausweitung des Abwasserkonsenses auf 90.000 EW vorgenommen. In Anbetracht der wirtschaftlichen Entwicklung im Einzugsgebiet wurden entsprechende Kapazitätsreserven bei der Auslegung der Anlage berücksichtigt.

Das derzeitige Einzugsgebiet der Anlage wird zu etwa 20 % im Mischsystem und 80 % im Trennsystem entwässert. Zu den Gemeinden bzw. Katastralgemeinden mit Mischsystem gehören Ödlitz, Großau, St. Veit a.d. Triesting, Leobersdorf, Lindabrunn und Siebenhaus, jene mit Trennsystem sind Neuhaus, Furth, Weissenbach, Fahrafeld, Pottenstein, Alkersdorf, Hernstein, Aigen, Neusiedl, Grillenberg, Veitsau, Berndorf, Hirtenberg, Kottlingbrunn Gainfarn, Enzesfeld und Bad Vöslau. Der Abfluss im Kanal ist zeitweise durch einen erheblichen Fremdwasseranteil gekennzeichnet; ein Grund dafür ist in dem teilweise recht alten Kanalnetz zu sehen.

Bei der Planung der neuen Anlage wurde zur Einsparung von Investitionskosten die vorhandene Infrastruktur der alten Anlage weitgehend genutzt, wodurch die spezifischen Kosten für die Erweiterung entsprechend gesenkt werden konnten. So wurde im Wesentlichen der mechanische Teil der Abwasserreinigung nur durch die Installation einer neuen Rechenanlage ergänzt. Die alte Belebungsstufe wurde mit geänderter Leitungsführung vollständig in das neue Anlagenkonzept integriert. Auch der alte Faulbehälter steht nach einer Revision der maschinellen Einrichtungen wieder für die Schlammfäulung zur Verfügung.

3.2 Wasserrechtliche Auflagen

3.2.1 Wasserrechtsbescheid

Im Wasserrechtsbescheid der NÖ Landesregierung vom 6. August 1991 waren folgende Anforderungen an die Abwasserreinigung festgelegt:

BSB ₅	max. 20 mg/l
CSB	max. 75 mg/l
NH ₄ -N	max. 5 mg/l
PO ₄ -P	max. 0,8 mg/l
N _{ges} -Entfernung	70 % (T > 12°C) 60 % (T > 8°C)

Das Maß der Wasserbenutzung wurde wie folgt festgelegt:

<i>Auslegung für:</i>	<i>Rohschmutzfracht</i>	<i>max. 90.000 EGW60</i>
	<i>Trockenwetterzufluss</i>	<i>max. 33.000 m³/d</i>
	<i>Mischwasserzufluss</i>	<i>max. 50.000 m³/d</i>

3.2.2 Anforderungen gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser

Die im Bescheid festgelegten Anforderungen an die Ablaufqualität entsprechen im Wesentlichen den Emissionswerten der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEV, Stand 1991) und stellen zum damaligen Zeitpunkt sicherlich eine strenge und anspruchsvolle Regelung dar. Im Jahre 1996 wurde die 1. AEV novelliert und dabei weitgehend an die betreffende EU-Richtlinie angepasst. In der folgenden Tabelle 2 sind die Anforderungen hinsichtlich Stickstoffentfernung gemäß 1. AEV der Ausgaben 1991 und 1996 für die Anlagengröße > 50.000 EW₆₀ angeführt.

Tabelle 2: Anforderungen hinsichtlich Stickstoffentfernung gemäß 1. AEV für die Anlagengröße > 50.000 EW₆₀

	1. AEV – 1991	1. AEV - 1996
NH ₄ -N	5mg/l	5 mg/l
-Temperatur	> 12 °C	>8 °C
- max. Überschreitung	100 %	100 %
N-Entfernung	60 % 70 %	70 %
- Temperatur	8 - 12 °C >12 °C	> 12 °C
Überwachungsmodus für N-Entfernungsgrad	Tageswerte, "4 von 5 Regel"	Tageswerte, Überschreitungshäufigkeit Jahresmittelwert

Wie aus der Tabelle ersichtlich, wurden die Anforderungen an die Stickstoffentfernung bei Temperaturen unter 12 °C fallen gelassen, andererseits wurde jedoch die Anforderung an die Nitrifikation bis zu Temperaturen von über 8 °C einbezogen. Eine Verschärfung stellt auch die Tatsache dar, dass die Werte auch bei Mischwasseranfall eingehalten werden müssen. Für den festgelegten Entfernungsgrad von 70 % gilt jedoch der Jahresmittelwert, im Gegensatz zur strengeren "4 von 5 - Regelung" der alten Verordnung.

3.3 Beschreibung der Anlagenteile

In der folgenden Zusammenstellung sind die wesentlichen technischen Daten der Anlage ersichtlich. Abbildung 1 zeigt den Lageplan der Kläranlage.

1. Zulauf-Messstation:
Q (Venturi), pH, LF; mengenproportionale Probenahme
(Tagesmischprobe)
2. mechanische Reinigung:
Rechen neu: Huber-Rotamat (1,2 cm Spaltweite) mit Rechengutwäsche
Rechen alt: Harkenrechen grob (2 cm Spaltweite),
fein (1,2 cm Spaltweite)
Rundsandfang (Altbestand) $O = 14,2 \text{ m}^2$
Sandwäscher
Vorklärung: Rechteckbecken, $V = 600 \text{ m}^3$ (derzeit außer Betrieb)
3. zentrales Pumpwerk:
5 Tauchpumpen á 45 kW für:
Abwasser (2 Stk.), Rücklaufschlamm (2 Stk), Beschickung des NKB alt. 2
Exzentrerschneckenpumpen für Überschussschlamm
4. Biologie:
BB alt: Umlaufbecken $V = 1800 \text{ m}^3$,
als Bio-P-Becken geplant, als Kontaktbecken mit Molkereiabwasser und
Rücklaufschlamm betrieben
2 Rührwerke; 2 x 7,5 m Rotoren (Antrieb á 30 kW) vorhanden ein dritter
Rotor seit der Erweiterung der Molkerei auf 50.000 EW
BB neu: 2 Umlaufbecken $V = 2 \times 7500 \text{ m}^3$; je 6 x 9 m Rotoren $d = 1,0 \text{ m}$;
je 2 Rührwerke
5. Nachklärung:
NKB-alt: Rechteckbecken horizontal durchströmt
NKB-neu: 2 Rundbecken mit jeweils $O = 1590 \text{ m}^2$, $V = 5500 \text{ m}^3$
6. Messstation-Ablauf: Temp., pH, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ (kontinuierlich)
7. Schlammbehandlung:
Primärschlammeindicker: $V \sim 50 \text{ m}^3$, 2 Rohschlammumpen;
maschinelle Überschussschlammeindickung (MÜSE): 2 x Kombination
Seihband mit Siebtrommel;
Faulbehälter neu: $V = 2500 \text{ m}^3$;

Die Rohabwasserpumpen förderten das Abwasser in das alte Belebungsbecken, dem auch der Rücklaufschlamm zugeleitet wurde. Das Volumen dieses Beckens wurde beim Ausbau durch Aufhöhung auf 1800 m³ vergrößert. Die vorhandene Belüftungseinrichtung wurde nicht verändert, jedoch wurden zusätzliche Umwälzaggregate installiert. Zur Ermöglichung einer vermehrten biologischen Phosphorentfernung wurde das Abwasser-Schlamm-Gemisch in diesem Becken nur durchmischt und nicht belüftet.

Anschließend floss das Abwasser-Schlamm-Gemisch den beiden neuen Belebungsbecken zu, welche wahlweise parallel oder seriell durchflossen werden können. Die sechs Rotoren je Becken wurden über eine Ammonium-Nitrat-Regelung zu bzw. weg geschaltet. Dies brachte neben sehr hoher Stickstoffentfernung auch Vorteile hinsichtlich Energieeinsparung mit sich. Als Ergänzung zur vermehrten biologischen Phosphorentfernung wurde im Ablauf der Belebungsbecken in Hinblick auf die Einhaltung der geforderten Phosphorablaufwerte Fe^{3+} zur Simultanfällung dosiert.

Im Verteilerbauwerk wurde das Abwasser-Schlamm-Gemisch auf die zwei neuen Nachklärbecken und auf das alte Nachklärbecken aufgeteilt. Die Beschickung des alten Nachklärbeckens erfolgte dabei mit konstanter Menge. Die Überwachung der gleichmäßigen Aufteilung auf die beiden neuen Becken erfolgte mittels Messung des Schlammspiegels in diesen Becken.

Der Rücklaufschlamm aus den beiden neuen Nachklärbecken gelangte über eine Leitung zum Rücklaufschlammschacht im zentralen Pumpwerk. Aus dem alten Nachklärbecken wurde der Rücklaufschlamm über die alte RS-Schnecke ebenfalls diesem Schacht zugeleitet. Die Rücklaufschlammförderung war bis zu einem Abwasserzufluss von 300 l/s proportional zum Zufluss mit einem Rücklaufverhältnis (RV) von 1,0 eingestellt. Über dieser Zulaufmenge wurde die RS-Menge nicht weiter gesteigert.

In der Messstation für den Ablauf der Kläranlage wurde kontinuierlich $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, und $\text{PO}_4\text{-P}$ gemessen sowie Temperatur und pH-Wert erfasst. Das gereinigte Abwasser wird in den Wr. Neustädter Kanal eingeleitet.

Der aus dem Vorklärbecken abgezogene Primärschlamm gelangte in den Voreindicker und wurde von dort mittels zweier Betrieb/Pause-gesteuerter Rohschlammumpen der Faulung zugeführt. Der Überschussschlamm wurde aus dem Rücklaufschlammkreislauf abgezogen und in zwei Einrichtungen zur

maschinellen Überschussschlammeindickung (MÜSE; unter Zugabe von 10 g akt. Polymer pro kg Trockensubstanz) eingedickt und anschließend ebenfalls dem neuen Faulbehälter zugegeben.

Im Faulbehälter wurde der Schlamm bei ca. 37 °C und einer Aufenthaltszeit von ca. 30 Tagen stabilisiert. Der ausgefaulte Schlamm wurde dem als Zwischenstapler eingesetzten alten Faulbehälter zugeführt und anschließend in der Kammerfilterpresse unter Polymer- und Eisenzugabe (5 g akt. Polymer pro kg Trockensubstanz) entwässert. Der auf etwa 30 % Trockensubstanz entwässerte Schlamm wurde von einer Fachfirma entsorgt.

Das bei der Faulung entstehende Gas wurde lediglich für die Beheizung des Faulbehälters und der Betriebsgebäude verwendet. Seit der Errichtung eines Blockheizkraftwerkes ist jedoch auch eine Nutzungsmöglichkeit zur Stromerzeugung gegeben.

3.4.2 Belastung der Kläranlage

Die Verbandskläranlage war im Jahr 1997 bezogen auf CSB im Mittel mit knapp 52000 EW₁₂₀ (6200 kg CSB/d) und 1998 (Jänner bis Juli) mit rund 57000 EW₁₂₀ (6800 kg CSB/d) belastet. In diesen Zeiträumen erreichten im Mittel 590 bzw. 570 kg N/d und 88 bzw. 96 kg P/d die Anlage. Die Zunahme der Belastung in den letzten Jahren ist aus der Tabelle 3 ersichtlich.

Tabelle 3: Zunahme der kommunalen Belastung der KA Bad Vöslau

		Belastung 1997/98	Belastung 2009
Zulauf Menge Q	m ³ /d	-	28427
CSB Fracht	kg/d	6420	8074
EGW ₁₂₀		53500	67300
N-Fracht	kg/d	570	737
P-Fracht	kg/d	96	151

Im Jahresverlauf erkennt man deutliche Schwankungen der Belastung die zum Teil auf den hohen Fremdwasseranteil im Zulauf der Kläranlage zurückzuführen sind Abbildung 2.

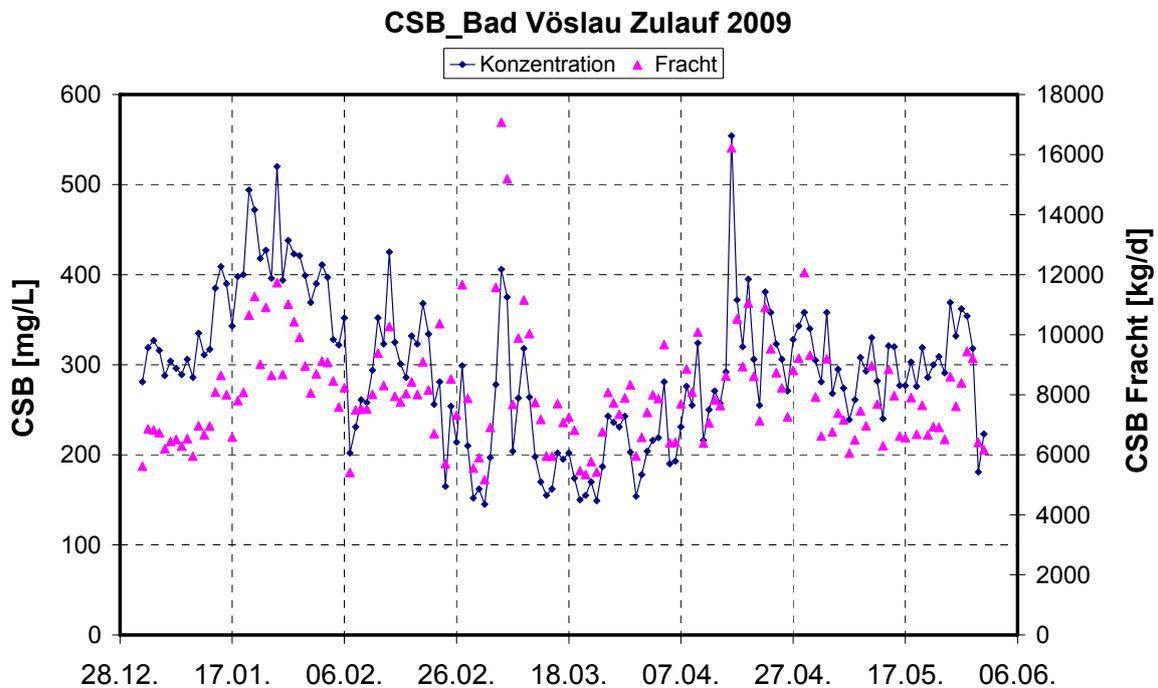


Abbildung 2: Belastung der Kläranlage Bad Vöslau 2009

3.4.3 Reinigungsleistung

Die Reinigungsleistung der Kläranlage Bad Vöslau war sowohl hinsichtlich der Kohlenstoff- als auch der Stickstoffverbindungen sehr weitgehend. Der Stickstoff-Entfernungsgrad lag bei knapp 85 % im Jahre 1997 bzw. bei fast 89 % 1998 (η_{N-F} in beiden Fällen ca. 500 kg N/d).

Die Phosphorverbindungen, die mittels Simultanfällung in Kombination mit Bio-P entfernt wurden, konnten ebenfalls um knapp 90 % verringert werden (η_{P-F} ca. 80 kg P/d).

3.5 Beurteilung der Belastung der Anlage

Für die Auslegung der Anlage bei der Erweiterung und Anpassung an den Stand der Technik wurde von den damals geltenden gesetzlichen Vorgaben ausgegangen. Aus diesem Grunde mussten in Hinblick auf die 4 von 5 Regel

auch bei planmäßiger Außerbetriebnahme eines der beiden neuen Belebungsbecken die Emissionswerte praktisch jederzeit eingehalten werden. Daher wurde das Belebungsbecken alt in die Bemessung mit einbezogen, da nur mit der Kombination BB-alt und ein BB-neu die Einhaltung der Stickstoffwerte gemäß 1. AEV - 1991 nachgewiesen werden konnte. Inzwischen gilt nach Novellierung der 1. AEV für die Stickstoffelimination ein Jahresmittelwert für Temperaturen über 12 °C von 70 %.

Die Anlage wird hervorragend betrieben und die tatsächlich gemessenen Stickstoffablaufwerte liegen wesentlich günstiger als im Bescheid gefordert. Für die Anlage kann daraus gefolgert werden, dass auch bei Außerbetriebnahme und kurzfristiger Verschlechterung der Ablaufwerte der Jahresmittelwert von 70 % gesichert einhaltbar ist, da die Stickstoffelimination über weite Bereiche des Jahres über 85 % liegt.

Diese hervorragenden Betriebsergebnisse müssen zwar wegen der noch unter der Bemessungsbelastung gefahrenen Anlage relativiert werden. Bei klärtechnischen Berechnungen unter Einbeziehung des aus den beiden neuen Belebungsbecken sich ergebenden Reaktionsvolumens konnte jedoch nachgewiesen werden, dass mit den im Betrieb eingesetzten Schlammkonzentrationen im Belebungsbecken noch Belastungen über 90.000 EGW gereinigt werden können.

Damit war sichergestellt, dass bei geringer verbleibender Restbelastung nach Reinigung bzw. Vorbehandlung des Molkereiabwassers keine Einschränkung für die Mitgliedsgemeinden des Abwasserverbandes Bad Vöslau entsteht. Voraussetzung hierfür war jedoch, dass bei der Vorbehandlung des Molkereiabwassers eine Frachtreduktion von mindestens 90 % und eine Elimination der Stoffe erreicht wird, die eine Beeinflussung des Schlammindezes verursachen können.

Eine Außerbetriebnahme des BB-alt stellte für den Betrieb der Kläranlage Bad Vöslau keine neue Verfahrenssituation dar. Nach Fertigstellung der neuen Anlagenteile (zwei Belebungsbecken neu, zwei Nachklärbecken neu) wurden die alten Anlagenteile revidiert und für das neue Verfahrenskonzept umgebaut. Während der Zeit dieser Umbauarbeiten wurde die Anlage nur mit den beiden neuen Belebungsbecken und Nachklärbecken problemlos über mehrere Monate betrieben.

4 Übersicht über die möglichen Varianten für die Reinigung der Abwässer der NÖM AG Baden

Für die Einleitung der Molkereiabwässer in die Kläranlage Bad Vöslau boten sich grundsätzlich folgende Möglichkeiten an:

Variante 1: Einleitung der Abwässer in Kanalisation und gemeinsame Behandlung mit kommunalem Abwasser in KA Bad Vöslau

Variante 2: Vorbehandlung auf Gelände der NÖM AG und Ableitung zur Nachbehandlung auf KA Bad Vöslau

Variante 3: getrennte Ableitung zur KA Bad Vöslau und Vorbehandlung in einer eigenen Anlage auf dem Gelände der KA Bad Vöslau

Variante 4: getrennte Ableitung zur KA Bad Vöslau und Reinigung der Abwässer der NÖM AG im BB-alt der KA Bad Vöslau unter Nutzung des ÜS der kommunalen Anlage (Abbildung 3)

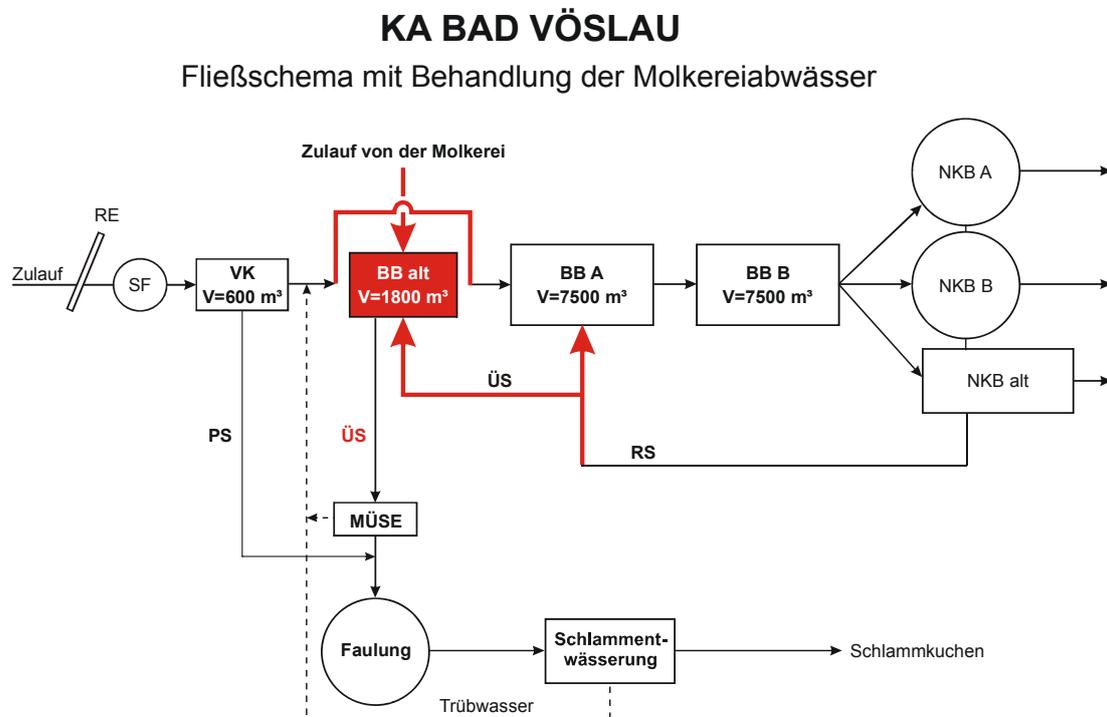


Abbildung 3: Fließschema KA Bad Vöslau - Variante 4

4.1 Variante 4: getrennte Ableitung zur KA Bad Vöslau und Reinigung der Abwässer der NÖM AG im BB-alt der KA Bad Vöslau unter Nutzung des ÜS der kommunalen Anlage

Diese Variante entspricht im Prinzip der Variante 3.2 (kontinuierliche Fermentation unter Verwendung von BB-alt). Als wesentliche Verbesserung wird aber hier der Überschussschlamm aus der kommunalen Kläranlage als Reaktionsmedium zusätzlich eingeleitet. Dieser Schlamm, der aus den Abwässern von ca. 60.000 EW in der Schwachlastbelebungsanlage mit Nährstoffentfernung gebildet wurde, weist eine Reihe günstiger Eigenschaften auf, die der Reinigung des Molkereiabwassers im BB-alt zugute kommen. Die Reinigungswirkung dürfte bei dieser Verfahrensweise 95 % betragen und ist damit die höchste der zur Auswahl stehenden Vorbehandlungsschritte. Mit dieser Technik wird ein gesicherter Abbau der Stoffe, die die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes in der Kläranlage Bad Vöslau negativ beeinflussen könnten, erreicht. Die beim Abbau gebildete Biomasse aus dem Molkereiabwasser wird in den Überschussschlamm der Gesamtanlage integriert und gleichzeitig mit diesem in der maschinellen Überschussschlammverdickung (MÜSE) abgezogen. Da die Abwässer der Molkerei in relativ konzentrierter Form anfallen, liegt die Gesamtmenge des Überschussschlammes nach diesem Vorbehandlungsschritt noch in einer Größenordnung, die mit den vorhandenen maschinellen Einrichtungen bewältigt werden kann.

Hinsichtlich der Gasausbeute in der Faulung aus dem Überschussschlamm sind zwei Phänomene zu beachten. Einerseits kommt es durch die Vermehrung des Schlammes zufolge der Reinigung des Molkereiabwassers zu einer Erhöhung der organischen Substanz und in der Folge auch der Gasproduktion. Andererseits wird der Überschussschlamm aus der kommunalen Anlage jedoch entsprechend der Aufenthaltszeit im BB-alt belüftet und verliert dadurch Kapazität zur Bildung von Biogas.

An zusätzlichen Massnahmen für die Realisierung dieser Variante sind nur eine Zu- und Ableitung von Überschussschlamm beim Belebungsbecken-alt, eine Adaptierung des Beckens sowie eine zusätzliche O₂-Steuerung und allenfalls eine Abdeckung des Beckens erforderlich. Wegen der nunmehr verlängerten Laufzeit der MÜSE ist der Betrieb derselben auch außerhalb der Dienstzeit des

Klärpersonals erforderlich wofür eine zusätzliche Störmeldeeinrichtung zu installieren ist.

In Abbildung 4 ist die geänderte Leitungsführung im Fall der Variante 4 in den Lageplan der Kläranlage Bad Vöslau eingetragen.

Bei allen Vorbehandlungsvarianten mit Ausnahme der beiden mit anaerober Verfahrenstechnik kommt es durch die Molkereiabwassereinleitung zu einem erhöhten Schlammanfall, der bei der Entwässerung eine Erhöhung der Kapazität der Schlammpresse erforderlich macht. Diese Kapazitätserweiterung kann im gegebenen Fall sehr günstig durch Hinzufügen von Filterplatten erfolgen, da die Kammerfilterpresse noch nicht mit der maximalen Anzahl an Platten ausgerüstet ist.

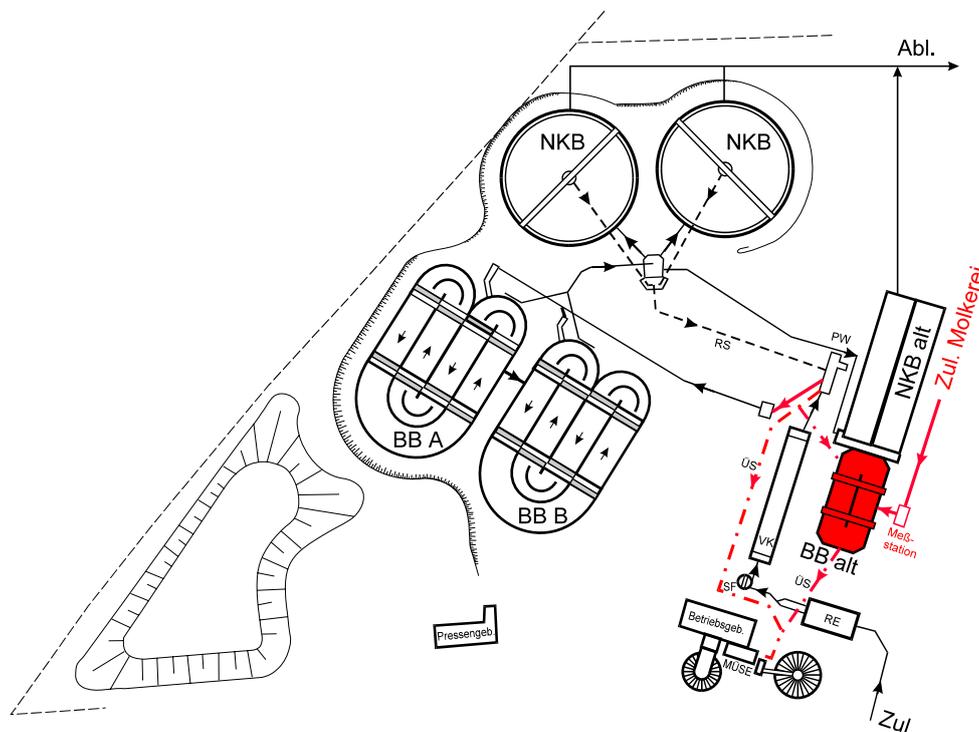


Abbildung 4 : Lageplan der KA Bad Vöslau mit Leitungsführung bei Variante 4

Eine **Verminderung der Reservekapazität** der Kläranlage Bad Vöslau kommt nur bei Variante 1 entsprechend der Belastung voll zur Auswirkung. Bei allen anderen Varianten tritt je nach Güte der Vorbehandlung eine entsprechende Frachtverminderung und damit eine Verringerung beim Zugriff auf die Reserven der Kläranlage ein. Die geringsten Auswirkungen ergeben sich hier bei Variante 4 aufgrund der hohen Reinigungswirkung und der damit minimalen Restbelastung.

Aufgrund einer verfahrenstechnischen Bewertung der einzelnen Varianten und einer groben Kostenabschätzung bot die Variante 4 die größten Vorteile (Matsché N. et al 2001).

Bei dieser Variante (Variante 4) wird der Überschussschlamm der kommunalen Kläranlage als Reaktionsmedium für die Behandlung der Molkereiabwässer im Belebungsbecken-alt genutzt. Dieser Schlamm, der aus den Abwässern von ca. 60.000 EW in der Schwachlastbelebungsanlage mit Nährstoffentfernung gebildet wurde, weist eine Reihe günstiger Eigenschaften auf, die der Reinigung des Molkereiabwassers im BB-alt zugute kommen. Die Reinigungswirkung dürfte bei dieser Verfahrensweise 95 % betragen und ist damit die höchste der zur Auswahl stehenden Varianten. Mit dieser Technik wird ein gesicherter Abbau der Stoffe, die die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes in der Kläranlage Bad Vöslau negativ beeinflussen könnten, erreicht. Die beim Abbau gebildete Biomasse aus dem Molkereiabwasser wird in den Überschussschlamm der Gesamtanlage integriert und gleichzeitig mit diesem in der maschinellen Überschussschlammverdickung (MÜSE) abgezogen (Matsché N. 2002.)

An zusätzlichen Maßnahmen für die Realisierung dieser Variante sind eine Zu- und Ableitung von Überschussschlamm beim Belebungsbecken-alt, eine Adaptierung des Beckens, eine zusätzliche O₂-Steuerung und allenfalls eine Abdeckung des Beckens sowie eine Adaptierung der MÜSE und der Schlammpresse erforderlich.

Die Variante 4 ist vor allem hinsichtlich Reinigungsleistung, Verminderung des Blähschlammbildungspotentials, der im Vergleich zu den anderen Varianten geringen Investitionskosten und wegen der raschen Realisierbarkeit der notwendigen Maßnahmen vorteilhaft gegenüber den anderen Varianten. Sie wurde deshalb ausgeführt.

5 Betrieb der KA Bad Vöslau mit Einleitung der Molkereiabwässer

Zur Adaptierung der Kläranlage zur Mitbehandlung der Molkereiabwässer wurden folgende Maßnahmen getroffen:

- Errichtung einer Übernahme und Messstation für die Molkereiabwässer mit Mengen- und pH-Messung und mengenproportionaler Probenahme. Die erfassten Daten werden in das Prozessleitsystem der Kläranlage eingespielt.
- Errichtung der erforderlichen Leitungen, damit der Überschussschlamm und das Molkereiabwasser in das Kontaktbecken geleitet werden können.
- Errichtung der erforderlichen Pumpen, damit der Schlamm aus dem Kontaktbecken zur Überschussschlammmentwässerung gepumpt werden kann.
- Einrichtung einer Steuerung für den Überschussschlammabzug und den Betrieb der maschinellen Überschussschlammmentwässerung in Abhängigkeit vom Abwasseranfall aus der Molkerei
- Erweiterung der Schlammmentwässerung durch Einbau zusätzlicher Filterplatten in die Kammerfilterpresse

Die kommunalen Abwässer werden nach Rechen und Sandfang direkt in die Belebung eingeleitet. Die beiden Belebungsbecken werden in Serie betrieben. Der Ablauf aus der Belebung wird auf die drei Nachklärbecken aufgeteilt. Der Überschussschlamm wird aus dem Rücklaufschlammkreislauf abgezogen und in das Kontaktbecken eingebracht. Die betrieblichen Abwässer der NÖM AG werden ebenfalls direkt in das Kontaktbecken eingeleitet. Die Entfernung der organischen Abwasserinhaltsstoffe erfolgt im Kontaktbecken vorwiegend durch Speicherung im Überschussschlamm, zum Teil aber auch durch aeroben Abbau. Der Schlamm aus dem Kontaktbecken wird im Ausmaß des Abwasseranfalles der NÖM AG und des Überschussschlammmanfalles abgezogen und in der MÜSE entwässert. Der eingedickte Überschussschlamm wird gemeinsam mit dem Primärschlamm in die Faulung eingebracht. Das Filtrat aus der maschinellen Überschussschlammmentwässerung wird in die Belebung eingeleitet. Die beiden Faultürme werden in Serie betrieben, ein Trübwasserabzug aus der Faulung erfolgt nicht. Der ausgefaulte Schlamm wird in der Kammerfilterpresse entwässert. Das Presswasser wird in die Belebung zurückgeführt.

Abbildung. 5 zeigt ein Fliessschema der Kläranlage Vöslau.

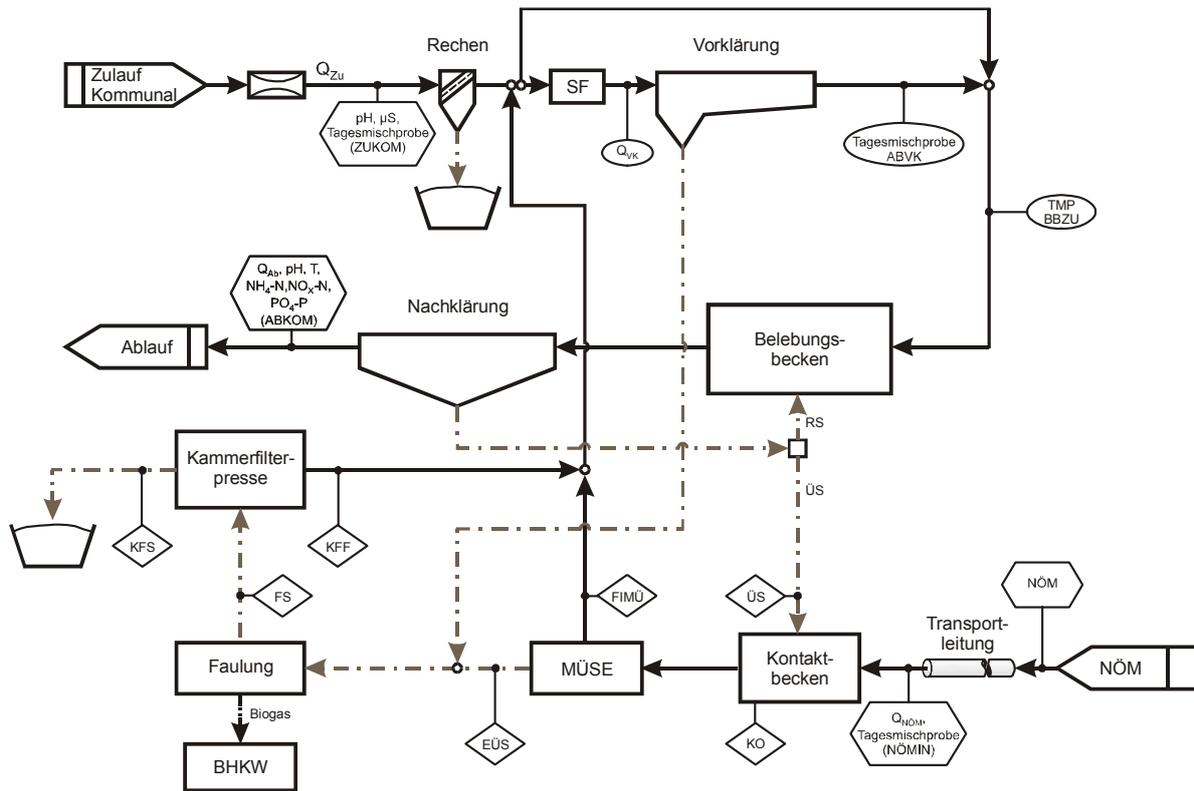


Abbildung. 5: Fließschema der Kläranlage Vöslau mit Einleitung Molkereiabwasser

5.1 Untersuchung der Kläranlage

Zur Überprüfung des neuen Verfahrens zur Behandlung der Molkereiabwässer im Nebenstrom und zum Nachweis der Restbelastung der Kläranlage durch die Rückläufe aus der Schlammbehandlung ist eine systematische Erfassung der diversen Zu- und Abläufe der einzelnen Behandlungsstufen (Biologische Stufe, Kontaktbecken, Überschussschlammwässerung, Schlammfaulung und Faulschlammwässerung) erforderlich.

Dabei müssen die Funktion und Wirkungsweise des Kontaktbeckens, und daraus resultierend die Beeinflussung der Schlammfaulung überprüft werden. Die Beeinflussung der Belebung erfolgt durch die Rückläufe aus der MÜSE und der Presswässer aus der Faulschlammwässerung.

5.2 Betriebsergebnisse

Ein wesentlicher Vorteil der Variante 4 für die Mitbehandlung der Molkereiabwässer in der KA Bad Vöslau liegt in dem großen Puffervermögen zum Ausgleich stark schwankender Zulaufbelastung (Abbildung 6).

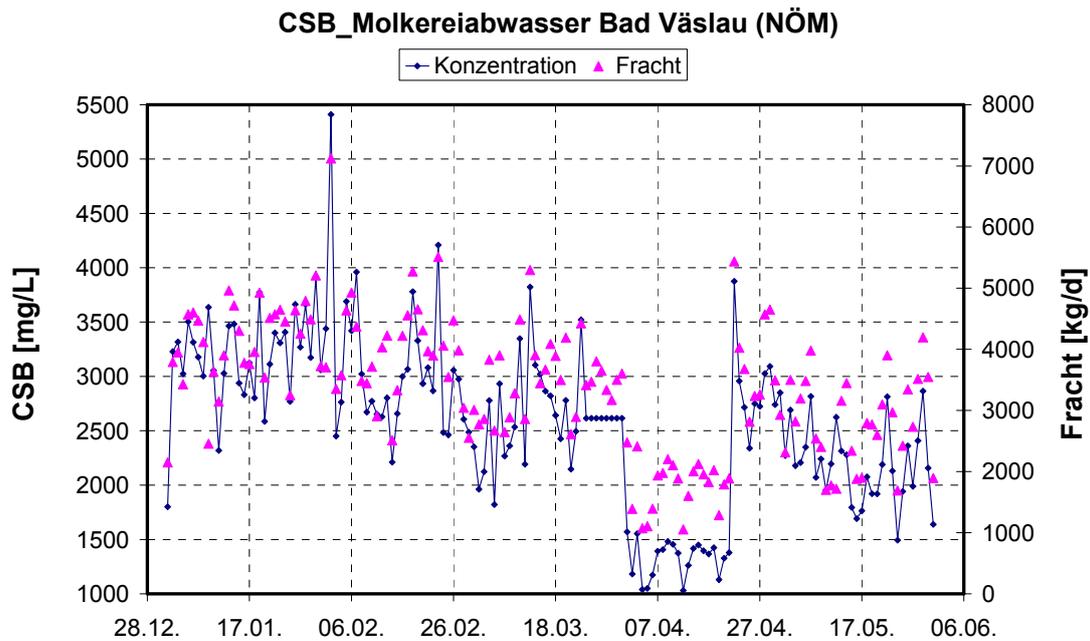


Abbildung 6: Belastung der KA Bad Vöslau mit Molkereiabwasser

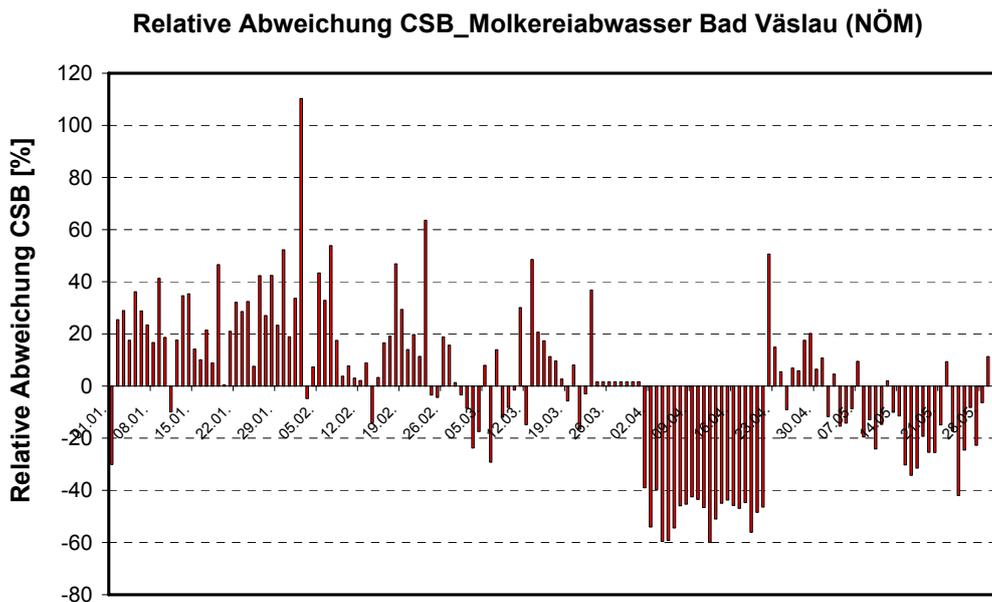


Abbildung 7: Belastungsschwankungen der KA Bad Vöslau mit Molkereiabwasser

Das Ausmaß der Frachtschwankungen im Zulauf der Molkerei ist in Abbildung 7 ersichtlich.

Trotz dieser erheblichen Belastungsschwankungen erbringt die Anlage eine ausgezeichnete Reinigungsleistung. Beispielhaft seien hier die Ablaufwerte von Jänner 2009 angeführt (Tabelle 4).

Tabelle 4: Ablaufwerte KA Bad Vöslau Jänner 2009

Parameter	Einheit	Wert
BSB5	mg/L	9,2
CSB	mg/L	33,1
PO4-P	mg/L	0,28
P _{ges.}	mg/L	0,63
NH4-N	mg/L	0,27
NO3-N	mg/L	3,79

5.3 Auswertung der Untersuchungsergebnisse – CSB-Bilanz

Die drei wesentlichen Verfahrensschritte der Kläranlage sind die Belebungsstufe, das Kontaktbecken und die Schlammbehandlung. Die vorwiegend biologischen Vorgänge in den einzelnen Verfahrensbereichen werden von außen durch die Wassermengen und Schmutzfrachten der eingeleiteten kommunalen und betrieblichen Abwässer geprägt und beeinflussen sich gegenseitig durch die internen Rückläufe. Eine Beurteilung der Auswirkungen der Mitbehandlung der Molkereiabwässer auf die Reinigungsleistung des Gesamtsystems kann nur durch eine umfassende Analyse des Gesamtsystems erfolgen.

Eine CSB-Bilanz, die die Verhältnisse während der Untersuchungsperiode im Jahre 2000 zeigt, ist in Abbildung 8 dargestellt.

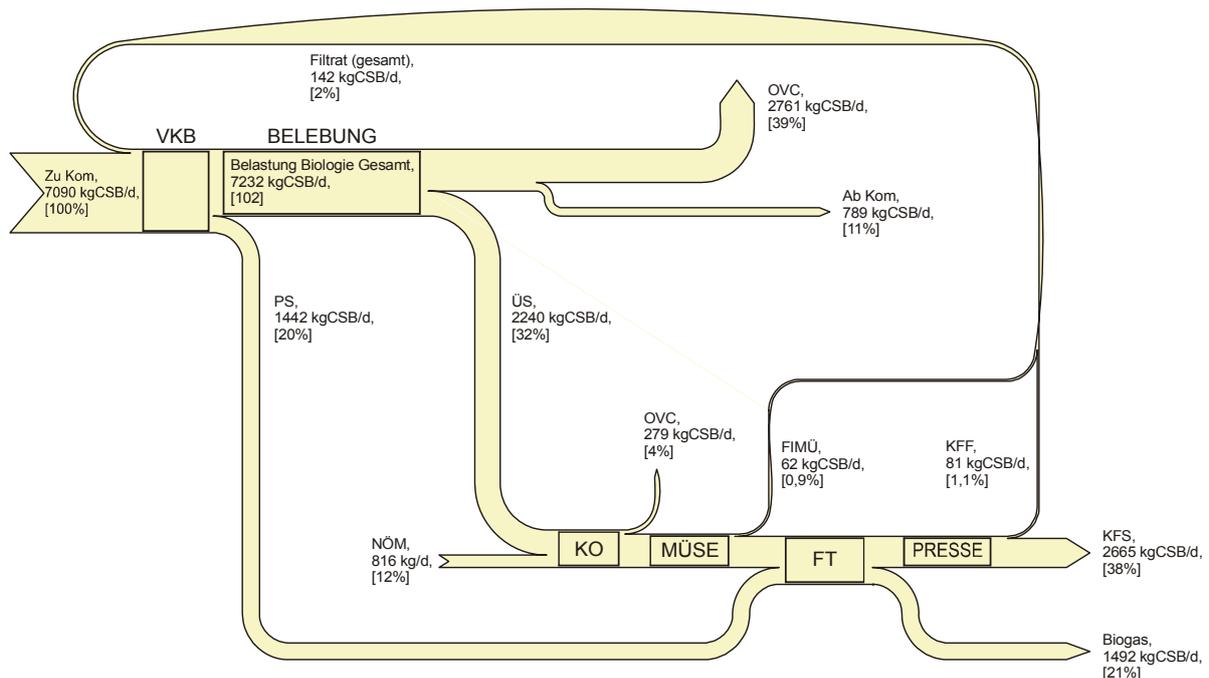
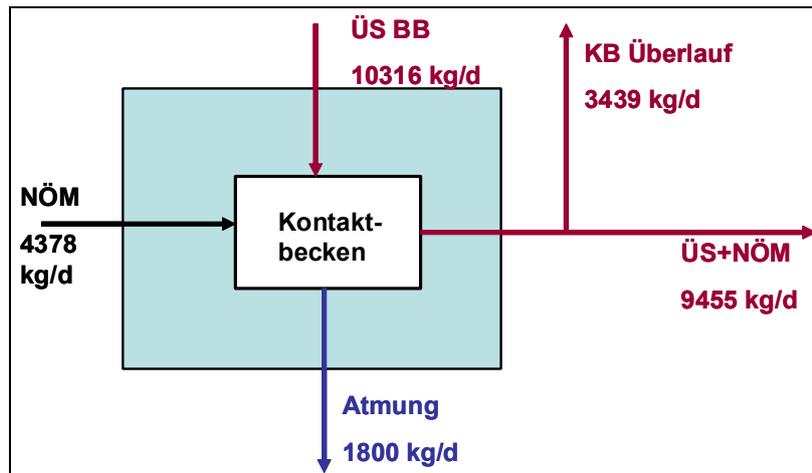
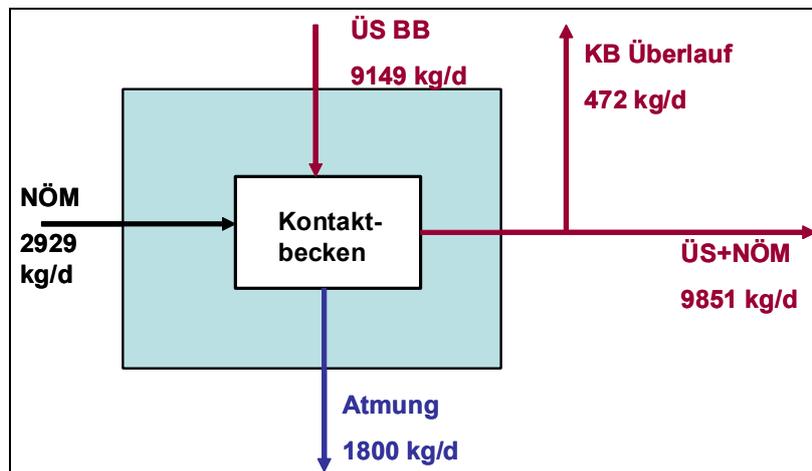


Abbildung 8: Schematische Darstellung der CSB-Bilanz KA Bad Vöslau April 2000

Im Untersuchungszeitraum wurden durchschnittlich 570 m^3 Molkereiabwasser mit einer CSB-Fracht von durchschnittlich 816 kg CSB/d in das Kontaktbecken eingeleitet. Das entspricht einer durchschnittlichen Belastung von 6800 Einwohnerwerten mit einem Maximalwert von 10.250 Einwohnerwerten am 18.4.2000. Im gleichen Zeitraum wurden durchschnittlich 262 m^3 Überschussschlamm mit einer CSB-Fracht von durchschnittlich 2587 kg/d in das Kontaktbecken eingeleitet. Von der in der 10-tägigen Untersuchungsperiode insgesamt in das Kontaktbecken eingeleiteten CSB-Fracht von $8.150 \text{ kg} + 25.869 \text{ kg} = 34.027 \text{ kg}$ wurden im Ablauf des Kontaktbeckens (Zulauf zur MÜSE) 32.560 kg festgestellt. Das würde bedeuten, dass im Kontaktbecken nur 1467 kg CSB innerhalb von 10 Tagen (147 kg/d) veratmet wurden, was aber darauf hindeutet, dass die gemessenen CSB-Fracht im Überschussschlamm etwas zu hoch ist.

Bei einer neuerlichen eingehenden Untersuchung in den Jahren 2008/2009 wurde eine Bilanzierung für das Kontaktbecken bei höherer Belastung vorgenommen. Nachteilig war hierbei die Tatsache, dass wegen der zu großen hydraulischen Belastung ein Überlauf von Schlamm aus dem Kontaktbecken in das Belebungsbecken stattfand, wodurch die Bilanzwerte verfälscht wurden (Abbildung 9 und Abbildung 10).

Abbildung 9: Bilanzierungszeitraum **Juni bis Oktober** 2008Abbildung 10: Bilanzierungszeitraum **Februar bis Mai** 2009

Aus der Darstellungen wird ersichtlich dass nur ein relativ geringer Anteil des Molkereiabwassers veratmet wird und ein Großteil der Schmutzfracht der Molkerei in die Faulung gelangt und dort anaerob abgebaut wird. Der im Trübwasser der MÜSE enthaltene gelöste CSB Anteil beträgt nur ca. 10-20% des im Molkereiabwasser enthaltenen CSB (400-600 mg/L). Dadurch werden hauptsächlich die den Blähschlamm verursachenden gelösten niedermolekularen C-Verbindungen im Kontaktbecken aus dem Molkereiabwasser durch Adsorption bzw. Veratmung entfernt.

Diese Tatsache spiegelt sich in den relativ günstigen Schlammindezwerten wider die z.B. Jänner bis Mai 2009 im Mittel bei 109 mL/g lagen, wobei die

Winterwerte bis zu 100% über den Sommerwerten lagen (vermutlich wegen der Anwesenheit von *M. parvicella*)

Aus den Faultürmen wird kein Trübwasser abgezogen. Die Rückbelastung aus der Schlammbehandlung beschränkt sich damit auf das Filtratwasser der Kammerfilterpresse. Im Untersuchungszeitraum vom 10. bis 19. 4. 2000 wurden mit dem Filtratwasser durchschnittlich 81 kg CSB/d in die Belebung zurückgebracht. Geht man davon aus, dass die Rückbelastung proportional zur Zulauffracht zur Faulung ist, dann sind der Rückbelastung durch die Mitbehandlung der Molkereiabwässer aus dem Filtratwasser der Kammerfilterpresse ca. 9 kg CSB/d zuzuschreiben. Somit gelangen mit dem Rücklauf aus der MÜSE und dem Rücklauf aus der Kammerfilterpresse ca. 33 kg CSB/d in die Belebung, die der Mitbehandlung des Molkereiabwassers zuzuschreiben sind. Damit trägt das Molkereiabwasser bei einer CSB-Zulauffracht zur Belebung von ca. 5800 kg/d mit 0,6 % bei.

6 Schlussfolgerungen

Der in das Kontaktbecken eingebrachte Überschussschlamm besitzt eine ausreichende Abbaukapazität und wäre bei ausreichender Sauerstoffzufuhr in der Lage 7.000 bis 8000 kg CSB/d (ca. 60.000 EW) abzubauen.

Durch den Einbau eines dritten Rotors wurde die Abbauleistung des Kontaktbeckens erhöht, wodurch nun mehr eine Molkereibelastung von 50000 EGW in der KA gereinigt werden können. Wegen einer Erhöhung der zulässigen Belastung der biologischen Stufe der KA auf 105000 EGW (bedingt durch die erhöhte Annahme von Fetten) kann auch die aus der Erhöhung der Molkereiabwasserfracht von 30000 auf 50000 EGW verursachte Belastung verkraftet werden.

Hinsichtlich der Schlammeigenschaften traten praktisch keine Änderungen auf. Der etwas erhöhte Schlammindeks (130-150 ml/g) während der kalten Jahreszeit war auch vor Anschluss der NÖM AG gegeben.

Hinsichtlich der Gasausbeute ist seit dem Anschluss der NÖM AG eine deutliche Steigerung eingetreten, die sich bei der energetischen Verwertung des Faulgases im Blockheizkraftwerk sehr positiv ausgewirkt hat. Wegen

verschiedener betrieblicher Veränderungen (Neuanschlüsse, Einbringung von Fettschlämmen aus Gewerbebetrieben etc.) kann dies jedoch nicht auf die Molkereiabwässer alleine zurückgeführt werden.

Insgesamt wird festgestellt, dass das Verfahren zur Mitbehandlung der Molkereiabwässer durch Vorbehandlung mit dem Überschussschlamm aus der kommunalen Anlage sehr gut funktioniert. Die Wirkungsweise des Kontaktbeckens und die Belastung der Belebung (Abwasserlinie) durch die Mitbehandlung der Molkereiabwässer entspricht sehr genau den bei der Entwicklung dieses Verfahrens durch das Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien erstellten Prognosen. Die Reinigungsleistung des Gesamtsystems ist ausgezeichnet. Sämtliche Belastungs- und Ablaufgrenzwerte gemäß Wasserrechtsbescheid werden vollständig eingehalten und im Allgemeinen auch deutlich unterschritten.

7 Literatur

- MATSCHÉ N., DORNHOFER K., PRENDL L., and WINKLER S. (2001): Ein neues Verfahren zur *Vermeidung von Blähschlamm bei der Reinigung von Industrieabwasser auf kommunalen Kläranlagen*. Wiener Mitteilungen **166**, S. 191 – 228, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien
- MATSCHÉ N. (2002): *Österreichisches Patent No. 410 439*, Sept. 2002

Verfasser:

Prof. DI. Dr. Norbert Matsché
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft / TU-Wien

Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel: +43 1 58801-22620
Fax: +43 1 58801-22699
Mail: nmatsche@iwag.tuwien.ac.at

Ing. Harald Bayer
Gemeindeverband Abwasserbeseitigung Raum Bad Vöslau

Kläranlage an der Flugfeldstraße
A-2540 Bad Vöslau

Tel.: +43 (0)2252 - 77 6 78
Fax.: +43 (0)2252 - 7 44 99
Mail: Harald.Bayer@awa-badvoeslau.at

Abwasserreinigung in der Getränkeindustrie – Beispiele aus der Praxis

Judith Gaugg-Salzmann, Jörg Egger

Salzmann Ingenieure ZT GmbH

Key Words: Abwasserreinigung, aerob, anaerob, Getränkeindustrie

1 Einleitung

Das Herstellen von Getränken ist mit einem hohen Anfall von Abwasser verbunden. Diese Abwässer müssen vor Einleitung in ein Gewässer gereinigt werden. Die spezifische Abwasserzusammensetzung führt bei gemeinsamer Reinigung mit kommunalen Abwässern oft zu Problemen. Leicht abbaubare Zuckerverbindungen verursachen je nach Frachtanteil in den kommunalen Kläranlagen schwer beherrschbare Blähschlämme. Deren Auftreten reduziert die Reinigungsleistung und führt nicht selten zu Belastungen für den Vorfluter.

Für die Getränkeindustrie besteht deshalb sehr oft die Anforderung einer Eigenreinigung der Produktionsabwässer. In diesem Beitrag werden zwei Beispiele für Reinigungskonzepte aus der Fruchtsaft- und Getränkeherstellung vorgestellt.

Im ersten Fall handelt es sich um einen reinen Abfüllbetrieb im Westen Österreichs, der mit dem Bau der eigenen Kläranlage 2002 Direkteinleiter in einen Vorfluter wurde.

Das zweite Beispiel beschreibt die Anlage zur Vorreinigung der Abwässer eines Fruchtsaftbetriebes in der Ostschweiz. Hier handelt es sich um einen ausgeprägten Kampagnebetrieb, der die eigene Vorreinigung im Sommer 2009 in Betrieb nehmen konnte.

2 Beispiel 1 – Aerobe Kläranlage zur Direkteinleitung

Der Standort der Betriebsanlage zur Herstellung von Erfrischungsgetränken und zur Getränkeabfüllung in Westösterreich wurde Ende der 90er Jahre an einem Industriestandort neu errichtet. Die Entsorgung der Abwässer erfolgte zunächst auf Basis eines Kanalanschlussbescheides in die nahe gelegene kommunale Kläranlage. Die sehr dynamische Entwicklung des Industriebetriebes führte schon nach kurzer Zeit zu Überlastungen der kommunalen Kläranlage. Massive Betriebsprobleme waren die Folge. Da der Abwasserverband es nicht für sinnvoll erachtete, die Kläranlage an die Bedürfnisse des Getränkeherstellers anzupassen, musste ein Konzept zur Eigenreinigung erstellt werden.

2.1 Variantenuntersuchung

Auf Basis einer beschränkten funktionalen Ausschreibung erfolgte eine von den Salzmann Ingenieuren erstellte Variantenuntersuchung. Gegenstand der Ausschreibung waren 2 Varianten:

- Vorreinigungsanlage zur Reduktion der Abwasseremission auf eine CSB-Fracht von max. 1.000 kg/d bei Indirekteinleitung in die Verbandsanlagen.
- Reinigung des gesamten Abwassers auf Direkteinleiterqualität.

Als wesentliches Kriterium der Anlagenkonfiguration wurde eine Mindestschlammalter von 20 Tagen für aerobe biologische Verfahren vorgegeben. Das Schlammalter ist ein wichtiger Parameter für mehrere Faktoren (Trockensubstanz, Volumen, Schlammbelastung). Bei Abwässern der Erfrischungsgetränkeproduktion, die aus einer Mischung sehr leicht abbaubaren (Zuckerverbindungen) und schwer abbaubaren (Reinigungs- und Desinfektionsmittel) Substraten bestehen, sollte das Schlammalter möglichst hoch gewählt werden. Ein hohes Schlammalter bietet Reserven bei Frachtschwankungen und Sicherheiten hinsichtlich Geruchsemission, toxischer Stöße und Blähschlammanfälligkeit.

Für die Vergabe wurden die Angebote nach folgenden Kriterien geprüft und bewertet: Betriebssicherheit, Angebotspreis, Betriebskosten, Flächenbedarf, Flexibilität.

2.2 Anlagenauslegung

Die Abwasseremission wurde seit Produktionsbeginn regelmäßig erhoben. Auf Basis der 85 % - Häufigkeit ergaben sich folgende Zulaufbemessungswerte für die Reinigungsanlage:

Zulaufmenge	Q_d	=		=	2.500	m ³ /d	
BSB ₅ - Fracht	$B_{d,BSB5}$	=	3300	kg BSB ₅ /d	=	1.320	mg/l
CSB - Fracht	$B_{d,CSB}$	=	5000	kg CSB/d	=	2.000	mg/l
Feststofffracht	$B_{d,TS}$	=	150	kg TS/d	=	60	mg/l
Stickstofffracht	$B_{d,N}$	=	50	kg N/d	=	20	mg/l
Phosphorfracht	$B_{d,P}$	=	37,5	kg N/d	=	15	mg/l

Tabelle 1: Auslegung

2.3 Umfang und Grad der Abwasserreinigung

Die Anlage wurde mit einem Schlammalter von > 20 Tagen auf die gesicherte Einhaltung der Emissionsbegrenzungen der Verordnung zur Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung von Erfrischungsgetränken und der Getränkeabfüllung (Kodex des österreichischen Rechtes - Wasserrecht 2/25 v Getränke, Spalte 1) ausgelegt:

Temperatur	° C	30	Ammoniumstickstoff	mg/l	5
Toxizität		< 2	Gesamtphosphor	mg/l	1
absetzbare Stoffe	ml/l	0,3	Sulfid	mg/l	0,1
pH-Wert		6,5 – 8,5	CSB	mg/l	90
Kupfer	mg/l	0,5	BSB ₅	mg/l	20
Eisen	mg/l	2	AOX	mg/l	0,5
Gesamtchlor	mg/l	0,4	Summe anionischer und nichtionischer Tenside	mg/l	1

Tabelle 2: Grenzwerte

2.4 Anlagenkonfiguration

Der Angebotsvergleich hat ergeben, dass die vorgegebenen Kriterien von einem schwach belasteten Belebungsverfahren in Behälterbauweise mit vorgeschaltetem Selektor in Kombination mit einer Belebtschlammflotation am

besten erfüllt werden. Aus wirtschaftlichen Überlegungen wurde eine Anlage zur Direkteinleitung errichtet.

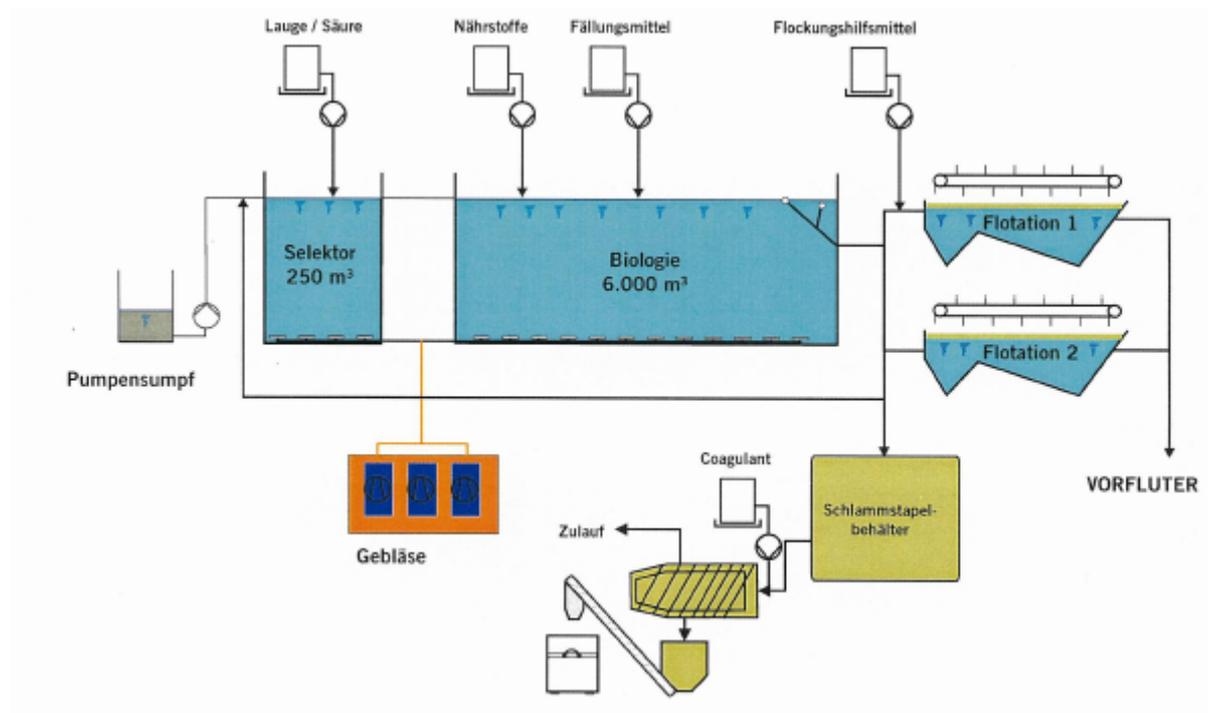


Abbildung 1: Anlagenkonfiguration

Mechanische Vorreinigung:

Zur gesicherten Abscheidung von Feststoffen wurde ein vollautomatischer Umlaufrechen mit 1 mm Stababstand installiert. Vom Ablauf des Rechengerrinnes gelangt das Abwasser im freien Gefälle in die Zulaufpumpstation. In der Zulaufpumpstation sind 3 gleichwertige Abwasserpumpen installiert. Die Fördermenge beträgt je 50 l/s (180 m³/h). In diesen Pumpschacht wird auch die benötigte Menge an Harnstoff zudosiert.

Selektorstufe:

Der großvolumigen Belebung wurde ein aerober/anoxischer Selektor vorgeschaltet. Das Selektorbecken ist als oberirdischer Tank in Stahl-Emailbauweise ausgeführt (Höhe 7m, Durchmesser 7m). Das Volumen beträgt 269 m³. Durch den Betrieb des Selektors sollen die Belebtschlammigenschaften wesentlich verbessert werden, störende Populationen werden unterdrückt und eine intensive Vermischung von Belebtschlamm und Rohabwasser wird erzielt.

Das Rohabwasser wird durch eine Druckleitung oberhalb des Selektor-Wasserspiegels geführt, und fließt sichtbar in den Reaktor. Rücklaufschlamm in eingedickter Konsistenz wird ebenfalls durch eine Druckleitung herangeführt.

Die Luftversorgung des aeroben Selektors erfolgt über eine flächige Bodenbelüftung. Der Lufteintrag erfolgt über Membran - Tellerbelüfter aus beständiger EPDM-Membran.

Die Zugabe des benötigten Nährstoffs Phosphor mittels Phosphorsäure erfolgt direkt in den Selektor.

Belebung:

Das bereits gut mit dem Rücklaufschlamm vermischte Abwasser fließt vom Selektor durch eine Freispiegelleitung sichtbar in das Belebungsbecken. Das Belebungsbecken ist ebenfalls als Stahl-Emailbehälter (Höhe 7 m, Durchmesser 32 m) ausgeführt. Das Volumen beträgt 5816 m³, die Aufenthaltszeit netto ca. 2 bis 2,5 Tage. Die Einmischung des Abwassers in den Reaktor erfolgt in gezielter Strömung durch ein Tauchrührwerk. Dadurch werden Kurzschlussströmungen zum in örtlicher Nähe befindlichen Anlageablauf verhindert.

Für den erforderlichen gelösten Sauerstoff im Belebungsbecken und eine ausreichende Turbulenz sorgt eine flächige Tiefenbelüftung mit feinblasigen Membranbelüftern, angespeist durch zwei Schraubenverdichter. Der Lufteintrag erfolgt über Membran - Tellerbelüfter mit speziell beständiger Gummimembran. Es handelt sich dabei um peroxidvernetztes EPDM, das insbesondere gegen organische Säuren und hohe Betriebstemperaturen beständig ist.

Die Druckluftherzeugung erfolgt über zwei Schraubenverdichter mit Frequenzumformerregelung, lastabhängig betrieben zwischen unterem und oberem Leistungspunkt (jeweils ca. 30 bis 100 % Förderleistung).

Das Gemisch aus Belebtschlamm und gereinigtem Abwasser verlässt das Belebungsbecken über ein schwimmendes Abzugssystem. In diesen Ablauf wird das Aluminiumfällmittel zur Reduktion des Restphosphorgehaltes zudosiert.

Nachklärung (Belebtschlammflotationen):

Die physikalische Trennung des Belebtschlammes vom gereinigten Abwasser (Nachklärung) wird durch Schlammigenschaften wie die Flockenstruktur des Belebtschlammes beeinflusst. Besonders bei stark schwankenden, organisch hochbelasteten Industrieabwässern kann es zu Betriebszuständen kommen, in denen klassische Methoden zur Schlammabtrennung, die auf Sedimentation basieren, unzureichend sind. Die Ursache ist meist ein stark erhöhter Schlammindeks oder sogar eine Flockenauflösung.

Die Abtrennung von Belebtschlamm durch Entspannungsflotation basiert auf der erzwungenen Aufschwemmung der Flocken durch die Anlagerung kleinster Luftbläschen. Die Struktur und Größe der Schlammflocken spielt dabei eine nur untergeordnete Rolle.

Auch bei angehender Auflösung der Flocken und hoher Resttrübe bei Störungen der Belebungsstufe werden durch die dauerhafte und automatisierte Zugabe eines genau ausgewählten polyelektrolytischen Flockungshilfsmittels („Polymer“) flotierbare Strukturen erzeugt.

Das Belebtschlamm/Abwasser-Gemisch wird in geregelter Menge zu zwei parallelen Entspannungsflotationsanlagen geführt. Am Einlauf jeder Flotation ist eine Turbulenz-Mischstrecke angeordnet. Hier wird zur Verbesserung der Flockenstruktur und zur Entfernung von Trübstoffen ein speziell ausgewähltes polyelektrolytisches Flockungsmittel zuzugeben. Bei Normdurchfluss wird im Mischstück durch gezielte Querschnittsverengung eine definierte Mischenergie erzeugt, die zu optimaler Flockung führt.

Die Herstellung der Polyelektrolytlösung erfolgt aus Flüssig-Konzentrat. In einer vollautomatischen Ansetzstation wird das Konzentrat in Reinwasser gelöst und auf Arbeitskonzentration verdünnt.

Die Abscheidung der Schlammflocken erfolgt mittels physikalischer Entspannungsflotation.

Dazu wird der Abwasserstrom mit unter Überdruck luftgesättigtem Klarwasser aus dem Klarwasserbereich der Flotationsanlage versetzt. Unter Normaldruck tritt die überschüssige gelöste Luft in Form von feinsten Luftblasen (30 bis 50

µm) aus. Die Luftbläschen lagern sich an Flocken und Feststoffen an und treiben diese zur Oberfläche der Flotationsanlage.

Dort wird die entstehende Schwimmschlammsschicht (sogenanntes Flotat) durch einen umlaufenden Schaber/Räumer kontinuierlich in einen Sammelschacht abgezogen und zum Selektor rückgeführt.

Das Klarwasser verlässt die Anlage im freien Ablauf.

Schlammwässerung:

Aufgrund des im Labor ermittelten Belebtschlammgehaltes wird die Menge an Überschussschlamm errechnet. Durch Umleitung des Rücklaufschlammstromes wird der in den Flotationsanlagen voreingedickte Überschussschlamm in einen großvolumigen Schlammstapel gefördert. Die Freigabe der Schlammleitungen erfolgt über pneumatisch angetriebene Klappen.

Der Schlammstapel ist als oberirdischer Tank in Stahl-Emailbauweise ausgeführt. Das Volumen des Schlammstapels beträgt 197 m³. Er dient hauptsächlich als Puffer zur gleichmäßigen Beschickung der Dekanter-Zentrifuge, weniger als tatsächlicher Speicher. Der Schlammstapel ist durch eine tragende Dachkonstruktion geschlossen.

Für die weitere Eindickung des Schlammes kommt eine Dekanterzentrifuge zum Einsatz. Zur Verbesserung des Entwässerungsverhaltens wird der Dünnschlamm vor dem Entwässerungsaggregat mit polyelektrolytischen Flockungshilfsmitteln konditioniert. Die Flockungshilfsmittelzugabe erfolgt im Dekanter.

Der Dickschlamm-Abwurf des 2-Phasen-Dekanters erfolgt in einen Trog-Schneckenförderer und der Schlamm wird so aus dem Betriebsgebäude zum überdachten Containerplatz transportiert. Dort können die Schlämme durch eine schwenkbare Förderschnecke auf zwei Lagercontainer bzw. landwirtschaftliche Hänger verteilt werden. Die Entsorgung der Schlämme erfolgt über landwirtschaftliche Biogasanlagen im näheren Umfeld.

2.5 Betrieb der Anlage

Bereits in der Planungsphase des Projektes wurde auch darüber gesprochen, wie der Betrieb einer eigenen Kläranlage organisiert werden könnte. Für jeden

Verantwortlichen eines Industriebetriebes ist die Beschäftigung mit dem branchenfremden und sehr komplexen Thema Abwasser eine große Herausforderung. Die Geschäftsleitung dieses Unternehmens wollte eine Lösung finden, die keine Kapazitäten des Werkspersonals bindet und die Verantwortung in Hände legt, die diese fachlich auch übernehmen können.

Die Abwasserreinigungsanlage (BARA) ist Ende 2002 in Betrieb gegangen. Die Salzmann Ingenieure haben nach Konzepterstellung und Errichtung auch den Betrieb der Anlage in vollem Umfang im Rahmen eines Dienstleistungsvertrages übernommen. Ein ausgebildeter Klärwärter ist täglich vor Ort, 3 weitere Personen sind im Rahmen der Wartung und Instandhaltung und für Nacht-, Wochenenddienste und Urlaubsvertretung zeitweise in den Betrieb der Anlage eingebunden.

2.6 Betriebserfahrungen

Kennzahlen des Betriebes:

Abwassermenge	550.000 - 650.000 m ³ /a
Trockensubstanz Belebung:	4-8 g/l
Trockensubstanz Rücklaufschlamm:	25 – 30 g/l
Schlammindex:	50- 70 ml/g
Schlammbelastung:	Ø 0,1 kg CSB/kg TS*d
Schlammalter:	Ø 23 d
Schlammzuwachs:	Ø 0,47 kg TS/kg CSB*d

Kurz nach Inbetriebnahme konnten bereits alle Emissionsgrenzwerte mit Ausnahme des Parameters Gesamtphosphor gesichert eingehalten werden. Der Grund für die Überschreitungen lag im sehr hohen Anteil an nicht fällbaren Phosphonaten. Durch die Zusammenarbeit mit dem Industriebetrieb konnten einige Einsatzprodukte getauscht werden, was die Einhaltung des Grenzwertes erleichterte.

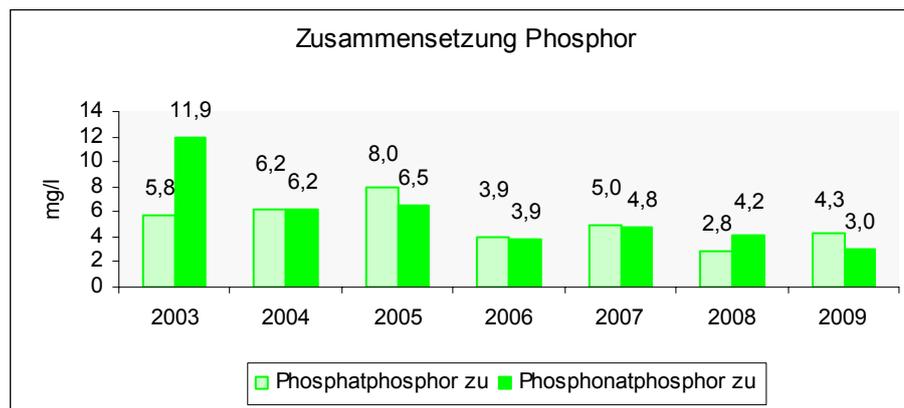


Abbildung 2: Zusammensetzung Phosphor

Seit der Lösung dieses Problems konnte jederzeit ein gesetzeskonformer Betrieb gewährleistet werden.

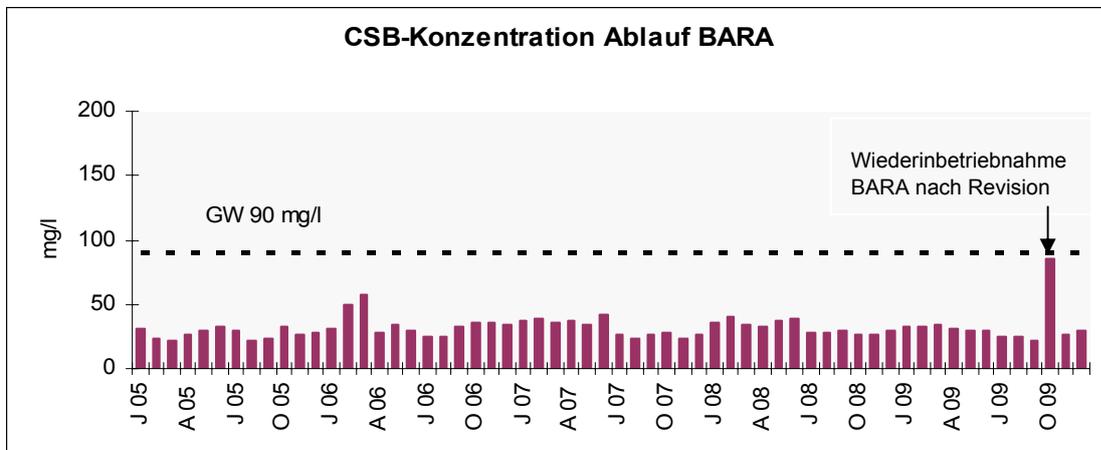
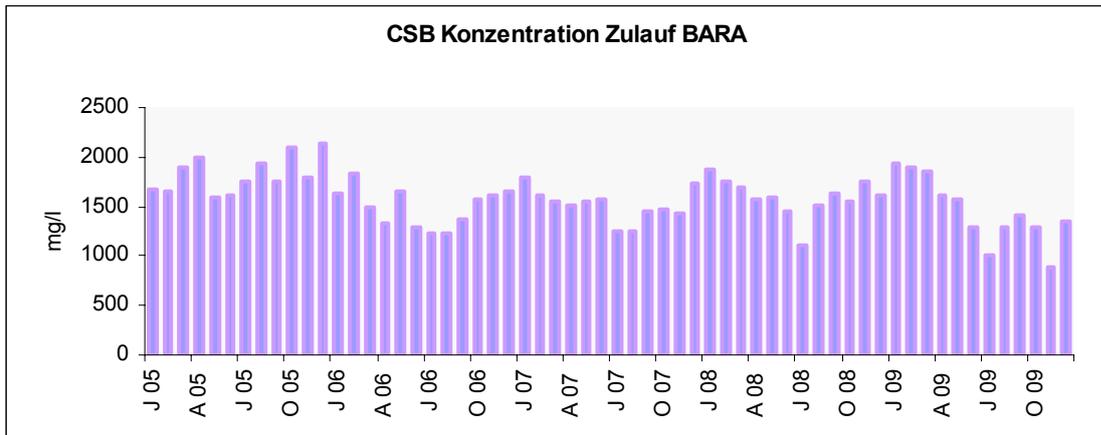
Ende 2005 und Anfang 2006 gab es allerdings beträchtliche Probleme mit dem Auftreten eines Hefe-Pilzes, der der Gattung *Trichosporonales* zugeordnet wurde. Sein massives Auftreten beeinträchtigte zwar nicht die Reinigungsleistung, reduzierte aber die hydraulische Kapazität der Flotationen massiv. Die notwendigen Bekämpfungsmaßnahmen führten über einen Umweg (extrem hohe Schlammfädigkeit, v.a. Typ 021N) wieder zu stabilen biologischen Verhältnissen. Durch die Möglichkeiten der Schlammabscheidung über die Flotationen konnte zu jeder Zeit Schlammabtrieb ins Gewässer verhindert werden.

Im Herbst 2009 musste das Belebungsbecken für Revisionsarbeiten außer Betrieb genommen werden. Die Wiederinbetriebnahme erfolgte problemlos. Bereits nach 10 Tagen konnten alle Grenzwerte wieder eingehalten werden.

2.7 Betriebsergebnisse

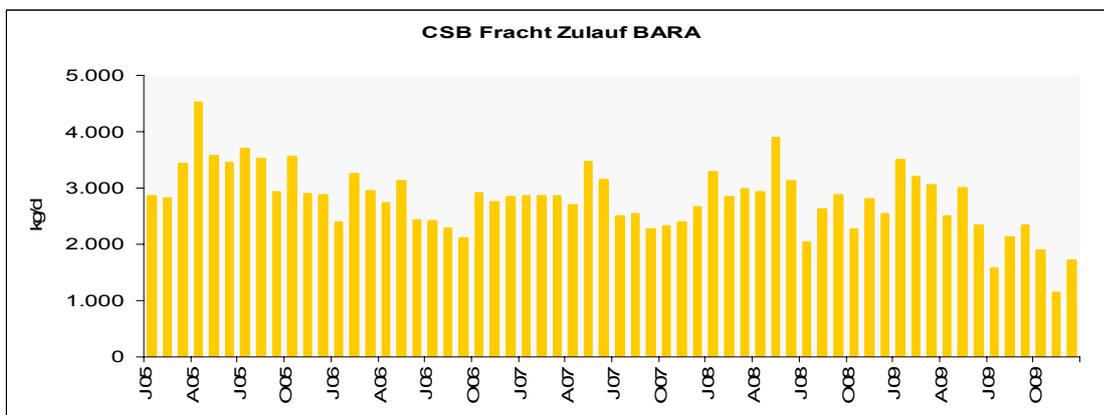
2.7.1 CSB – Bilanz

Die Auswertung der Monatsmittelwerte der CSB-Konzentration der einzelnen Jahre zeigt folgendes Bild:



Abbildungen 3+4: Monatsmittelwerte CSB - Konzentration

Die Auswertung der Monatsmittelwerte der CSB-Fracht der einzelnen Jahre zeigt folgendes Bild:



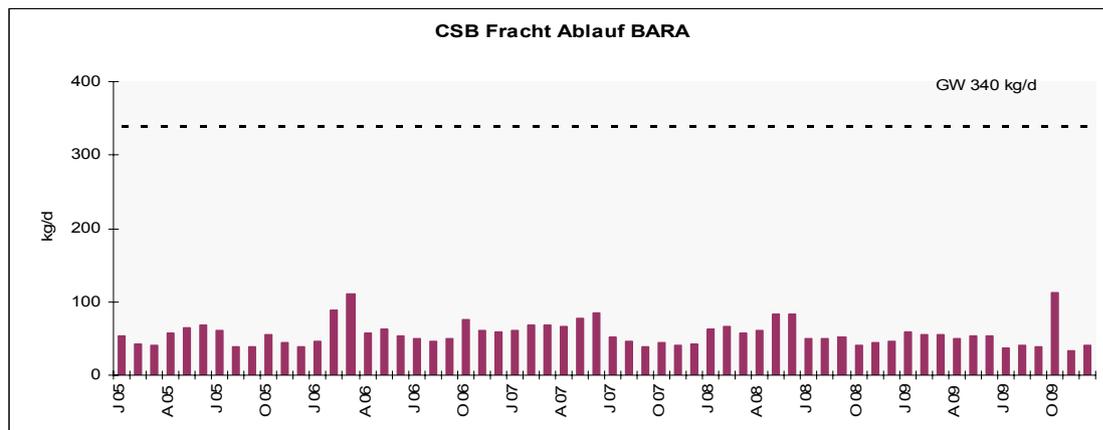


Abbildung 5+6: Monatsmittelwerte CSB – Fracht

2.7.2 Phosphor – Bilanz

Die Auswertung der Monatsmittelwerte der ges. Phosphor-Konzentration der einzelnen Jahre zeigt folgendes Bild:

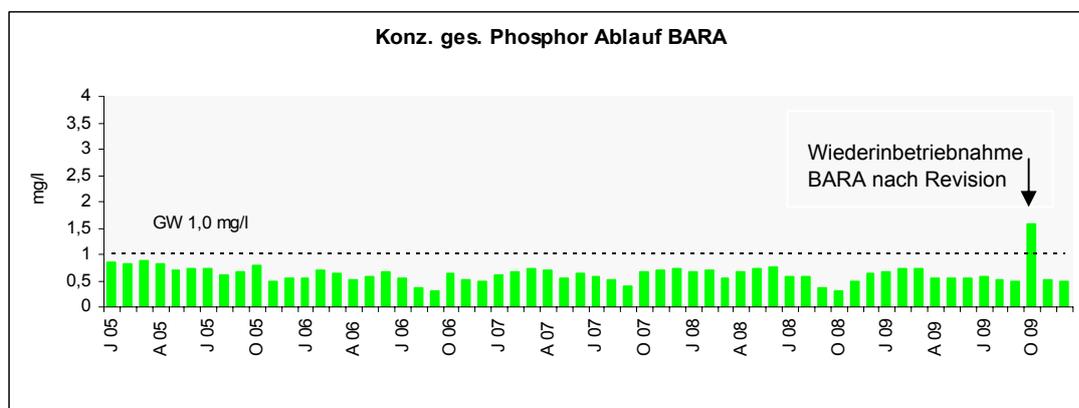
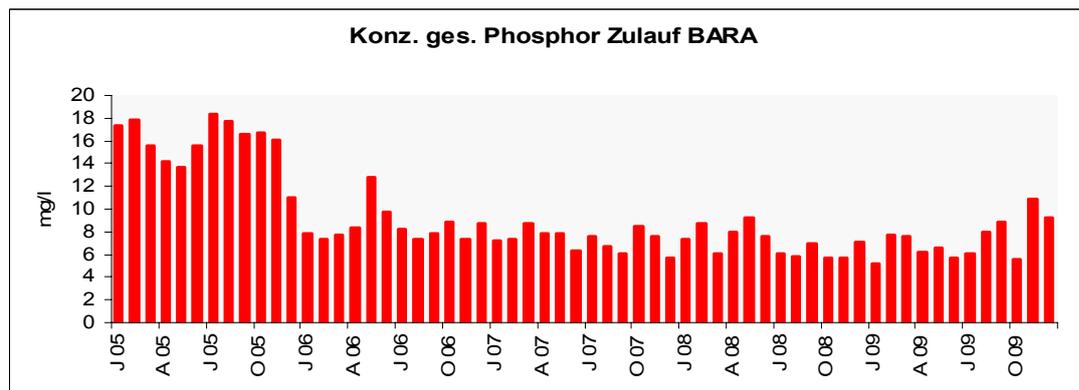


Abbildung 7+8: Monatsmittelwerte ges. P - Konzentration

Die Auswertung der Monatsmittelwerte der ges. Phosphor-Fracht der einzelnen Jahre zeigt folgendes Bild:

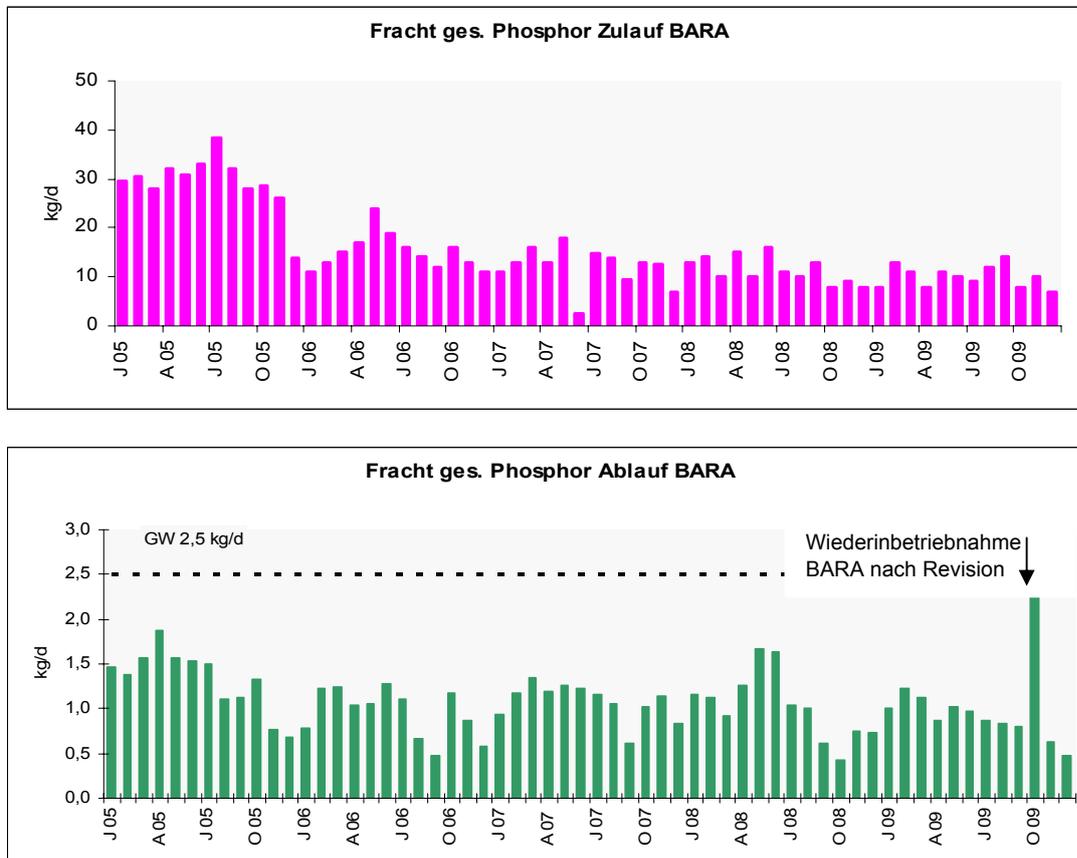


Abbildung 9+10: Monatsmittelwerte ges. P – Fracht

Betriebsmittel

Spezifischer Stickstoffverbrauch:

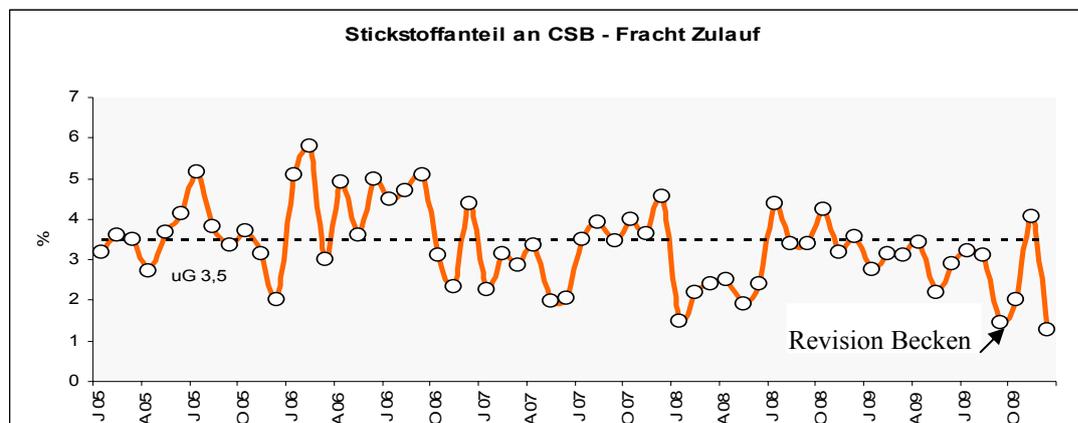


Abbildung 11: spezifischer Stickstoffverbrauch

Die Herausforderung für das Betriebspersonal ist eine frachtbezogen möglichst gleichmäßige Versorgung zu gewährleisten.

Phosphorzugabe:

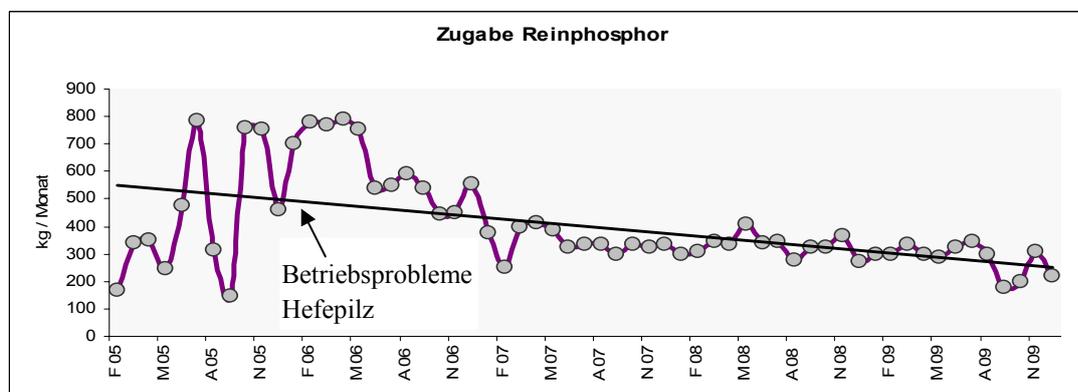


Abbildung 12: Zugabe Phosphor

Die benötigte zusätzliche Menge an Phosphor für ein ausgewogenes Nährstoffverhältnis hängt einerseits von der Kohlenstofffracht und andererseits von der im Zulauf mitgelieferten verwertbaren Phosphorfracht ab.

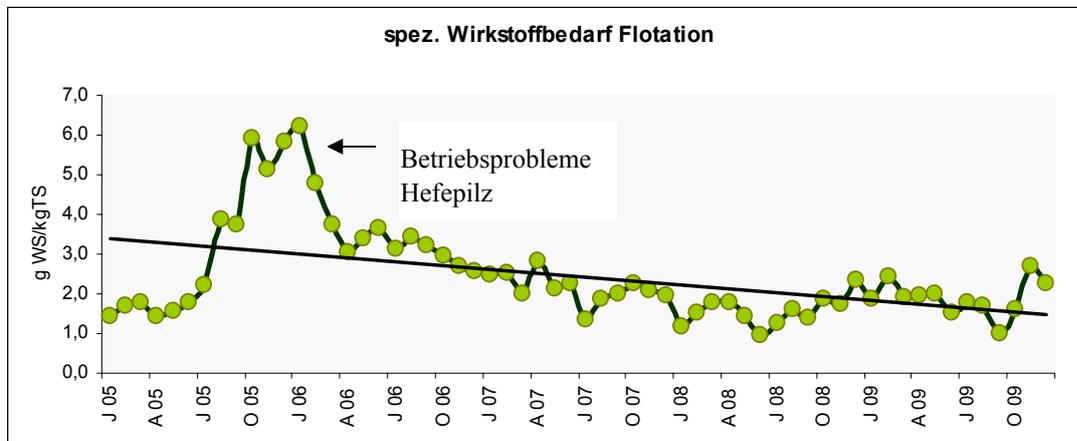
Polymer Flotation:

Abbildung 13: spezifischer Polymerverbrauch Flotationen

Der Wirkstoffbedarf ist abhängig von den physikal./chem. Eigenschaften des Belebtschlammes und vom Trockensubstanzgehalt in der Belebung.

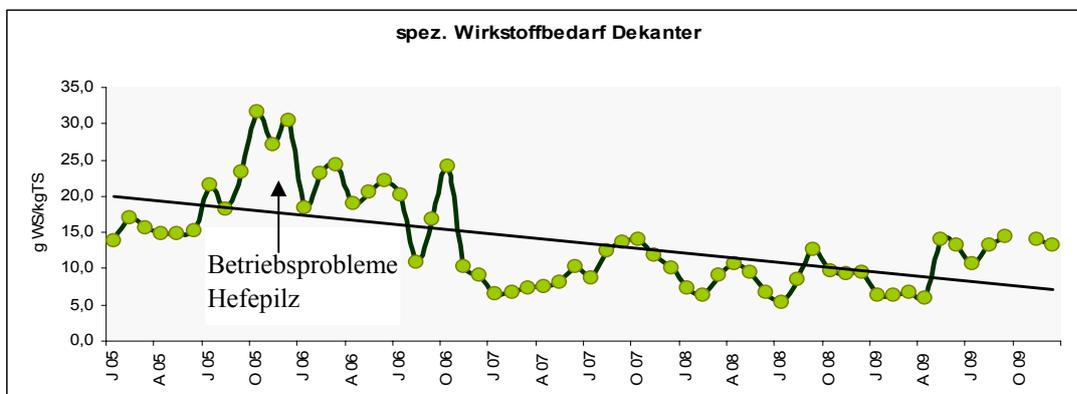
Polymer Dekanter:

Abbildung 14: spezifischer Polymerverbrauch Dekanter

Der Wirkstoffbedarf für die Schlammentwässerung steht in Zusammenhang mit der Zusammensetzung sowie den physik./chem. Eigenschaften des Belebtschlammes.

Energie:

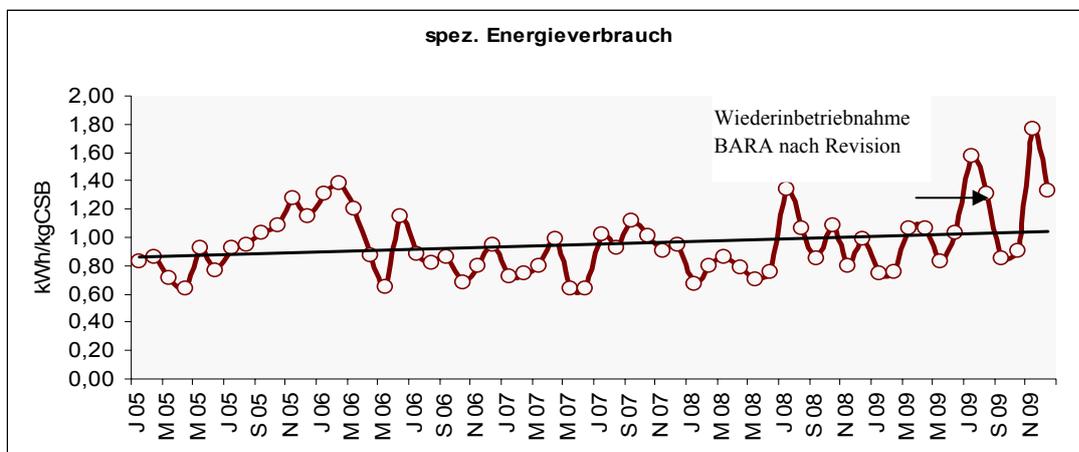


Abbildung 15: spezifischer Energieverbrauch

Betriebsmittelkosten:

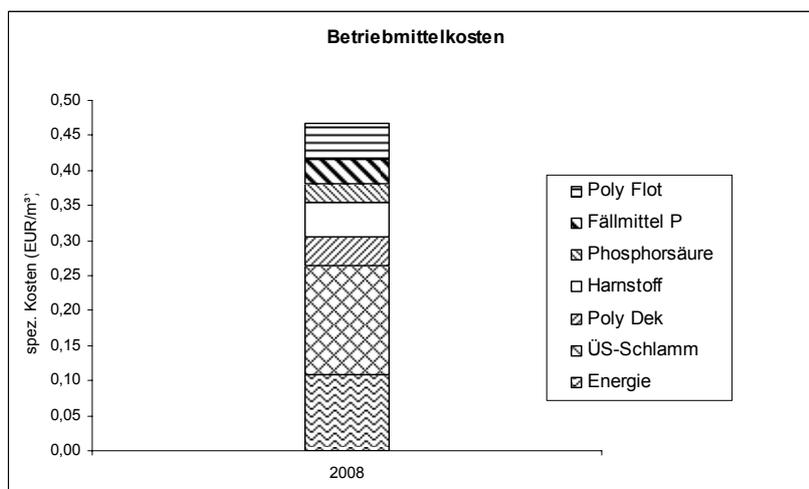


Abbildung 16: spezifische Betriebsmittelkosten

2.8 Bild Anlage



Abbildung 17: Ansicht Anlage (rechts im Hintergrund das Belebungsbecken)

3 Beispiel 2 – Anaerobe Kläranlage zur Indirekteinleitung

Ein Getränkeproduzent betreibt an einem Standort in der Ostschweiz eine Betriebsanlage zur Erzeugung von Obst- und Gemüsesäften bzw. –konzentraten. In der ausgeprägten und intensiven Mostereikampagnezeit von Ende Sommer bis weit in den Herbst hinein fallen große Mengen an organischen, teilweise hochbelasteten Abwässern an (Waschwässer, Presswässer). Über das restliche Jahr ist der Abwasseranfall deutlich reduziert. Dementsprechend fallen während dieser Zeit die Abwasserfrachten auch wesentlich geringer aus.

Aufgrund der speziell während der Mostereikampagne auftretenden Frachtspitzen kam es jedes Jahr zu Überlastungen der kommunalen Abwasserreinigungsanlage.

Aus diesem Grund wurde eine Vorreinigung der Abwässer gefordert. Eine Vollreinigung mit Direkteinleitung kam aufgrund des Fehlens eines geeigneten Vorfluters und der kantonalen Rechtslage vorerst nicht in Frage.

3.1 Verfahrenswahl

Aufgrund des ausgeprägten Kampagnebetriebes, der hohen Abwasserfrachten während dieser Zeit, der vergleichsweise hohen Abwassertemperaturen und der Möglichkeit der Verwertung des produziertes Biogases im Dampfkessel des Werkes fiel die Wahl sehr bald auf ein anaerobes Abwasserreinigungsverfahren.

Die ausschließliche Notwendigkeit zur Vorreinigung, der beschränkt zur Verfügung stehende Platz und die hohen frachtabhängigen Abwassergebühren festigten diese Entscheidung.

Somit erfolgte nach detaillierter Vorplanung durch Salzmann Ingenieure eine beschränkte Ausschreibung unter Teilnahme ausgewählter Bieterfirmen.

Während des Angebotsprozesses wurden auch Anaerobanlagen der diversen Anbieter zusammen mit dem Bauherrn besichtigt. Auf diese Weise konnte sich letztlich auch der Bauherr vom Konzept der anaeroben Abwasseranlagen für seinen Anwendungsfall endgültig überzeugen.

3.2 Anlagenauslegung

Die Abwasseremissionen des Werkes wurden seit längerem kontinuierlich erhoben. Die Abwässer mussten vor Einleitung in die kommunale Kanalisation mittels einer kleinen Durchlaufneutralisation auf die zugelassenen pH-Werte neutralisiert werden. Im Zuge dieser Maßnahmen erfolgte auch die Onlinemessung von Menge, Temperatur und Ablauf-pH-Wert, sowie die tägliche mengenproportionale Probenahme zur Analyse der CSB-Konzentrationen.

Schwierigkeiten zur Festlegung der korrekten Auslegungswerte bereitete anfangs der Umstand, dass aufgrund der Überlastung der kommunalen Kläranlage als Notmassnahme hoch belastete Wässer in Stapeltanks umgeleitet und per Tanklastwägen in andere kommunalen Kläranlagen zur Entsorgung transportiert wurden. Die Aufzeichnungen dieser „Sonderfahren“ lagen teilweise nur lückenhaft vor. Die tatsächlich auf diese Weise gesondert entsorgten Mengen und Frachten mussten aber bei den täglichen Ablaufdaten berücksichtigt werden.

Letztendlich ergaben sich folgende Auslegungskennwerte:

Parameter		Mittelwert	Maximum
Durchfluss	m ³ /d	350	1.000
CSB-Fracht	kg/d	1.800	5.400
Temperatur	°C	30	30

Tabelle 3: Auslegung Anaerobanlage

3.3 Umfang und Grad der Abwasserreinigung

Die einzuhaltenden Frachtgrenzwerte waren vom zuständigen kantonalen Amt bereits im Vorfeld festgelegt worden. Demnach wurden gestaffelte Ablaufgrenzwerte definiert, abhängig von der im Belebungsbecken der kommunalen Kläranlage (ARA) vorherrschenden Temperatur.

	Frachtgrenzwert CSB (80%-Wert) [kg/d]
Kampagnezeit und bei Abwassertemp. im Belebungsbecken der ARA > 14°C (d.h. üblicherweise während der Monate Juni, Juli, August, September und Oktober eines jeden Jahres)	1.216
Bei Abwassertemp. im Belebungsbecken der ARA von 12 - 14°C (d.h. normalerweise während der Monate Mai und November eines jeden Jahres)	850
Bei Abwassertemp. im Belebungsbecken der ARA < 12°C (d.h. normalerweise während der Monate Januar, Februar, März, April und Dezember eines jeden Jahres)	416

Tabelle 4: CSB-Frachtgrenzwerte Ableitung Anaerobanlage

Ansonsten gelten die Anforderungen gemäß Schweizer Gewässerschutzverordnung (GSchV vom 28. Oktober 1988, Stand 01. Juli 2008, Anhang 3.1).

Ablauf	Bereich		Einheit
	Minimum	Maximum	
Temperatur	-	60 nach Vermischung in Kanal höchstens 40°C	°C
pH - Wert	6,5	9,0	-

Tabelle 5: Physikalische Grenzwerte Ableitung Anaerobanlage

3.4 Anlagenkonfiguration

Vorbedingung war die Errichtung einer möglichst kompakten Anlage auf einem Lagerplatz vor dem Mostereigebäude.

Laut kommunalem Zonenplan besteht am Standort eine Bauhöhenbeschränkung auf maximal 12 Metern. Der Reaktor als Sonderkonstruktion hatte aber aufgrund verfahrenstechnischer Notwendigkeiten immer noch 14 Meter zylindrische Bauhöhe. Deshalb wurde er in einer Betonwanne 2 Meter ins Erdreich abgesenkt.

In nächster Nachbarschaft zur Anlage liegen Wohngebäude. Aus diesem Grund gelten strengste Emissionsanforderungen an die Anaerobanlage. Die gesamte Maschinenteknik wurde in einem geschlossenen Betriebsgebäude

untergebracht, sodass kein Lärm die Anrainer stört. Die Behälter stehen gleich neben dem Betriebsgebäude. Alle Behälter bis auf die Nachbelüftung sind komplett geschlossen. Die Abluft aus den verschlossenen Behältern wird über einen Wäscher und Biofilter geführt. Dadurch wird jegliche Geruchsausbreitung im Umfeld der Anlage unterbunden.

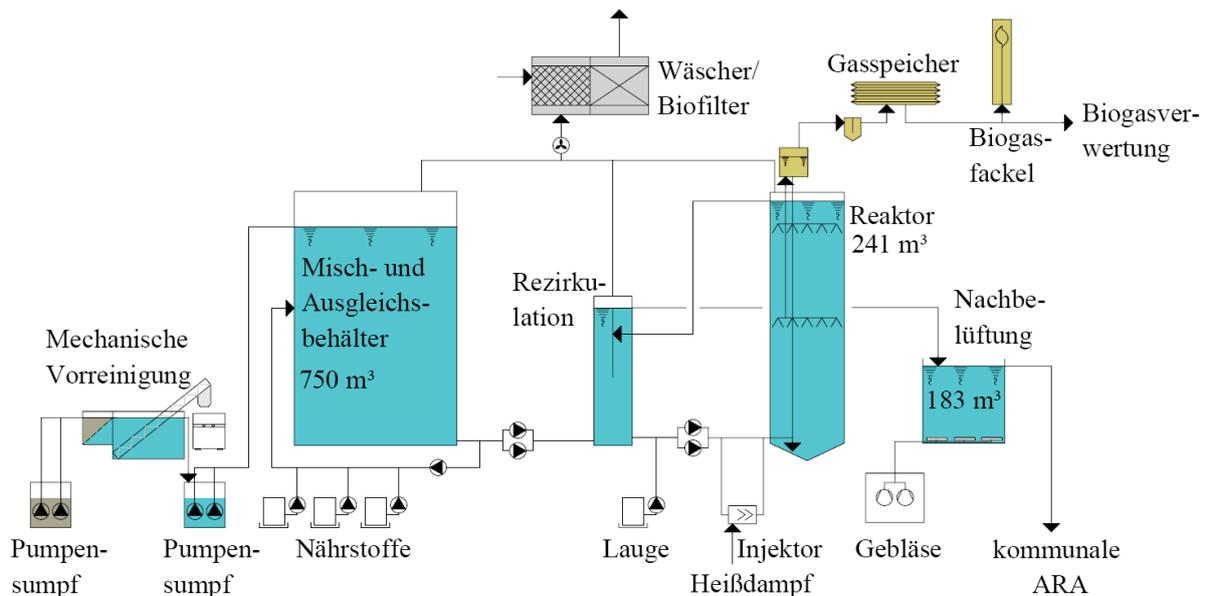


Abbildung 18: Anlagenkonfiguration

Mechanische Vorreinigung:

Speziell während der Mostereikampagne gelangen große Mengen an Feststoffen (Erde, Blätter, Kerne etc.) ins Abwasser. Um den Anaerobreaktor vor Feststoffeintrag zu schützen, wurde eine kombinierte mechanische Vorreinigung bestehend aus Siebrechen und Sandfang installiert.

Misch- und Ausgleichsbehälter:

Der Behälter hat einen Durchmesser von 9 m und eine Bauhöhe über Grund von 12 Metern. Somit ergibt sich ein nutzbares Volumen von annähernd 750 m³. Er wurde als schraubenförmig gefalzter Zylinder aus Edelstahl „Verinox“, Auflagerwerkstoff 1.4571 errichtet. Das Behälterdach ist als Membrantragwerk aus Edelstahl Werkstoff 1.4571 bestehend aus einer freitragend über den Behälter gespannten Edelstahlmembran ausgeführt. Der Behälter wurde mit 160 mm Mineralwolle komplett isoliert und mit Trapezblech verkleidet.

In diesem Behälter werden einerseits Tagesschwankungen im Zulauf ausgeglichen. Andererseits dient der Behälter der Vorversäuerung der gestapelten Abwässer vor Beschickung in den Anaerobreaktor.

Die erforderliche Mischenergie wird über eine Umwälzung sichergestellt. In die Umwälzleitung werden die notwendigen Makro- und Mikronährstoffe dosiert. In diesem Fall erfolgt dies in Form von Harnstofflösung, Phosphorsäure und Eisen-II-chlorid.

Anaerobreaktor:

Der Anaerobreaktor ist als zylindrischer Behälter aus beschichtetem Normalstahl errichtet. Im Bereich des Wasserwechselzone im oberen Bereich des Reaktors wurde zusätzlich eine PE-Folie mit 2 mm Dicke als verstärkter Korrosionsschutz angebracht. Auch der Reaktor wurde komplett isoliert und verkleidet.

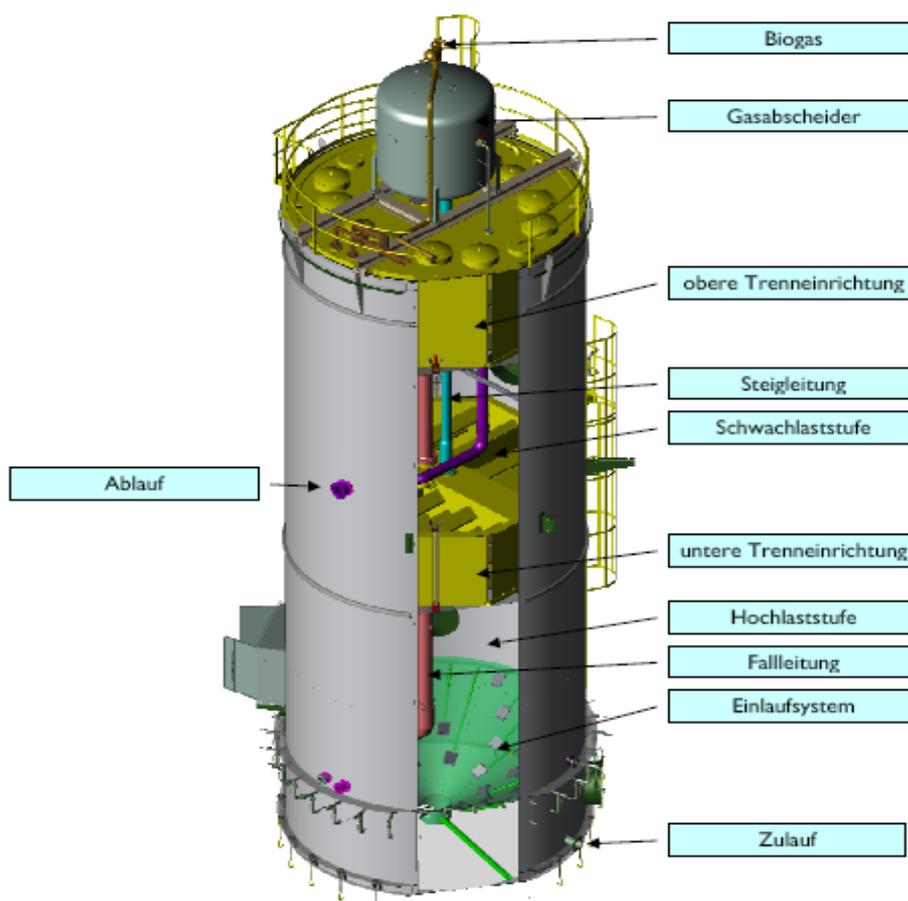


Abbildung 19: Anaerobreaktor

Der Reaktor ist ein von unten nach oben durchströmter Pelletschlammreaktor nach dem Prinzip des zweistufigen Schlammbettverfahrens (= 2 x UASB übereinander, Upflow Anaerobic Sludge Blanket) mit interner und externer Rezirkulation (sogenanntes EGSB-System, Extended Granular Sludge Blanket).

Die externe Rezirkulation erfolgt über den sogenannten Rezirkulationsbehälter. In diesem erfolgt eine Vorverdünnung von aus dem Misch- und Ausgleichsbehälter zulaufenden, vorversäuerten Abwasser mit gereinigtem Abwasser aus dem Reaktorablauf.

Die interne Umwälzung wird durch das abgeschiedene Gas der ersten Stufe (unterer Bereich des Reaktors bis zur ersten Trennzone) ermöglicht, das einen sogenannten Gaslift erzeugt.

In der unteren Stufe des schlanken, zylindrischen Anaerobreaktors befindet sich ein expandiertes Schlammbett, die Hochlaststufe. Das zu behandelnde Abwasser wird über ein spezielles Einlaufsystem am Reaktorboden mit dem zirkulierenden Schlamm/Wasser-Gemisch vermischt. Hier wird der größte Teil des eingebrachten CSB in energiereiches Biogas umgesetzt.

In der unteren Trenneinrichtung wird das produzierte Biogas abgetrennt und durch die Steigleitungen im Reaktor zum Gasabscheider geleitet. Durch die hohe Auftriebsgeschwindigkeit des Gases entsteht ein Mammutpumpeneffekt, wodurch Wasser und Schlamm aus der unteren Trenneinrichtung zum Gasabscheider gefördert werden.

Im Gasabscheider am Reaktorkopf erfolgt die Trennung von Biogas und Wasser/Schlamm-Gemisch. Das Biogas wird durch Gasleitungen zum Gasspeicher und zur weiteren Verwertung abgeführt (Heizkessel). Das Wasser/Schlamm-Gemisch strömt durch die Falleleitungen zurück zum Reaktorboden.

In der oberen Zone des Reaktors, zwischen dem unteren und dem oberen Dreiphasenabscheider (Trenneinrichtung), ist der Rezirkulationsstrom, der in der unteren Zone für die Expansion des Schlammbetts sorgt, nicht vorhanden. Ebenso kommt es hier aufgrund der fast vollständigen Umsetzung des abzubauenen CSB in der unteren Zone nur mehr zu einer geringen Gasproduktion. Die hieraus resultierenden niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten

sorgen für eine gute Biomasserückhaltung im System, die mit jener von konventionellen UASB-Systemen zu vergleichen ist. Die niedrige Biomassekonzentration in der oberen Zone ermöglicht eine Expansion des unteren Schlammbeds über die untere Reaktionskammer hinaus, ohne dass Biomasse abgespült wird. Hierdurch können auch Belastungsspitzen abgefangen werden.

Nachbelüftung:

Die Nachbelüftung erfolgt in einem offenen zylindrischen Behälter mit 6 Metern Durchmesser und 6,5 Metern Höhe. Dies ergibt ein Nutzvolumen von 183 m³. Er wurde wiederum als schraubenförmig gefalzter Zylinder aus Edelstahl „Verinox“, Auflagerwerkstoff 1.4571 errichtet. Obwohl nicht unbedingt erforderlich erhielt dieser Behälter ebenfalls ein Dach als Membrantragwerk aus Edelstahl Werkstoff 1.4571. Es besteht wiederum aus einer freitragend über den Behälter gespannten Edelstahlmembran. Der Behälter musste nicht verkleidet werden.

Die Luftzufuhr erfolgt über gekapselte Drehkolbengebläse (aufgestellt im Betriebsgebäude) und Membranscheibenbelüfter am Behälterboden.

Abluftreinigung:

Die geruchsbeladene Abluft aus Misch- und Ausgleichsbehälter, Rezirkulationsbehälter und Reaktor wird über einen Wäscher einem Biofilter zugeleitet. Der Biofilter ist als rechteckiger, oben offener HDPE-Behälter gefüllt mit einem biologischen Filterbett aus Wurzelholz und Rindenhumus ausgeführt.

Im Wäscher wird die Abluft durch einen von Sprühdüsen erzeugten Wasservorhang geleitet. Es erfolgt eine drastische Zunahme der Feuchte der Abluft vor Eintritt in den Biofilter.

Der Biofilter wird von unten nach oben durchströmt. Im Filtermaterial angesiedelte Mikroorganismen veratmen die geruchserzeugenden Abluftinhaltsstoffe in natürlich unbedenkliche Stoffe wie CO₂ und Wasser.

Gaslinie:

Das gewonnene Biogas wird einem kleinvolumigen Gasspeicher (=Mengenausgleich / Puffer) zugeleitet. Daraus erfolgt die Abnahme zur Verwertung im adaptierten Heizkessel des Werks. Dabei wird entsprechend Biogas während des Erdgasbetriebs in die Flamme beigemischt und senkt auf diese Weise den Erdgasverbrauch. Für den Notfall (z.B. Ausfall der Gasverwertung) steht eine voll gekapselte Notgasfackel zur Verfügung, über die das Biogas schadlos und von außen unsichtbar verbrannt werden kann.

3.5 Inbetriebnahme

Die Inbetriebnahme erfolgte knapp vor der Mostereikampagne des Jahres 2009. Der Reaktor wurde mit bereits adaptierten Pelletschlamm aus einer ähnlichen Anaerobanlage ganz in der Nähe beschickt. Binnen kürzester Zeit (3 bis 4 Tage) erreichte die Anlage schon die komplette Abbauleistung.

3.6 Betriebserfahrung

Nach erfolgter Erstinbetriebnahme stellte sich vorerst ein reibungsloser Betrieb der Anlage ein. Die Notwendigkeit einer ständigen kritischen Betriebsüberwachung zeigte sich in den darauf folgenden Wochen sogleich auf drastische Weise.

Durch einen Ausfall der Laugendosierung übers Wochenende sank der pH-Wert im Reaktor während zwei Tagen weit unter den Sollwert von 6,5. Die Biomasse (Pelletschlamm) wurde stark geschädigt, stellte in der Folge beinahe die komplette Abbautätigkeit ein. Nur durch rasches Anpassen des pH-Werts (massive Laugenzugabe) und Nachimpfung von frischem Pelletschlamm konnte der Normalbetrieb binnen kurzer Zeit wieder gewährleistet werden.

Kennzahlen des Betriebes:

Inbetriebnahme:	29.07.2009
Probetrieb:	bis 30.10.2009
Abwassermenge Kampagne 2009:	bis zu 920 m ³ /d
Abwassermenge Restzeit 2009/2010:	bis zu 250 m ³ /d

Temperatur Zulauf im Mittel	etwa 26,5°C
Raumbelastung Reaktor:	im Mittel bei 6,4 kg CSB/(m ³ · d) maximal bis zu 23,3 kg CSB/(m ³ · d)
CSB-Abbaurrate Anlage:	im Mittel bei 86 %
Spezifische Biogasproduktion:	im Mittel bei 0,44 m ³ / kg CSB _{abgebaut}
Energiegewinn Biogas: (= Nutzbarer Energieinhalt Biogas abzüglich erforderliche Aufheizenergie Zulauf)	im Mittel bei 11.477 kWh / d

3.7 Betriebsergebnisse

3.7.1 CSB-Bilanz

Die Auswertung der Wochenmittelwerte der CSB-Konzentrationen zeigt folgendes Bild:

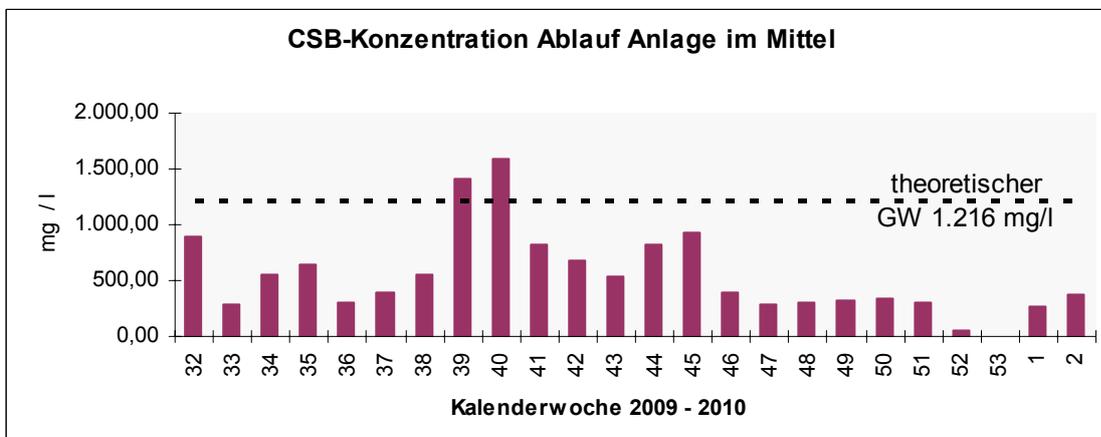
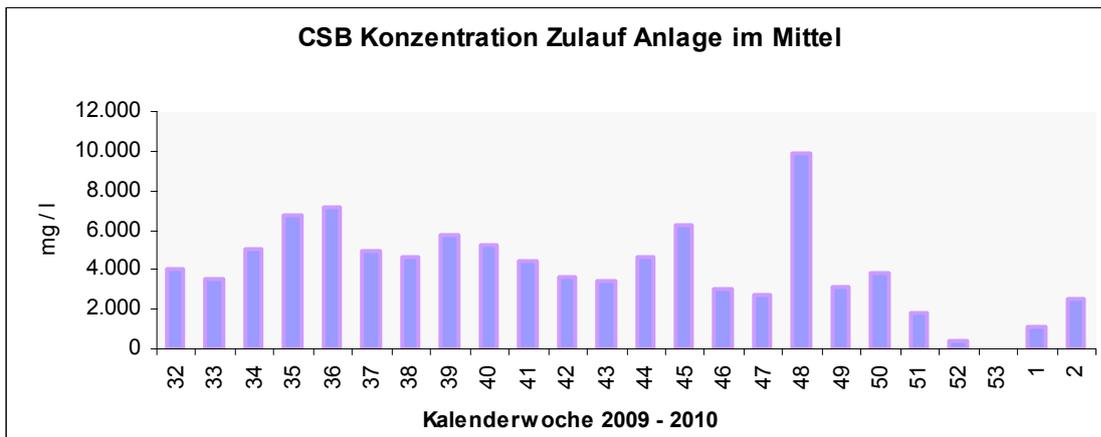


Abbildung 20+21: Wochenmittelwerte CSB - Konzentration

Die Überlastungen in den CSB-Ablaufkonzentrationen der Wochen 39 und 40 sind auf die fehlende Abbauleistung des Reaktors nach Störung des Pelletschlammes zurückzuführen. Der Vorfall wurde unter 2.6 beschrieben.

Die Auswertung der Wochenmittelwerte der CSB-Fracht zeigt folgendes Bild:

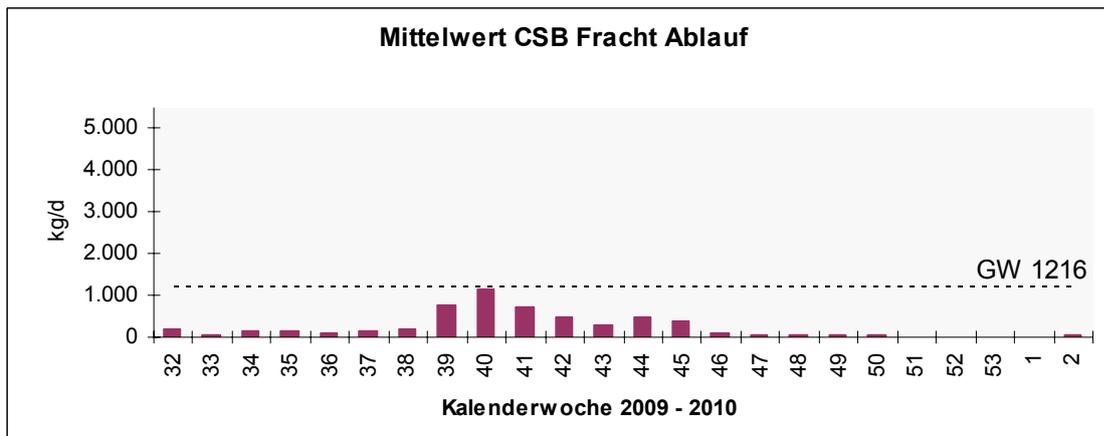
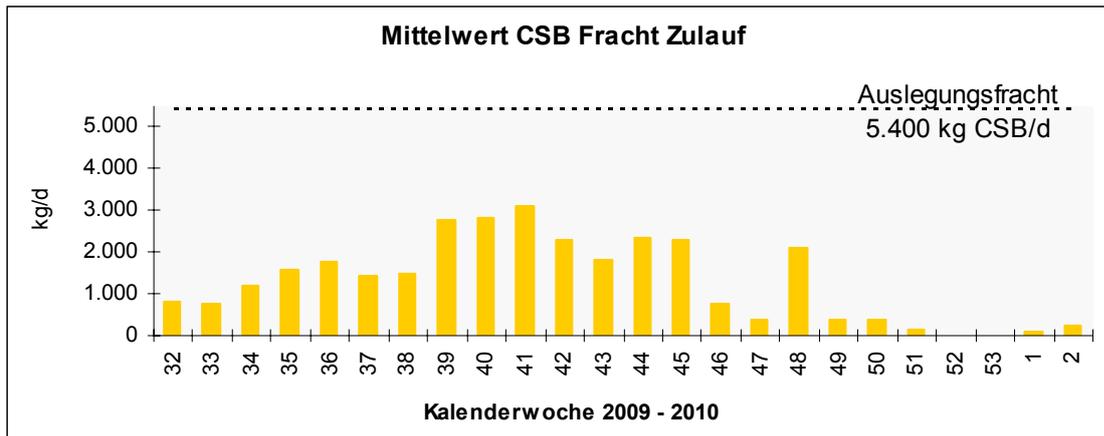


Abbildung 22+23:

Wochenmittelwerte CSB - Fracht

3.7.2 Raumbelastung Anaerobreaktor

Die Raumbelastung ist ein wichtiger Auslegungsparameter. Der Reaktor ist auf eine maximale Raumbelastung von $20 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ dimensioniert.

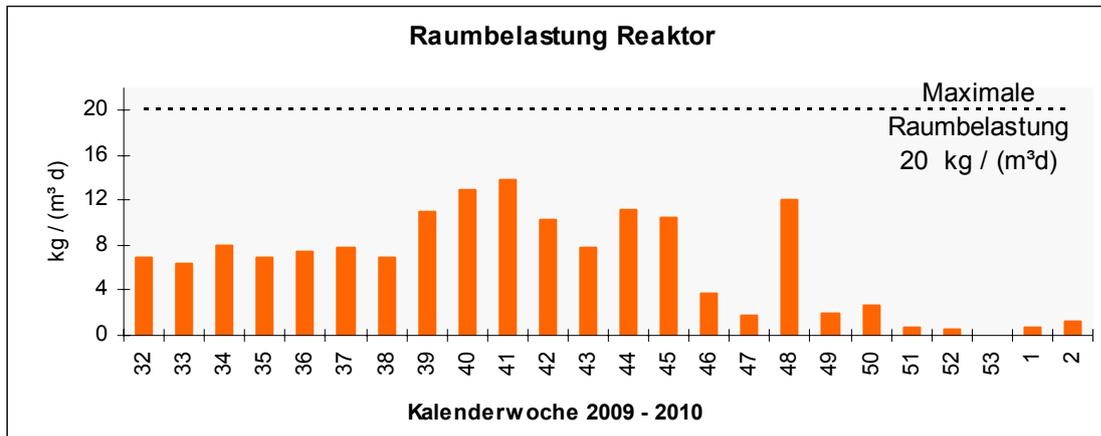


Abbildung 24: Wochenmittelwerte Raumbelastung Anaerobreaktor

3.7.3 Biogas

Durch Nutzung des in der Folge der anaeroben Abbauprozesse gebildeten Biogases wird ein Gewinn erzielt (Substitution von Erdgas im Dampfkessel).

Die Menge an produziertem Biogas ist im Normalfall direkt proportional der Menge an abgebauter CSB-Fracht im Reaktor. D.h. andererseits auch, dass unter Einhaltung der erforderlichen Rahmenbedingungen nur bei entsprechend hohem CSB-Frachtaufkommen im Zulauf auch hohe Gasmengen gewonnen werden.

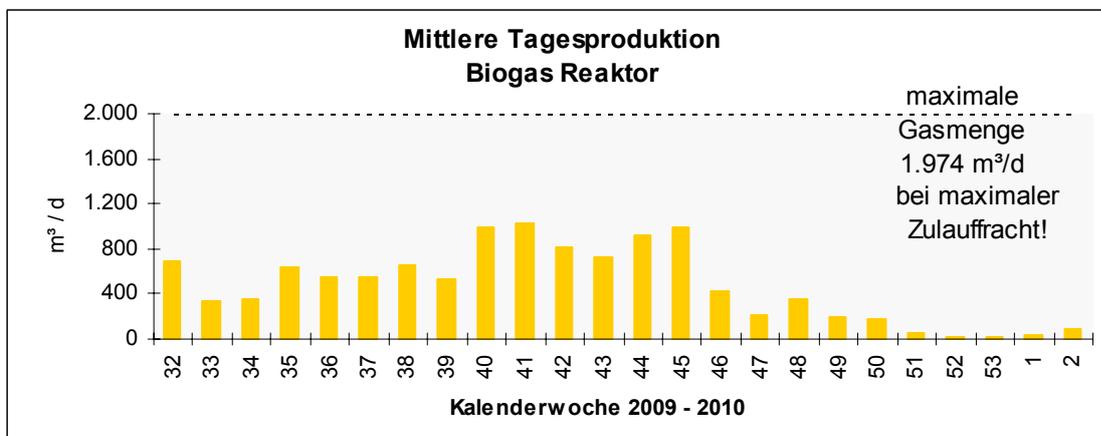


Abbildung 25: Wochenmittelwerte gewonnene Biogasmengen

Ein wichtiger Kennwert für den Funktionsstand des anaeroben Abbauprozesses ist die spezifische Biogasproduktion:

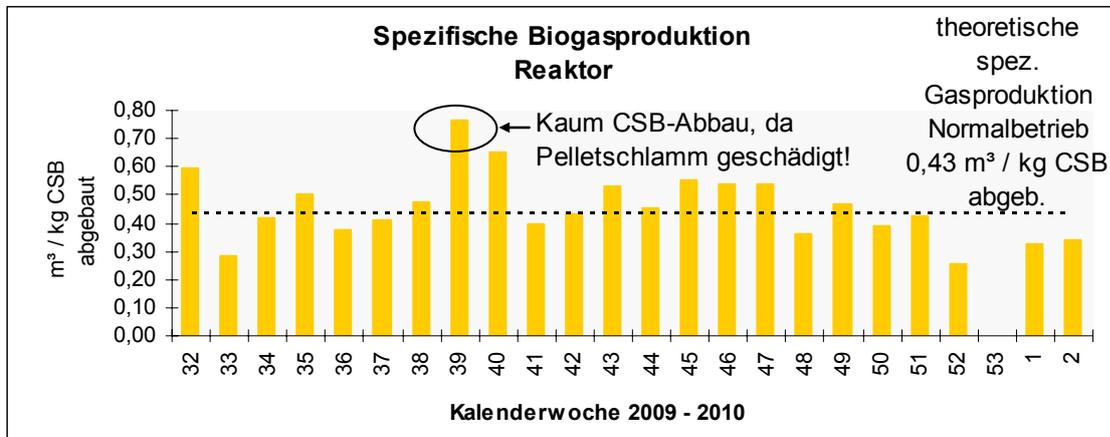


Abbildung 26: Wochenmittelwerte spezifische Biogasproduktion Reaktor

3.7.4 Energiegewinn

Die Differenz des nutzbaren Energieinhaltes des gewonnen Biogases und der zur Erwärmung des Zulaufes benötigten Aufheizenergie ergibt den Energiegewinn beim Betrieb der Anlage. Nicht berücksichtigt wurde hierbei die benötigte elektrische Energiemenge..

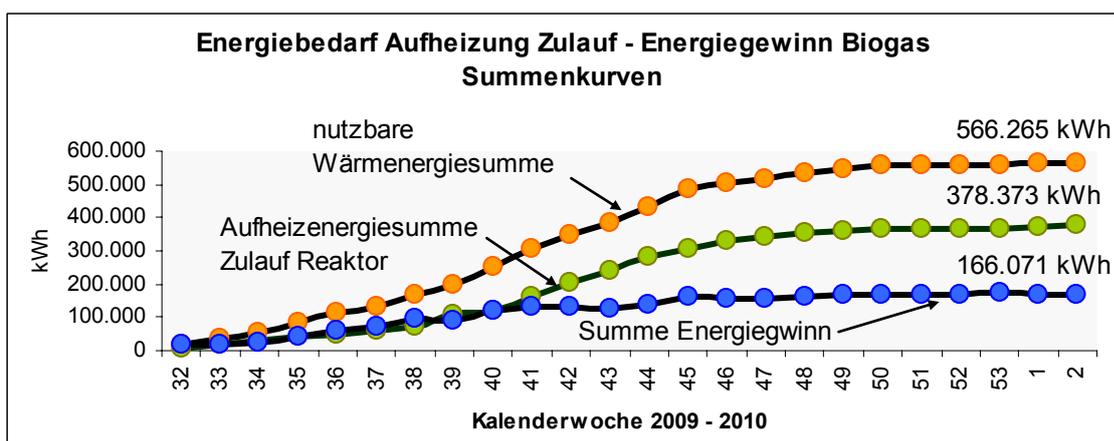


Abbildung 27: Summenkurven Energiebedarf und Energiegewinn aus dem gewonnenen Biogas.

3.8 Bilder Anlage



Abbildung 28: Misch- und Ausgleichsbehälter (Vordergrund), dahinter Reaktor.



Abbildung 29: Betriebsgebäude (Vordergrund), dahinter Reaktor, rechts Nachbelüftung.

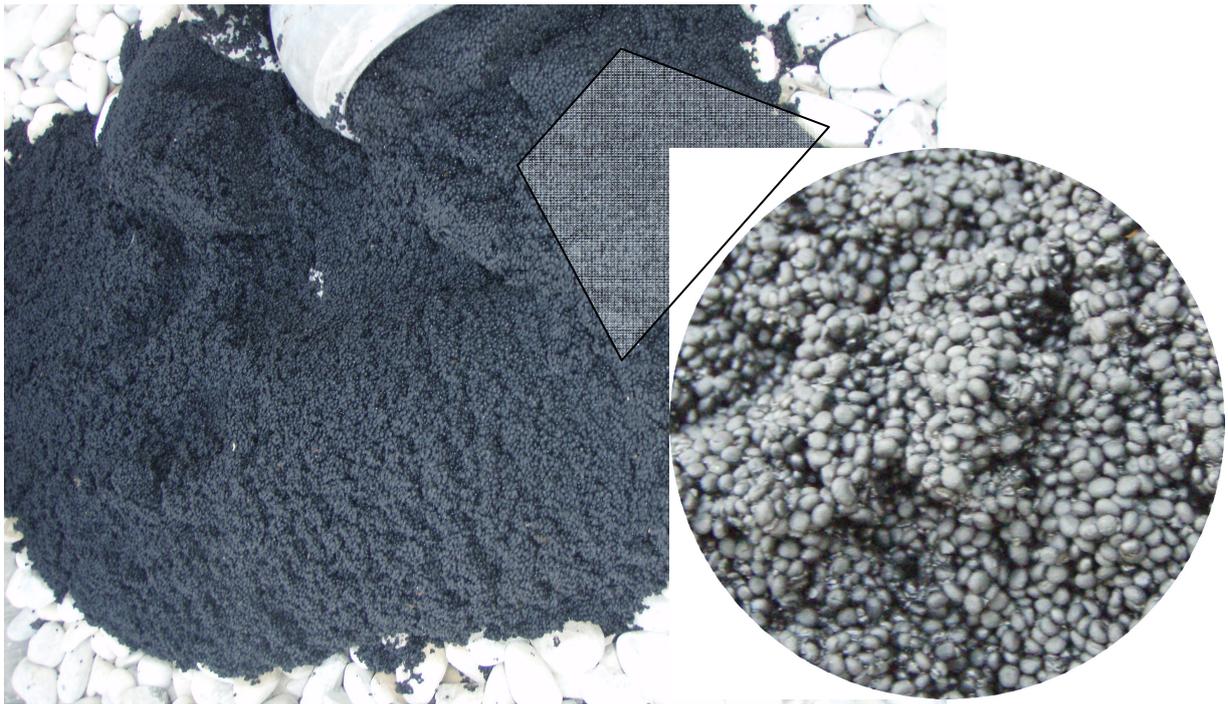


Abbildung 30: Frischer Pelletschlamm.

Korrespondenz an:

Dipl.Ing. Judith Gaugg-Salzmann

Salzmann Ingenieure ZT GmbH

Angelika Kauffmann Straße 5

Tel +43 5574 45524-0
office@salzmann-ing.at

Langzeiterfahrung mit Membranbiologie und Stoffstrommanagement

Karl Heinz Greil

Sandoz GmbH, Kundl

1 Historie

Seit über 60 Jahren werden am Standort Kundl der Sandoz GmbH (vormals Biochemie GmbH) auf fermentativen Wege Antibiotika hergestellt. Für die Isolierung von Penicillin V ist dies mittlerweile die letzte Produktionsstätte des Abendlandes, die sich gegen fernöstliche Konkurrenten (noch) behaupten konnte. Neben den Hauptprodukten Penicillin und Cephalosporin werden weitere pharmazeutische Wirkstoffe sowie Waschmittelenzyme auf biologischem Weg hergestellt und in den Aufarbeitungsanlage isoliert. Teilweise werden daraus mittels biologischer oder chemischer Synthese Wirkstoffzwischenprodukte und auch finale Wirkstoffe hergestellt.

Aufgrund der reichhaltigen Nährstoffe in den Medien der biologischen Prozesse ergibt sich auch eine entsprechend hohe organische Belastung der Abwässer nach Isolierung der Wirkstoffe und Rückgewinnung der teilweise erforderlichen Lösemittel in den Aufarbeitungsprozessen. Die Abwässer werden in einem zweistufigen aerob-biologischen Reinigungsprozess aufgearbeitet, bevor sie zum Vorfluter abgeleitet werden.

Im Zuge des Ausbaus der Abwasserreinigungsanlage 2 (ARA 2) auf Stickstoffeliminierung wurde man bereits im Jahr 1995 auf eine damals völlig neue Variante der Biomasseabtrennung im Belebtschlammverfahren aufmerksam und startete auch umgehend mit Pilotierungsversuchen, um die grundsätzliche Eignung dieser Technologie für das komplexe industrielle Abwasser der Sandoz GmbH zu überprüfen. Die zunächst befürchtete rasche und irreversible Blockierung der Membranen durch Abwasserinhaltsstoffe oder

biologisches Fouling hat sich nach Monaten der Versuchsdurchführung nicht bestätigt, ganz im Gegenteil war die Permeabilität der Membranen nach anfänglicher Abnahme relativ stabil. Das größte Problem stellt die hohe Biomassekonzentration in den Filtrationsbecken dar, die in weiterer Folge zu massiven Schlammablagerungen in den Modulen selbst führte.

Über den Pilotierungszeitraum von rd. 5 Jahren wurden gemeinsam mit den verschiedenen Herstellern von getauchten Niederdruck-Membransystemen die Modulkonstruktion weiterentwickelt, so dass letztendlich der Schritt zur Errichtung einer Großanlage gewagt werden konnte. Durch die vorbildliche Zusammenarbeit und Unterstützung seitens Behörde und Sachverständige wurde ein Teilausbau der ARA 2 nach dem Membranbelebungsverfahren vereinbart und die Anlage Ende 2000 in Betrieb genommen.

2 Membranbelebungsanlage Sandoz GmbH

2.1 Konzeption und Aufbau

Bei der Planung der Anlage musste einerseits auf die Erkenntnisse aus den Pilotversuchen, andererseits auf ein mögliches negatives Ergebnis der Großanlage Rücksicht genommen werden. Die wesentlichen Anlagenteile sollten bei Versagen der Membranfiltration einfach und rasch in die bestehenden Anlagenkonzeption integriert werden können. Somit ergab sich, dass eine einfache vorgeschaltete Denitrifikationsanlage mit extern angeordneten Membranfiltrationsbecken vorgesehen wurde. Aus bautechnischen Gründen konnte das Volumenverhältnis von Nitrifikation zu Denitrifikation nur 50:50 errichtet werden.

Die externen Filtrationsbecken, über die auch die Rezirkulation zum Denitrifikationsbecken realisiert ist, wurden 4-straßig ausgeführt, so dass vier voneinander unabhängige Membranfiltrationsstraßen zur Verfügung stehen, von denen je zwei mit denselben Membrantypen ausgestattet sind. Damit ergab sich speziell in der Anfangsphase die Möglichkeit, die Betriebsparameter unterschiedlich einzustellen und Erfahrungen bezüglich der optimalen Bedingungen zu finden.

Einige Eckdaten der Anlage im Detail:

Volumen Belebungsbecken: 1100 m³, davon 50% Denitrifikation

Volumen Filtrationsbecken: 260 m³, 4 x 65 m³

Installierte Membranfläche: 5468 m², davon 4028 m² Zenon ZW 500 A bzw. C und 1440 m² Kubota-Plattenmembranen

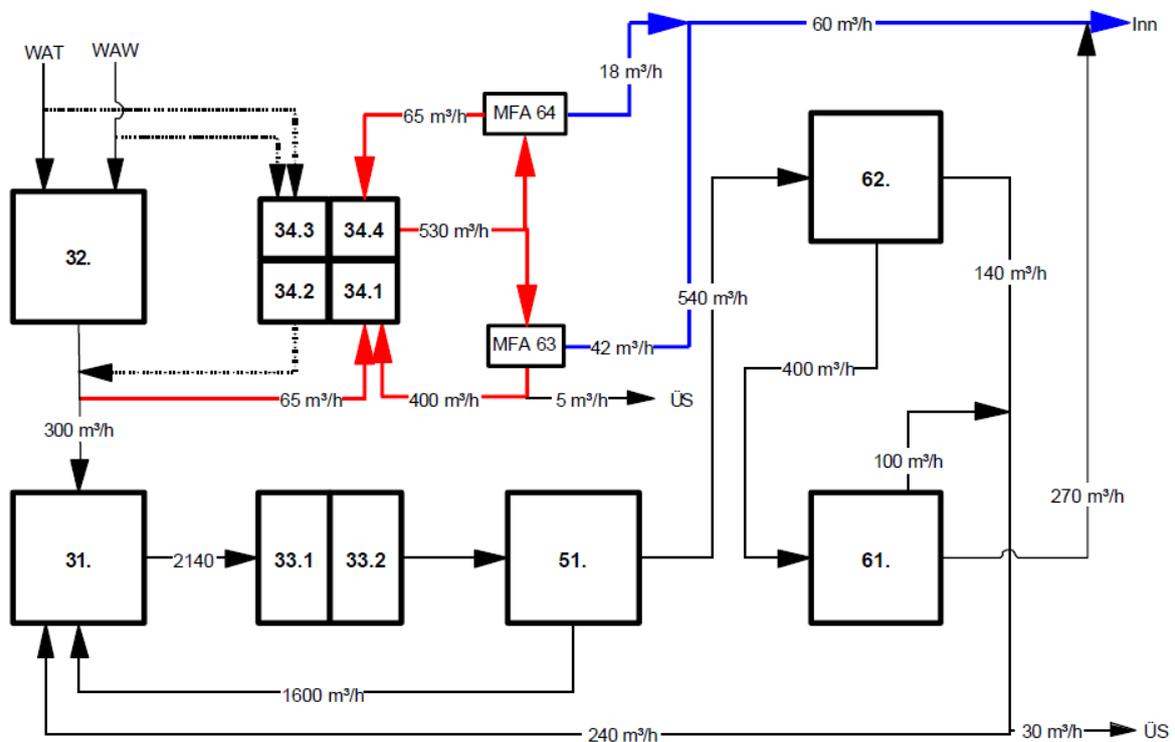


Abbildung 1: Blockschema ARA 2 mit Membranbelebungsanlage

2.2 Langzeiterfahrungen Membranbiologie

2.2.1 Biologische Reinigungsleistung

Wie eingangs erwähnt, behandelt die Membranbelebungsanlage einen Teilstrom des Abwassers der zweiten Stufe der biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Daraus ergibt sich, dass ein wesentlicher Teil der abbaubaren organischen Belastung bereits in der ersten Stufe eliminiert wird und in dieser Stufe nur die

Kohlenstoff-Endreinigung und weitergehende Stickstoff- und Phosphorentfernung stattfindet.

Zusammenfassend wurden über die letzten Jahre im Mittel folgende Werte erreicht:

Tabelle 1: Mittelwerte MBA 2001 - 2009

	Zulauf gesamt	Zulauf MBA	Ablauf MBA	Wirkungsgrad MBA [%]	Wirkungsgrad gesamt [%]
CSB [mg/l]	11400	2570	472	81,6	95,8
BSB₅ [mg/l]	5200	800	12	98,5	99,8
TN [mg/l]	850	430	104	75,7	87,8
P_{tot} [mg/l]	89	25	1,7	93,2	98,1

In diesem Zeitraum wurde eine durchschnittliche Abwassermenge von 1290 m³/d über die Membranbelebungsanlage gereinigt, wobei das maximale Jahresmittel 2009 mit 1400 m³/d erzielt wurde.

Bei einem Schlammalter von rd. 17 Tagen hatte der Belebtschlamm einen organischen Anteil von im Mittel 65,7%. Es ist zu berücksichtigen, dass eine simultane Phosphorfällung mittels Eisensalzen erfolgt. Die mittlere Konzentration der Biomasse im Belebungsbecken lag zwischen 11 und 15 g/l, in den Filtrationsbecken entsprechend höher zwischen 15 und 20 g/l.

Insgesamt funktioniert die biologische Reinigung über die Membranbelebungsanlage weitgehend problemlos mit stabilen Ablaufwerten, obwohl die hydraulische Verweilzeit im Vergleich zu einer konventionellen Anlage ähnlicher Belastung deutlich kürzer ist. Die mittlere BSB-Schlammbelastung lag bei 0,06 kg/kg.d bzw. rd. 0,03 bezogen auf aerobe Bedingungen.

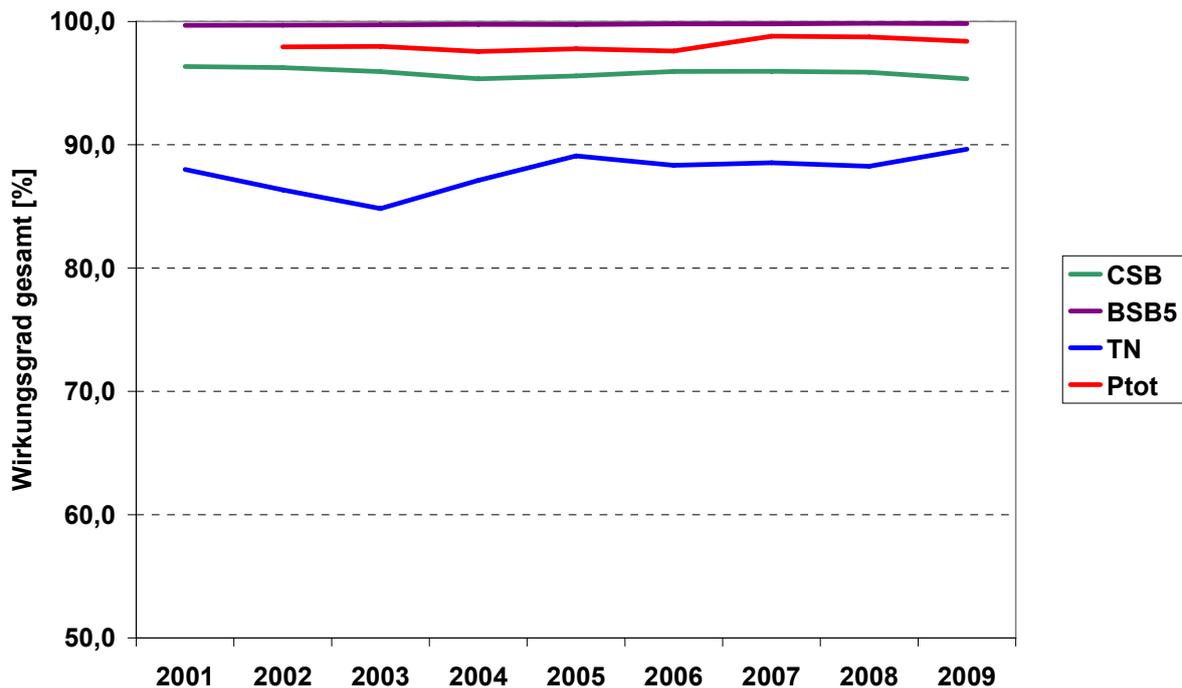


Abbildung 2: Gesamt-Wirkungsgrade Membranbelebungsanlage

2.2.2 Filtrationsleitung

Die Pilotierung mit unterschiedlichen Typen von getauchten Membranen hatten keine eindeutigen Vorteile eines Anbieters ergeben, so dass in der Großanlage sowohl Hohlfaser (Zenon) als auch Plattenmembranen (Kubota) zu Einsatz kamen. War der ein Modultyp wesentlich einfacher in der verfahrenstechnischen Ausführung und Regelung, so hatte der andere Vorteile in der Filtrationsleistung und Packungsdichte im Filtrationsbecken. Mit den heute gängigen Modulen können in ein Filtrationsbecken 3000 m² Hohlfasermembranen installiert werden, währenddessen mit den Plattenmembranen in double-deck Version für 960 m² Membranfläche ausreichend Platz ist.

Nach der Inbetriebnahme der Anlage erreichten bzw. übertrafen die Betriebsergebnisse die Auslegungswerte und zeigten sich auch sehr betriebsstabil. Abgesehen von durchaus üblichen Optimierungen nach der Inbetriebnahme traten keinerlei Probleme auf, die eine lange Lebensdauer der Membranen gefährden hätten können.

Wie aus den Abbildungen 2 und 3 ersichtlich, unterschieden sich die Betriebsergebnisse der beiden Membrantypen signifikant. Während die Netto-

Filtrationsleistung in den ersten Jahren noch recht ähnlich war, musste bei den Hohlfasermembranen ein wesentlich höherer transmembraner Druck aufgebaut werden, um dieselbe Permeatausbeute zu erzielen. Nach 3-4 Jahren fiel jedoch trotz regelmäßiger Wartung und Reinigung der Membranen die Filtrationsleistung der Hohlfasermembranen deutlich ab, da der maximale Transmembrandruck bereits erreicht war und die fortschreitende Verschlechterung der Durchgängigkeit der Membranen durch eine höher Druck nicht mehr kompensiert werden konnte. Dies dürfte einerseits auf das damals verwendete Membranmaterial, andererseits auf die Modulkonstruktion zurückzuführen sein. Bekanntlich traten beim Modultyp ZW 500C Probleme mit Schlammablagerungen zwischen den Hohlfasern auf, die erst mit der nachfolgenden Baureihe behoben werden konnten. Im Jahr 2005 bzw. 2006 wurden sämtliche Hohlfasermodule auf den Typ ZW 500D umgebaut, wodurch einerseits die Filtrationsleistung wieder entsprechend den Anfangswerte angehoben werden konnte, andererseits deutliche Verbesserungen der Permeabilität erreicht werden konnten.

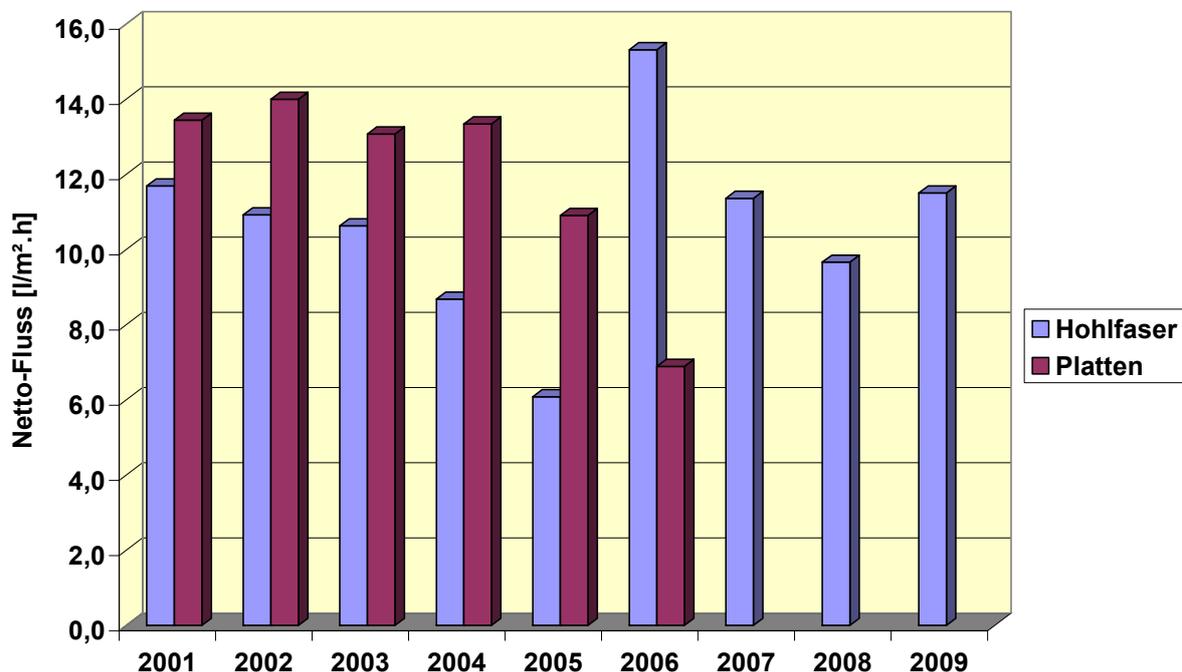


Abbildung 2: Mittlerer Netto-Fluss von Hohlfaser- und Plattenmembranen

Außergewöhnlich hohe Permeabilität zeigten die Plattenmembranen zu Beginn des Betriebes, jedoch kam es zu einem kontinuierlichen Abfall im Laufe der Jahre. Auf die Permeatausbeute erlangte dieser Umstand erst Auswirkung, als

der transmembrane Druck nicht mehr gesteigert werden konnte. In weiterer Folge wurde die Filtrationsleistung zurückgenommen, ohne dass eine Stabilisierung der Permeabilität zu beobachten war. Nachdem schließlich eine Verschleiß an den Auflagerpunkten der Membranplatten festgestellt wurde, der zu Biomasseeintritt in das Permeat geführt hatte, entschloss man sich, diese Module außer Betrieb zu nehmen und vorerst keine Reparatur oder Nachbestückung der Module mit neuen Platten vorzunehmen. Diese Entscheidung war auch deshalb möglich, da durch die neuen Module ZW 500D mehr als ausreichend Filtrationsleistung vorhanden war, um den Biologieteil der Membranbelebungsanlage voll nutzen zu können.

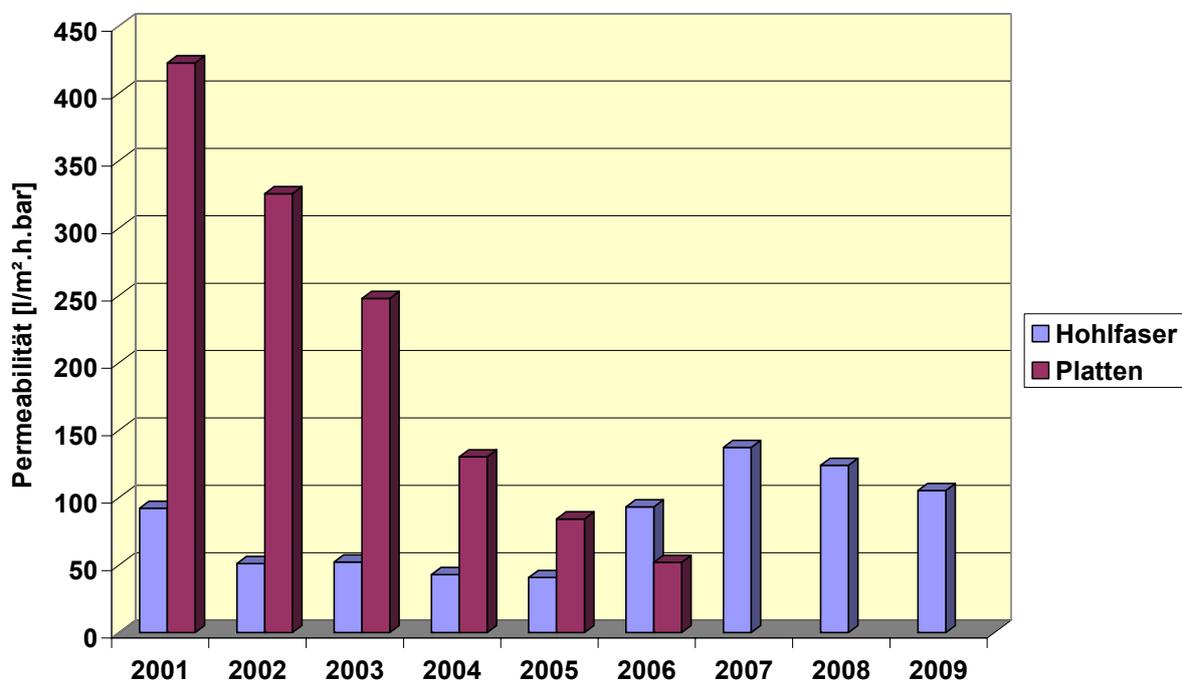


Abbildung 3: Mittlere Permeabilität von Hohlfaser- und Plattenmembranen

Aus den Erfahrungen lässt sich abschätzen, dass bei konservativer Auslegung der Filtrationsleistung der die Membranen über mindestens 5 Jahre genutzt werden können, bei der neuesten Generation der Membranmodule könnte die Nutzungsdauer auch weit darüber liegen.

2.2.3 Betrieb und Unterhalt der Membranen

Ein wesentliches Kriterium für Membranbelebungsanlagen ist der Aufwand für den Betrieb und den Unterhalt der Membranfiltration. Dies ist von besonderer Bedeutung, wenn die Anlage wie im Falle von Sandoz mit sehr knappen Personalressourcen betrieben wird (Betriebsführung: 1-Mann-Schichtbetrieb).

Durch die weitgehende Automatisierung der Anlage ist der routinemäßige Betreuungsaufwand als gering zu bezeichnen und kann von einem Mitarbeiter zusätzlich zur Bedienung der restlichen Anlagenteile bewältigt werden. Kontrollen, Probenahmen und allenfalls erforderliche Chemikalienbereitung können gut in die Routinetätigkeiten eingebaut werden.

Die regelmäßigen insitu-Reinigungen der Membranen erfolgen vollautomatisch, so dass dafür keinerlei Operatoreingriffe notwendig sind. Eine Reinigung der Membranen außerhalb des Filtrationsbeckens ist nicht vorgesehen, sofern eine Intensivreinigung erforderlich wird, werden die Filtrationsbecken entleert und die Reinigungslösungen direkt in das Filtrationsbecken eingebracht. Damit ergibt sich ein geringer Aufwand für die teilweise händische Manipulation von Reinigungschemikalien, der in unregelmäßigen Abständen bei jeder Filtrationsstraße alle 2-3 Monate notwendig ist.

Durch die teilweise hohe Schaltfrequenz bestimmter Anlagenteile wurde erhöhter Aufwand für die mechanische sowie mess- und regeltechnische Instandhaltung erwartet. Diese Befürchtung hat sich als unbegründet herausgestellt, da teilweise durch intelligente Lösungen wie „undersized“ Klappenblätter in Absperrorganen, wo keine absolute Dichtheit erforderlich ist. Am ehesten sind betroffen Klappenantrieb und Endschalter, die nach einigen Jahren defekt werden und getauscht werden müssen (ca. 60 - 70.000 Schaltzyklen pro Jahr). Weitgehend problemlos ist der wechselweise Betrieb der Drehkolbenpumpen für die Permeatextraktion und -rückspülung.

Die Belüftung der Membranmodule erfolgte im Wesentlichen entsprechend den Herstellerangaben und wurde auch kaum variiert. So liegt der mittlere Luftbedarf bei den Hohlfasermodulen derzeit bei rd. $0,15 \text{ Nm}^3/\text{h}\cdot\text{m}^2$.

3 Stoffstrommanagement

In früheren Jahren war häufig der Anfall an Neben- und Abfallprodukten der Produktion ein „Zufallsprodukt“ des Herstellungsprozesses, mittlerweile wurde es jedoch vielfach zum Standard, dass zu Zeitpunkt der Produktionsaufnahme bereits bekannt ist, welche Mengen und Qualitäten an zu entsorgenden Stoffen aus einem Verfahren anfallen.

Vor über zwei Jahrzehnten wurde durch die Einführung von so genannten Verfahrensökogrammen versucht, einen zusammenfassenden Überblick über die Stoffströme der Produktionsverfahren zu erreichen. Dabei ging es in erster Linie darum, die Mengen der anfallenden Nebenprodukte und Abfälle sowie die anfallenden Abwässer abzuschätzen. Sinnvollerweise erfolgt dann bei den Herstellkampagnen eine Verifizierung der abgeschätzten Daten anhand der tatsächlich anfallenden Mengen und in weitere Folge ein Update des Ökogramms. Die Erstellung des Verfahrensökogramms vor Produktionsaufnahme ist obligat vorgesehen.

Ökogramme wurden und werden in erster Linie dafür verwendet, die Lösemittelbilanz des Unternehmens zu erstellen. Bei einem Lösemittelumschlag von weit über 250.000 to jährlich bei einem Verbrauch von ca. 8.000 to ist es natürlich wesentlich zu wissen, welches Verfahren die Lösemittel eingesetzt hat und wo der Verbleib der verbrauchten Lösemittel zugeordnet werden kann.

Seit einiger Zeit ist ein Projekt angelaufen, um die Vielzahl an einzelnen Ökogrammen über eine entsprechende Software zu vernetzen und weitergehende Auswertungen zu ermöglichen. Umberto® ist ein Softwaretool zur Modellierung, Berechnung und Visualisierung von Stoff- und auch Energieflüssen von Prozessen. Bei den Prozesssystemen kann es sich um eine einzelne Produktionslinie, ein Werk oder ein Unternehmen handeln. Je größer der Umfang der eingepflegten Verfahren, desto komplexer wird das Modell und erfordert dann einigermaßen hohes Expertenwissen zur Pflege.

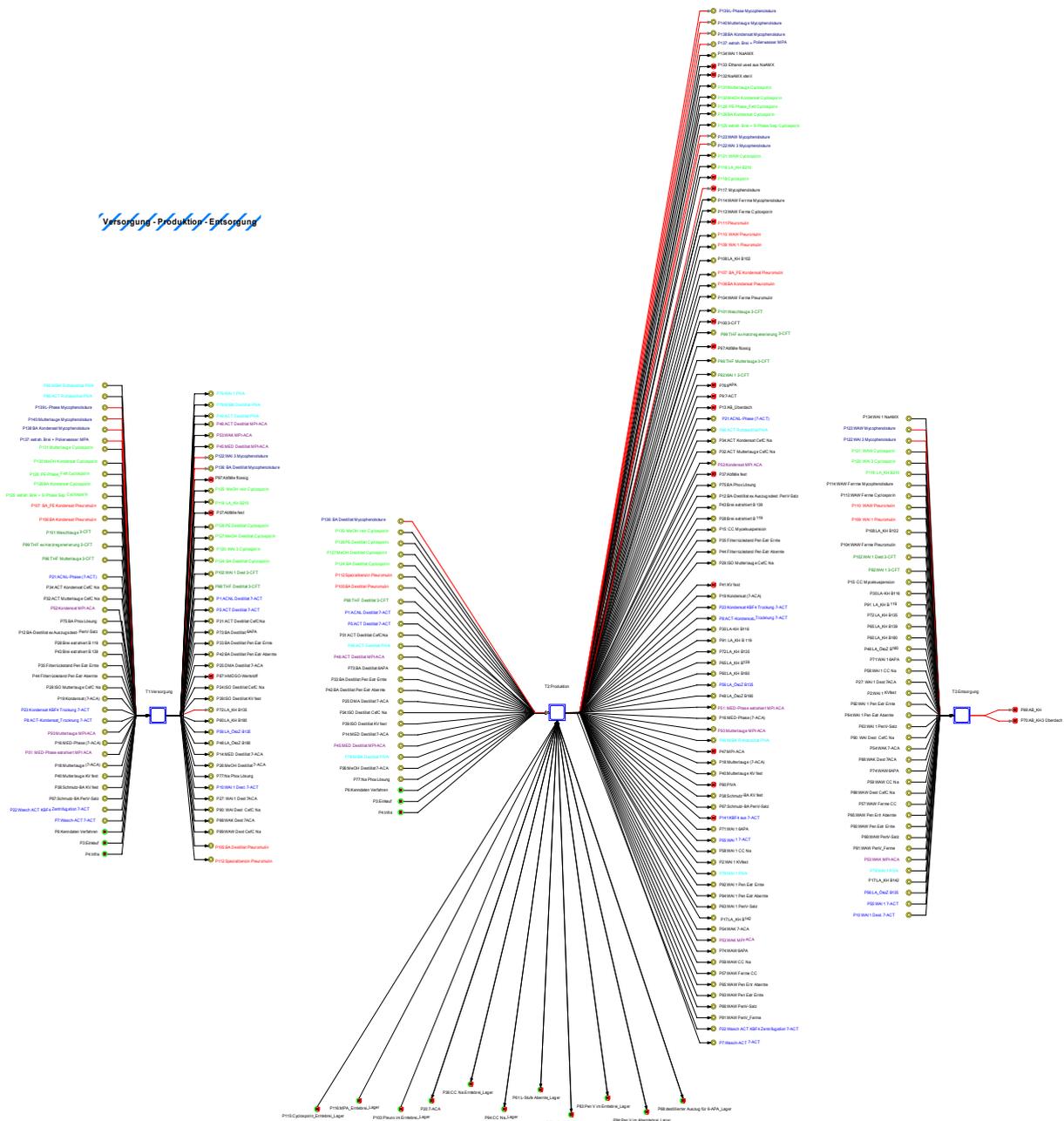


Abbildung 3: Umberto®-Modell Ebene Versorgung-Produktion-Entsorgung

Bei Sandoz sind mittlerweile an die 50 Verfahren in Umberto® abgebildet und großteils bereits einer ersten Kalibrierung unterzogen worden. Dabei wurden neben den eindeutig definierten Einsatzstoffen der Verfahren auch die eindeutig definierbaren Entsorgungsprodukte, wie z.B. Lösemittel, und Produkte mit nicht näher bekannter Zusammensetzung (Neben- und Reaktionsprodukte der Verfahrensreaktion) dargestellt. Dies ermöglicht einen guten Überblick über den Verbleib der einzelnen Lösemittel, die Auswertung kann summarisch oder bezogen auf einzelne Stoffe erfolgen. Zusätzlich wurden alle Stoffströme, die

über Abwässer aus den Verfahren abgegeben werden, mit den wesentlichen abwassertechnischen Kenngrößen wie z.B. CSB oder Stickstoff charakterisiert.

Das Skalierungsgrößen des Modells sind in erster Linie die Produktionsmenge über Batchgröße und Batchanzahl. Damit kann ein beliebiger Zeitraum mit beliebiger Kombination der Verfahren ausgewertet werden, was für historische als auch zukünftige Betrachtung von Nutzen sein soll.

Die erste Kalibrierung des noch nicht vollständigen Modell zeigt eine gute Übereinstimmung der in Umberto® abgebildeten Verfahren mit den tatsächlich in diesem Zeitraum angefallenen Abwasserbelastungen.

	Gesamt gem. Umberto [m³/d] bzw. [kg/d]	Sollwerte [m³/d] bzw. [kg/d]	Δ [%]
Abwasser gesamt [m³/d]	5.177	5.239	1,2%
Chemischer Sauerstoffbedarf CSB [kg/d]	67.252	77.493	13,2%
Gesamtphosphor Pges [kg/d]	646	694	6,9%
Gesamtstickstoff Nges [kg/d]	5.967	5.856	-1,9%
Trockensubstanz [kg/d]	8.645	7.187	-20,3%

Abbildung 4: Vergleich Abwasserbelastung aus Umberto® mit Ist-Belastung

Bei tiefer gehender Auswertung können zu den einzelnen Parameter die Belastungen auf verschiedenen Ebenen des Modells ermittelt werden. Somit soll zukünftig eine Information zur Verfügung stehen, die es erlaubt, ganz gezielt und systematisch Optimierungen einzelner Verfahren bzw. Maßnahmen zur Entwicklung der Belastung einzuleiten.

Evaluierung der Umsetzung der Indirekteinleiterverordnung (IEV, 1998) in Österreich

Ulrich Winkler, Thomas Ertl

BOKU-SIG, Wien

Kurzfassung: Mehr als 10 Jahre sind vergangen, seit die Indirekteinleiterverordnung (IEV, 1998) in Österreich in Kraft getreten ist. Dies war ein Anlass die Umsetzung der IEV auf wissenschaftlicher Ebene zu evaluieren. Anhand von strukturierten Befragungen bei den Landesbehörden und bei ausgewählten Kanalisationsunternehmen wurde versucht, ein flächendeckendes Bild der Praxis über Österreich zu entwerfen. Nach einer kurzen chronologischen Abhandlung des maßgebenden §32 „Bewilligungspflichtige Maßnahmen“ des WRG 1959 wird klar, dass das Thema Indirekteinleiter eine nicht unbedeutende Komponente in der siedlungswasserwirtschaftlichen Diskussion darstellt und damit teils heftigen Auseinandersetzungen unterliegt. Im Vordergrund der Erhebungen standen die Auswirkungen der IEV in den Beziehungen zwischen Behörden, Kanalisationsunternehmen und Indirekteinleitern und die Rolle der Interessengemeinschaften wie z.B. ÖWAV und Wirtschaftskammer. Die Untersuchung der Auswirkung der IEV auf den Zustand und den Betrieb der Abwasseranlagen und insbesondere der Klärschlammqualität brachte das Ergebnis, dass die bereits lange vor der IEV begonnenen Initiativen zur Kontrolle der Indirekteinleiter in den meisten Fällen bereits vorher wirksam waren. Zusammenfassend gibt es in den Beziehungen der Akteure positive und verbesserungswürdige Zustände. In diesem Beitrag werden die Musterbeispiele gelungener Umsetzung hervorgehoben und zur Nachahmung empfohlen.

Keywords: Berichtspflicht, Bewilligungspflicht, Indirekteinleiter, Kanalisationsunternehmen, Verordnung, Wasserrecht

1 Einleitung

Bei der 11. Internationalen Konferenz für Siedlungsentwässerung (11th ICUD, Edinburgh 2008) gewann ein Beitrag zur Suche von Indirekteinleitern den *Poul Harremoës Award* für junge Wissenschaftler. In dem Beitrag (THOMAS, 2008) wurde eine neue Methode präsentiert, wie im Kanalnetz von London (UK) insbesondere die Indirekteinleiter aufgespürt werden, die den größten Anteil an Schwermetallen im Abwasser liefern, ohne dass die Indirekteinleiter in einer Datenbank erfasst sind oder deren Abwässer sonst kontrolliert werden. Ein weiterer Beitrag aus Schweden (ERIKSSON, 2008) präsentierte den erfolgreichen Weg der Indirekteinleiterkontrolle, der darin mündete, dass der Klärschlamm des Abwasserverbandes das nationale Gütezeichen zur landwirtschaftlichen Verwertung bekam. Keiner der Beiträge bezog sich auf eine deutsche oder österreichische Quelle. Als österreichischer Teilnehmer, der sich seit 1994 mit dem Thema Indirekteinleiterkontrolle und Klärschlammqualität beschäftigt, fühlte man sich ein bisschen in die Vergangenheit zurückversetzt. Anscheinend wusste die internationale wissenschaftliche Gemeinschaft nichts vom österreichischen Weg der Indirekteinleiterkontrolle, der 1998 in der Indirekteinleiterverordnung (IEV, 1998) seinen vorerst rechtlichen Endpunkt fand. Dies galt es zu ändern und als erster Schritt sollte die Umsetzung der IEV evaluiert werden.

Die Indirekteinleiterverordnung regelt den Umgang mit Einleitungen in die Kanalisation von Abwasser dessen Beschaffenheit mehr als geringfügig von der von häuslichem Abwasser abweicht. Sie schreibt vor, ob eine Einleitung eine wasserrechtliche Bewilligung benötigt oder nur mitteilungsspflichtig ist. Darüber hinaus schreibt sie die anfallenden Pflichten der Kanalisationsbetreiber und der Indirekteinleiter vor.

Dieser Beitrag ist großteils eine Zusammenfassung einer Diplomarbeit (WINKLER, 2010), die ungefähr 10 Jahre nach der Einführung der IEV, die Umsetzung dieser in Österreich evaluiert. Dabei werden positive Entwicklungen und etwaige Probleme, die sich in der Praxis ergeben haben, auf Seite der Kanalisationsunternehmen, der Indirekteinleiter oder der Behördenstellen der Bundesländer, aufgezeigt.

2 Grundlagen

2.1 Einführung

Die Indirekteinleiterverordnung ist eine Verordnung zum österreichischen Wasserrechtsgesetz und im Wasserrecht finden sich auch die rechtlichen Grundlagen zu dieser Verordnung. Die relevanten rechtlichen Grundlagen aus dem Wasserrecht werden in diesem Kapitel angeführt und ihr Zusammenhang mit der IEV erläutert.

Technische Grundlagen zur IEV gibt es durch die Herausgabe mehrerer Regelblätter durch den österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), diese werden jedoch in einem späteren Kapitel behandelt.

2.2 Rechtliche Grundlagen

2.2.1 Wasserrecht

Die Indirekteinleiterverordnung und die damit verbundene Berichtspflicht sind auch in Verbindung mit gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben zu sehen. Durch die Einführung des europäischen Schadstofffreisetzung- und verbringungsregisters (E-PRTR, 2006) werden unter anderem auch Schadstoffemissionen ins Wasser und Abwasserverbringungen erfasst und dokumentiert. Berichtspflichtig sind auch

- a) Kommunale Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Leistung $\geq 100\ 000$ EGW und
- b) Eigenständig betriebene Industrieabwasserbehandlungsanlagen mit einer Kapazität $\geq 10\ 000\ \text{m}^3$ pro Tag.

Alle Kanalisationsunternehmen, die diese Voraussetzungen erfüllen, müssen ins Register eingetragen werden und jährlich ihre Daten an die Datenbank übermitteln. Eine Meldung ist dann jedoch nur erforderlich wenn ein bestimmter Schwellenwert (Schadstoff oder Abfallmenge) überschritten wird. Danach erfolgt durch die Behörde eine Prüfung der Daten auf Vollständigkeit, Kohärenz und Glaubwürdigkeit (MAITZ, 2009). Da ebenfalls die Daten der Berichte gemäß der Indirekteinleiterverordnung vorliegen, kann hier eine zusätzliche

Überprüfung vorgenommen werden bzw. können die vorliegenden Daten auch auf diesen Weg kontrolliert werden. Auch für die Ausarbeitung von Gewässerbewirtschaftungsplänen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist die Sammlung, Aufbewahrung und Aktualisierung von Daten betreffend Belastungen von Oberflächenwasserkörpern notwendig (FENZ, 2010). Für die Erfüllung dieser Ziele gibt es ebenfalls noch das Emissionsregister – Oberflächengewässer (EmRegV-OW) welches für PRTR-Anlageninhaber sowie für Abwasserreinigungsanlagen $\geq 2000 \text{ EW}_{60}$ verpflichtend ist. Auch hier kommt es zur Erhebung der relevanten wasserwirtschaftlichen Daten welche den Daten der IEV Berichtspflicht ähnlich sind.

Als Überleitung zum eigentlichen Thema ist eine Begriffsklärung vorneweg notwendig. Die folgende Abbildung zeigt die Unterscheidung Direkt- und Indirekteinleiter in schematischer Darstellung.

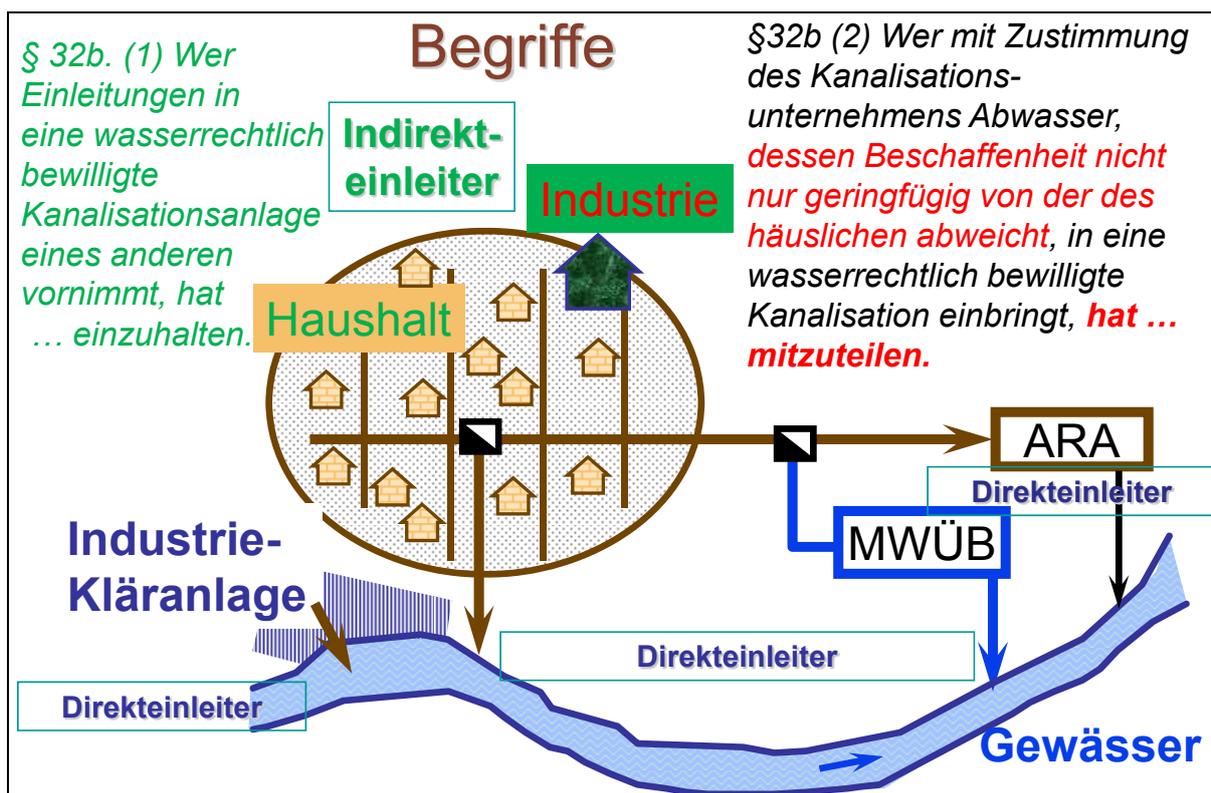


Abbildung 1: Begriffsklärung Indirekteinleiter

Gemäß § 32 Abs. 1 WRG 1959 Bewilligungspflichtige Maßnahmen gilt „Einwirkungen auf Gewässer, die unmittelbar oder mittelbar deren Beschaffenheit (§ 30 Abs. 3)“ mehr als bloß geringfügig „beeinträchtigen, sind nur nach wasserrechtlicher Bewilligung zulässig“. Indirekteinleiter können je

nach Art und Größe mittelbar ebenfalls Einwirkungen auf Gewässer verursachen und werden dadurch zur Klärung der Bewilligungspflicht unter diesem § 32 abgehandelt. Wobei gemäß §32 Absatz 1 alle Einleitungen in eine rechtlich bewilligte Kanalisation als Indirekteinleitungen zu betrachten sind. Gemäß Absatz 2 aber nur diejenigen, die mehr als geringfügig von der häuslichen Beschaffenheit abweichen, mitteilungspflichtig sind.

Die Indirekteinleitungsverordnung, BGBl. II Nr. 222/1998 trat am 12. Juli 1998 in Kraft. Für ein gesamthafes Verständnis der IEV ist eine chronologische Abhandlung des maßgebenden Paragraphen des Wasserrechtsgesetzes - §32 Bewilligungspflichtige Maßnahmen - erforderlich. Dabei gibt es die Entwicklung vom relativ kurzen Grundtext aus dem Jahre 1959 (der Wiederverlautbarung des Wasserrechtsgesetzes), dem erweiterten Text der Novelle 1990 und dem wiederum erweiterten Text der Novelle 1997 mit der Basis für die zusätzliche Verordnung im Jahre 1998.

In diesem Beitrag wird die chronologische Entwicklung aufgrund des beschränkten Umfangs nur stark verkürzt und zusammengefasst wiedergegeben.

Der Text des §32 (4) Bewilligungspflichtige Maßnahmen WRG 1959 BGBl. Nr. 215/1959 lautete folgendermaßen:

„(4) Wer Einbringungen in eine bewilligte Kanalisationsanlage mit Zustimmung ihres Eigentümers vornimmt, bedarf für den Anschluß in der Regel keiner wasserrechtlichen Bewilligung. Das Kanalisationsunternehmen bleibt dafür verantwortlich, daß seine wasserrechtliche Bewilligung zur Einbringung in den Vorfluter weder überschritten noch die Wirksamkeit vorhandener Reinigungsanlagen beeinträchtigt wird.“

Die geltende Rechtsmeinung besagte also, dass in der Regel keine wasserrechtliche Bewilligung für Indirekteinleitungen erforderlich sei. Dies führte in der Praxis verständlicherweise zu unterschiedlichen Auslegungen und darum wurde der Absatz im Zuge der WRG Novelle 1990 ca. auf das Doppelte erweitert. Diese Regelung wurde jedoch vom Verfassungsgerichtshof durch ein Urteil vom 26.6.1997, G 51/95 et al. mit der Begründung aufgehoben, dass durch diesen Paragraph für den Normunterworfenen die Bewilligungspflicht nicht eindeutig erkennbar sei.

Dadurch musste die Regelung für Indirekteinleiter überarbeitet werden und dies geschah im Zuge der WRG Novellierung 1997: Der davor gültige Paragraph für Indirekteinleiter § 32 Abs 4 WRG wurde aufgehoben und die Vorschriften für Indirekteinleiter wurden durch die WRG Novelle 1997, BGBl. I Nr. 74/1997, neu geregelt (OBERLEITNER, 1999). Seit damals gilt § 32b WRG für Indirekteinleitungen (=die Abwassereinleitung in eine wasserrechtlich bewilligte Kanalisation). *„Indirekteinleitungen sind nunmehr grundsätzlich bewilligungsfrei, es genügt die Zustimmung des Kanalisationsunternehmens. Allerdings sind die einschlägigen Abwasseremissionsverordnungen grundsätzlich auch von den nicht bewilligungspflichtigen Indirekteinleitern einzuhalten (Abs 1). Eine wasserrechtliche Bewilligung ist nur erforderlich, wenn dies durch Verordnung des BMLUFW auf Grund der Gefährlichkeit der Abwässer, des Abwasseranfalls oder auf Grund gemeinschaftsrechtlicher Verfahren gefordert wird (§ 32b Abs 5 iVm IndirekteinleiterV)“* (BACHMANN et al., 2002). Ein weiteres Ziel der Neuregelung der gesetzlichen Vorgaben für Indirekteinleiter war eine Verringerung der Belastung von Behörden und auch Betroffenen. Deshalb erfolgte auch die Unterscheidung des Gesetzgebers in häusliches bzw. diesem ähnliches Abwasser und Abwasser, dessen Beschaffenheit mehr als geringfügig von der des häuslichen abweicht. Es erfolgt in § 32b WRG keine weitere Ausführung zu häuslichem Abwasser, da dieses für die Kanalisationsunternehmen und in weiterem für die Abwasserreinigungsanlagen in der Regel keine größeren Probleme verursacht und daher auch im Vergleich zu Abwasser, dessen Beschaffenheit mehr als geringfügig von der des häuslichen Abwassers abweicht, auf das Vorflutgewässer weniger große Auswirkungen verursacht (OBERLEITNER, 1999).

„Gem § 32b Abs. 5 WRG hat der BMLF durch Verordnung jene Herkunftsbereiche für Abwasser sowie Mengenschwellen festzulegen, für die aufgrund ihrer Gefährlichkeit, ihres Abwasseranfalls oder aufgrund gemeinschaftsrechtlicher Bestimmungen ein Verfahren erforderlich ist“ (SCHMELZ et. al., 2000). Der Ausdruck „Verfahren“ (§ 114) in § 32b Abs. 5 bedeutet, dass es zu einem Anzeigeverfahren kommt. Dies ist jedoch nur der Fall, wenn die Antragsunterlagen dazu ausreichen. Ist dies nicht so, ist ein Bewilligungsverfahren (§§ 102 – 113 WRG) durchzuführen (OBERLEITNER, 2000). Die in § 32b Abs. 5 hingewiesene Verordnung wurde durch die IEV

eingeführt, wo die Vorgaben für eine nötige wasserrechtliche Bewilligung bei Einleitung in einen öffentlichen sowie nicht öffentlichen Kanal festgelegt sind.

2.2.2 Landesrecht

In einzelnen Bundesländern z.B. Tirol (TiKG, 2000) gibt es auf Landesebene durch das jeweilige Kanalisationsgesetz zusätzliche Regelungen, die für Indirekteinleiter relevant sind.

Diese Regelungen werden in WINKLER (2010) genauer beschrieben.

3 Methodik

Neben der grundlegenden Literaturstudie sollte die für diese Arbeit verwendete Methodik die Einbeziehung aller durch die IEV betroffenen Akteure sicherstellen. Abbildung 2 stellt schematisch den Zusammenhang zwischen allen direkt Betroffenen dar und soll den Wirkungsumfang der IEV verdeutlichen.

Diejenige Verwaltungsänderung durch die WRG-Novelle 1997 und die IEV, die die größten Auswirkungen hatte, besteht in der Mitteilungs- und Berichtspflicht von Indirekteinleitern, deren Abwasserbeschaffenheit mehr als geringfügig von der des häuslichen abweicht, an das jeweilige Kanalisationsunternehmen und deren Berichtspflicht an die Behörde (siehe Abbildung 2).

Abbildung 2 zeigt eine Zusammenstellung der rechtlichen Grundlagen und der Akteure und liefert die Basis für die Befragungen dieser Arbeit, einerseits für die Auswahl der Befragten und im inhaltlichen Sinne.

Es wurden Befragungen sowohl bei der behördlichen Seite (Wasserrechtsbehörden und/oder Fachabteilungen eines jeden Bundeslandes) als auch bei neun Kanalisationsunternehmen durchgeführt. Diese Befragungen wurden zum Teil persönlich vom Verfasser der Diplomarbeit (WINKLER, 2010) durchgeführt oder auf schriftlichem Weg.

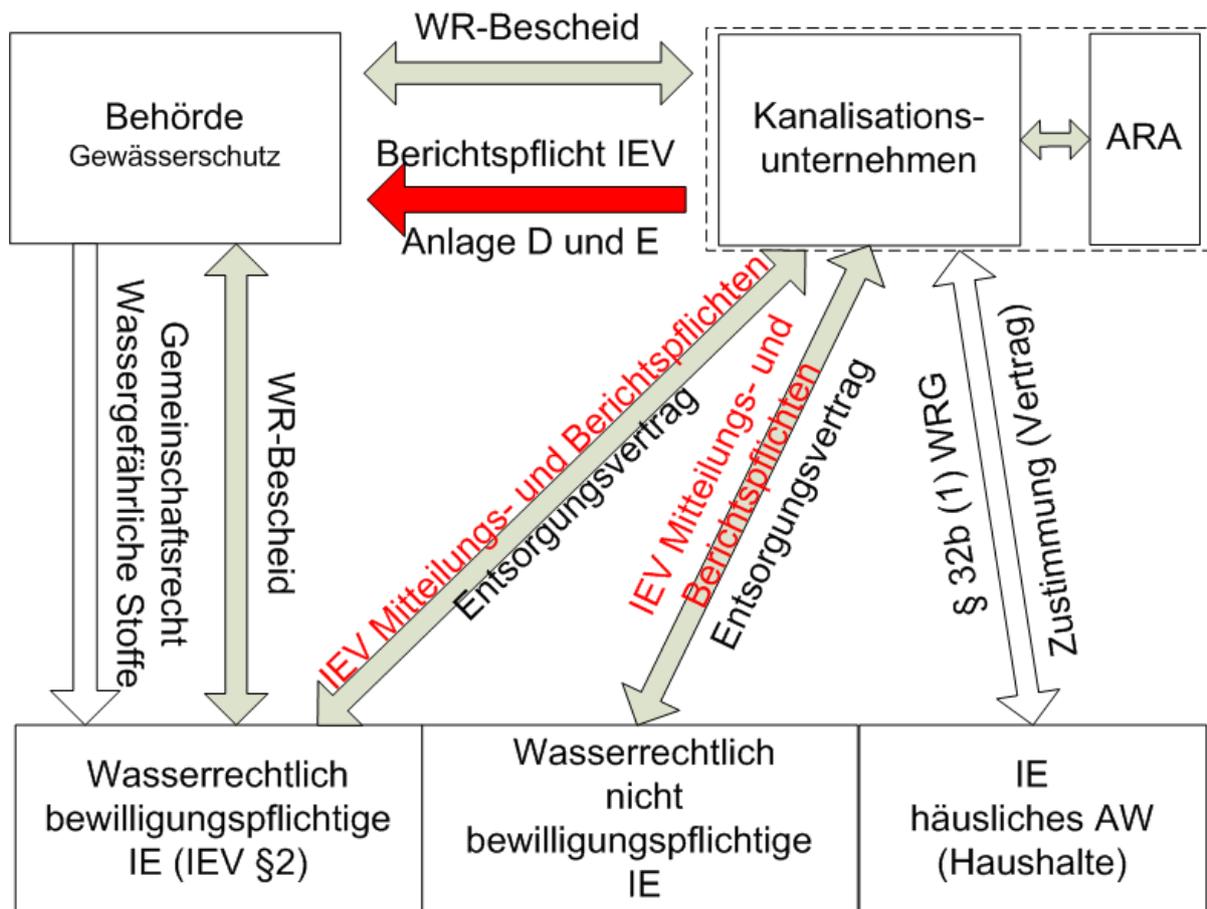


Abbildung 2 Akteure und Beziehungen nach IEV bzw. WRG Nov. 1997

Für die Befragungen der Behördenstellen der Bundesländer wurden folgende Fragen verwendet:

Allgemeine Fragen

- Gab es Umsetzungshilfen nach Inkrafttreten der IEV von Ihrer jeweiligen Landesregierung (Erlässe zur Spezifikation, Veranstaltungen)? Wenn ja, bitten wir um Zusendung entsprechender Unterlagen.
- Wie beurteilen Sie die Publikationen seitens des ÖWAV und der Wirtschaftskammer zum Thema Indirekteinleiter
- Welche Unterschiede (vorher-nachher) sehen Sie nach der Einführung der IEV, welche Probleme haben sich gebessert und verringert und sind Probleme entstanden?
 - A) bei der Verwaltung bzw. Gewässeraufsicht (Reduzierung des Überwachungsaufwandes von Indirekteinleitern, ist eine Angabe in Personenjahren bzw. monetär möglich?)

- B) bei den Kanalisationsunternehmen? Gibt es Auswirkungen bezüglich Kanal- oder Kläranlagenbetrieb?
- C) bei den Indirekteinleitern?
- Gibt es landesweite Auswertungen zur Verbesserung der Klärschlammqualität? Hat die IEV dazu Veränderungen gebracht?
- Wo könnte man Verbesserungen durchführen und was würden Sie gerne bei einer etwaigen Novellierung der IEV implementiert sehen?

Berichte der Kanalunternehmen :

- Wird die Berichtspflicht der Kanalunternehmen an die entsprechenden Stellen der Wasserrechtsbehörde eingehalten,
 - Wieviele KU gibt es und welcher Anteil der KU in % liefert Berichte? werden alle jährlichen sowie dreijährlichen Berichte laut IEV Anlagen D und E geschickt? Gibt es dazu spezielle Vorgaben?
- In welcher Form werden Ihnen die Berichte zugestellt (digital/auf Papier oder beides)?
- Beinhalten die jährlichen sowie dreijährlichen Berichte auch alle entsprechenden Informationen gemäß der Anlagen D und E zur IEV?
- Was passiert bei Nichteinhaltung der Berichtspflicht der Kanalunternehmen vonseiten Ihrer Behörde?

Berichtssammlung und Auswertung:

- Bei welcher Stelle werden die Berichte gesammelt?
- Wie lange werden bei Ihnen die Berichte aufbewahrt oder gibt es da keine Vorgaben?
- Erfolgt eine Auswertung der Berichte und von wem wird diese durchgeführt?
 - Falls ja, nach welchen Kriterien werden die Berichte ausgewertet?
 - Werden diese Auswertungen bei allen jährlichen Berichten vorgenommen oder nur bei den dreijährlichen?
- Falls keine Auswertung der Berichte erfolgt, was sind die Gründe dafür (zu großer Arbeitsaufwand, Personalmangel, keine Verpflichtung dazu, etc.)?

Sollten die ein- und die dreijährlichen Berichte um gewisse Daten erweitert werden um eine bessere Auswertung zu ermöglichen oder könnten bestimmte Daten entfallen?

Für die Befragungen der Kanalisationsunternehmen wurden folgende Fragen verwendet:

Indirekteinleiterkataster:

1. Ist die Umstellung auf den IEV-Kataster bereits abgeschlossen d.h. existiert bereits ein funktionierender IE-Kataster?
2. Sind in Ihrem Gebiet bereits alle derzeitigen IE im IE-Kataster erfasst?
3. Erfolgt die verpflichtende jährliche Aktualisierung des IE-Katasters oder ist dies aufgrund von zu hohem Personalaufwand nicht so regelmäßig wie vorgesehen möglich?
4. Welche IE-Aufgaben benötigen den größten Zeitaufwand und hoch ist der ungefähr (neue Zustimmungen, IE-Aktualisierung und Instandhaltung, Berichte erstellen, etc.)?
5. Wie viele Personen sind derzeit bei Ihnen für den Betrieb des IE-Katasters abgestellt bzw. sind diese ausschließlich für die IEV zuständig und wenn nicht wieviel % ihrer Zeit benötigen sie für IEV-Verwaltungsaufgaben?
6. Sollten die ein- und die dreijährigen Berichte an die Behörde um gewisse Daten erweitert werden um eine bessere Auswertung zu ermöglichen?
7. Sollen vor einer Zustimmung die chemischen Parameter durch eine extra dafür abgestellte Fachkraft begutachtet und abgesehnet werden?
8. Wird der 3-jährige Bericht an die Behörde noch irgendwo intern ausgewertet um zukünftige Verbesserungen zu planen?
9. Welche Probleme sieht Ihr Kanalunternehmen im Umgang mit dem IE-Kataster, was sollte verbessert werden?

Berichtspflicht und Mitteilungspflicht der IE:

1. Wie viele Betriebe (%) schicken die verpflichtenden Berichte der durchzuführenden Überwachung bzw. wie genau wird die verpflichtende Eigen- und Fremdüberwachung eingehalten?
2. Werden bestimmte „kritische“ Betriebe zusätzlich überwacht (z.B. durch online pH Messung)?
3. Allg.: Wie sieht es mit der Disziplin der Betriebe bei Einhaltung der IEV Vorschriften aus – bzw. kann man da eine Abhängigkeit von bestimmten Branchen oder Größen der Betriebe erkennen?

4. Gibt es „illegale“ IE, welche die Mitteilungspflicht vor dem 1. Einleiten nicht erfüllen?
5. Was passiert bei Nichteinhaltung der Berichtspflicht der IE vonseiten Ihres Kanalunternehmens (Meldung an Behörde, eindringliche Erinnerung etc.)?
6. Gibt es Zusammenarbeit mit der Wasserrechtsbehörde für eine mögliche Auswertung der gesendeten Berichte?

Technische Aspekte:

1. Welche Software wird im Moment bei Ihnen zur Führung des IE-Katasters verwendet?
2. Gab es einen Wechsel der Software, wenn ja aufgrund welcher Probleme mit der vorherigen?
3. Befindet sich die Datenbank mit den IE-Daten bei Ihnen direkt im System oder ist diese ausgelagert – d.h. benutzen sie eine der vorhandenen Weblösungen?
4. Falls Sie eine Weblösung benutzen – Sind sie damit zufrieden und wenn ja warum?
5. Führen Sie auch eigene zusätzliche Probenahmen bei „kritischen“ IE zur Überprüfung durch, wenn ja bei welchen Betrieben und warum?
6. Welche Technologien werden bei Ihnen im Rahmen der der Probenahme verwendet?
7. Werden die Analysen der Proben bei Ihnen selber durchgeführt oder werden diese weiter vergeben?

Organisatorische Aspekte:

1. Gab es Umsetzungshilfen der jeweiligen Landesregierung (Erlässe zur Spezifikation, Veranstaltungen)?
2. Gab es Ähnliches vonseiten der Wirtschaftskammer bzw. fand hier eine Zusammenarbeit statt?
3. Inwieweit haben Ihnen die ÖWAV-Regelwerke (Arbeitsbehelf Nr.25: Indirekteinleiterkataster, Arbeitsbehelf Nr.23: Geschäftsbedingungen für die IE in öffentliche Kanalisationsanlagen und Regelblatt Nr.33: Überwachung wasserrechtlich nicht bewilligungspflichtiger IE) bei der Umsetzung der IEV geholfen?
4. Gibt es Zusammenarbeit im Rahmen der KAN? Wie beurteilen Sie diese?
5. Wie funktioniert der Umgang mit IE in nicht-öffentliche Kanäle: Gibt es hier Besonderheiten (Mitteilung, Probenahme oder Überprüfung)?

Ausblick

1. Welche vorher-nachher Unterschiede sehen Sie nach der Einführung der IEV, welche Probleme haben sich gebessert und verringert und welche Probleme sind entstanden?
2. Wo sehen Sie die derzeitigen Probleme im Umgang mit der IEV?
3. Welche eigenen Vorschläge hätten Sie für eine mögliche Novellierung der IEV, welche Verbesserungen für die Praxis würden Sie gerne implementiert sehen?

4 Ergebnisse

In diesem Beitrag werden aufgrund des beschränkten Umfanges nur 2 exemplarische Ergebnisse der Erhebungen angeführt. Als Beispiel für die Umsetzung bei den Behörden das System des Landes Steiermark und bei den Kanalisationsunternehmen die Umsetzung beim RHV Steyr und Umgebung. Eine ausführliche Dokumentation aller Bundesländer und der 9 befragten Kanalisationsunternehmen ist in WINKLER (2010) enthalten.

4.1 Aktivitäten seitens der Landesbehörden nach Einführung der IEV - Land Steiermark

Nach Einführung der IEV gab es in der Steiermark mehrere (ca. 20), Informationsveranstaltungen, welche vom Land gemeinsam mit Gemeinde- und Städtebund und auch der Wirtschaftskammer veranstaltet wurde. Es gab sogar Veranstaltungen bei einzelnen Betrieben. Dabei wurde über die Umstellungen und die durch die IEV entstandenen Pflichten aufgeklärt.

In der Steiermark erfolgt die Datenübermittlung der Kanalisationsbetreiber seit 2001 elektronisch an die Fachdienststelle des Landes. Zuerst gab es eine Datenschnittstelle zur Übermittlung der Daten aus MS Access oder Excel und seit 2006 gibt es ein neues Online Web-Portal, welches die vorher gültige Datenschnittstelle ersetzt hat. In Österreich ist Steiermark derzeit das einzige Bundesland in dem eine derartige Lösung verwendet wird. Jeder Kanalisationsbetreiber kann sich unter www.umwelt-steiermark.at/gesdat mit einem Accountnamen und Benutzerpasswort einloggen und so direkt seine Daten übermitteln. Auch jede Behörde besitzt einen eigenen Account und alle sind mit den jeweils nötigen Userrechten ausgestattet. Dies ermöglicht jederzeit

für die berechtigten Personen einen einfachen Zugriff auf die vorhandenen Daten (LACKNER, 2009). Abbildung 2 zeigt den Online Login für alle Berechtigten.



Abbildung 3 Online-Login für Indirekteinleiter und Behörden in der Steiermark (Quelle: www.umwelt-steiermark.at/gesdat, 2009)

Dieses System bietet für die Beteiligten mehrere Vorteile:

- Benutzerfreundliche Oberfläche ermöglicht eine unkomplizierte Eingabe der Daten
- Kanalisationsbetreiber können sich einen eigenen Kataster ersparen (bei wenigen IE)
- Einfache und schnelle Überprüfungen möglich z.B. ausstehende Berichte etc.
- Vereinfachte Datenverwaltung
- Vielfältige Auswertungs- und Darstellungsmöglichkeiten nach verschiedensten Kriterien (Anlagengröße, Bezirk, Vorfluter etc.)

Dieses Online Web-Portal ist seit 2006 die einzige Möglichkeit der Berichtsübermittlung und hat sich bisher sehr gut bewährt. „*Wir nutzen die Internetplattform der zuständigen Abteilung der Landesregierung. Wir sind mit der Bedienung sehr zufrieden*“ (Kanalisationsbetreiber aus der Steiermark, 2009). Innerhalb der Datenbank sind alle Abwasserreinigungsanlagen geordnet nach ARA Nummern gespeichert. Zu jeder Anlage gibt es allgemeine Daten (Größe, zuständige Person, etc.) sowie spezifische Jahresdaten mit den jeweils abgegebenen Daten. Die Auswertungen der Berichte erfolgen durch die zuständige Fachabteilung. Mithilfe der verwendeten Software sind Spezialauswertungen schnell und einfach möglich, wie z.B. wie viele berichtspflichtige Kläranlagen > 1000 EW₆₀ haben in einem jeweiligen Bezirk mitgeteilt? Mögliche Nichteinhaltung der Berichtsvorschriften kann auf diese Weise ebenfalls schnell überprüft werden. Falls eine Nichteinhaltung der Berichtspflicht etc. vorliegt wird dies von der Fachabteilung an die Wasserrechtsbehörde weitergeleitet wo nötige Strafverfahren eingeleitet werden können.

Für die Fachabteilung hat sich durch die Errichtung des Web Portals der Aufwand im Vergleich zum vorher nötigen verringert, nach einer ungefähren Schätzung werden für IEV Aufgaben nur ca. 0,2 -0,3 Personenjahre benötigt (LACKNER, 2009).

4.2 Aktivitäten des ÖWAV (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband)

Der ÖWAV hat als Plattform aller Akteure in der Siedlungswasserwirtschaft rasch erkannt, dass für die Umsetzung der IEV entsprechendes Regelwerk von großem Nutzen sein kann. Die Erarbeitung des Regelwerks dauert jedoch immer bis zu einigen Jahren, da alle Interessensvertreter in der Ausschussarbeit einen Konsens finden müssen. Andererseits sind die Veröffentlichungen aber gerade deswegen in der Fachwelt meistens sehr anerkannt und beim Thema Indirekteinleiter wurde dies bei den Befragungen auch sehr deutlich bestätigt.

4.2.1 ÖWAV – Regelblatt 33 „Überwachung wasserrechtlich nicht bewilligungspflichtiger Indirekteinleiter“

Das ÖWAV Regelblatt 33 wurde im April 2002 veröffentlicht und gibt eine Hilfestellung für den Vollzug der IEV in Fragen der Überwachung wasserrechtlich nicht bewilligungspflichtiger Indirekteinleiter. Es richtet sich an

Kanalisationsunternehmen, die Indirekteinleiter, Untersuchungsanstalten, Ziviltechniker und die Behörden der Bundesländer. Es ist für alle mitteilungspflichtigen Indirekteinleiter gültig und kann sinngemäß auch für wasserrechtlich bewilligungspflichtige Indirekteinleiter verwendet werden, sofern die jeweils geltende spezifische Abwasseremissionsverordnung nicht etwas anderes vorschreibt.

4.2.2 ÖWAV – Arbeitsbehelf Nr. 23 „Geschäftsbedingungen für die Indirekteinleitung in öffentliche Kanalisationsanlagen“

In diesem Arbeitsbehelf des ÖWAV, welcher im Mai 2002 veröffentlicht wurde, wurden für Kanalisationsbetreiber Geschäftsbedingungen ausgearbeitet, die dann übernommen oder adaptiert werden konnten. Dabei wurden 48 Paragraphen ausgearbeitet, die alle für die Kanalisationsunternehmen relevanten Bereiche umfassen:

- Allgemeine Bestimmungen und Begriffsbestimmungen
- Abschluss des Entsorgungsvertrages
- Entsorgungsanlage des Kanalbenützers
- Wasserrechtliche Bewilligung
- Art und Umfang der Abwässer (Einleitungsbeschränkungen)
- Rückhaltung unzulässiger Abwasserinhaltsstoffe (betriebliche Vorreinigungsanlagen)
- Unterbrechung der Entsorgung
- Gebühren bzw. Entgelte
- Auskunft, Meldepflicht und Zutritt
- Haftung
- Kündigung des Entsorgungsvertrages und Einstellung der Übernahme des Abwassers
- Schlussbestimmungen

Neben den Geschäftsbedingungen werden in diesem Arbeitsbehelf noch Vorschläge für notwendige Zustimmungserklärungen oder Beschreibungen von diversen Abwassereinleitungen zur Verfügung gestellt.

4.2.3 ÖWAV – Arbeitsbehelf Nr. 25 „Indirekteinleiterkataster“

Dieser Arbeitsbehelf zum Thema „Indirekteinleiterkataster“ wurde im September 1999 veröffentlicht und bietet für die verantwortlichen Personen Hilfsstellungen bei der Einführung und Handhabung des Indirekteinleiterkatasters. Da jedoch jeder Indirekteinleiterkataster individuell adaptiert werden muss, sieht sich dieser Arbeitsbehelf als Hilfestellung für die Erstellung des eigenen Katasters.

Ein Indirekteinleiterkataster muss mehrere Anforderungen erfüllen

- Informationen speichern und für Abruf bereithalten
 - Mitteilung des Indirekteinleiters
 - Regelmäßige Berichte des Indirekteinleiters
 - Indirekteinleiteraufsicht des Kanalisationsunternehmens
 - Allgemein verfügbare, spezifische Informationsquellen

Die Daten im Indirekteinleiterkataster müssen für Abfragen verfügbar und eine effiziente Indirekteinleiteraufsicht damit möglich sein (Beinhaltung von Fristenablauf etc.). Mithilfe der verwendeten Datenstruktur sollte eine passende Darstellung im Kataster ermöglicht werden, dies beinhaltet auch die Betriebe mit ihren Teilströmen sowie die Abwasserreinigungsanlagen.

Mithilfe des Indirekteinleiterkatasters muss für die Kanalisationsunternehmen die Berichtspflicht gemäß § 5 IEV an die Behörde erfüllt werden. Außerdem dient der Kataster als Informationsquelle im Rahmen des Kanal- und Kläranlagenbetriebes sowie möglicher Planungs- und Sanierungsvorhaben.

4.3 Aktivitäten der Wirtschaftskammer

4.3.1 Informationsveranstaltungen nach Einführung der IEV

Nach Einführung der IEV wurden von den Wirtschaftskammern der Bundesländer Informationsveranstaltungen über die IEV abgehalten. Teilweise wurden diese von der Wirtschaftskammer in Zusammenarbeit mit dem jeweiligen Amt der Landesregierung durchgeführt (Vorarlberg, Steiermark, Wien) bzw. in manchen Bundesländern gab es auch branchenspezifische Veranstaltungen (Burgenland, Oberösterreich z.B. für Kfz-Betriebe). Die Anzahl der abgehaltenen Veranstaltungen variiert je nach Bundesland und reicht von einigen wenigen bis hin zu ca. 20 Veranstaltungen, welche es in der Steiermark zum Thema IEV gab. Hier wurde auch eine CD-Rom über die IEV herausgebracht. In einigen wenigen Bundesländern war es durch Personalwechsel in den letzten Jahren den heute für die IEV verantwortlichen Personen nicht bekannt, ob nach Einführung der IEV Informationsveranstaltungen durchgeführt wurden (Wien, Niederösterreich, Kärnten).

In allen Bundesländern werden durch die Wirtschaftskammern Beratungen bei Fragen zu Problemen bei Indirekteinleitungen und der IEV angeboten und diese kann von allen Mitgliedern in Anspruch genommen werden. Die Nachfrage nach diesen Beratungen zu diesem Thema ist allerdings eher gering.

4.3.2 Online Informationen für Indirekteinleiter

Die Wirtschaftskammer stellt umfassende Informationen für Indirekteinleiter auf ihrer Homepage zur Verfügung. Es gibt mehrere Hilfestellungen die für alle Personen jederzeit abrufbar sind und auch Behelfe welche ausschließlich Mitgliedern vorbehalten sind.

Folgende Inhalte sind öffentlich zugänglich:

- Überblick über die gesamte IEV (Allgemeine Informationen über die IEV, Erklärung und Inhalt des Gesetzes)
- Informationen über die zu erbringenden Meldungen gemäß IEV (Mitteilungs- und Überwachungspflicht) und wie diese in Wien an die jeweilige Stelle (MA30) zu übermitteln ist.

- Übersicht der Überwachungsfristen für nicht bewilligungspflichtige Indirekteinleiter gemäß IEV (Mindestüberwachungshäufigkeiten in Abhängigkeit der anfallenden Abwassermenge gemäß § 4 IEV)
- Firmenliste für Firmen, die im Raum Wien Überprüfungen gemäß der IEV durchführen (derzeit nur für Wien und Umgebung vorhanden)
- Eine Broschüre „Abwassereinleitung in die öffentliche Kanalisation“ mit Informationen über den Umgang mit der IEV im pdf Format, welche heruntergeladen werden kann. Diese Broschüre, die im Oktober 2009 veröffentlicht wurde, ist (Stand 5. 1. 2010) unter http://portal.wko.at/wk/startseite_th.wk?dstid=0&sbid=1420 verfügbar und enthält umfassende Informationen für Indirekteinleiter. Es werden die Punkte Geltungsbereich, Mitteilungs- und Berichtspflicht, Überwachungshäufigkeiten des Indirekteinleiters und die Pflichten des Kanalisationsunternehmens behandelt. Daneben werden Beispiele aus der Praxis für verschiedene Indirekteinleitungen erläutert. Es gibt Beispiele für bestehende und neue Indirekteinleiter wobei jeweils die notwendige Vorgangsweise erklärt wird. Außerdem wird auch der Ablauf des Anzeigeverfahrens für wasserrechtlich bewilligungspflichtige Indirekteinleitungen behandelt und Hinweise für die Vertragsgestaltung zwischen Indirekteinleiter und Kanalisationsunternehmen angeführt.

Alle hier angeführten Informationen sind auf der Homepage der Wirtschaftskammer Österreich unter <http://portal.wko.at/wk/startseite.wk> (Stand 5.1.2010) verfügbar.

4.4 Änderungen durch die IEV bei den Kanalisationsunternehmen

4.4.1 Allgemeines

Für die Kanalisationsunternehmen ergaben sich durch die Einführung der Indirekteinleiterverordnung gravierende Umstellungen.

- Durch die IEV tritt die Behörde in den Hintergrund, im Mittelpunkt stehen nun das Kanalisationsunternehmen und der Indirekteinleiter, die zusammen einen privatrechtlichen Vertrag (Entsorgungsvertrag) abschließen. Die Intention der Verordnung war es unter anderem eine

Verwaltungsvereinfachung zu schaffen und die Arbeit von den Behörden weg zu nehmen.

- Dadurch ist für die Kanalisationsunternehmen ein deutlicher Mehraufwand (Erstellung und Führung des Indirekteinleiterkatasters, Mahn- und Berichtswesen) entstanden, der auch mit zusätzlichen Kosten verbunden ist. Bei größeren Kanalisationsunternehmen wurde zusätzliches Personal ausschließlich für Verwaltungsaufgaben nötig. Diese Kosten mussten auch den IE und Gebührenzahlern der Kanalisationsunternehmen verrechnet werden.
- Durch die Berichte und Überwachungen der Indirekteinleiter ergibt sich für die Kanalisationsunternehmen eine bessere Übersicht und mehr Informationen über zugeleitete Abwassermengen und –inhaltsstoffe der Einleiter. Dies wird v.a. bei größeren Kanalisationsunternehmen als Vorteil befunden, für kleinere Kanalisationsunternehmen ergaben sich manche Nachteile. So beklagte sich z.B. ein Bürgermeister, der als Chef der Kläranlage nun Berichte von seinen Betrieben einfordern muss, weil das vor der IEV etwas legerer behandelt wurde.
- Durch die IEV ergibt sich eine erhöhte Eigenverantwortung der Kanalisationsunternehmen für die Indirekteinleiter-Überwachung, da sie hier keine direkte Unterstützung der Behörde bekommen.
- Dadurch fehlt nun jedoch der „behördliche“ Druck auf die Indirekteinleiter, was bei den Kanalisationsunternehmen häufig zu Problemen führt. Daraus ergeben sich zusammen mit dem Fehlen praktischer Möglichkeiten gegen säumige Indirekteinleiter vorzugehen, die meisten Probleme für Kanalisationsbetreiber (siehe unten).
- Für die Kanalisationsunternehmen ergeben sich durch die gute Datenlage und die vorhandenen Informationen Möglichkeiten für zukünftige Planungen des Kläranlagenausbaus und eventuelle Anpassungen.

4.4.2 Probleme der Kanalisationsunternehmen mit Indirekteinleitern

Bei allen befragten Kanalisationsunternehmen ergeben sich die meisten Probleme daraus, dass Indirekteinleiter ihren gesetzlichen Pflichten nicht nachkommen. Gemäß § 5 IEV hat der Indirekteinleiter folgende Pflichten zu erfüllen:

- Mitteilungspflicht an das zuständige Kanalisationsunternehmen vor der ersten Einleitung. Diese hat unaufgefordert und schriftlich zu erfolgen und die sie muss die entsprechenden Inhalte (Anforderungen gem Anlage C IEV) enthalten. Diese umfasst organisatorische und abwassertechnische Angaben.
- Berichtspflicht des Indirekteinleiters an das zuständige Kanalisationsunternehmen. Der Indirekteinleiter hat in einem Zeitraum von maximal 2 Jahren über die Einhaltung der innerbetrieblichen Maßnahmen zur Vorreinigung und Verringerung des Abwasseranfalls, die eingeleiteten Abwassermengen und Frachten der maßgeblichen gefährlichen Abwasserinhaltsstoffe und die Ergebnisse der Eigen- und Fremdüberwachung zu berichten (§ 5 IEV).

Dies ist jedoch in der Praxis oft nicht der Fall und stellt die Kanalisationsunternehmen vor Probleme, die viel zusätzliche Arbeit verursachen. Fast alle befragten Kanalisationsunternehmen gaben an, dass sie Probleme damit haben, dass Indirekteinleiter ihre gesetzlichen Pflichten nicht erfüllen. Folgende Punkte wurden hier mehrmals erwähnt:

- Indirekteinleiter, die ihre Mitteilungspflicht nicht erfüllen

Dies bedeutet dass der Indirekteinleiter nicht von sich aus zum Kanalisationsunternehmen kommt und die entsprechenden Unterlagen übermittelt. Dies führt dazu, dass Kanalisationsunternehmen diese „illegalen“ Indirekteinleiter finden und kontaktieren müssen, um mit ihnen einen Entsorgungsvertrag abzuschließen. Dies bedeutet auch erheblichem Arbeitsaufwand, der so eigentlich nicht vorgesehen ist. 6 der 9 befragten Kanalisationsunternehmen gaben an, bereits mit diesem Problem konfrontiert worden zu sein.

Von Seiten der befragten Kanalisationsunternehmen würde es als gut empfunden, wenn im Rahmen der gewerberechtlichen Verhandlung mit einem Indirekteinleiter die Gewerbebehörde diesen an seine Meldepflichten erinnert bzw. als Voraussetzung für die Erteilung der gewerberechtlichen Bewilligung die Meldung an das zuständige Kanalisationsunternehmen oder den bereits erfolgten Abschluss eines Entsorgungsvertrages verlangen würde. Dies wird teilweise bereits so gehandhabt, 3 der 9 befragten Kanalisationsunternehmen werden hier

auch dementsprechend durch die Gewerbebehörde informiert und mit einbezogen. Jedoch gibt es hier keine einheitliche Vorgangsweise von Seiten der Behörden, eine entsprechende Regelung wäre für Kanalisationsbetreiber sehr von Vorteil.

- Indirekteinleiter, die ihre Berichtspflicht nicht erfüllen

Die Übermittlung der Berichte und Befunde der Eigen- und Fremdüberwachung etc. wird von den Indirekteinleitern oft nicht, wie im Gesetz vorgesehen, eingehalten. Dies hat für die Kanalisationsunternehmen die unangenehme Folge, dass an alle säumigen Indirekteinleiter entsprechende Erinnerungen und Mahnungen ausgesickt werden müssen und dies macht bei 3 der befragten Kanalisationsunternehmen einen bedeutenden Teil des Arbeitsaufwandes der Indirekteinleiter-Verwaltung aus. Tabelle 1 zeigt die Angaben der befragten Kanalisationsunternehmen zu der Frage wie viele der Indirekteinleiter ihre Berichte von sich aus übermitteln.

Tabelle 1: Berichte der IE an das Kanalisationsunternehmen

	KU 1	KU 2	KU 3	KU 4	KU 5	KU 6	KU 7	KU 8	KU 9
Berichte %	40	<30	30	40-50	k.A.	k.A.	<10	>90	50

Diese Angaben beziehen sich nur auf den Anteil der Berichte, die ohne zusätzliche notwendige Mahnung übermittelt werden. Bei KU 4 wird es jedoch so gehandhabt, bereits 3 Monate vor dem fälligen Termin an den Indirekteinleiter eine Erinnerung zu schicken, um ihn auf den fälligen Bericht oder Befund aufmerksam zu machen. Daher sind diese Zahlen bei KU 4 nur eine theoretische Schätzung. Bei KU 3 und KU 5 funktioniert jedoch durch das Mahnwesen und die Berichtübermittlung insgesamt bis auf wenige Ausnahmen gut.

Bei den meisten der befragten Kanalisationsunternehmen wird bestätigt, dass Großbetriebe den Berichtspflichten oft insgesamt besser und pünktlicher nachkommen als Klein- und Kleinstbetriebe. Obwohl es auch hier Ausnahmen gibt, ist es in der Regel so, dass größere national und international agierende Firmen die Aufgaben der Eigen- und

Fremdüberwachung an entsprechende Dienstleister weitervergeben und diese dann korrekt die Aufgaben erfüllen.

Neben diesen oben beschriebenen Problemen für Kanalisationsbetreiber welche von Indirekteinleitern durch Nichteinhaltung der gesetzlich vorgesehenen Pflichten entstehen, gibt es noch einen weiteren wichtigen Punkt der von Kanalisationsunternehmen genannt wurde und der in Verbindung mit den erwähnten Problemen gesehen werden muss.

- Fehlende Handhabe gegen säumige Indirekteinleiter

Dies wurde explizit von 6 der 9 befragten Kanalisationsunternehmen erwähnt, dass es ein großes Problem für die Betreiber ist, gegen Indirekteinleiter, die ihre Pflichten nicht erfüllen, vorzugehen, da ihnen aus ihrer Sicht adäquate Mittel fehlen und sie in gewisser Weise „zahnlos“ erscheinen lässt.

Theoretisch besitzt der Kanalisationsbetreiber zwei Möglichkeiten gegen säumige Indirekteinleiter vorzugehen. Einerseits besteht für den Kanalisationsbetreiber die Möglichkeit vor ein Zivilgericht zu gehen, da zwischen dem Kanalisationsbetreiber und dem Indirekteinleiter ein zivilrechtlicher Vertrag (Entsorgungsvertrag) abgeschlossen wurde. Diese Möglichkeit wird jedoch in der Praxis nicht angewandt, da es für den Kanalisationsbetreiber ein Kostenrisiko bedeutet, des unsicheren Ausgangs und wegen der möglichen Verfahrensdauer. Gerade bei kommunalen Kläranlagen, wo die Gemeinde selbst der Kläranlagenbetreiber ist, fehlt manchmal die Unterstützung der örtlichen Politik für mögliche Strafen, Zitat KU 7: *„Welcher Bürgermeister verklagt schon seinen Betrieb?“*.

Andererseits kann eine Anzeige bei der zuständigen Bezirksverwaltungsbehörde erstattet werden, welche ein Verwaltungsstrafverfahren nach § 137 WRG 1959 einleiten kann. Die Möglichkeit dieser Meldung nachlässiger Indirekteinleiter an die Behörde wird von allen befragten Kanalisationsunternehmen wahrgenommen und oft als letzter Schritt genutzt, wenn keine andere Möglichkeit besteht, den Indirekteinleiter von seiner Pflichterfüllung zu überzeugen. Hier ist man als Kanalisationsunternehmer sehr von der Reaktionszeit der Behörde

abhängig und von 3 der befragten Kanalisationsunternehmen wird mangelndes Interesse mancher Behörden an der Situation des Kanalisationsunternehmens beklagt. Eine Anzeige hat nicht zwangsweise ein Verwaltungsstrafverfahren zur Folge, es besteht die Möglichkeit dass die zuständige Wasserbehörde von einem Verfahren absieht. Dazu sagt § 45 des Verwaltungsstrafgesetzes: *(1) Die Behörde hat von der Einleitung oder Fortführung eines Strafverfahrens abzusehen und die Einstellung zu verfügen, wenn*

1. die dem Beschuldigten zur Last gelegte Tat nicht erwiesen werden kann oder keine Verwaltungsübertretung bildet;

2. der Beschuldigte die ihm zur Last gelegte Verwaltungsübertretung nicht begangen hat oder Umstände vorliegen, die die Strafbarkeit aufheben oder ausschließen;

3. Umstände vorliegen, die die Verfolgung ausschließen.

(2) Wird die Einstellung verfügt, so genügt ein Aktenvermerk mit Begründung, es sei denn, daß einer Partei Berufung gegen die Einstellung zusteht oder die Erlassung eines Bescheides aus anderen Gründen notwendig ist. Die Einstellung ist, soweit sie nicht bescheidmäßig erfolgt, dem Beschuldigten mitzuteilen, wenn er nach dem Inhalt der Akten von dem gegen ihn gerichteten Verdacht wußte.

In diesen Fällen wird von einigen Kanalisationsunternehmen ein verbesserter Informationsaustausch zwischen Kanalisationsunternehmen und Bezirksverwaltungsbehörde gewünscht, um über mögliche Entwicklungen der Anzeigen besser informiert zu sein. Grundsätzlich wird von den Kanalisationsunternehmern eine bessere Unterstützung durch die Behörde gefordert, da der Kanalisationsunternehmer selbst keine Strafen verhängen kann bzw. eine Androhung einer eventuellen Strafe durch die Behörde und in der Folge deren Verhängung wirksamer erscheint.

4.4.3 Fallstudie zur Umsetzung der IEV beim RHV Steyr und Umgebung

Die Beschreibung der Fallstudie ist das Ergebnis des strukturierten Interviews mit dem Geschäftsführer und dem zuständigen Mitarbeiter für die Indirekteinleiter (DEUTSCHMANN und ZLABINGER, 2009).

Einleitung

Der RHV Steyr und Umgebung umfasst neben der Stadt Steyr noch 10 weitere Marktgemeinden und Gemeinden als Mitglieder, zwei davon in Teilmitgliedschaft und die übrigen als Vollmitglieder. Die Verbandskläranlage besitzt eine Kapazität von 140 000 EGW und die zu verwaltende Verbandskanalisation eine gesamte Länge von ca. 60 km. Aufgrund der hohen Anzahl an IE ist ein Mitarbeiter des RHV Steyr ausschließlich für die Indirekteinleiter Verwaltung zuständig. Alle wasserrechtlich bewilligungspflichtigen Betriebe sind bereits erfasst, nicht wasserrechtlich bewilligungspflichtige, jedoch gewerbebehördlich registrierte Anlagenobjekte sind bereits zu ca. 80% erfasst.

Umsetzung der IEV

Der RHV Steyr und Umgebung schließt privatrechtliche Entsorgungsverträge mit allen Indirekteinleitern gemäß § 32b WRG 1959 ab, d.h. *„es werden auch IE-Verträge mit Einleitern geschlossen, welche häusliche Abwässer zur Ableitung bringen. Insgesamt wurden bisher ca. 800 Privatrechtsverträge abgeschlossen, wobei ca. 250 davon Betriebsanlagen sind, welche betriebliche Abwässer ableiten, die einer branchebezogenen Abwasseremissionsverordnung unterliegen; der Rest sind häusliche Abwässer“* (DEUTSCHMANN und ZLABINGER, 2009).

- Gemäß § 32b Abs. 1 WRG 1959 bedarf jede Einleitung der Zustimmung des Kanalisationsunternehmens.
- Zum Zeitpunkt der Einführung der IEV gab es nur bei 2 der 11 Mitgliedsgemeinden des Verbandes Kanalordnungen. Der privatrechtliche Vertrag sorgt hier für Rechtssicherheit des Kanalisationsunternehmens gegenüber dem Indirekteinleiter und stellt die rechtliche Basis der Beziehungen dar (Privatrechtlicher Vertrag ist ebenfalls Standard bei Strom, Gas etc. Versorgung).

Um den Verwaltungsaufwand der durch die Verträge mit Indirekteinleitern, welche häusliches Abwasser einleiten entsteht, nicht ausufern zu lassen, wird hier folgendermaßen vorgegangen. Im Zuge eines Bauverfahrens in einer der Mitgliedsgemeinden bekommen die Antragsteller die Unterlagen des RHV Steyr automatisch dazu. Diese müssen vom zukünftigen Indirekteinleiter ausgefüllt und wieder abgegeben werden. Bei der Einleitung von häuslichem Abwasser kommt der Vertrag auch durch Nichtantwort des RHV Steyr zustande, dies ist in den allgemeinen Geschäftsbedingungen festgelegt. Die Zustimmung gilt als erteilt, wenn ab Einlangen des Antrags durch den RHV nicht binnen 12 Wochen eine anders lautende schriftliche Mitteilung o.Ä. erfolgt. Dies gilt jedoch nur für die Einleitung von häuslichem Abwasser. Dadurch nimmt der IE auch die Geschäftsbedingungen zur Kenntnis, in denen genau die Rechte und Pflichten des Indirekteinleiters angeführt sind.

Der RHV Steyr verfügt über eine gute Zusammenarbeit mit den zuständigen Gewerbebehörden (Magistrat Steyr, BH Steyr Land und BH Amstetten). Für das Erteilen eines gewerberechlichen Bescheids ist die Vorlage der Zustimmung des Kanalisationsunternehmens notwendig. Hierbei wird es vom RHV Steyr so gehandhabt, dass der Vertrag selbst noch nicht zwingend unterschrieben sein muss, um das gewerberechliche Verfahren nicht zu verzögern, jedoch ist in der Regel bereits zumindest ein Vertragsentwurf vorhanden. Kommt es zu einem Bauansuchen in der Stadt Steyr muss der Antragsteller im Antragsformular die Zustimmung des Kanalisationsunternehmens nachweisen. Dadurch wird gewährleistet, dass ein jeder Indirekteinleiter erfasst wird.

Die Fremdüberwachung der Indirekteinleiter wird eingehalten, der Anteil der übermittelten Fremdüberwachungsberichte liegt bei ca. 99%, die Eigenüberwachung könnte teilweise noch verbessert werden. Größere Betriebe werden auch dazu verpflichtet, Rückstellproben aufzubewahren, welche dann jederzeit vom RHV Steyr geprüft werden können und auch geprüft werden. Bei Nichteinhaltung der Indirekteinleiter-Pflichten z.B. fehlender Berichtsübermittlung erfolgt durch den RHV Steyr eine Erinnerung sowie das Festlegen einer Nachfrist mit der Information, dass es bei Verstreichen dieser Nachfrist zu einer Anzeige bei der zuständigen Bezirksverwaltungsbehörde mit Rechtsfolge § 137 WRG 1959 kommt.

Ein weiterer Punkt in der IEV-Umsetzung, der sich beim RHV Steyr und Umgebung über die Jahre sehr bewährt hat: Es wurde bereits kurz nach

Einführung der IEV ein einstimmiger Beschluss der Mitgliederversammlung gefasst, dass die Parameterwerte der Emissionsverordnungen ohne Abweichungen einzuhalten sind. Das Kanalisationsunternehmen steht hier keinem Indirekteinleiter Abweichungen zu, durch diesen Beschluss wird die Möglichkeit, dass wenn einem IE Abweichungen zugestanden werden auch andere solche fordern, ausgeschlossen.

Für Indirekteinleiter gibt es auf der Homepage des RHV Steyr alle notwendigen Unterlagen zum Download:

- Geschäftsbedingungen für Indirekteinleiter
- Antrag auf Indirekteinleitung
- Projektanforderungen (Bei der Einleitung)
- Tarifordnung für Indirekteinleiter (Bei der Einleitung von Abwässern, deren Beschaffenheit nicht nur geringfügig von der des häuslichen Abwassers abweicht ist ein pauschalierter Aufwandsersatz an das Kanalisationsunternehmen zu zahlen (Ausnahme: Private Schwimmbecken mit einem Nutzinhalt von kleiner 50m³)).

Der Kontakt mit den Indirekteinleitern ist ein wichtiges Anliegen des RHV Steyr und Umgebung. Man versucht eine gute Kommunikationsbasis mit den Betrieben zu haben und Hilfestellungen bei Fragen und Unklarheiten zu bieten. Grundsätzlich ist der Kontakt mit allen Beteiligten sowie ein beidseitiger Informationsaustausch sehr wichtig für eine funktionierende Indirekteinleiter Verwaltung. Auch die bereits erwähnte Zusammenarbeit mit den Behörden funktioniert beim RHV Steyr reibungslos und dürfte dazu beitragen, dass in der Indirekteinleiter-Verwaltung nur selten Probleme auftreten.

5 Interpretation und Diskussion der Ergebnisse

5.1 IEV Folgen für die Behörden der Bundesländer

Durch die IEV ist es bei den Fachdienststellen und Wasserrechtsbehörden der Länder zu einer Reduzierung des Arbeitsaufwandes gekommen, dieser fiel unterschiedlich stark aus je nach Bundesland und der vorher dort herrschenden

Situation. Jedoch wurde auch dort wo sich eine Einsparung ergab, diese schnell durch neue Aufgaben wieder wettgemacht.

Da es nach der Einführung zu keinem bundesweiten Konsens zu Fragen der Führung des Indirekteinleiterkatasters oder der Berichtsübermittlung gekommen ist, haben sich in den Ländern verschiedene Lösungen etabliert, die teilweise gravierend voneinander abweichen. Es gibt verschiedene Schnittstellen für die Übermittlung der Berichte und auch die Katasterführung unterscheidet sich zwischen den Ländern (Bsp. Steiermark, wo das Land eine Web-Lösung für die Kläranlagenbetreiber eingeführt hat).

Die Anzahl der gesendeten jährlichen und dreijährlichen Berichte gemäß § 6 IEV der Kanalisationsbetreiber an die jeweilige Wasserrechtsbehörde ist je nach Bundesland unterschiedlich. Hier gibt es auch unterschiedliche Vorgaben da z.B. in Tirol kein expliziter Bericht sondern immer eine Kopie der gesamten Datenbank von den Kanalisationsbetreibern verlangt wird. Je nach Bundesland werden zwischen 30 – 80% der Berichte von den Kanalisationsbetreibern selbstständig gebracht, bei der Mehrheit der Bundesländer liegt der Anteil jedoch bereits über 50-60%. Einleitungen von Strafverfahren haben meist zu Verbesserungen der Übermittlungsmoral der Berichte geführt.

Die Arbeitsbehelfe und Regelblätter des ÖWAV zum Thema Indirekteinleiter: ÖWAV Regelblatt Nr. 33 „Überwachung wasserrechtlich nicht bewilligungspflichtiger Indirekteinleiter“, ÖWAV Arbeitsbehelf Nr. 23 „Geschäftsbedingungen für die Indirekteinleitung in öffentliche Kanalisationsanlagen“ sowie ÖWAV Arbeitsbehelf Nr. 25 „Indirekteinleiterkataster“ wurden von allen Betroffenen, sowohl Kanalisationsbetreiber als auch Fachdienststellen der Länder, als gute Hilfe empfunden und wurden oft adaptiert übernommen.

5.2 Auswirkungen der IEV in Österreich bei Kanalisationsunternehmen

Für die Kanalisationsbetreiber bedeutete die IEV eine große Umstellung und durch die notwendige Einführung eines Indirekteinleiterkatasters sowie der neu dazugekommenen Berichtspflichten einen erheblichen Mehraufwand sowie Kosten in der Verwaltung. Die Einrichtung der Indirekteinleiterkataster ist bei allen befragten Kanalisationsunternehmen mindestens auf ein funktionales

Niveau abgeschlossen, jedoch bei den meisten befragten Kanalisationsbetreibern existiert bereits ein gut arbeitender Kataster.

Durch die notwendigen Eigen- und Fremdüberwachungen der Indirekteinleiter bzw. der allgemeinen Mitteilungspflicht an die Kanalisationsunternehmen ergibt sich für diese eine bessere Kenntnis der Indirekteinleiter und der eingeleiteten Abwasser- und Schadstoffmengen. Dies wird auch als Vorteil bei den Kanalisationsunternehmen gesehen.

Der gesamte Arbeitsaufwand für Indirekteinleiter Tätigkeiten (Zustimmungen, Berichte etc.) wird bei kleineren Kanalisationsunternehmen oft vom Geschäftsführer neben dem Tagesgeschäft erledigt, der Zeitaufwand wird mit ca. 5 – 20% der Gesamtarbeitszeit beziffert. Nur selten und bei größeren Kanalisationsunternehmen (z.B. RHV Steyr) gibt es auch Personen, die ausschließlich für IEV-Belange zuständig sind. Dies macht erst bei größeren Kanalisationsunternehmen Sinn, da die dadurch entstehenden Kosten auch über die Indirekteinleiter wieder abgerechnet werden müssen.

5.3 IEV Auswirkungen auf die Klärschlammqualität

Hier stehen leider nur wenige Daten zu dieser Frage zur Verfügung, da in einigen Bundesländern ein Verbot der Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft existiert und nur in wenigen anderen Ländern Daten zur Verfügung stehen. Nur in Vorarlberg und Oberösterreich gibt es Angaben dazu: In Oberösterreich gibt es *„keine Hinweise darauf, dass es aufgrund der von den Kanalisationsunternehmen zugestandenen Abweichungen zu ernstesten negativen Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb oder auf die Klärschlammqualität gekommen ist“* (ANONYM, 2009a). In Vorarlberg gab es *„regelmäßige Klärschlamm-Untersuchungen des Umweltinstituts. Da die Indirekteinleiter-Überwachung / Beratung bereits seit Anfang der 90iger Jahre erfolgt, war die Klärschlammqualität schon zur Zeit des Inkrafttretens der IEV durchwegs gut. Punktuelle Verbesserungen konnten aber durch die Indirekteinleiter Daten erreicht werden (z.B. betreffs Cu-Emissionen aus Hartkäse Sennereien“* (ANONYM, 2009b). Beim Vergleich der KS-Qualitätskontrollen in Oberösterreich zwischen 2000 und 2008 zeigt sich keine maßgebende Änderung der Schwermetallbelastung, eine deutliche Verbesserung der KS-Qualität hat bereits vor Einführung der IEV, in den Jahren 1980 – 1995 stattgefunden.

5.4 Bestehende Probleme und Verbesserungsmöglichkeiten

Die IEV wurde in Österreich in allen Bundesländern entsprechend umgesetzt, aber es existieren auch mehr als 10 Jahre nach der Einführung noch Bereiche, wo sich regelmäßig Probleme für die Beteiligten ergeben. In der Praxis haben sich Bereiche gezeigt, wo man durch eine etwaige Adaptierung bzw. Novellierung der IEV Verbesserungen für alle Beteiligten erreichen könnte.

Die größten Probleme für die Kanalunternehmen entstehen durch Indirekteinleiter, die ihren Pflichten gemäß § 5 IEV nicht nachkommen:

Vielen Betrieben ist es auch mehr als 10 Jahre nach der Einführung nicht bewusst, dass sie von sich aus eine Mitteilung an das zuständige Kanalisationsunternehmen vor dem Beginn der Einleitung schicken müssen. Denn hier handelt es sich nicht um eine „Holschuld“ der Kanalisationsbetreiber, sondern um eine „Bringschuld“ der Indirekteinleiter. Es besteht bei vielen Indirekteinleitern immer noch ein Informationsdefizit oder ein Unwille ihre Pflichten zu erfüllen. Hier wird von Seiten der Kanalisationsunternehmer eine verbesserte Zusammenarbeit und Unterstützung der Gewerbebehörde gefordert, die bereits im Rahmen der Erteilung der gewerberechlichen Bewilligung den Antragsteller darauf hinweisen sollte, dass der Indirekteinleiter zur Mitteilung an das jeweilige Kanalisationsunternehmen verpflichtet ist. Eine gewerberechliche Bewilligung könnte an eine erfolgte Mitteilung an das Kanalisationsunternehmen gebunden werden und so den Grad der Mitteilungen an die Kanalisationsunternehmen deutlich steigern. Es wäre auch möglich die gewerberechliche Bewilligung erst nach Abschluss des Indirekteinleitervertrages mit dem Kanalisationsunternehmen zu erteilen, dies würde jedoch wahrscheinlich zu einer Verlängerung der Dauer der gewerberechlichen Bewilligung führen, was weder im Interesse der Gewerbebehörde und der Kanalisationsbetreiber noch des Indirekteinleiters sein kann. Dieses Problem ist in den Ländern bekannt und in einigen Bundesländern wird auch bereits versucht die Gewerbebehörde in diesen Prozess einzubeziehen (z.B. dass die Gewerbebehörde auch bei nicht wasserrechtlich bewilligungspflichtigen Indirekteinleitern die Einrichtungen auf Einhaltung des Standes der Technik überprüft).

Ein für die Kanalisationsbetreiber weiteres sehr häufig auftretendes Problem sind Indirekteinleiter, welche die vorgeschriebenen Eigen- und

Fremdüberwachungen gemäß § 4 IEV entweder nicht durchführen oder die Berichte der Überwachungen nicht an das Kanalisationsunternehmen übermitteln. Dies bedeutet großen zusätzlichen Arbeitsaufwand für die Kanalisationsbetreiber, da viele Indirekteinleiter oftmals wegen der Einhaltung der Überwachungen ermahnt werden müssen. Ein Großteil der IE-Verwaltung besteht nur mehr aus dem Durchführen des Mahnwesens. Hier wäre laut Kanalisationsbetreibern mehr Behördenunterstützung erwünscht, da die Kanalisationsbetreiber außer der Möglichkeit säumige Indirekteinleiter bei der zuständigen Wasserrechtsbehörde anzuzeigen, keine wirkliche Möglichkeit haben, gegen dieses sehr verbreitete Problem vorzugehen. Viele Indirekteinleiter haben einfach vor dem Kanalisationsunternehmen weniger Respekt als vor der Behörde (es gibt bis heute unwillige Indirekteinleiter, die keinen Vertrag mit dem Kanalisationsunternehmen abgeschlossen haben) oder sind der Meinung, dass mit Bezahlen der Kanalisationsgebühr alles erledigt sei. Ein zusätzliches Druckmittel für die Kanalisationsunternehmen gegenüber diesen Indirekteinleitern würde zu einer möglichen Verbesserung der Überwachungs- und Berichtsmoral der Indirekteinleiter führen.

Grundsätzlich lässt sich laut Kanalisationsbetreibern feststellen, dass größere Indirekteinleiter (z.B. Mineralölfirmen, Lebensmittelketten) ihren Pflichten deutlich besser nachkommen als kleinere. Bei diesen Indirekteinleitern gibt es kaum Probleme mit den Berichten der Überwachung. Dies dürfte aufgrund einer guten internen Organisationsstruktur und der Fremdvergabe der Überwachungen an entsprechende Dienstleister im Vergleich zu Klein- und Kleinstbetrieben der Fall sein.

Eine Möglichkeit, den Problemen mit Indirekteinleitern auszuweichen, ist die Integration von großen Betrieben als Mitglieder in einem Abwasserverband, damit werden diese Direkteinleiter, wie es z.B. der AWW Schwechat mit einigen Industriebetrieben organisierte. Dies ist aber ein Spezialfall und muss sicherlich sehr genau überlegt werden (siehe dazu GEYER und SCHMIDT, 2010).

Die Überprüfung der Berichte von Seiten der Behörden wird meist nur auf Vollständigkeit und Richtigkeit der Angaben durchgeführt und bedeutet auch einen erheblichen Arbeitsaufwand für die Dienststellen der Länder. Es gibt jedoch Auswertungen auf konkrete Anfragen bzw. nach Branchen bei Schwerpunktaktionen. Da die Berichte bereits zum Großteil in digitaler Form vorliegen, werden sie auch teils bei den Fachdienststellen, teils bei den

Wasserrechtsbehörden aufbewahrt. Es wird keine weitere Ausweitung der erhobenen Daten (in den jährlichen und dreijährlichen Berichten) für nötig befunden, sondern eher eine Überarbeitung der Parameterlisten vorgeschlagen. Hier wurde z.B. die Meldung von maßgeblichen nicht wassergefährdenden Inhaltsstoffen beim dreijährlichen Bericht genannt. Weitere Möglichkeiten wären hier: Einführung der Pflicht der Evidenthaltung der Berichte (für die behördliche Einsichtnahme) oder die Berichtspflicht laut Anlage D und E IEV erst für Anlagen ab 10 000 EW₆₀ da die Problembereiche den Fachdienststellen der Länder auch so bekannt sind. Eine mögliche Reduzierung des Berichtswesen und der -pflichten würde auch von einigen Behördenstellen als vorteilhaft empfunden.

6 Zusammenfassung

Mehr als 10 Jahre sind vergangen, seit die Indirekteinleiterverordnung (IEV, 1998) in Österreich in Kraft getreten ist. Dies war ein Anlass die Umsetzung der IEV zu evaluieren. Anhand von strukturierten Befragungen bei den Landesbehörden und bei ausgewählten Kanalisationsunternehmen wurde versucht, ein flächendeckendes Bild der Praxis über Österreich zu entwerfen. Nach einer kurzen chronologischen Abhandlung des maßgebenden §32 „Bewilligungspflichtige Maßnahmen“ des WRG 1959 wird klar, dass das Thema Indirekteinleiter eine nicht unbedeutende Komponente in der siedlungswasserwirtschaftlichen Diskussion darstellt und damit teils heftigen Auseinandersetzungen unterliegt. Im Vordergrund der Erhebungen standen die Auswirkungen der IEV in den Beziehungen zwischen Behörden, Kanalisationsunternehmen und Indirekteinleitern und die Rolle der Interessengemeinschaften wie z.B. ÖWAV und Wirtschaftskammer. Die Untersuchung der Auswirkung der IEV auf den Zustand und den Betrieb der Abwasseranlagen und insbesondere der Klärschlammqualität brachte das Ergebnis, dass die bereits lange vor der IEV begonnenen Initiativen zur Kontrolle der Indirekteinleiter in den meisten Fällen bereits vorher wirksam waren. Zusammenfassend gibt es in den Beziehungen der Akteure positive und verbesserungswürdige Zustände. In diesem Beitrag wurden die Musterbeispiele gelungener Umsetzung hervorgehoben und werden zur Nachahmung empfohlen.

7 Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei Dr. Friedrich Hefler für die Mitarbeit bei der Konzeption, bei den Ämtern der Landesregierungen und den Kanalisationsbetreibern für die geduldige und erschöpfende Beantwortung der Fragebögen bzw. Interviews und für die zahlreichen Anregungen. Die Arbeit wurde ohne Drittmittelfinanzierung von der Universität für Bodenkultur Wien im öffentlichen Interesse ermöglicht.

8 Literatur

- ANONYM (2009a) Ausgefüllter Fragebogen für Landesregierungen, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz
- ANONYM (2009b) Ausgefüllter Fragebogen für Landesregierungen, Amt der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz
- BACHMANN, S., BAUMGARTNER, G., FEIK, R., GIESE, K.J., JAHNEL, D., KOSTAL, M., LIENBACHER, G. (2002) Besonderes Verwaltungsrecht, 4., vollständig überarbeitete und erweiterte Auflage, Verlag Springer Wien New York, WienE-PRTR
- DEUTSCHMANN, S., ZLABINGER, H. (2009) Persönliches Gespräch und Fragebogenerhebung über IE Situation RHV Steyr und Umgebung, 22.12.09, Steyr.
- EmRegV-OW (2009) Emissionsregister zur Erfassung von Stoffemissionen aus Punktquellen BGBl. II Nr. 29/2009.
- E-PRTR (2006) Das Europäische Schadstoff-Freisetzungs- und Verbringungsregister. *Verordnung (EG) 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Registers zur Erfassung der Freisetzung und Übertragung von Schadstoffen und zur Änderung der Richtlinie 91/689/EWG und Richtlinie 96/61/EG des Rates.*
- ERIKSSON, E., K. HANSSON, B. HANSSON, and A. LEDIN (2008) Source identification and mitigation options of industrial pollution in municipal sewage sludge. 11th International IWA Conference on Urban Drainage (ICUD), Edinburgh, Scotland, UK.
- FENZ (2010) Maßnahmen zur Verringerung von Schadstoffemissionen im nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan. In: Wiener Mitteilungen Band 219.
- IEV (1998) Indirekteinleiterverordnung BGBl. II Nr. 222/1998
- LACKNER, H. (2009) Persönliches Gespräch über IEV Umsetzung in der Steiermark, 14.8.2009, Graz
- MAITZ, K.-M. (2009) Rechtliche Grundlagen PRTR, Berichtspflichten für kommunale und betriebliche Abwasserbehandlungsanlagen EmRegV + PRTR, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband OBERLEITNER, (1999)

- OBERLEITNER, F. (1999) Indirekteinleiter (§ 32b WRG 1959) Durchführungserlaß, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- ÖWAV (1999) ÖWAV – Arbeitsbehelf Nr. 25 Indirekteinleiter, Wien
- ÖWAV (2002) ÖWAV – Arbeitsbehelf Nr. 23 Geschäftsbedingungen für die Indirekteinleitung in die öffentliche Kanalisation, 2. überarbeitete Auflage, Wien
- ÖWAV (2002) ÖWAV – Regelblatt 33 Überwachung wasserrechtlich nicht bewilligungspflichtiger Indirekteinleiter, Wien
- SCHMELZ, C., KONWITSCHKA, P., HUBER, K. (2000) Der Betrieb und das Abwasser: Das Verhältnis zwischen Indirekteinleiter und Kanalisationsunternehmen, Wissenschaftliche Reihe: Wissenschaft und Wirtschaftspraxis, Band 8, Wirtschaftskammer Österreich, Wien
- GEYER, W., SCHMIDT, D. (2010) Verbandsanlagen mit dominantem Industrieinfluss am Beispiel der ARA Schwechat. In: Wiener Mitteilungen Band 219.
- THOMAS, P. (2008) Metals Pollution Tracing in the Sewerage Network using the Diffusive Gradients in Thin Films Technique. 11th International IWA Conference on Urban Drainage (ICUD), Edinburgh, Scotland, UK.
- TiKG (2000) Tiroler Kanalisationsgesetz.
- WINKLER, U. (2010) Evaluierung der Umsetzung der Indirekteinleiterverordnung in Österreich. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien.
- WRG 1959 Wasserrechtsgesetz BGBl. Nr. 215/1959
- WRG (1990) Wasserrechtsgesetz 1959 idFd WRG-Nov 1990, BGBl. Nr. 252/1990
- WRG (1997) Wasserrechtsgesetz 1959 idFd WRG-Nov 1997, BGBl. I Nr. 74/1997

Korrespondenz an:

Univ.Ass. Dipl.Ing. Dr. Thomas Ertl

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Siedlungswasserbau
A-1190 Wien, Muthgasse 18

Tel.: +43-1-36006-5812; GSM: +43 664 4416716

E-Mail: thomas.ertl@boku.ac.at

Indirekteinleiterverordnung – Eine Herausforderung für Kanalisationsunternehmen

Wolfgang Scherz, Armin Eitzenberger

Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD

Abstract: Mit der Indirekteinleiterverordnung wurde den Kanalisationsunternehmen die hoheitliche Aufgabe der Verwaltung der Indirekteinleiter übertragen. Zu bearbeiten sind - in der Praxis durch die Kläranlagenbetreiber - jene Indirekt-Einleitungen, deren Abwasser nicht nur geringfügig von jenem des häuslichen abweicht, also betriebliches Abwasser.

Dies stellt große Anforderungen an den Betrieb durch die Übernahme von gesetzlich geforderten, zusätzlichen Aufgaben dar. Es ist für die nötige technische (IT-)Infrastruktur zu sorgen sowie kontinuierlich Fachpersonal zu beschäftigen.

Im laufenden Betrieb stellt sich der privatrechtliche Vertrag im Rahmen der hoheitlichen Tätigkeit als heikle Aufgabe dar. Nichteinhaltungen bzw. Vertragsverletzungen sind grundsätzlich auf dem Zivilrechtsweg zu klären.

Key Words: Deregulierung, Indirekteinleitung, Kanalisationsunternehmen, Hoheitsverwaltung, Schwellenwerte, Tarifordnung, Bericht, Entsorgungsvertrag, Abwasserbeschaffenheit, Indirekteinleiterkataster

1 Allgemeines

1.1 Rechtlicher Abriss

1.1.1 Hoheitsverwaltung versus privatrechtlicher Vertrag

Den Kanalisationsunternehmen wurde mit der Inkraftsetzung der Indirekteinleiterverordnung eine hoheitliche Aufgabe übertragen. Es sind die Materiengesetze bei der Beurteilung einer Indirekteinleitung anzuwenden. Der

Abschluss erfolgt aber nicht mittels hoheitlichem Akt - dem Bescheid, sondern mündet in einen privatrechtlichen Vertrag, einem sogenannten Entsorgungsvertrag.

Die Einhaltung des Vertrages bzw. die Ausräumung von Problemen in der Auslegung sind ex lege auf den Zivilrechtsweg vor den ordentlichen Gerichten verwiesen.

In weiterer Folge werden die grundlegenden Materiengesetze und andere wesentliche Rechtsgrundlagen für das Kanalisationsunternehmen in einem Abriss dargestellt:

1.1.2 WRG 1959, Indirekteinleiter, § 32b:

Im Abs. 1 wird normiert, dass jeder, der Einleitungen in eine wasserrechtlich bewilligte Kanalisation vornehmen will, die vom Bundesminister erlassenen Emissionsbegrenzungen (nach § 33b) einzuhalten hat. Darüber hinaus bedarf die Einleitung einer Zustimmung des Kanalisationsunternehmens.

Abs. 2 beschreibt, dass jeder **Indirekteinleiter**, dessen Abwasser-**Beschaffenheit nicht nur geringfügig von der des häuslichen abweicht**, vor Beginn der Ableitung dem Kanalisationsunternehmen die einzubringenden Stoffe, die Frachten, die Abwassermenge sowie andere Einleitungs- und Überwachungsgegebenheiten mitzuteilen hat. Eine wasserrechtliche Bewilligung ist per se nicht erforderlich.

In den folgenden Absätzen des § 32b wird skizziert wie sich der Gesetzgeber die Aufbau- und Ablauforganisation vorstellt. Diese wurde mit der Indirekteinleiter-Verordnung präzisiert.

1.1.3 WRG 1959, Parteien und Beteiligte, § 102:

Wesentlich für ein Kanalisationsunternehmen ist, dass der Gesetzgeber mittels Verordnung festgelegt hat, dass unter bestimmten Voraussetzungen auch mit dem seit 1998 neuen Indirekteinleiterregime der Indirekteinleiter auch eine wasserrechtliche Bewilligung zu erwirken hat. In diesem Fall stellt sich für das Kanalisationsunternehmen die Frage der Parteistellung in einem Verfahren. Diese ist im § 102 geregelt ist.

§102 Absatz 1 Z. b beschreibt, dass diejenigen, die zu einer Leistung, Duldung oder Unterlassung verpflichtet werden sollen oder deren Rechte (§ 12 Abs. 2) sonst berührt werden, ...Parteienstellung in einem wasserrechtlichen Verfahren haben.

1.1.4 Indirekteinleiterverordnung - IEV:

Die IEV fußt auf § 32b WRG 1959. Darin werden die Verantwortlichkeiten, die Abläufe in Blickrichtung Indirekteinleiter und Kanalisationsunternehmen, die Dokumentationspflichten und die Berichtspflichten formuliert.

Die **Pflichten bzw. Aufgaben des Indirekteinleiters** werden im §5 abgehandelt und beziehen sich in den laufenden Agenden immer auf einen zweijährigen Zeitraum:

- Indirekteinleitung ist unaufgefordert und schriftlich mitzuteilen, auch bei wasserrechtlicher Bewilligung (Mitteilungspflicht bzw. Bringschuld)
- Periodische Mitteilungen (über Vermeidung und Verminderung von Abwasserströmen; eingeleitete Abwassermengen und -frachten der maßgeblichen gefährlichen Abwasserinhaltsstoffe; Ergebnisse der Eigen- und Fremdüberwachungen): allgemein - Vorlage von Berichten und Analyseergebnisse unaufgefordert (Bringschuld)

Die **Pflichten des Kanalisationsunternehmens** lassen sich dem §6 entnehmen:

- Führung eines Verzeichnisses der mitgeteilten Indirekteinleiter; ist jährlich zu aktualisieren
- Bericht über die Aktualisierungen an die Wasserrechtsbehörde (jährlich; Feststellung der Nichteinhaltung von vertraglich festgelegten Vorgaben, Überschreitung von Schwellwerten sowie die Nichtvorlage von Berichten)
- Bericht an die Wasserrechtsbehörde alle 3 Jahre (Gesamtverzeichnis, neu hinzugekommene und weggefallene Indirekteinleiter, Summe der zulässig ableitbaren Mengen und Frachten, durchgeführte Überwachungen, besondere Vorkommnisse)

In Abhängigkeit der Größe der Kläranlage wurden in der IEV sogenannte **Schwellenwerte für maßgebliche gefährliche Abwasserinhaltsstoffe** eingezogen, nach denen eine Indirekteinleitung zusätzlich zum Entsorgungsvertrag auch wasserrechtlich bewilligungspflichtig ist.

- größer 1.000 EW erhöhen sich Schwellenwerte im Verhältnis des Bemessungswertes der Kläranlage zum Bemessungswert 1.000 EW gemäß Anlage B IEV auf max. das 50-fache bei einem Bemessungswert bis 500.000 EW
- höchstens auf das 250-fache bei einem Bemessungswert über 500.000 EW

Darüber hinaus kann es auch vorkommen, dass im Einzugsgebiet bestimmte Branchen vorkommen, die über den Entsorgungsvertrag hinaus a priori eine wasserrechtliche Bewilligung benötigen. Diese 22 Branchen und deren Teilbereiche sind in der Anlage A der IEV taxativ aufgezählt.

1.1.5 Abwasseremissionsverordnungen:

Durch den zuständigen Bundesminister wurde eine Vielzahl an materienrechtlichen Verordnungen erlassen, die mit dem Überbegriff **Emissionsverordnungen** zusammengefasst werden. Mit Stand 2010 stehen über 65 verschiedene branchenspezifische Abwasseremissionsverordnungen für die praktische Arbeit zur Verfügung.

Das Kanalisationsunternehmen ist bei der Beurteilung von Indirekteinleitungen nach § 32b an diese Verordnungen gebunden.

Für ein Kanalisationsunternehmen sind aus der praktischen Erfahrung heraus insbesondere die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV, BGBl. 1996/186), die AEV Fahrzeugtechnik (BGBl. II 2003/265), die AEV Fleischverarbeitung (BGBl. II 1999/12) oder aber auch die AEV für den medizinischen Bereich (BGBl. II 2003/268) in mehr als 90 % bei Beurteilungen von Teilströmen von Indirekteinleitungen ausreichend.

1.1.6 GewO

Bei Indirekteinleitungen ist in den überwiegenden Fällen davon auszugehen, dass der Indirekteinleiter auch eine gewerberechtliche Bewilligung nach der Gewerbeordnung (GewO, BGBl. 1994/194) erwirken muss.

§ 356b normiert, dass sich ... die Mitanzwendung der Bestimmungen des Wasserrechtsgesetzes 1959 - WRG 1959 ... in der jeweils geltenden Fassung, auf folgende mit Errichtung, Betrieb oder Änderung der Betriebsanlage verbundene Maßnahmen bezieht:

Z. 5. Abwassereinleitungen in wasserrechtlich bewilligte Kanalisationsanlagen (§ 32b WRG 1959).

Die Qualität des in die öffentlichen Kanalisationsanlagen eingeleiteten und branchenspezifischen Abwassers ist von einem wasserrechtlichen Sachverständigen zu beurteilen, der von der Gewerbebehörde dem Verfahren beizuziehen ist. Bei einer Beurteilung durch den Sachverständigen, dass das eingeleitete Abwasser nicht nur geringfügig bzw. mehr als geringfügig vom häuslichen Abwasser abweicht, ergibt sich folgende Konsequenz. Die Bewilligungswerberin hat mit dem Kanalisationsunternehmen nach den Vorgaben des WRG und der IEV einen Entsorgungsvertrag abzuschließen. Darüber hinaus wird teilweise die Rechtsmeinung vertreten, dass sich auch eine Parteistellung nach § 102 WRG in Verbindung mit § 356b Abs. 1 Z. 5 GewO ergibt. § 356b Abs. 1 Z. 5 GewO beschreibt die Abwassereinleitung in wasserrechtlich bewilligte Kanalisationen (§ 32b WRG).

1.1.7 AWG

Der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD hat auch Indirekteinleiter, die nach dem Abfallwirtschaftsgesetz - AWG 2002 (BGBl. I 2002/102) bewilligt wurden.

In diesen Fällen wurde dem Verband die Parteistellung im Genehmigungsverfahren nach § 37 Abs. 1 AWG gemäß § 42 Abs. 1 Z. 5 eingeräumt (Einräumung der Parteistellung dem Inhaber rechtmäßig genutzter Wasserrechte gemäß § 12 Abs. 2 WRG).

1.2 Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD und Unterlagen

1.2.1 Verbandsgebiet

Das Verbandsgebiet erstreckt sich auf 15 kommunale Verbandsmitglieder, die sich wiederum auf zwei Bundesländer und vier Verwaltungsbezirke aufteilen. Daraus ergeben sich praktischen Betrieb immer verschiedene Rechtsmeinungen in verfahrensrechtlichen Fragen.

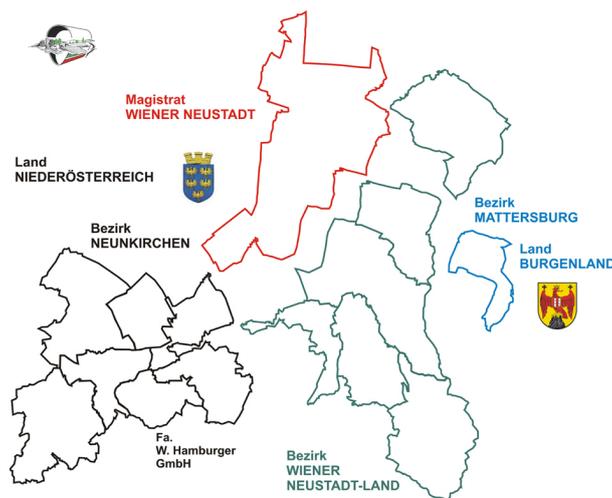


Abbildung 1: Verbandsgebiet mit Bezirksverwaltungsbehörden und Länder

1.2.2 Unterlagen für potentielle Indirekteinleiter

Der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD stellt den potentiellen Indirekteinleitern Unterlagen zur Verfügung, um ihrer Mitteilungspflicht in ausreichendem Maße nachkommen zu können.

Die Listen und Formulare sind entweder als Ausdruck beim Verband zu beziehen oder auch großteils über die Verbands-Website downloadbar (www.awvwns.at unter Indirekteinleiter).

An Unterlagen werden vom Verband **online** zur Verfügung gestellt:

- Branchenliste (Branchen, von denen grundsätzlich auszugehen ist, dass ein Entsorgungsvertrag errichtet werden muss)
- Abwasserherkunftsbereiche mit eigenen Abwasseremissionsverordnungen (für Abwasser aus bestimmten Herkunftsbereichen wurden eigene Emissionsgrenzwerte geschaffen, die in branchenspezifischen

Abwasseremissionsverordnungen festgelegt sind)

- Projektanforderungen (analog der Anlage C der IEV)
- Allgemeine Bestimmungen
- Antragsformular

Darüber hinaus haben die Gremien des Abwasserverbandes WIENER NEUSTADT-SÜD im Jahre 2000 eine **Tarifordnung** als Aufwandsentschädigung von Indirekteinleitern gemäß § 33 der Allgemeinen Bedingungen für die Übernahme und Reinigung von Abwasser beschlossen. Nach dieser ist im Jahr der Erstellung des Entsorgungsvertrages eine **einmalige Aufwandsentschädigung** in Abhängigkeit der Gesamtabwassermenge, gestaffelt nach den in der IEV enthaltenen Mengenschwellen (Betrag liegt zwischen rd. € 150 und € 650 netto). Darüber hinaus hat der Indirekteinleiter auch eine **jährliche** Aufwandsentschädigung, ebenfalls nach IEV Mengenschwellen gestaffelt, zu entrichten (zwischen rd. € 60 und € 215).

1.2.3 Entwicklung der Allgemeinen Bedingungen

Die ursprüngliche Textierung der Allgemeinen Bedingungen wurde unmittelbar nach Inkrafttreten der IEV gemeinsam mit größeren Kläranlagenbetreibern erarbeitet (z.B. mit RHV Steyr und Umgebung, Kläranlage Villach, RHV Großraum Salzburg, SBL-Stadtbetriebe Linz GmbH). Diese Bedingungen wurden von den Gremien des Verbandes bereits im Jahre 1998 für verbindlich erklärt und den ersten Anträgen zugrunde gelegt. Dies geschah selbstverständlich auch bei der Österreichischen Mineralölverwaltung. Diese hat sich geweigert Entsorgungsverträge auf Basis der damals gültigen Allgemeinen Bedingungen zu fertigen. Es kam darauf hin auf deren Kosten zu einer Begutachtung durch eine renommierte Rechtsanwalts-Kanzlei. Das Ergebnis der rechtlichen Prüfung wurde dem Verband Ende 2001 übermittelt.

Als Ergebnis der Überprüfung kann folgendes festgestellt werden: Die Mineralölwirtschaft hat Änderungen in 4 von 50 Paragraphen eingefordert.

Dabei handelte es sich im § 20 der Bedingungen, der sich mit dem Verdünnungsverbot beschäftigt, offensichtlich um einen Schreibfehler beim Zitieren eines Paragraphen.

Im § 36 wurde eine Einschränkung der zu untersuchenden Parameter eingefordert. Dies wirkte sich in den Allgemeinen Bedingungen durch die Einschränkung des gesamten § 4 IEV zu § 4 Abs. 3 IEV aus. Dadurch wurde lediglich dokumentiert, was der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD ohnehin seit Übertragung der Aufgabe gemacht hat. Im Einzelfall werden sinnvolle Parameter vorgeschrieben und nicht von vornherein alle Parameter der branchenspezifischen AEV zur Analyse eingefordert.

Der § 44 behandelt konsenswidrige Einleitungen. Er wurde aufgrund des Rechtsgutachtens präziser formuliert, sodass es sich nunmehr nicht mehr um „unzulässige“ Einleitungen handelt, sondern um „Einleitungen, die dem Entsorgungsvertrag nicht entsprechen“.

Der wesentlichste Änderung betrifft die Beendigung eines Entsorgungsverhältnisses - beschrieben im § 46 der Bedingungen. Bis zum Zeitpunkt der Änderung war lediglich der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD berechtigt den Entsorgungsvertrag unter Einhaltung einer Frist zu kündigen. Nunmehr wurde auch dem Vertragspartner „Indirekteinleiter“ die Möglichkeit gegeben zu kündigen, wobei selbstverständlich auch auf die Zulässigkeit einer Kündigung verwiesen wurde (z.B. Bauordnung, Kanalgesetz, usw.). Dadurch, dass es sich um einen privatrechtlichen Vertrag handelt war auch das eine selbstverständliche und berechtigte Forderung bzw. Ergänzung nach Ausstiegsszenarien in den Allgemeinen Bedingungen, denen nachgekommen wurde.

Die Textierungen wurden von der rechtsfreundlichen Vertretung des Abwasserverbandes WIENER NEUSTADT-SÜD textiert und nach Beschluss der Gremien übernommen.

Seit 2002 wurde keinerlei Änderungen mehr durchgeführt und haben alle vertraglich gebundenen Indirekteinleiter die Allgemeinen Bedingungen anerkannt.

2 Kataster

2.1 Vom Antrag zum Indirekteinleitervertrag

2.1.1 Kontaktaufnahme

Legt ein potentieller Indirekteinleiter gemäß IEV von sich aus Unterlagen vor (Vorgang **de iure**), so beginnt die Bearbeitung durch den Verband mit der Beurteilung der vorgelegten Unterlagen. Der Anteil derer, die von sich aus bisher aktiv geworden sind, beschränkt sich auf einen geringen Anteil gemessen an der Zahl aller Fälle.

In Zusammenarbeit mit den kommunalen Mitgliedern des Verbandes wurden/werden mögliche Indirekteinleiter aus der Liste der Gewerbetreibenden herausgefiltert. Diese werden angeschrieben und auf die gesetzlichen Bestimmungen hingewiesen. Darüber hinaus erfolgt ein Lokalaugenschein, bei dem die gesetzliche Lage und die technischen Gegebenheiten erörtert werden. **De facto** wird also seitens des Verbandes auch aktiv auf Indirekteinleiter zugegangen. Diese Gruppe überwiegt.

Eine weitere Möglichkeit der Kontaktaufnahme besteht durch die Einbindung in behördliche Bewilligungsverfahren (z.B. nach GewO oder AWG). Dies findet in der überwiegenden Zahl der Fälle nicht statt. Eine Ausnahme bildet dabei die AWG-Behörde, die den Verband gemäß gesetzlicher Vorgaben in das Verfahren einbindet. Bei den gewerbebehördlichen Verfahren (GewO) erfolgt die aus der Sicht des Verbandes zustehende Einbindung in die Verfahren von der überwiegenden Zahl der Verwaltungsbehörden im Einzugsgebiet nicht.

2.1.2 Beurteilung - Vorbegutachtung

Für die Beurteilung stehen beim Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD ein Ingenieur der Chemie und ein Absolvent der BOKU, Kulturtechnik und Wasserwirtschaft, zur Verfügung. Wenn ein Antrag vorliegt, wird dieser vom Fachpersonal nach den Vorgaben des Wasserrechtsregimes und den zugehörigen branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen vorbegutachtet.

Es werden zu allererst die allgemeinen **Daten des Antragsformulars** auf Vollständigkeit und Richtigkeit geprüft. Insbesondere werden die Antragstellerdaten

(Betreiberdaten), die Eigentumsverhältnisse an der Liegenschaft, Angaben über die Betriebsanlage inklusive wesentlicher Angaben zum Betrieb sowie sonstige Bewilligungen wie z.B. eine (aufrechte) wasserrechtliche Bewilligung beurteilt.

In weiterer Folge werden die **Projektsunterlagen** geprüft. Von besonderem Interesse sind dabei die Angaben zur Quantität und Qualität des einzuleitenden Abwassers. Seitens des Verbandes werden die Dimensionierung(en) von Vor-Reinigungsanlagen, zugehörige Typenbescheinigung(en) der Anlagen(teile) gesichtet und auf Vollständigkeit und Richtigkeit geprüft. Auf Grund der Angaben erfolgt des weiteren eine Zuweisung nach branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen.

Aus der Vorbegutachtung resultiert bei vollständigen Antragsunterlagen bereits die Vergabe eines Konsenses.

Ergeben sich im Zuge der Prüfung Fragen, werden diese entweder sofort auf kurzem Weg geklärt oder es werden bei größeren Unklarheiten Aufklärung auf schriftlichem Weg verlangt. Es kommt auch vor, dass Fragen geringer Tragweite im anschließenden Lokalaugenschein erörtert werden.

2.1.3 Lokalaugenschein

Vom Verband werden vor dem Abschluss eines Entsorgungsvertrages Lokalaugenscheine anlog einer mündlichen Verhandlung der Wasserrechtsbehörde durchgeführt.

Diese Begutachtungen vor Ort finden unbürokratisch nach Terminabsprache statt. Es nehmen in der Regel 2 Fachleute des Verbandes teil. An einem Tag werden bis zu fünf Lokalaugenscheine abgehalten.

Die Ergebnisse werden schriftlich festgehalten und resultiert im allgemeinen im Anschluss daran die Erstellung eines Entsorgungsvertrages.

2.1.4 Entsorgungsvertrag

Der Entsorgungsvertrag wird als Trippel-Vertrag erstellt. Er enthält die wesentlichen Angaben des Antrages sowie den Konsens (Parameter, Konzentrationen, Mengen und Frachten). Darüber hinaus werden die ersten Vorlagetermine für Analysen und Berichte (im zweijährigen Zeitraum) definiert.

Der Vertrag wird zuerst vom Obmann des Verbandes, anschließend vom Bürgermeister der Sitzgemeinde und dann vom Indirekteinleiter rechtmäßig gefertigt.

Mit dem Entsorgungsvertrag, der in dreifacher Ausfertigung erstellt, gefertigt und dem Indirekteinleiter übermittelt wird, wird vom Verband gemäß § 3 der Tarifordnung, Einmalige Aufwandsentschädigung, auch die Rechnung übermittelt.

Seitens des Verbandes wurden bis Ende 2009 rund 200 Entsorgungsverträge erarbeitet und rechtskräftig abgeschlossen. Da es sich um ein sich ständig änderndes System handelt, verwaltet der Verband derzeit in etwa 190 aufreichte Entsorgungsverträge. Darin enthalten sind rund 300 Teilströme.

Die Verteilung der Teilströme zeigt auf, dass es sich beim Einzugsgebiet des Verbandes um eine kommunale Struktur handelt. Von den Teilströmen sind rd. 44 % nach der AEV KFZ zu bearbeiten. Ein weiterer großer Teil der Entsorgungsverträge sind der AEV medizinischer Bereich zuzuordnen. Der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD hat alle Zahnärzte und Zahnambulatorien des Einzugsgebiets unter Vertrag. Der Anteil ist deswegen so groß, weil Behandlungseinheiten mit eigener Abscheideanlage als eigener Teilstrom zu führen sind. Im Anteil Sonstige mit 11 % werden alle Indirekteinleitungs-Teilströme subsummiert die z.B. in die Bereiche der Wäschereien, der Abfallaufbereitung, den Umkehrosmoseanlagen oder der AEV Deponie zuzordnen sind. In den Bereich der AAEV mit 10 % fallen praktisch ausschließlich die Abscheideanlagen aus gewerblichen Küchen.

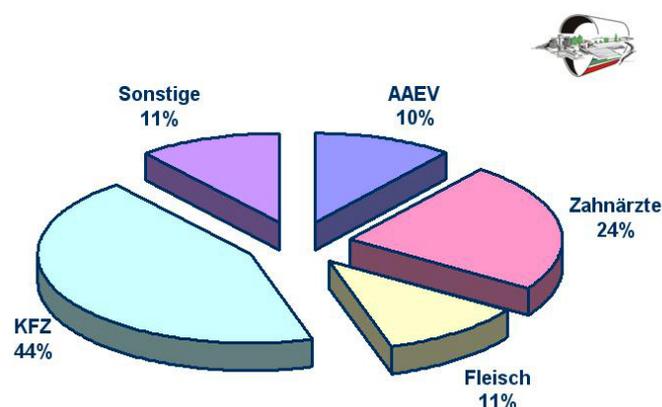


Abbildung 1: Verteilung Indirekteinleitungen nach Teilströmen

Die Verteilung nach den den Konsensmengen zeigt ein gänzlich anderes Bild. Mengenmäßig ist der Anteil der Zahnärzte nicht relevant - 0%. Hingegen ist die Chemische Industrie mit 35 % auf Grund der Mengen über die Einzugsgebiete mit den Freiflächen eine relevante Größe. Diese kommt jedoch wie beim Bereich KFZ mit rd. 29 % nur im Mischwasserfall zur Gänze zum Tragen. Besonders herzuheben ist auch der Bereich Krankenhäuser mit einem Anteil von 10 %. Dabei handelt es sich um Abwasser das im Trockenwetterfall anfällt.

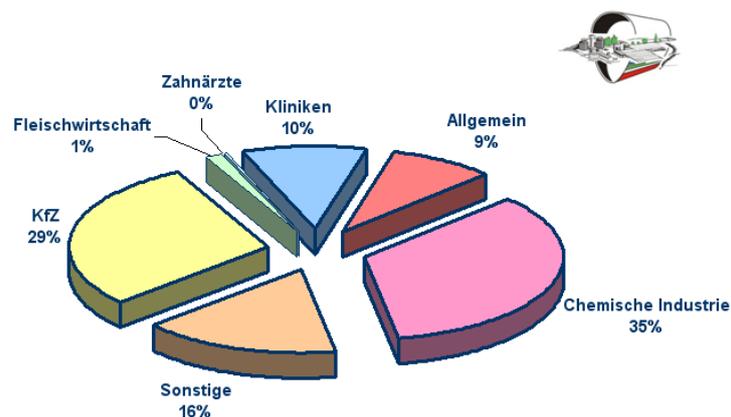


Abbildung 2: Verteilung nach Konsensmenge

2.1.5 Daten - Verwaltung

Die Datenverwaltung erfolgt in einer Applikation für ACCESS, die unter dem Namen IEK 2001 auf dem Markt erhältlich ist.

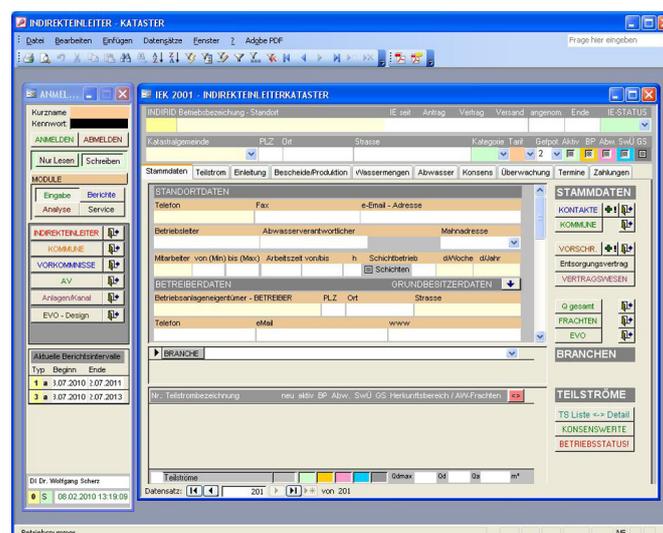


Abbildung 3: Eingabemaske IEK 2001 - ACCESS-Applikation

Es handelt sich um ein mächtiges Werkzeug, mit dem die Stammdaten, Teilströme, Bescheid-/Produktionsangaben, Wasser- und Abwassermengen und Konsens sowie im Betrieb die Überwachungsergebnisse und auch die Termine für die Vorlage von Analytik und Berichten als auch die Zahlungen dokumentiert werden können.

2.2 Verwaltung - laufender Betrieb

2.2.1 Serviceleistung - Erinnerung / Urgenz

Die Aufgabe im laufenden Betrieb besteht grundsätzlich in der Sammlung der einlangenden Analyse-Ergebnisse und der zweijährlichen Berichte der Indirekteinleiter und der Ablage in einem Verzeichnis - dem Indirekteinleiter-Kataster nach §6 IEV. Es handelt sich auch in diesem Fall (laufender Betrieb) um eine Bringschuld der Indirekteinleiter.

Ergebnisse und Veränderungen werden auf Basis des Katasters der Aufsichtsbehörde in jährlichem und in drei-jährlichem Abstand mitgeteilt.

Auch im laufenden Betrieb gilt: Die Übermittlung von Analysen und Berichten erfolgte zu Beginn nur in jenen Bereichen klaglos, wo Unternehmen Daueraufträge an Fachfirmen vergeben haben. Ansonsten wurden vielfach weder Analysen noch Berichte vorgelegt. Daher hat sich der Verband zu folgender Vorgangsweise entschlossen:

Es werden sogenannte „**Erinnerungen**“ per Telefax versandt, wo alle vom Indirekteinleiter zu erbringenden Leistungen drei Monate vor der jeweiligen Frist bekannt gegeben werden.

Mit der Erinnerung wird auch ein Formular für den **Bericht** (siehe Abb. 4) mitgeschickt. Es handelt sich um ein einseitiges Formular, mit dem bekannt gegeben werden kann, ob sich an der Abwassermenge, der Abwasserqualität und/oder an den Vorreinigungsanlagen etwas geändert hat.

automatisch mit den Schwellenwert-Frachten des Verbandes verglichen. Somit erhält der Bearbeiter des Katsters bereits bei der Eingabe einen ersten Überblick.

Die inkludierte **Terminüberwachung** erfolgt teilstrombezogen und ermöglicht die Überwachung mehrerer verschiedener Typen wie Eigen- und Fremdüberwachung sowie den zweijährlichen Bericht des Indirekteinleiters, aber auch die Überwachung von Anpassungsfristen oder von sonstigen Terminen oder Überwachungen kann administriert werden.

Es besteht die Möglichkeit SOLL/IST - Vergleiche zu führen und auf diese Art die Erinnerungen und die Uргenzen abzuleiten.

Darüber hinaus wird auch das Zahl- und Mahnwesen über diese Datenbank geführt.

3 Klärschlamm - Entwicklung

Der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD lässt jährlich den entwässerten Klärschlamm nach dem NÖ Bodenschutzgesetz und mehrmals pro nach der KompostVO untersuchen. Dabei werden Stoffe wie Cadmium, Chrom gesamt, Kupfer, Quecksilber, Blei und Zink untersucht. Es wurde versucht die Datenreihen vor der IEV und nach der IEV miteinander zu vergleichen. Dazu wurden statistische Methoden herangezogen.

Bei den Parametern Cadmium, Chrom gesamt, Kupfer, Quecksilber und Blei konnte mit den Methoden 2-Sample-Untersuchung, t-Test und Welch nachgewiesen werden, dass es signifikante Unterschiede gibt.

Bei Nickel und Zink konnte keine Signifikanz seit Erlass der IEV festgestellt werden.

Insgesamt ist zu bemerken, dass zwar bei einigen Parametern signifikante Rückgänge zu verzeichnen sind, dies kann aus der Sicht und Beurteilung des Verbandes nicht auf die IEV zurück geführt werden. Die Umsetzung von Umweltgedanken in den maßgebenden Unternehmen mit Kreislaufschließungen und weg von End-of-Pipe haben die Klärschlamm-Qualität sicher auch gehoben. Jedenfalls ist auch mitzudenken, dass durch das Abfallregime mit dem AWG

2002 auch die Grundsätze der Vermeidung, Verminderung und Verwertung in verstärktem Maße Eingang finden.

4 Herausforderung

Die Herausforderungen an die Betreiber von Kanalisationsunternehmen bestehen in mehrfacher Weise:

- **Personeller Aufwand:**

Der Verband hat für den gesetzlichen Auftrag nach IEV kein zusätzliches und qualifiziertes Personal erhalten.

Der personelle Aufwand des Verbandes bewegt sich derzeit im Jahr bei rund 400 Mannstunden. Dieser Zeitaufwand wird benötigt, um den gesetzlich vorgeschriebenen Kataster am Stand und am Leben zu erhalten. Dieser Aufwand entspricht dem laufenden Betrieb und der Bearbeitung einer Handvoll von Neu- und Abänderungs-Anträgen pro Jahr. Es handelt sich um eine passive Haltung (Bringschuld).

Für den Abschluss mit allen Indirekteinleitern in unserem Einzugsgebiet müsste der Aufwand erhöht werden.

Seitens des Verbandes sind im oben angeführten Aufwand grundsätzlich keine eigenen Überprüfungen inkludiert. Es muss aufgrund des möglichen Aufwandes mit den Eigen- und Fremdüberwachungen durch die Indirekteinleiter selbst das Auslangen gefunden werden.

- **Datenpflege:**

Die Pflege der Stamm-Daten gestaltet sich schwierig. Obwohl Änderungen seitens des Indirekteinleiters von selbst zu melden sind, geschieht dies nur unzureichend. Dies bedingt insbesondere auch in den jährlichen Kostenvorschreibungen Probleme, weil finanztechnisch oft nicht die richtigen Adressaten angesprochen werden. Änderungen stehen an der Tagesordnung.

- **Zahlungen:**

Die Zahlungsmoral der Indirekteinleiter war zu Beginn der Vorschreibungen in den Jahren ab 2001 sehr schlecht. In einem Fall wurde die Vorschreibung in einem Rechtsanwalt zum Inkasso übergeben.

Seitdem der Verband mit den Erinnerungen und mit den Urgeizen arbeitet hat sich die Zahlungsmoral entschieden gehoben. Mittlerweile zahlen 80 % der Indirekteinleiter den jährlich gestaffelt vorgeschriebenen Betrag in der Frist ein. Teilweise sind aber noch immer Mehrfachmahnungen bis zum Zahlungseingang notwendig.

- **Gesetzeslage - Behördenverfahren:**

Eine besondere Herausforderung stellt die Gesetzeslage und deren Auslegung bei Behördenverfahren dar.

Während die im Einzugsgebiet abgehandelten Verfahren nach dem AWG immer zu einer Parteistellung und damit einer eindeutigen Abklärung der rechtlichen und technischen Situation geführt haben, ist dies im gewerbebehördlichen Verfahren nach der GewO nicht der Fall.

Seitens der Behörden wird dem Verband die Parteistellung in gewerbebehördlichen Verfahren nicht zuerkannt. Dementsprechend wird das Kanalisationsunternehmen, das obwohl es in bestimmten Fällen zu einer Leistung, Duldung oder Unterlassung verpflichtet werden soll, dem jeweiligen Verfahren nicht beigezogen.

Lediglich eine von vier Verwaltungs-Behörden lädt den Verband zu Partnergesprächen im Vorfeld und im weiteren auch zu relevanten Verhandlungen ein.

- **Gesetzeslage - Hoheitsakt versus Privatrechtlicher Vertrag**

Per Gesetz wurde die hoheitliche bzw. behördliche Aufgabe der Bewilligung von Indirekteinleitungen zu einer privatrechtlichen Tätigkeit mittels Entsorgungsvertrag.

Die Grundlage für die privatrechtlichen Entsorgungsverträge bildet dabei nicht die freie Meinungsbildung zweier Vertragspartner, sondern das enggezogene Korsett des Wasserrechtsregimes. Grundsätzlich ist das Kanalisationsunternehmen daher aufgrund des Vertragsverhältnisses

„gezwungen“ die Einhaltung von Verträgen bei der ordentlichen Gerichtsbarkeit einzufordern.

Die Übermittlung von Daten im Rahmen der jährlichen und dreijährlichen Berichte an die zuständige Wasserrechtsbehörde mit Anmerkungen, dass da und dort Miss-Stände vorhanden sind, bewirken keinerlei Reaktion.

Bei telefonischen Anfragen wird auf den Zivilrechtsweg verwiesen. Die Behörden werden von sich aus auch aufgrund von eindeutigen Datenbeständen nicht aktiv.

Es stehen somit für das Kanalisationsunternehmen zwei Möglichkeiten zur Verfügung:

Zum einen besteht die Möglichkeit der Anstrengung eines Zivilrechtsprozesses beim Landesgericht für Zivilrechtssachen. Zum anderen kann das Kanalisationsunternehmen gemäß Wasserrechtsregime (§137 WRG) den Indirekteinleiter anzeigen.

In jedem der beiden Fälle ist das Kanalisationsunternehmen entgegen der Wasserechtsbehörde früher lediglich als Bittsteller zu sehen. Aus der Sicht eines betroffenen Verbandes stellt diese Situation einen Miss-Stand dar, der übersehen worden ist und möglichst bald behoben werden muss. Oder anders gesehen wurde diese Situation gewollt herbeigeführt, um den Indirekteinleitern bzw. privatwirtschaftlichen Unternehmen schwache Vertragspartner gegenüber zu stellen.

- **Gesetzeslage - doppelte Bewilligung**

Der Gesetzgeber hat die Vollziehung der Indirekteinleitung dereguliert und den Kanalisationsunternehmen verantwortlich übertragen. Gleichzeitig wurden Schranken eingebaut (Schwellenwerte und wasserrechtlich bewilligungspflichtige Tatbestände bzw. Branchen), die für das Unternehmen eine Doppelgleisigkeit darstellen.

Zum einen wird Verantwortung im operativen Bereich übertragen. Zum anderen werden Grenzen eingezogen, die das Kanalisationsunternehmen gleichsam auf Lapidarfälle reduziert. Wenn es hier zu keiner abgestimmten Vorgangsweise mit der Behörde kommt, gibt es auf Basis derselben wasserrechtlichen Gesetzgebung zwei unterschiedliche „Bewilligungen“ (Bescheid und Entsorgungsvertrag). Dies kann nicht im Sinne von Verwaltungsvereinfachung sein und stößt auch bei

abgestimmter Vorgangsweise bei den Indirekteinleitern auf Unverständnis.

5 Zusammenfassung

Der Gesetzgeber hat den Kanalisationsunternehmen durch die Deregulierung die hoheitliche Aufgabe der Abwicklung und Überwachung von Indirekteinleitern im Rahmen des Wasserrechts übertragen. Die Vollziehung hat auf einer privatrechtlichen Basis, dem Entsorgungsvertrag, zu erfolgen. Der Behörde kommt in den meisten Fällen von Indirekteinleitung die Aufsicht durch die Vorlage von Berichten durch das Kanalisationsunternehmen zu.

Die Kanalisationsunternehmen wurden Ende 90-er Jahre herausgefordert eine einzugsgebietsspezifische (Aufbau- und Ablauf-) Organisation zu installieren. Dies stellt eine Herausforderung an die personellen Ressourcen und die Datenverwaltung dar. Diese Aufgabe wurde aus der Sicht unseres Verbandes gemeistert und stellt nunmehr eine gute Grundlage für die Verwaltung der Indirekteinleiter dar.

Eine große Problematik besteht darin, dass den Kanalisationsunternehmen nicht die Instrumentarien der hoheitlichen Verwaltung für die hoheitliche Aufgabe zur Verfügung stehen. Einige Indirekteinleiter sind sich der Situation bewusst und kommen ihren Verpflichtungen nicht nach. Die Kanalisationsbetreiber sind auf den Zivilrechtsweg angewiesen. Ausgenommen sind Tatbestände nach denen Verwaltungsstrafen durch die Behörde ausgesprochen werden können. Die Behörden werden aber trotz Vorlage von Berichten im jährlichen und dreijährlichen Abstand nicht aktiv. Die Einleitung eines Verwaltungsstrafverfahrens erfolgt erst, wenn das Kanalisationsunternehmen Anzeige erstattet.

Mit der Deregulierung werden heute viel mehr Indirekteinleitungen im Sinne des §32b WRG abgearbeitet und auch vertraglich geregelt, als die zuständigen Wasserrechtsbehörden jemals per Bescheid behandelt haben. An der Qualität im Bereich Wasserlinie - gereinigtes Abwasser im Hinblick auf den Konsens - können keine Veränderungen festgestellt werden. Im Hinblick auf den Klärschlamm gibt es zwar beim Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD

geringfügige, statistisch signifikante Verbesserungen bei den Schwermetallen, die jedoch nicht unbedingt der Vollziehung der Indirekteinleiterverordnung zugeordnet werden können.

6 Literatur

Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG), BGBl. 1959/215 (Wiederverlautbarung) i.d.g.F.
Indirekteinleiterverordnung 1998 (IEV), BGBl. II 1998/222 idF BGBl. II 2006/523
Branchenspezifische Abwasseremissionsverordnungen
Gewerbeordnung 1994 (GewO), BGBl. 1994/194
Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002), BGBl. I 2002/102

Korrespondenz an:

GF DI Dr. Wolfgang SCHERZ
Ing. Armin EITZENBERGER

Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD
Erschlachtweg 3, 2700 Wiener Neustadt

Tel. 02622 / 28218 – 0
Fax 02622 / 28218 – 24
eMail:

w.scherz@awvwns.at,
a.eitzenberger@awvwns.at

Verbandsanlagen mit dominantem Industrieinfluss am Beispiel der ARA Schwechat

Verbandskläranlage Schwechat Projektentwicklung - Verfahrenstechnik

Wolfgang Geyer

Büro Dr. Lengyel ZT GmbH

Abstract: Die Entwicklung des Abwasserverbandes Schwechat ist seit der Gründung 1981 durch einen hohen Anteil komplexer industrieller Abwässer geprägt. Durch Änderungen im Abwasseranfall und durch mehrfache Erweiterungen der Verbandsmitglieder lag der Industrieanteil in den letzten Jahren zwischen rd. 55% bis 80%. Die Kläranlage wurde in mehreren Stufen den steigenden Belastungen und geänderten Reinigungsanforderungen angepasst. Vor den Projektrealisierungen wurden jeweils umfangreiche Erhebungen und zweimal auch abwassertechnische Versuche durchgeführt. Als Lösung wurde eine biologische Stufe mit vor geschalteter Hochlaststufe für das Industrieabwasser realisiert. Durch individuelle Anpassung der Kläranlage an die im Lauf der Jahre wechselnden speziellen Abwassersituationen und die gute Zusammenarbeit aller Projektbeteiligten konnte eine vernünftige Lösung zur gemeinsamen Abwasserreinigung entwickelt werden, von der alle Verbandsmitglieder von einer kleinen Gemeinde bis zum Großbetrieb profitieren.

Key Words: Abwasserverband Schwechat, abwassertechnische Versuche, Abwasserreinigung, Kläranlagenanpassung, Industrieabwasser, biologische Hochlaststufe,

1 Entwicklung und Geschichte

Vor Gründung des Abwasserverbandes gab es Überlegungen zur Reinigung der Abwässer aus Schwechat in der Hauptkläranlage Wien, die jedoch zu keiner Realisierung führten.

In Folge wurde 1981 der Abwasserverbandes Schwechat, als Verband nach dem WRG gegründet. Von Anfang an war der Verbandszweck die gezielte gemeinsame Reinigung der im Verbandsgebiet anfallenden kommunalen und industriellen Abwässer.

Planung und Errichtung der ersten Verbandsanlagen 1982-1987

Um Erkenntnisse für die Reinigung der äußerst komplex zusammengesetzten Abwässer aus den Gemeinden, den petrochemischen Betrieben sowie den Betrieben der Lebensmittelindustrie zu gewinnen, wurde das Büro Dr. Lengyel 1982 beauftragt über einen Zeitraum von 6 Monaten Versuche zur gemeinsamen Abwasserreinigung durchzuführen.

Auf Basis des Versuchsbetriebes wurde das Projekt 1983 für die Abwasserreinigungsanlage erstellt und bei der Wasserrechtsbehörde eingereicht. Aufgrund der geplanten Errichtung des Donaukraftwerks Hainburg wurde das Vorhaben rechtlich als bevorzugter Wasserbau abgewickelt. Weiters war auch bereits eine Nitrifikation gefordert. Die Kläranlage wurde für die Mechanische Stufe auf 70.000 EW und für die Biologische Stufe auf 160.000 EW für Kohlenstoffabbau und Nitrifikation ausgelegt, wobei die bereits mechanisch vorgereinigten Abwässer der petrochemischen Industrie gesondert direkt in die Biologie eingeleitet wurden. Von der Raffinerie Schwechat wurde eine eigene Druckleitung zur Verbandskläranlage errichtet. Der bereits bestehende Liesingtalsammelkanal wurde mit einem Stauraumkanal zum Ausgleich der kommunalen Abwässer bis zur Kläranlage erweitert. Die Faulanlage wurde auf 90.000 EW ausgebaut. Weiters wurde eine Kärschlammmonodeponie zur Endlagerung des entwässerten Klärschlammes geplant. Die Verbandsanlagen wurden in den Jahren 1984-1987 errichtet und 1987 bis 1988 in Betrieb genommen.

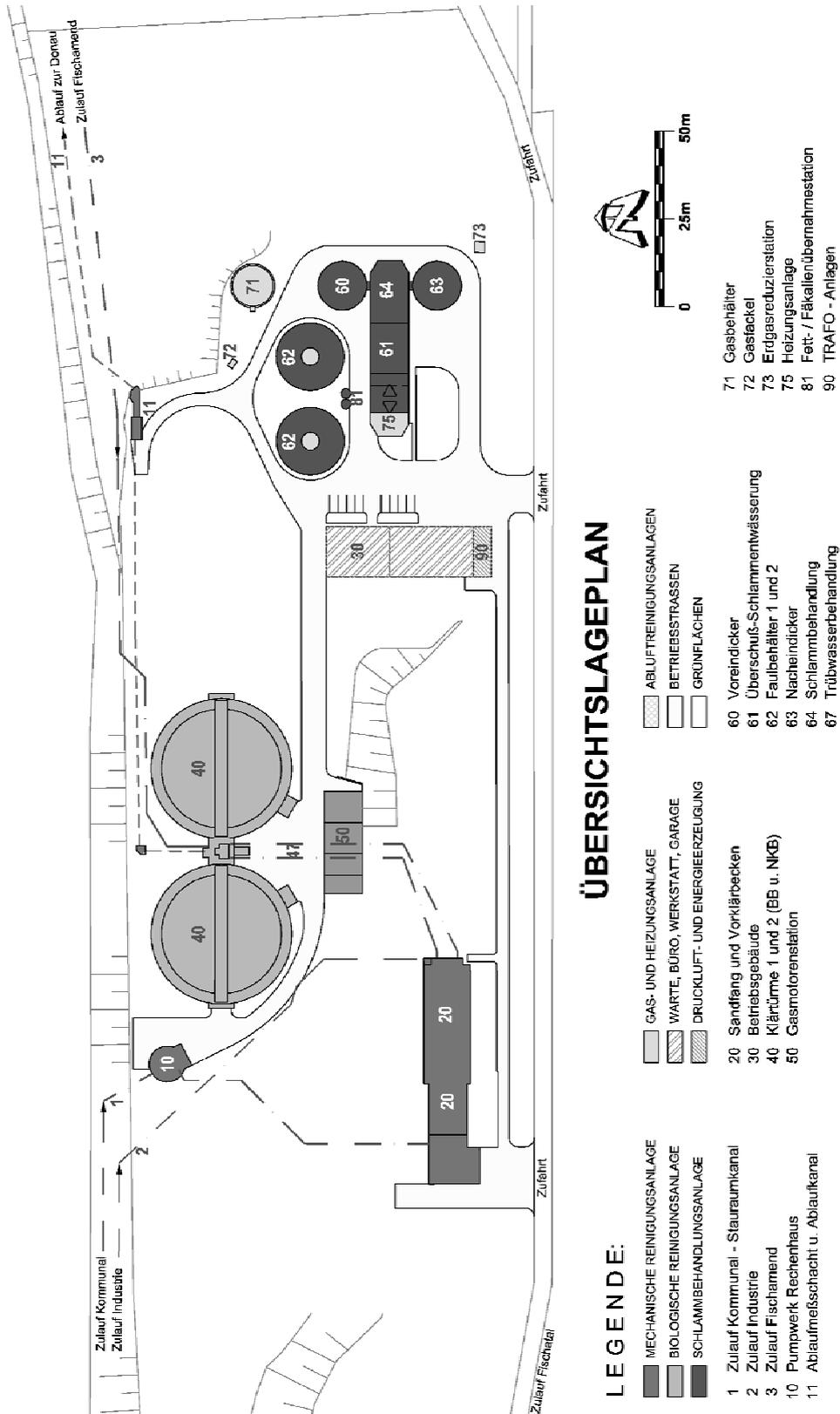


Abbildung 1: ARA Schwechat - Übersicht Projekt 1983

Erste Erweiterung des Abwasserverbandes Schwechat 1991

Aufgrund der WRG-Novelle 1991 war eine Anpassung der Abwasserreinigung erforderlich und eine Studie des Amtes der NÖ Landesregierung wies für weitere Gemeinden im Umfeld von Schwechat den Anschluss beim Abwasserverband als günstigste Lösung aus. So traten weitere 8 Gemeinden und 3 Großbetriebe dem Abwasserverband bei. Der Abwasserverband Schwechat bestand somit aus 19 Mitgliedern, 13 Kommunen mit insgesamt rd. 45 % Anteilen und 6 Großbetrieben mit insgesamt rd. 55 % Anteilen.

Zur Optimierung des erforderlichen Ausbauprojektes wurden wieder halbtechnische Versuche durchgeführt; diesmal mit dem Schwergewicht auf Blähschlamm bekämpfung und Stickstoffentfernung.

Neben den Versuchen wurden bei allen Verbandsmitgliedern umfangreiche Belastungserhebungen mit einem Planungshorizont 2005 durchgeführt, die Basis des Projektes und damit Bestandteil des Gesamtkonsenses des AWV sind.

Aufgrund der Ergebnisse wurde 1993 das Einreichprojekt und 1995 ein modifiziertes Detailprojekt erstellt. Entsprechend der mittelfristig zu erwartenden Belastungssituation wurde vorab nur ein Teilausbau entsprechend 240.000 EW bezogen auf die biologische Stufe in Angriff genommen.

Der Ausbau der Kläranlage erfolgte in den Jahren 1995 bis 1997 und umfasste vor allem die biologische Stufe. Es wurden zusätzliche Belebungsbecken und Nachklärbecken errichtet und mit den bestehenden Anlagenteilen verbunden. Die Schlammbehandlung wurde mit einer neuen leistungsfähigen Schlammwässerungsanlage erweitert und der Kläranlageablauf, der bisher in die Schwechat mündete, wurde bis zur Donau verlängert. Um die neuen Mitglieder anzuschließen, wurden rd. 35 km Transportleitungen, großteils als Druckleitungen, tw. mit mechanischer Vorreinigung, errichtet.

Zweite Erweiterung des Abwasserverbandes Schwechat im Jahr 2000

Aufgrund einer geänderten Abwassersituation mit dem Erfordernis der Ableitung belasteter Oberflächenwässer vom Vorfeld und Pistenbereich und der bereits komplett ausgelasteten eigenen Kläranlage trat im Jahr 2000 die Flughafen Wien AG als 20. Mitglied beim Abwasserverband Schwechat ein. Unter Berücksichtigung von Änderungen bei anderen Verbandsmitgliedern und auf Basis

neuerlicher Auswertungen der Betriebsdaten ergibt sich nunmehr ein Bemessungswert der Biologie entsprechend rd. 270.000 EW (bezogen auf mechanisch vorgereinigtes Abwasser) und unter Berücksichtigung von Fremdschlammübernahmen eine gesamte Auslegungsgröße von rd. 300.000 EW für die Kläranlage. Der aktuelle Aufteilungsschlüssel weist nun rd. 37 % Anteil für die insgesamt 13 Gemeinden und rd. 63 % Anteil für die insgesamt 7 Betriebe aus.

In den Jahren 2002 bis 2004 wurde die Anlage derart erweitert, dass die Abwässer des Flughafens übernommen werden konnten. Dazu wurde eine eigene mechanische Vorreinigung mit Rechen und Sandfang für die Schmutzwässer des Flughafens errichtet. Weiters Erweiterung der Biologie um ein Zwischenklärbecken für die Hochlaststufe Industrieabwasser und Errichtung eines Puffertanks zur Behandlung problematischer Spitzeneinleitungen. Zusätzlich Umbauten und Erweiterungen bei der Faulung, Schlammmentwässerung und Gasverwertung. Danach erfolgten noch Erweiterungen und Adaptierungen im Bereich der Schlammbehandlung, der Heizung und der Gasanlagen, die auch an die deutlich erhöhten Werte angepasst werden mussten.

2 Grundlagen

2.1 Grundlagenerhebung

Im Zuge der Vorarbeiten der Projekte wurden umfangreiche Grundlagenerhebungen bei den Verbandsmitgliedern durchgeführt, sowohl beim 1. Projekt als vor allem auch im Zuge der Anpassung und Erweiterung im Jahr 1992. Dabei wurden einerseits die vorhandenen Betriebsdaten der bisherigen Einleitungen umfangreich ausgewertet und andererseits wurden die alten und die neuen Verbandsmitglieder zur Abgabe von Prognosen im Hinblick auf die Schmutzfrachten und Abwasserqualitäten aufgefordert. Als Basis für die qualitative Beurteilung diente die damals neue allgemeine Abwasseremissionsverordnung aus 1991. Für jedes Verbandsmitglied wurde ein Datenblatt erstellt, in dem die Abwassermengen und Schmutzfrachten und die zu erwartenden bzw. maximalen Abwasserqualitäten anzugeben waren. Die durch die Verbandsmitglieder bestätigten Datenblätter bilden eine wesentliche Vertragsgrundlage zwischen dem

AWV und seinen Mitgliedern und sind als Projektbestandteil Inhalt der wasserrechtlichen Bewilligung.

Als Basis für die Schmutzfrachten wurden die maßgeblichen Wochenmittelwerte angesetzt. Bei den Wassermengen wurden sowohl die Tageswassermengen als auch die Spitzenabflüsse hinterfragt. Da bei den neuen Verbandsmitgliedern Entwässerung großteils in Mischsystemen erfolgt, ergaben sich Änderungen bei den Abflusscharakteristiken.

Bei der Neuaufnahme des Flughafens im Jahre 2001 wurde die gleiche Vorgangsweise für die Grundlagenerhebungen herangezogen.

Im Rahmen der Grundlagenerhebungen waren von den Verbandsmitgliedern die maßgeblichen Belastungen anzugeben und zusätzlich die für den Planungshorizont zu erwartenden Laststeigerungen bzw. Reserven mit zu berücksichtigen. Aufgrund der Kläranlagenauswertungen bezogen auf die 1992 „alten“ Verbandsmitglieder ergab sich, dass auf Grund von nichtvorhandenen Gleichzeitigkeiten bei den Spitzenbelastungen die Gesamtsumme der beantragten Konsenswerte gleichzeitig noch nicht erreicht wird. Der Abwasserverband traf daher auch aus wirtschaftlichen Gründen die Entscheidung, die Kläranlage in zwei Ausbaustufen zu errichten. In der 1. Ausbaustufe wurde die biologische Stufe nur für die kurz und mittelfristig zu erwartenden tatsächlichen Schmutzfrachten ohne künftige Belastungssteigerungen und Reserven ausgelegt. Im Hinblick auf die Spitzenabflüsse bei Mischwasser mussten die Mengen entsprechend den Mischwasserbehandlungsanlagen in den Ortsnetzen Berücksichtigung finden. Insgesamt ergibt sich damit die Situation, dass die Summe der einzelnen Schmutzfrachten der Verbandsmitglieder höher ist, als die Schmutzfrachtsumme, die der Kläranlagenauslegung und damit dem bewilligten Projekt zugrunde liegt. Der Abwasserverband verpflichtet sich dabei die restlichen bereits vorgesehenen Belebungsbecken dann zu errichten, wenn die Schmutzfrachten die Belastungswerte des Teilausbaus überschreiten.

2.2 Kostenaufteilung innerhalb des Verbandes

2.2.1 Investitionskostenaufteilung

Die Aufteilung der Investitionskosten zwischen Verbandsmitgliedern erfolgt anhand der mit den Mitgliedern vereinbarten Belastungswerte. Um die unter-

schiedlichen Randbedingungen zu berücksichtigen, wurde ein Aufteilungsschlüssel entwickelt, der sowohl hydraulische Daten (Tagesmenge und Spitzenabfluss) als auch Frachten bezogen auf BSB₅, CSB, N und P berücksichtigt. Weiters wird unterschieden, ob ein Verbandsmitglied in die mechanische Stufe oder direkt in die Biologie einmündet. Aus den Belastungsdaten werden je Mitglied für jeden Parameter „Vergleichseinheiten VE“ errechnet, die für alle Parameter zusammen gewichtet gemittelt werden. Eine VE entspricht dabei für den jeweiligen Parameter einem theoretischen EW. Die Gewichtung wurde anhand der für das Projekt 1993 ermittelten Verfahrensstufen ermittelt.

Aufgrund obiger Vorgangsweise können die unterschiedlichen Qualitäten der einzelnen Einleitungen wie Trennsystem/Mischsystem, hohe, niedere Konzentrationen, hoher/niederer Nährstoffanteil etc. berücksichtigt werden.

Für die Kläranlagenzuleitungen aus den unterschiedlichen Bereichen wurden gesonderte Aufteilungsschlüssel entwickelt, die nebst den Wassermengen auch die genutzten Leitungsstrecken und den spezifischen Vorteil des Verbandsbeitrittes gegenüber einer Einzelkläranlage mit berücksichtigten.

Durch diese relativ komplizierten Aufteilungsschlüssel konnte ein Ausgleich zwischen den industriellen und den kommunalen Einleitungen gefunden werden, der seit Jahrzehnten ohne Komplikationen angewendet wird.

Aktuell liegen für die Kläranlage die folgenden Anteilsverhältnisse vor.

Tabelle 1: AWV Schwechat – Aufteilungsschlüssel Investitionskosten ARA

	Verbandsanteile
13 Gemeinden zusammen	37,1%
OMV Refining & Marketing GmbH	25,7%
Flughafen Wien Aktiengesellschaft	23,8%
Brau Union Österreich AG	7,5%
MEWA Textil-Mietservice Ges.m.b.H.	2,3%
Intier Automotive Eybl GmbH (Ebergassing) & CO OHG	1,0%
LOBA Feinchemie GmbH	1,1%
Borealis Polyolefine GmbH	1,5%
	<hr/>
	100,0%

2.2.2 Betriebskostenaufteilung

Die Aufteilung der Betriebskosten auf die einzelnen Verbandsmitglieder erfolgt nach einem gesonderten Aufteilungsschlüssel. Dieser setzt sich einerseits aus einem starren Anteil entsprechend der Investitionskostenaufteilung und andererseits aus einem variablen Anteil zusammen. Der starre Anteil dient im Wesentlichen dazu, um die „Fixkosten“ der Kläranlage, wie Personal etc., aufzuteilen. Beim variablen Anteil, der mit 50 % der Betriebskosten angesetzt ist, wird die aktuelle Belastung der einzelnen Verbandsmitglieder berücksichtigt. Dazu werden in jedem Quartal über jeweils 8 Tage die Zulaufmengen und Frachten der einzelnen Verbandsmitglieder untersucht und ausgewertet.

Die quartalsmäßigen Untersuchungen der Verbandsmitglieder dienen auch zur Überprüfung der Einhaltung der vereinbarten Bemessungsgrundlagen. Werden von einzelnen Verbandsmitgliedern die angegebenen Belastungswerte überschritten, werden die Mehrbelastungen durch erhöhte Betriebsgebühren berücksichtigt, was bisher jedoch noch nicht erforderlich war.

2.3 Abwassercharakteristik -Schmutzfrachten

Mit Inbetriebnahme der Kläranlage ergab sich folgende Aufteilung der Belastungen.

Tabelle 2: Belastungsaufteilung 1988

	Anteil Abwassermenge [%]	Anteil Schmutzfracht [%]
Verbandsgemeinden	36	23
Brauerei Schwechat	10	40
ÖMV	52	27
PCD	2	10
	100	100

Mit der Erweiterung und Inbetriebnahme ab 1997 ergab sich eine Verschiebung der Belastungsanteile zu den kommunalen Einleitungen hin.

Die kommunalen Abwässer sind eher ausgeglichen belastet. Durch die neuen Mitgliedsgemeinden, die weitgehend im Mischsystem entwässert werden, sind nun höhere Schwankungen bei Regenwetter gegeben.

Das Brauereiabwasser weist eine hohe organische Verunreinigung bei einem engen CSB-BSB5-Verhältnis und gleichzeitig geringer Stickstoffbelastung auf. An Wochenenden keine nennenswerten Frachten.

Das Abwasser der petrochemischen Industrie weist teilweise einen hohen Anteil an Stickstoff, im Wesentlichen als Ammonium vorliegend, auf. Weiters charakterisieren hohe Belastungsspitzen, hohe Sulfatkonzentrationen, hohe Temperaturen (Erwärmung der gesamten Biologie bis über 30 °C) und das zeitweise Auftreten von Hemmstoffen diese Abwassereinleitung. Im Bereich der Raffinerie erfolgt eine interne Vorreinigung; insbesondere eine weitgehende Entfernung der Kohlenwasserstoffe und auch eine Teilreduktion der Ammoniumfracht.

Bei den übrigen industriellen Einleitern liegt, vor allem wegen bereits erfolgter Vorreinigungen, schwer abbaubares Abwasser bei weitem CSB-BSB5-Verhältnis vor.

In der folgenden Tabelle sind die Relationen der einzelnen Abwasserparameter der unterschiedlichen Einleitungen dargestellt.

Tabelle 3: Belastungsaufteilung 1993

AWV Schwechat - Anteilsverhältnisse - Auslegung 1993

	Abwassermenge [%]	Schmutzfracht [%]	Stickstoff [%]	Phosphor [%]
13 Gemeinden	51	41	48	72
OMV-Raffinerie	41	33	46	16
Brauerei Schwechat	6	18	4	11
sonstige Betriebe	2	8	2	1
	100	100	100	100
Trockenwettermengen	45.300 m ³ /d			
Auslegungsfrachten				
Zulauf Biologie Vollausbau		23.800 kg CSB/d	2.440 kg N/d	335 kg P/d
inkl. Berücksichtigung Fäkalieneinbringung etc.				

Obige Frachten sind Auslegungsfrachten für den Vollausbau inkl. Berücksichtigung von Fremdschlämmen, jedoch ohne allgemeine Reserven. Errichtet wurde vorab nur eine 1. Ausbaustufe der Biologie mit entsprechend geringeren Ausbaufrachten.

Mit Anschluss des Flughafens ergaben sich weitere Verschiebungen. Durch den Flughafen wird im Winter – je nach Witterung – von den Vorfeldbereichen und Pisten Oberflächenwasser mit hohen organischen Frachten, bedingt durch die Auftaumittel (zur Zeit werden Acetate verwendet) eingebracht. Bedingt durch die höheren organischen Schmutzfrachten und das damit verbundene weitere C - N - Verhältnis reichen – zumindest bei Belastung vom Flughafen her – geringere Deni-Zonen aus. Die Oberflächenwässer des Flughafens werden in großen Ausgleichbecken über Tage bis Wochen abgepuffert.

Unter Berücksichtigung der aktualisierter Erhebungen und der Angaben des neuen Verbandsmitgliedes Flughafen ergeben sich auslegungsmäßig die folgenden Auslegungsdaten, die auch der Bewilligung zugrunde liegen

Tabelle 4: Belastungsaufteilung 2001

AWV Schwechat - Anteilsverhältnisse - Auslegung 2001

	Abwassermenge [%]	Schmutzfracht [%]	Stickstoff [%]	Phosphor [%]
13 Gemeinden	40	37	45	64
OMV-Raffinerie	31	21	37	10
Flughafen	23	24	11	15
Brauerei Schwechat	3	9	3	7
sonstige Betriebe	2	8	4	5
	100	100	100	100

Trockenwettermengen 48.460 m³/d

Auslegungsfrachten 1. Ausbaustufe

27.700 kg CSB/d

1.760 kg N/d

160 kg P/d

Ohne Fremdschlämme, LFZ-Abwasser etc.

Dazu ist anzumerken, dass sich im praktischen Betrieb sehr unterschiedliche und von obigen Aufteilungen abweichende Verhältnisse einstellen können, da nicht jeder Betrieb zu jeder Zeit die volle Belastung bringt.

Die Abwasserzusammensetzung erscheint zwar insgesamt relativ ausgeglichen, wobei jedoch teilweise Schmutzfrachten und Nährstoffe von verschiedenen Einleitern eingebracht werden. Unterschiedlich starke Einleitungen der Betriebe können daher zu deutlichen Verschiebungen im C - N - P - Verhältnis führen.

2.4 Abwassertechnische Versuche

2.4.1 Versuchsanlage 1982

Vor Errichtung der Verbandskläranlage wurden abwassertechnische Versuche zur gemeinsamen Reinigung der kommunalen Abwässer mit den industriellen Abwässern durchgeführt. Die Versuche erfolgten in einer halbtechnischen zweistraßigen Versuchsanlage mit je rd. 16 m³ Inhalt. Die Versuche zielten primär auf die grundsätzliche Reinigung zum Kohlenstoffabbau und die Nitrifikation ab. Als Ergebnis zeigte sich, dass eine gemeinsame Reinigung der Abwässer aus Kommune, Petrochemischer Industrie und Brauerei durchaus möglich ist, jedoch insbesondere im Hinblick auf den Schlammindex eine Herausforderung darstellt. Als Erschwernis ist anzumerken, dass zum damaligen Zeitpunkt in der „Kommunalen Kanalisation“, aus der ein Teilstrom des Abwassers entnommen wurde, auch Überschussschlamm der Kläranlage Wien Blumental enthalten war, der vor der Versuchsanlage soweit wie möglich mechanisch abgeschieden werden musste. Von den technischen Möglichkeiten und der messtechnischen Ausstattung war die Versuchsanlage mit heutigen Anlagen bei weitem nicht zu vergleichen.

2.4.2 Abwassertechnische Versuche 1992

Vor Erweiterung der Verbandskläranlage mit Aufnahme neuer Mitglieder und zur Anpassung an den Stand der Technik mit Stickstoff- und Phosphorentfernung wurden wieder halbtechnische Versuche durchgeführt. Diesmal konnte die Versuchsanlage auf der Verbandskläranlage errichtet werden und wurde mit einer dem Stand der Technik entsprechenden Messtechnik inkl. Online-Sonden für Ammonium, Nitrat und Phosphat ausgerüstet. Die Anlage wurde komplett 2-straßig ausgerüstet und 2-straßig mit unterschiedlichen Betriebseinstellungen

betrieben. Eine Straße wurde dabei zum Vergleich in einer Grundeinstellung gefahren. Bei der zweiten Straße wurden verschiedene Zusatzeinrichtungen wie Kaskaden und vorgeschaltete Reinigung ausgetestet. Auf diese Art und Weise konnten Betriebsänderungen, die sich aus Schwankungen der Zulaufqualitäten ergaben erkannt und damit kompensiert werden. Im Wesentlichen wurden folgende Versuchsphasen durchgeführt:

- Einfluss eines vorgeschalteten hoch belasteten Tropfkörpers für den Liesingtalsammler (inkl. Brauerei) zur Blähschlammbekämpfung.
- Vorgeschaltete Denitrifikation mit unterschiedlich großen Deni-Zonen und anoxischem Selektor.
- Betriebsweisen mit Zugaben von Fällmittel zur Verbesserung der Schlammqualität.
- Gesonderte vorgeschaltete biologische Hochlaststufe für das Industrieabwasser.

Als Ergebnis der halbtechnischen Versuche zeigte sich eine Anlage mit vorgeschalteten Selektoren und vorgeschalteter Denitrifikation als brauchbare Lösung. Zusätzlich ergab sich, dass für die Betriebssicherheit der Abwasserreinigung eine hoch belastete biologische Vorreinigung für das Abwasser aus der Petrochemischen Industrie einen wesentlichen Vorteil bringt. Der Industrielle Teilstrom wird durch die Vorreinigungsanlage qualitativ abgepuffert und im Zulauf der nachfolgenden Belebungsanlage mit den sonstigen mechanisch vorgereinigten Zuläufen vermischt. Im Hinblick auf die nachfolgende erforderliche Stickstoffentfernung in der Belebungsanlage ließ der Kohlenstoffabbau in der Vorreinigungsanlage natürlich Nachteile erwarten. Diese wurden aber in praktischem Betrieb dadurch kompensiert, dass die gemeinsame Biologie wesentlich stabiler und mit einem niedrigeren Schlammindexwert zu betreiben war. Aus dem Ergebnis der Versuche zeigte sich auch die starke Adaptierung des Schlammes auf das spezielle Industrieabwasser, was auch bei der Großanlage im laufenden Betrieb zu beachten ist. Umstellung und Außerbetriebnahmen der Vorreinigungsanlage stellen daher immer eine große Herausforderung an den Betrieb dar. Als Ergebnis des Versuchsbetriebes wurde der Ausbau der Kläranlage so gestaltet, dass sie sowohl 2-sträßig parallel mit insgesamt 4 Nachklärbecken als auch mit vorgeschalteter Hochlaststufe unter Verwendung von 2 „Selektoren“ als Belebungsbecken und einem Nachklärbecken als Zwischenklärbecken und nachgeschalteter gemeinsamer zweiten Biologie mit insgesamt 3 Nachklärbecken betrieben werden konnte.

Weiters ergab sich, dass ohne Zugabe von Fällungsmittel (zur Phosphorentfernung ohnedies erforderlich) und/oder Zusatzstoffen wie Steinmehl eine dauernde befriedigende Schlammqualität kaum erreichbar sein wird. Extreme Zulaufereignisse mit Fracht- und/oder Konzentrationsspitzen bzw. mit Einbringung von Störstoffen werden auch künftig eine Herausforderung beim Betrieb der Verbandskläranlage darstellen. Durch Einsatz von Pufferbecken können diese Probleme zumindest teilweise gemindert werden.

3 Anlagekonzept – Verfahrenstechnik

3.1 Verbandskläranlage Schwechat – Projektübersicht

Die Wässer werden über insgesamt 7 Stränge zur Verbandskläranlage abgeleitet bzw. gepumpt.

- 3 Zuleitungen kommen aus den kommunalen Bereichen inklusive anteiliger Industrieinleitungen.
- 1 Zuleitung kommt der petrochemischen Industrie
- 3 Zuleitungen kommen vom Flughafen, getrennt nach Schmutzwasser, Oberflächenwasser und Luftfahrzeugenteisungswasser.

Die Verbandskläranlage Schwechat weist in der letzten Ausbaustufe im Wesentlichen die im Folgenden beschriebenen verfahrenstechnische Anlagenteile auf.

Wasserlinie

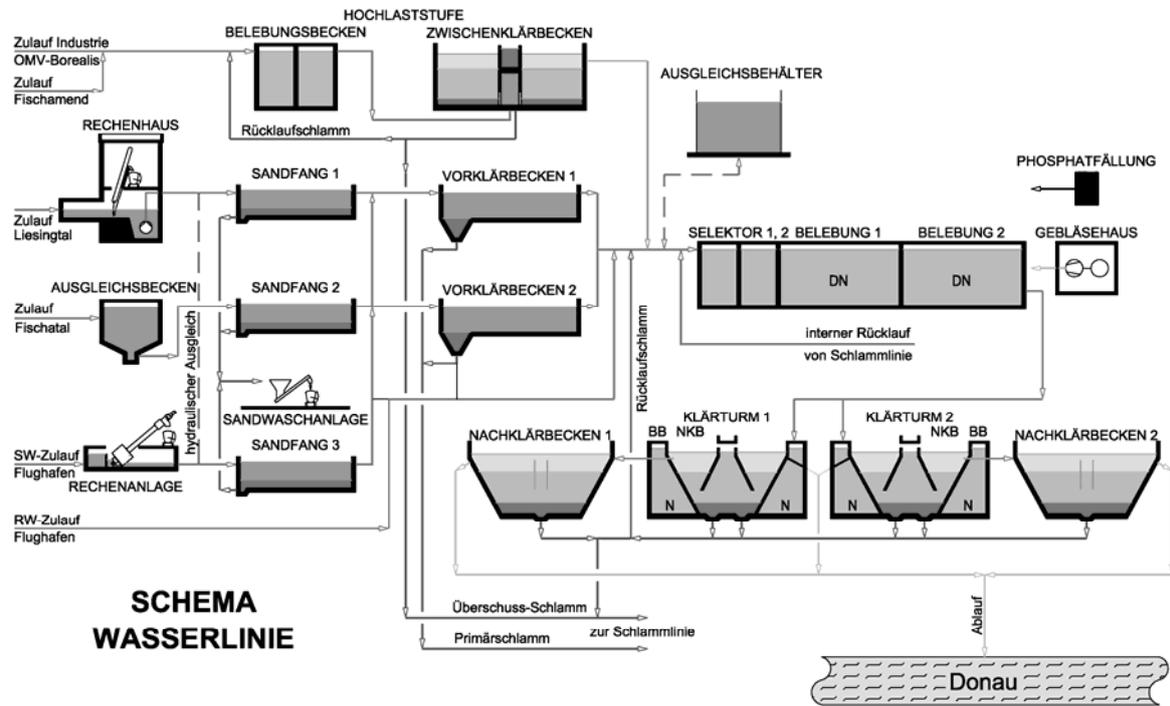


Abbildung 2: ARA Schwechat Übersichtsschema Wasserlinie

- Mechanische Stufe für das kommunale Abwasser einschließlich dem Brauereiabwasser und für Schmutzwässer des Flughafens mit Stauraumkanal (für Liesingtalsammlerzulauf), Feinrechenanlagen, belüfteten Sandfängen und zwei Vorklärbecken. Direkte Einbindung der Oberflächenabwässer des Flughafens (aus gesonderten Speicherbecken) in die Biologische Stufe.
- Getrennte Zuleitung des innerbetrieblich vorgereinigten Abwassers der Industrie (OMV und Borealis AG) und direkte Einbindung in die Biologie; Vorreinigung über die „Hochlaststufe“ mit zwei Belebungsbecken und einem Zwischenklärbecken.
- Vermischung des mechanisch vorgereinigten kommunalen Abwassers mit dem biologisch vorgereinigten Industrieabwasser und Einleitung in die biologische Stufe.
- Biologische Stufe bestehend aus zwei Klärtürmen (Kombination aus Belebungsbecken – Nitrifikationszone und Nachklärbecken), zwei zusätzlichen Nachklärbecken und aus vorgeschalteten Belebungsbecken (Selektor, De-

nitrifikationszonen und Nitrifikationszonen) zur gemeinsamen vollbiologischen Reinigung mit Nitrifikation und Denitrifikation. Ableitung des biologisch gereinigten Abwassers bis zur Donau.

- Ausgleichsbecken zur Abpufferung von Zulaufspitzen und von Problemabwässern.

Schlammlinie

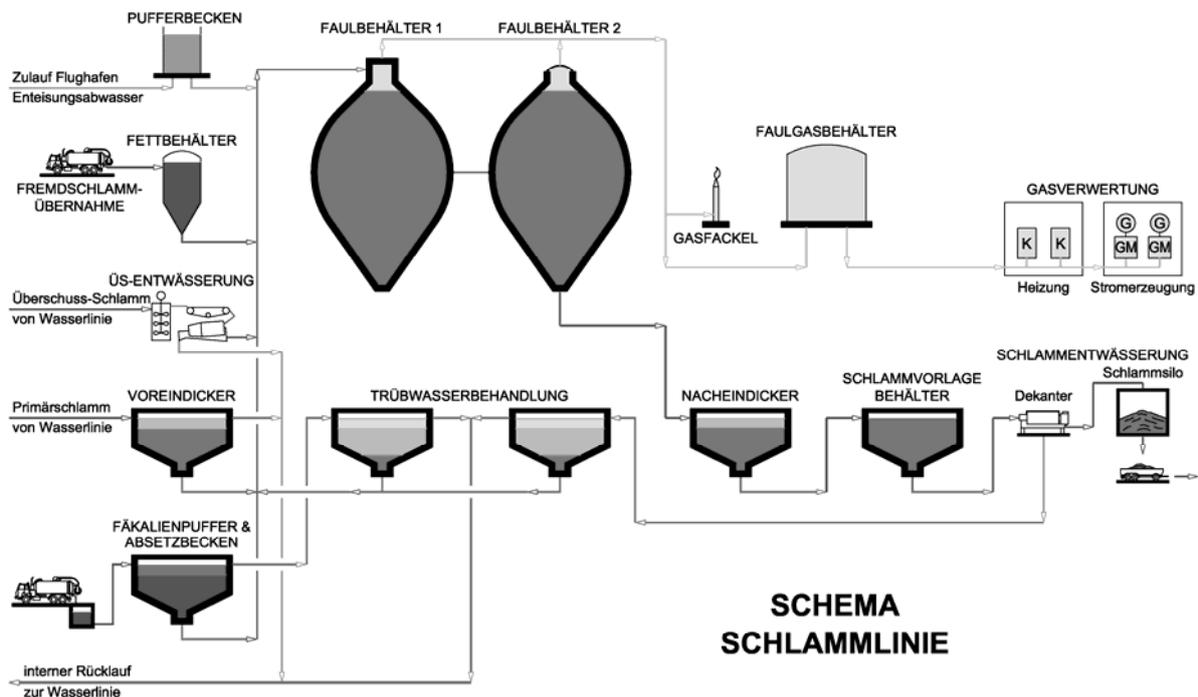


Abbildung 3: ARA Schwechat Übersichtsschema Schlamm- und Gaslinie

- Voreindicker für Primärschlamm und maschinelle Eindickung des Überschuss-Schlammes.
- Abpufferung des hochkonzentrierten Abwasserteilstromes von der Flugzeug-Tragflächenenteisung und gezielte Dosierung in die Faulanlage .
- Zwei beheizte Faulbehälter zur anaeroben Stabilisierung des Schlammes.
- Nacheindicker und Vorlagebehälter für die Schlammentwässerung.
- Schlammentwässerungsanlage mit Dekantern und Bunker für den Schlammkuchen. Schlamm Entsorgung zur thermischen Verwertung; bis Ende 2004 Endlagerung auf eigene Monoschlammdeponie.

- Übernahmestationen für Fettschlamm, Fäkalien und Fremdschlämme mit Dosierung in die Faulanlage. Möglichkeit zur Trübwasserbehandlung.
- Übernahmestation für Kanalräumgut.

Gaslinie

- Gasgewinnung aus der Faulanlage mit Gasbehälter zur Zwischenspeicherung und Gasfackel als Noteinrichtung.
- Zwei Blockheizkraftwerk zur Eigenstromerzeugung mit Abwärmenutzung; weiters Gasmotoren zum direkten Betrieb der Verdichter. Gaskesselanlage zur Zusatzbeheizung

Die Anlage weist folgende Nutzräume auf:

Tabelle 5: Belastungsaufteilung 2001

ARA Schwechat Nutzräume

Sandfang	m ³	200
Vorklärbecken	m ³	1.000
Ausgleichs-/ Pufferbecken	m ³	7.400
Belebungsbecken	m ³	35.800
Nachklärbecken	m ³	37.400
Eindicker u. dgl.	m ³	3.400
Faulbehälter	m ³	8.000
Gasbehälter	m ³	800

In der derzeitigen Ausbaustufe zeigt sich die Anordnung der Kläranlage gemäß folgender Lageübersicht.

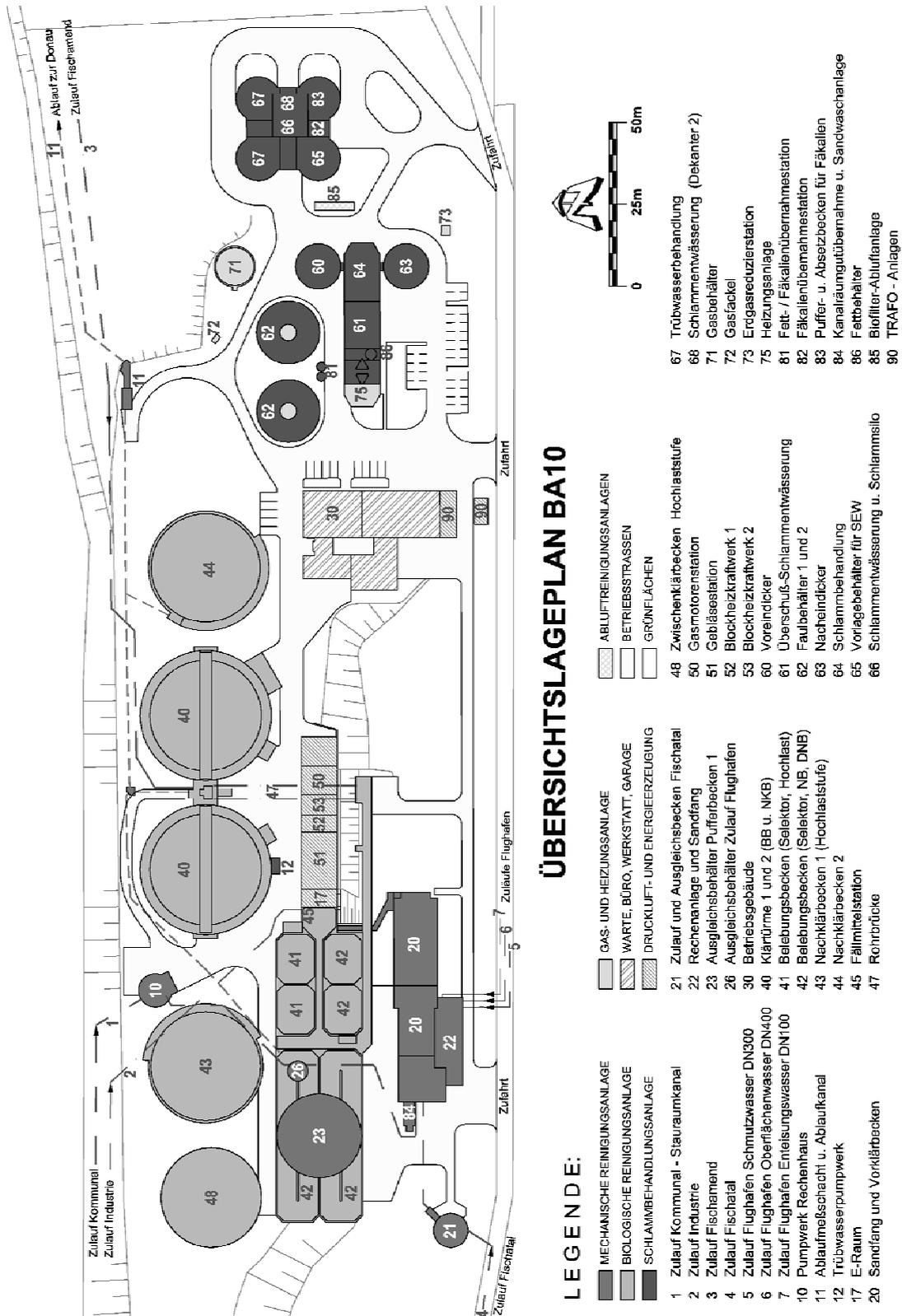


Abbildung 4: ARA Schwechat - Übersicht Bestand 2004

3.2 Konzept der Belebungsanlage

Bei der Konzipierung der biologischen Stufe mussten bei den Erweiterungsprojekten schwerpunktmäßig berücksichtigt werden:

- Reinigungsleistung mit Stickstoff- und Phosphorentfernung entsprechend der Emissionsverordnung.
- Möglichst weit reichende Blähschlammbekämpfung (Verbesserung der Schlammqualität).
- Volle Einbindung der bestehenden Anlagenteile mit den zwei Klärtürmen – Belebungsbecken als Nitrifikationbecken.
- Große Betriebssicherheit mit Abgrenzung möglichst kleiner Bereiche bei erforderlicher Wartung und flexible Betriebsführungsmöglichkeiten.

Einstraßiger Betrieb mit Hochlaststufe für Teilstrom

Von den möglichen Betriebsweisen der Anlage hat sich der Betrieb mit Hochlast sowohl bei den Versuchen, als auch im nachfolgenden Betrieb der Großanlage am besten bewährt. Nach dem Betritt des Flughafens wurde der damit verbundenen Ausbau der Biologie derart gestaltet, dass die Hochlaststufe fix als Bestandteil der Anlage und nicht nur als Betriebsmöglichkeit Berücksichtigung findet.

Zur Blähschlammbekämpfung und Erhöhung der Betriebssicherheit werden zwei Hochlastbelebungsbecken und ein eigenes Zwischenkärbecken als vorgeschaltete Hochlaststufe für die Abwassereinleitung der petrochemischen Industrie betrieben, um Belastungsschläge abzufangen und die Schlammqualität zu verbessern. Hier werden auch die Zuläufe von Fischamend mit dem Chemiebetrieb Loba und die internen Rückläufe der Kläranlage eingeleitet.

Für die nachfolgende Belebungsanlage wurde grundsätzlich ein System mit vorgeschalteter Denitrifikation mit Gliederung in mehrere Kaskaden mit hochbelasteten Selektoren gewählt, wobei die bestehenden Anlagenteile einzubinden waren.

Das folgende Schema zeigt das derzeit betriebene Verfahren der Biologie.

Im Zulauf zur Biologie werden die Abläufe von der mechanischen Stufe und von der Hochlaststufe mit dem mit Rücklaufschlamm aus den Nachklärbecken und Rezirkulationsschlamm aus den Nitrifikationsbecken vermischt.

Das Belebtschlamm-Abwassergemisch durchfließt dann kaskadenförmig die Selektoren und Denitrifikationsbecken. Die Deni-Becken werden durchmischt und können bei Bedarf je nach Belastung auch belüftet und zur Nitrifikation genutzt werden. Als Nitrifikationsbecken werden primär die Belebungsbecken der Klärtürme herangezogen, die mit den später errichteten Beckengruppen über Rohrbrücken verbunden sind.

Nach den Deni-Becken gelangt der Belebtschlamm über eine Rohrbrücke in die Klärtürme, deren Belebungsbecken, die Nitrifikationszonen bilden.

Aus den Nitrifikationszonen wird ein Teil des Abwasser-Schlammgemisches in die Nachklärbecken geleitet (entsprechend dem aktuellen Zufluss) und ein Teil als Rezirkulationsschlamm in die Denitrifikationszonen gefördert.

Bei allen Erweiterungen waren die bestehenden Anlageteile voll zu integrieren. Beispielhaft erwähnt sei dabei die Bauform der Belebungsanlage der 1. Ausbaustufe. Die Biologie wurde als so genannter „Klärturn“ - ein Kombinationsbauwerk Belebungs- und Nachklärbecken – errichtet. Aufgrund der örtlichen Gegebenheiten mit beengten Platzverhältnissen und einem großen Höhensprung auf der Anlage und auch aufgrund externer Einflüsse zur damaligen Zeit wurde die Biologie in Hochbauweise mit über 15m Wassertiefe errichtet. Dabei ist eine vertikal durchströmtes Nachklärbecken in Form eines Kegelstumpfes zentral in einem zylindrischen Belebungsbecken angeordnet.

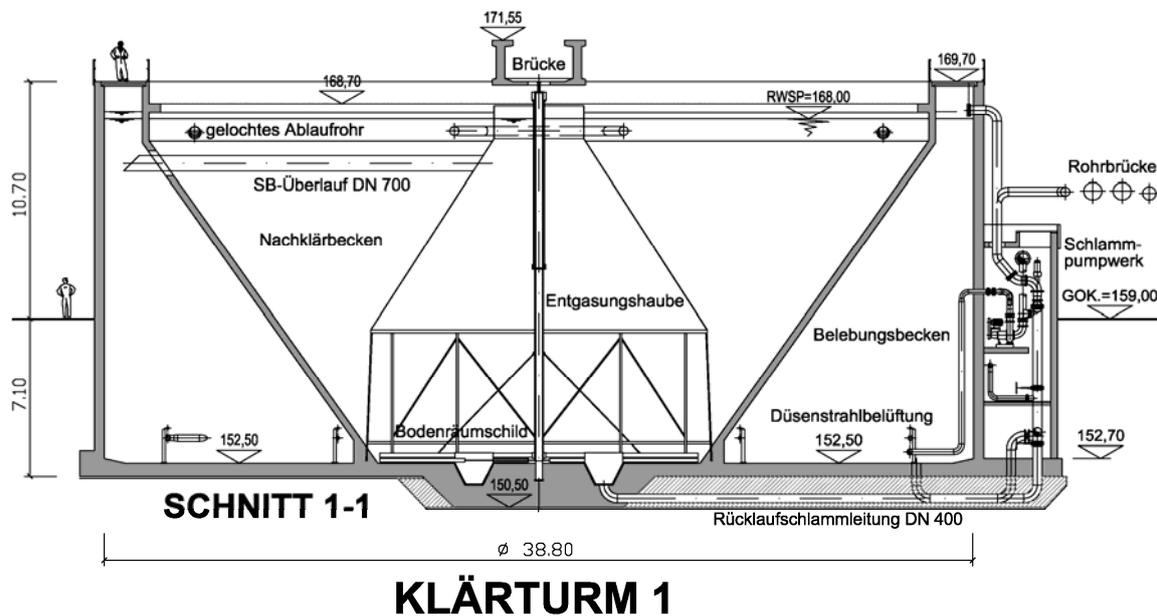


Abbildung 6: ARA Schwechat Klärurm Belebung und Nachklärbecken.

Bei Ausbau der Anlage stellte die Einbindung der beiden Klärürme eine erhebliche planerische Herausforderung dar. Das Belebungsbecken wird heute als Nitrifikationzone verwendet, wobei nitratreicher Schlamm in die vorgelagerten neuen Becken rezirkuliert wird. Da die beiden Nachklärbecken der Klärürme für die nunmehrigen Wassermengen zu klein sind, wurden zwei zusätzliche externe Nachklärbecken in gleichartiger Bauform errichtet, die bei etwas niedrigerem Wasserspiegel über Regelarmaturen von den Nitrifikationszonen aus beschickt werden. Die Klärürme sind über Rohrbrücken mit den sonstigen Bauteilen der Biologie verbunden. Insgesamt ist noch anzumerken, dass sich die Bauform der vertikal durchströmten Nachklärbecken über die letzten 20 Jahre insbesondere auch bei den früher extrem schlechten Schlammindexwerten sehr gut bewährt hat; mit Absetzleistungen weit über theoretischen Auslegungswerten.

3.3 Schlammbehandlung – Gasgewinnung und Gasverwertung

Die Schlammbehandlung erfolgt über eine anaerobe Stabilisierung in zwei eiförmigen Faulbehältern. Der anfallende Primärschlamm aus der Vorklärung wird statisch eingedickt. Der Überschussschlamm aus der Biologie wird vor der Faulbehälterzugabe maschinell eingedickt. In Hinblick auf eine Optimierung des Faulprozesses besteht die Möglichkeit den Überschussschlamm aus der Belebungsanlage über die Hochlaststufe auszuschleusen. Neben den direkt bei der

Abwasserreinigung anfallenden Schlämmen werden je nach Anfall noch Fremdschlämme und Co-Substrate in die Faulung übernommen. Seit Anschluss des Flughafens werden auch Luftfahrzeugenteisungswässer direkt der Faulanlage zugegeben. Diese speziellen Abwässer werden auf dem Flughafen gesondert gesammelt, gespeichert und über eine eigene Leitung zur Kläranlage verpumpt. Je nach Wetterlage und Verdünnung mit Niederschlagswässern ergeben sich Konzentrationen zumindest über 100 und bis zu über 300 g CSB/l. Die Enteisungsmittel, im Wesentlichen auf Glykolbasis, sind in der Faulanlage weitgehend abbaubar und bringen damit erhebliche zusätzliche Gasmengen. Je nach Anfallmenge im Winter werden die Luftfahrzeugenteisungswässer über Monate bis in den Sommer abgepuffert und gleichmäßig dosiert in der Faulung abgearbeitet. Zur verbesserten Einmischung der Substrate wurde beim letzten Ausbauabschnitt der erste der beiden in Serie betriebenen Faulbehälter mit einem zusätzlichen Faulraummischer ausgestattet.

Der ausgefaulte Schlamm wird mittels Hochleistungsdekantern entwässert, gebunkert und zur thermischen Verwertung abtransportiert.

Das beim Faulprozess anfallende Biogas wird in einem Gasbehälter zwischengespeichert und primär über 2 Blockheizkraftwerken mit elektrischen Leistungen über 300 kW abgearbeitet. Zusätzlich stehen noch 2 Gasmotoren mit direktem Antrieb von Verdichtern zur Verfügung. Aus tariflichen Gründen wird eines der BHKW als Ökostromanlage mit Einspeisung in das Netz und das zweite BHKW nur intern zur Reduktion des Strombezuges verwendet. Die Faulanlage und der Gasbehälter stammen noch vom ursprünglichen Projekt 1983 und haben daher aufgrund der zusätzlichen Erweiterungen und erhöhten Belastungen die Leistungsgrenze erreicht.

Um die erhöhten Gasmengen bewältigen zu können mussten bereits Teile der Gasanlage wie Verrohrungen und Gasfackel angepasst werden.

Je nach Anfall von Co-Substrat bzw. Luftfahrzeugenteisungsabwasser kann eine erhebliche Gasmenge erzeugt und damit eine gute Eigenstromabdeckung erreicht werden. Bezogen auf die Schlämme aus der Abwasserreinigung „fehlen“ bei einigen Industrieinleitungen die Primärschlämme, wodurch der Schlamm-anfall und damit auch die Gasausbeute aus diesem Bereich relativ gering sind.

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Projektbeteiligten für die konstruktive Zusammenarbeit bedanken.

Bezüglich der Betriebsergebnisse und Betriebserfahrungen wird auf den gesonderten Beitrag, erstellt von Hr. DI Dieter Schmidt vom AWV Schwechat verwiesen.

Korrespondenz an:

Dipl.Ing. Wolfgang Geyer
Ziv.Ing. f. Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
Geschäftsführer

BÜRO DR. LENGYEL ZT GMBH

Rennweg 46-50/1/2
1030 Wien

Tel: 01/7982400 DW 24
Fax: 01/7982400 DW 55

Email: w.geyer@bdl.at
Homepage: www.bdl.at

Verbandsanlagen mit dominantem Industrieeinfluss am Beispiel der ARA Schwechat

Anlagenbetrieb

Dieter Schmidt

Abwasserverband Schwechat, Poigenauweg 1, 2323 Schwechat-Mannswörth

Abstract: Kläranlagen deren Abwasser maßgeblich von der Industrie geprägt ist, werden oftmals mit betrieblichen Herausforderungen konfrontiert. Im Falle der Kläranlage Schwechat sind dies Belastungsschwankungen, Änderungen des pH-Wertes, die Einleitung von Hemmstoffen oder auch die Beherrschung von Störfällen. Die Vorsorgemaßnahmen um einen ordnungsgemäßen Betrieb gewährleisten zu können reichen von baulichen Vorkehrungen wie einem 2-stufigen Anlagenkonzept oder einem Notfallspeicher bis hin zu betrieblichen Maßnahmen wie laufenden Datenaustausch und Schulungsmaßnahmen. All diese Vorkehrungen haben ihren Beitrag dazu geleistet, dass am Standort Schwechat eine Verbandskläranlage mit dominantem Industrieeinfluss erfolgreich betrieben wird.

Key Words: Industrieabwasserreinigung, Abwasserverband Schwechat, Betriebserfahrungen, Verbandskläranlage

1 Einleitung

Der Großraum Schwechat ist als Industriestandort bereits seit Jahrzehnten in Österreich bekannt. Mit zunehmender Industrieansiedelung wurde auch das Problem des steigenden Abwasseranfalles erkannt, und daher 1981 der Abwasserverband Schwechat gegründet. Bei der Anlagenkonzeption wurde bereits auf die, maßgeblich durch Industrieeinleiter geprägte Abwasserzusammensetzung, unter anderem durch den Betrieb einer Versuchsanlage, berücksichtigt, und dieser auch in den folgenden Ausbausritten der Kläranlage immer wieder Rechnung

getragen. Beim Betrieb der Anlage konnte eine „symbiotische Wirkung“ (z.B.: durch Nährstoffausgleich) der einzelnen Abwasserarten ebenso wie Störeinflüsse durch spezielle Einleitungen immer wieder festgestellt werden. Die folgende Abhandlung soll einige der Betriebserfahrungen, welche in fast drei Jahrzehnten bei der gemeinsamen Reinigung von industriellen und kommunalen Abwasser gemacht wurden, wiedergeben.

2 Zusammenarbeit zwischen Industriebetrieben und Kommunen

Welchen hohen Stellenwert die Zusammenarbeit zwischen Industriebetrieben und Kommunen einnimmt, wurde bei der Gründung des Abwasserverbandes Schwechat bereits erkannt. Es überrascht daher nicht, dass neben der Stadt Schwechat und 3 weiteren Umlandgemeinden auch die Brauerei Schwechat, die OMV Schwechat und die Petrochemie Schwechat (heute Borealis GmbH) zu den Gründungsmitgliedern des Abwasserverbandes Schwechat gehören. Durch die Mitentscheidung der Betriebe in finanzieller und auch betrieblicher Hinsicht ist die Entscheidungsfindung beim Abwasserverband Schwechat durch eine konstruktive Zusammenarbeit zwischen den Kommunen und der Industrie geprägt. Diese Entwicklung wurde von weiteren Gemeinden und auch Betrieben im Großraum Schwechat als so positiv empfunden, dass der Abwasserverband Schwechat nunmehr 20 Mitglieder (13 Gemeinden und 7 Betriebe) umfasst.

Mit der Zusammenarbeit zwischen dem Personal der Industriebetriebe, welche Mitglied beim Abwasserverband Schwechat sind, und dem Kläranlagenpersonal verhält es sich ähnlich. Auch diese hat sich in den letzten Jahrzehnten immer weiter entwickelt, sodass heute eine ebenso intensive wie gute Zusammenarbeit stattfindet.

2.1 Datenaustausch

Eine Art der Zusammenarbeit ist der laufende Datenaustausch, welcher auf festgelegtem Weg (z.B.: per Email, Fax oder auch telefonisch) durchgeführt wird. Da alle größeren Industriebetriebe, welche gleichzeitig Mitglieder beim Abwasserverband Schwechat sind, Vorreinigungsanlagen und bzw. oder Pufferbecken betreiben, ist der Intervall des Datenaustausches von der

Abwasserrelevanz der Betriebe abhängig. Er erfolgt in der Regel in monatlichen oder täglichen Intervallen. Für besonders wichtige Daten wurde ein Onlinezugriff von beiden Seiten vereinbart. Die Wartung der Messungen obliegt jedoch immer nur einer der beiden Seiten um überlappende Kompetenzen zu vermeiden. Der Datentransfer verläuft in der Regel automatisch, ohne weitere Absprache, zwischen vorher festgelegten Stellen in Betrieb und Verband. Er beinhaltet in der Regel Angaben über Qualität (z.B.: pH-Wert, Temperatur aber auch Nährstoff- bzw. Schadstoffkonzentrationen) und Quantität der Abwasserteilströme, sowie Angaben zu besonderen oder zu erwartenden Ereignissen (Abstellung oder Umstellungen an Anlagenteilen oder Produktionsverfahren).

2.2 Durchführung von Schulungen

Der Austausch von Daten ersetzt jedoch keinesfalls das persönliche Gespräch und den persönlichen Kontakt zwischen den Mitarbeitern der Betriebe und jenen der Kläranlage. Besonders im persönlichen Gespräch können Bedürfnisse und auch Wünsche mit fundierten technischen Argumenten untermauert werden. Auch hier gilt der Leitsatz: „Ein Bild sagt mehr als 1000 Worte“. Aus Erfahrung kann gesagt werden, dass gerade Bilder von Störfällen oder gemeisterten heiklen Betriebssituationen im Zusammenhang mit einem Vortrag oder einer Anlagenbesichtigung oftmals für besseres Verständnis sorgen. Wichtig ist es in diesem Zusammenhang auch die Möglichkeiten zur Störfallvorsorge sowie allenfalls vorhandene Retentions- und Puffermöglichkeiten anzusprechen.

2.3 Störfallvorsorge

Trotz der guten Zusammenarbeit zwischen Industriebetrieben und Kläranlagenbetrieb können Störfälle nicht gänzlich ausgeschlossen, sondern lediglich die Wahrscheinlichkeit von solchen minimiert werden. Neben der internen Störfallvorsorge (siehe auch **Baumann (2009)**), welche jeder der Partner selbst zu erledigen hat, ist es wichtig gemeinsame Pläne zur Störfallvorsorge auszuarbeiten.

Dies kann im einfachsten Fall durch Austausch von Telefonnummern und Namen der zuständigen Ansprechpartner bis hin zur gemeinsamen Ausarbeitung von Konzepten und Ablaufplänen erfolgen.

Auch die Vorhaltung, von gewissen Betriebsmitteln für die Störfallvorsorge ist zwischen den Industriebetrieben und Kläranlagenbetrieb zu regeln. Zu den üblichen Betriebsmitteln für die Störfallvorsorge auf der Kläranlage Schwechat zählen:

- Säuren und Laugen zu Neutralisationszwecken
- Antischaummittel zur Schaumbekämpfung
- Ölbindemittel und mobile Ölsperren
- Stoffe zur Schlammbeschwerung (z.B. Steinmehl oder CaCO_3)

Meist werden größere Mengen all dieser Stoffe, auch in den Industriebetrieben zur Produktion oder Erfüllung von behördlichen Auflagen gelagert, bzw. benötigt. Wenn bereits im Vorfeld ein Zugriff der Kläranlage auf diese Mittel vereinbart wird, können diese Ressourcen bei Eintreten eines Störfalles sehr schnell und unbürokratisch auch an Wochenenden oder Feiertagen mobilisiert werden.

3 Herausforderungen im Betrieb der Kläranlage

Trotz der stark forcierten Zusammenarbeit kommt es immer wieder zu Betriebszuständen oder Zwischenfällen, welche hohe Anforderungen an das Betriebspersonal des Abwasserverbandes stellen. Im Wesentlichen sind dies:

- Belastungsschwankungen
- Veränderungen des pH-Wertes
- Einleitung von Hemmstoffen
- Störfälle oder Anlagengebrecen in Betrieben

Um diese Herausforderungen beherrschen zu können, wurden sowohl Maßnahmen baulicher als auch betrieblicher Natur vorgesehen.

Bei der Anlagenkonzeption wurde bereits die in der Planungsphase, durch den Betrieb einer Versuchsanlage gewonnene Erkenntnisse und Betriebsergebnisse

berücksichtigt, welche letztendlich zur Ausbildung der Kläranlage in der heutigen Form führten. Diese beinhaltet zur Beherrschung obig angeführter Anforderungen an den Betrieb im Wesentlichen:

- ein 2-stufiges Anlagenkonzept (Hoch- und Niederlaststufe)
- Ausführung einer separaten Trübwasserbehandlung
- Errichtung eines „Notfalltankes“ zur Störfallvorsorge

Im Weiteren soll vor allem über den betrieblichen Umgang mit Belastungsschwankungen und Veränderungen des pH-Wertes ausführlicher berichtet werden, da diese den betrieblichen Alltag maßgeblich beeinflussen.

3.1 Belastungsschwankungen

Im Jahresmittel ist die Kläranlage Schwechat derzeit zu ~68% ausgelastet. Einzelne Spitzenwerte und auch Wochenmittelwerte erreichen jedoch annähernd die Bemessungskennwerte. Starke Belastungsschwankungen wurden in der Vergangenheit bei fast allen Nährstoffen (C, N, P) festgestellt. Meist treten diese sehr schnell als Folge einer Produktionsumstellung oder nach Reinigungsarbeiten in den Industriebetrieben auf (**Abbildung 1**). Die Belastungsschwankungen werden in der Regel durch einen hohen Sauerstoffverbrauch in der biologischen Stufe, aber auch durch die Onlinemessungen der Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ im Ablauf der biologischen Stufe registriert. Onlinemessungen zur Registrierung der Kohlenstoffbelastung (z.B.: TOC – Messungen) werden auf der Kläranlage Schwechat nicht mehr eingesetzt. Diese haben sich im Betrieb als sehr wartungsintensiv oder gerade bei Belastungsschwankungen und der komplexen wechselnden Zusammensetzung des Industrieabwassers als eher unzuverlässig erwiesen.

Überschreiten die gemessenen Werte der Onlinemessungen für $\text{NH}_4\text{-N}$ oder $\text{PO}_4\text{-P}$ einen Wert, welcher bei 50% des behördlich vorgegeben Grenzwertes für die Einleitung ins Gewässer ist, wird durch Ausgabe eines Alarmes das Bereitschaftspersonal des Abwasserverbandes alarmiert. Hiernach werden zusätzlich zu bereits eingeleiteten automatisierten Vorgängen, wie in **Svardal (1993)** angeführt (Erhöhung der Fällmittelmenge zur Phosphateliminierung, dem Zuschalten von Verdichtern oder Belüftung zusätzlicher Beckenteile zur

Kohlenstoff und Stickstoffentfernung), Maßnahmen getroffen. Dies können beispielsweise Pufferungsmaßnahmen oder zusätzliche, nur manuell durchzuführende, Anlagenumstellungen sein. Weiters wird bei Auftreten von höheren Belastungen immer umgehend versucht die Herkunft dieser, durch Analyse der einzelnen Kläranlagenzuläufe festzustellen. Kann der Verursacher ausfindig gemacht werden, so wird dieser informiert um eine weitere Vorgangsweise festlegen zu können. In der Regel können mit dieser Vorgangsweise alle behördlich vorgeschriebenen Grenzwerte eingehalten werden.

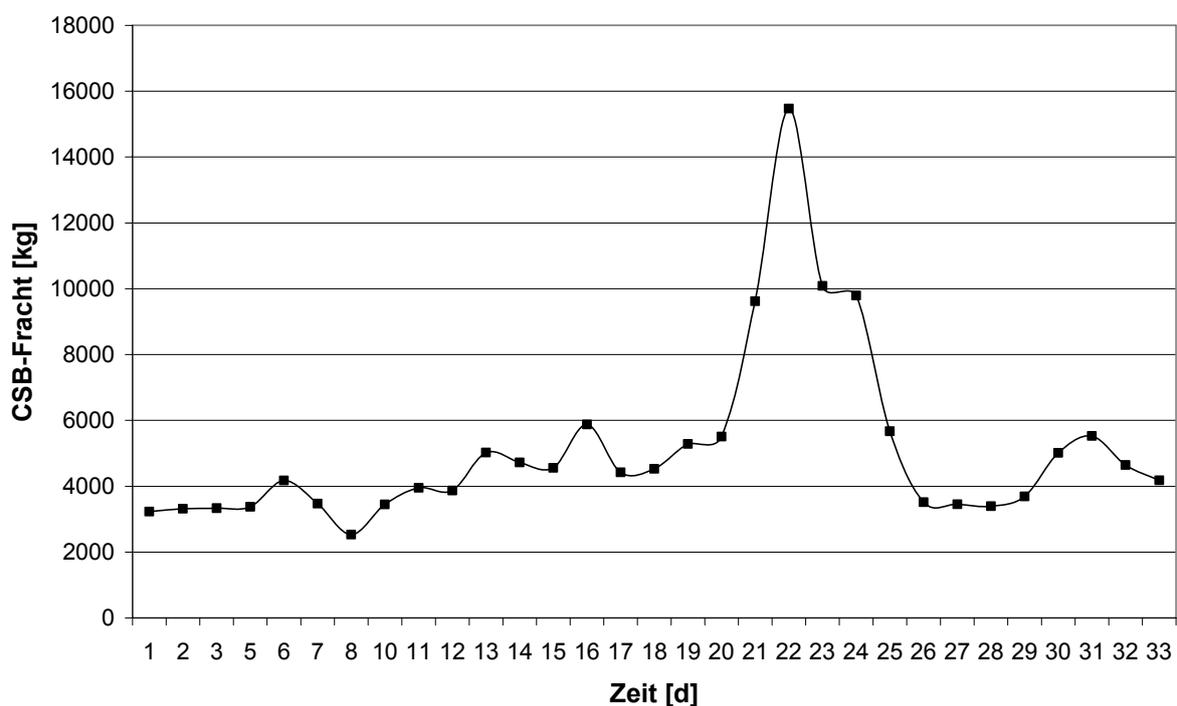


Abbildung 1: Darstellung einer auf der Kläranlage Schwechat aufgetretenen Belastungsschwankung in Folge einer Produktionsumstellung in einem Industriebetrieb

Im Falle des in **Abbildung 1** dargestellten Betriebszustandes war es nötig, die Anlagenbelastung beider Anlagenstufen (Hoch- und Niederlaststufe) durch Zwischenspeicherung eines Abwasserteilstromes über mehrere Tage in einem vorhandenen „Notfalltank“, mit $\sim 5000 \text{ m}^3$ Speichervolumen, die Anlagenbelastung vorübergehend zu reduzieren. Die zwischengespeicherten Abwässer wurden anschließend über mehrere Tage in die Abwasserreinigungsanlage rückgeführt. Weiters wurden vom Industriebetrieb, welchem die erhöhten Einleitwerte zugeordnet werden konnten, ebenfalls Speichermaßnahmen eingeleitet. So konnte bereits nach ~ 24 Stunden die tatsächliche Anlagenbelastung um ca. 40% reduziert werden.

3.2 Veränderungen des pH-Wertes

Zu starken Änderungen des pH-Wertes kommt es in der Regel ebenfalls nach Reinigungsprozessen oder „chemischen Molchungen“ von Leitungen. Eine Sonderform der Änderung des pH-Wertes stellt die Schwefelsäurebildung im aeroben Bereich der biologischen Stufe, welche durch Einleitung von Abwässern mit hohen Sulfidgehalten in diese verzeichnet werden kann, dar. Die beschriebenen Änderungen des pH-Wertes können relativ einfach meßtechnisch erfaßt werden, und anschließend entweder manuell oder automatisch Pufferungsmaßnahmen oder eine Neutralisation veranlaßt werden.

Eine weitere Herausforderung im Zusammenhang mit der Veränderung des pH-Wertes stellt der planmäßige Überschussschlammabzug über die Hochlaststufe dar. Es ist im Verfahrenskonzept der Kläranlage Schwechat vorgesehen den gesamten Überschussschlamm aus der Niederlaststufe in die Hochlaststufe einzubringen. So liegt in der Hochlaststufe ein ausreichend mit Nährstoffen versorgter biologischer Schlamm vor, welcher hinsichtlich seiner Absetzeigenschaften bessere Eigenschaften aufweist, als wenn die Schlammkreisläufe von Hoch- und Niederlaststufe getrennt betrieben würden. Problematisch hat sich hierbei jedoch die Verschiebung des pH-Wertes beim Vermischen des Überschussschlammes aus der Niederlaststufe (pH~7) mit dem Zulauf der Hochlaststufe (pH~10) erwiesen. Bei sehr raschem Durchführen dieses Vorganges (auf wenige Stunden begrenzt) kam es zu einer massiven Schaumbildung in der Hochlaststufe, wie diese bei sprunghaften Änderung des Zulauf pH-Wertes zu dieser Stufe bereits bekannt waren. Nach mehreren Versuchen konnte durch eine gleichmäßige, kontinuierliche Einleitung des abzuziehenden Schlammes in die Hochlaststufe (über 24 Stunden verteilt) die Schaumbildung gänzlich vermieden werden.

3.3 Einleitung von Hemmstoffen und Störfälle

Die Vorgangsweise bei der Einleitung von Hemmstoffen bzw. bei Störfällen kann nicht generalisiert dargestellt werden. Wie bereits erwähnt, wurden hierzu Ablaufpläne erstellt, deren Maßnahmen sich im Wesentlichen mit jenen, die in **Baumann (2009)** vorgeschlagen sind, decken. Es wird deshalb an dieser Stelle nicht näher auf diese eingegangen. Als einzige Betriebserfahrung in diesem Zusammenhang kann festgehalten werden, dass gerade die Klassifizierung von Hemm- und Störstoffen, sehr problematisch ist. Trotz Analyse von

Rückstellproben kann in den wenigsten Fällen der Hemm- bzw. Störstoff analysiert werden. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass man in der Regel die Stoffe um die es sich handeln könnte nicht kennt. Weiters wird die Analyse durch die komplexe Matrix des Industrieabwassers erschwert. Sollte es gelingen den Hemm- bzw. Störstoff im Labor zu analysieren, scheitert eine Anwendung dieses Wissens im Anlagenbetrieb meist an fehlenden Meßverfahren zur kontinuierlichen und routinemäßigen Messung.

4 Zusammenfassung

Wie anschaulich am Beispiel der Kläranlage Schwechat gezeigt werden konnte, kann über ein Zusammenspiel von baulichen als auch betrieblichen Maßnahmen eine Verbandskläranlage mit dominantem Industrieinfluss erfolgreich über mehrere Jahrzehnte betrieben werden. Um dies zu ermöglichen war und ist eine intensive Zusammenarbeit mit den Industriebetrieben, sowie die Integration dieser in das Verbandsgefüge, besonders wichtig.

5 Literatur

- BAUMANN P. (2009): Funktionsstörungen auf Kläranlagen – Begriffe, Ursachen und Auswirkungen, Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 17, Seite 69 ff
SVARDAL K. (1993): Mess-, Regel- und Steuerungsstrategien von Belebungsanlagen, Publikation der Dr. Bruno Lange GmbH, Nr. 9, Seite 45-54

Korrespondenz an:

Dipl.-HTL-Ing DI(FH) Dieter Schmidt

ABWASSERVERBAND SCHWECHAT

Poigenauweg 1
2323 Schwechat-Mannswörth,

Telefon: 01/7072701/14

Fax: 01/7072701/28

Email: d.schmidt@awvs.at

Anaerob - aerobe Industrieabwasserbehandlung unter Einsatz der Deammonifikation

Karl-Heinz Rosenwinkel, Marian Sander

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik,
Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Abstract: In the past extended requirements in industrial wastewater treatment resulted in the development of a multitude of innovative concepts. The increasing number of running full scale plants such as anaerobic, membrane or biofilm systems emphasises the trend of a direct treatment of industrial wastewater. High organic loads, that are typical for most of industrial wastewater, can be reduced in an anaerobic stage very effectively. For streams with high nitrogen loads, the use of anaerobic treatment processes can cause a competitive situation for a necessary nitrogen removal. Deammonification, as a complete autotrophic process, provides an energy-efficient alternative to treat wastewater with high nitrogen and low organic carbon loads. Especially for the use of upstream anaerobic treatment processes, the deammonification process is a new option for the removal of both, organic carbon and nitrogen.

Die gesteigerten Anforderungen an die Reinigung von industriell verschmutztem Abwasser führten in der Vergangenheit zur Entwicklung einer Vielzahl innovativer Behandlungskonzepte. Die steigende Anzahl der sich im Betrieb befindlichen Anaerob-, Membran- und Biofilmanlagen sowie die Kombination verschiedener Verfahrenstechniken verdeutlichen den Trend einer direkten Behandlung der anfallenden industriellen Abwässer. Die häufig sehr hohe organische Fracht kann durch eine anaerobe Behandlung unter Biogasgewinn energieeffizient reduziert werden. Die als reine Kohlenstoffeliminierung konzipierten Anaerobkonzepte können jedoch bei hoch stickstoffhaltigen Abwässern in Konkurrenz zu einer notwendigen Stickstoffelimination treten. Die Deammonifikation als rein autotropher Stoffumsatz stellt eine energieeffiziente Möglichkeit dar, hoch stickstoffhaltige Abwässer mit geringer organischer Belastung zu behandeln. Dies kann speziell im Bereich der anaeroben Industrieabwasserbehandlung neue Optionen im Sinne einer weitestgehenden Kohlenstoff- und Stickstoffelimination eröffnen.

Key Words: wastewater treatment, industrial wastewater, energy, energy consumption, deammonification

1 Potentiale der anaerob - aeroben Industriewasserbehandlung

Nach Haberkern et al. (2006) verursacht die Mitbehandlung von Schmutzfrachten aus industriell - gewerblichen Quellen mit 1470 GWh/a ein Drittel des Energieverbrauchs deutscher Kläranlagen. Im Sinne einer Optimierung des Gesamtsystems wäre häufig eine direkte Behandlung des Abwassers aus Produktionsprozessen unmittelbar am Ort des Anfalls sinnvoll. Für die Behandlung von Industrieabwässern mit stark organischen Verschmutzungen bietet sich eine energetisch günstige anaerobe Behandlung an, da hierdurch zunächst keine Energie zur Oxidation des Kohlenstoffs benötigt wird und nur geringe Mengen an Überschussschlamm anfallen. Zusätzlich steht das gewonnene Biogas für eine mögliche interne Nutzung bzw. zur Stromerzeugung zur Verfügung. Ein Bilanzvergleich von aerober und anaerober Kohlenstoffelimination ist in Abbildung 1 gegeben.

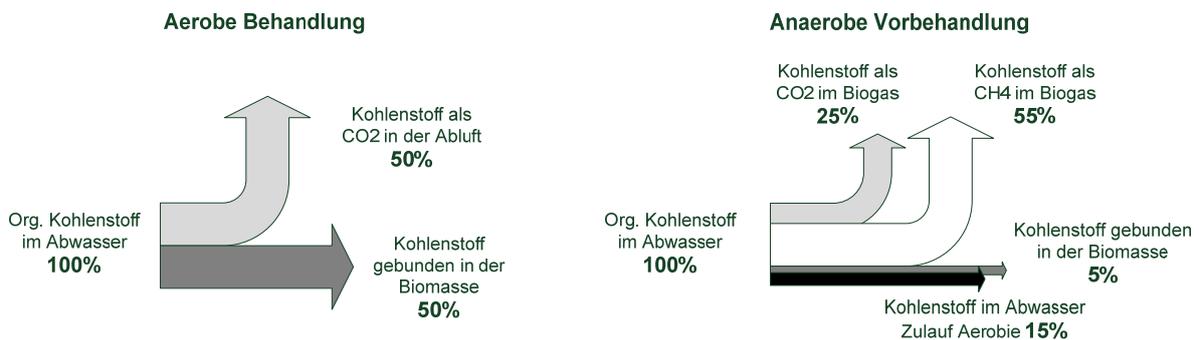


Abbildung 1: Prinzipieller Vergleich der C-Bilanzen anaerober und aerober Kohlenstoffeliminationsverfahren, aus Beier et al. (2008)

Neben der Notwendigkeit der Behandlung organischer Frachten, stellt sich in einer Vielzahl von Industriebranchen auch die Frage nach einer möglichst energieeffizienten Behandlung der dem Abwasser charakteristischen Stickstofffrachten. Der bei der klassischen Prozesskombination von Nitrifikation und Denitrifikation erforderliche Kohlenstoffbedarf kann einerseits in den meisten industriellen Branchen weitestgehend durch die im Abwasser vorhandenen CSB - Frachten gedeckt werden, steht aber andererseits einer vermehrten anaeroben Behandlung, und daher der Erzeugung und Nutzung von Biogas entgegen. Abbildung 2 gibt eine Übersicht über die, im Vergleich zu kommunalem Abwasser, relativ hohen BSB₅/N - Verhältnisse der in verschiedenen Lebensmittelindustriezweigen anfallenden Abwässer.

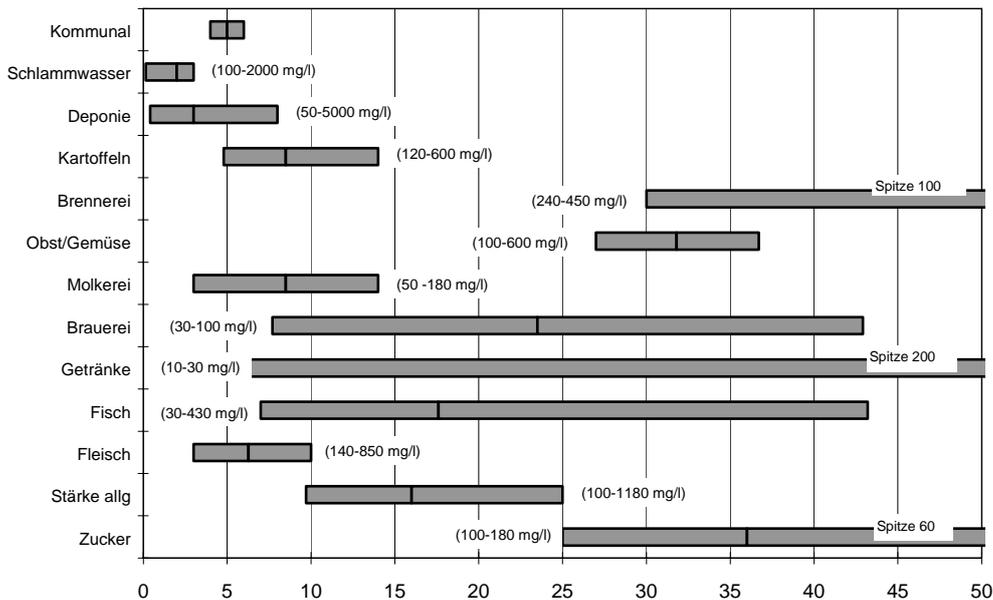


Abbildung 2: BSB₅/N-Verhältnisse und Stickstoffkonzentrationen (Angaben in Klammern) im Rohabwasser einiger für die Stickstoffelimination relevanter Industriezweige Beier et al. (1997)

Die Deammonifikation als rein autotrophe Prozesskombination von Nitrifikation und anaerober Ammoniumoxidation schafft auch in der Industrieabwasserreinigung vollständig neue Voraussetzungen. Gegenwärtig existieren umfangreiche Betriebserfahrungen in der Behandlung von kommunalen Abwässern aus der Schlammbehandlung sowie in der Behandlung von Deponiesickerwasser im Verfahren der Deammonifikation (vgl. hierzu Kapitel 3). Da für den energie- und kosteneffektiven Einsatz dieses Verfahrens ein Abwasser mit hohen Stickstofffrachten (Ammonium-), geringer Konzentration an abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen und hoher Temperatur benötigt wird, bietet sich vielfach eine der Anaerobbehandlung nachgeschaltete Stickstoffelimination im Verfahren der Deammonifikation an. Durch die Kombination einer vorgeschalteten Anaerobstufe (CSB-Reduktion, Biogasgewinn) mit nachgeschalteter autotropher Stickstoffelimination wird der Energiegewinn durch Stromerzeugung um die energieeffiziente Stickstoffentfernung der Deammonifikation ergänzt. Das bedeutende Potential einer anaerob - aeroben Industrieabwasserbehandlung unter Einsatz der Deammonifikation zeigt Tabelle 1, in der für einige industrielle Teilströme der mögliche Energiegewinn aus der Biogaserzeugung dem theoretischen Energiebedarf für die Deammonifikation des Stickstoffes im Abwasser gegenübergestellt ist.

Tabelle 1: Abschätzung des potentiellen Energiegewinns und -bedarfs bei der Umsetzung anaerob/aerober Behandlungskonzepte für ausgewählte Industrieabwässer in Deutschland nach Beier et. al (2008)

Abwasserherkunft	Abwasseranfall ¹ [Mio. m ³ /a]	CSB-Fracht ² [t CSB/a]	KN-Fracht ² [t N/a]	theo. Energiegewinn aus C ³ [Mio. kWh/a (Mio. kWh _{elek} /a)]	Energiebedarf für N ⁴ [Mio. kWh/a]
Schlachthof	26,0	23 925	6 502	71,8 (23,9)	9,75
Kartoffelveredelung	32,2	166 210	3 747	498,6 (166,2)	5,62
Brauerei	47,5	80 750	3 325	242,3 (80,8)	4,99
Molkerei	40,0	83 979	3 599	251,9 (84)	5,40
Stärkeproduktion	4,3	53 385	2 981	241,5 (80,5)	4,47
Hefefabriken	0,9 ⁵	17 100	765	51,3 (17,1)	1,15

¹Basis statistisches Jahrbuch 2006

²Abschätzung auf Basis branchenspezifischer Schmutzstofffrachten nach Rosenwinkel und Ruffer (1998)

³Gesamtheizwert, aus Biogasgewinn durch anaerobe Abwasserreinigung mit theor. Methanausbeute 0,3 m³ CH₄/kgCSB, Heizwert 10 kWh/m³

CH₄ nicht berücksichtigt ist eine ggf. mögliche Nutzung der Abwärme (Erzeugbare elektrische Energie, BHKW)

⁴Abschätzung für N-Elimination mittels Deammonifikation mit spez. Energiebedarf von 1,5 kWh/kgN

⁵ aus Rosenwinkel und Ruffer (1998)

Die Abwasserzusammensetzung der beispielhaft aufgeführten Lebensmittelindustrieweige zeigt das erhebliche Potential im Hinblick auf eine mögliche anaerobe Vorbehandlung mit nachgeschalteter Stickstoffelimination unter Ausnutzung der Deammonifikation. Der Energiebedarf für die Stickstoffelimination kann mit dieser Verfahrensoption vollständig gedeckt werden. Darüber hinaus zeigt sich ein deutliches betriebswirtschaftliches Potential durch die Nutzung von erzeugtem Strom und produzierter Abwärme. Ein Vergleich des Energieaufwandes für die Stickstoffentfernung zeigt nach Beier et al. (2008) den mit 1,5 kWh/kg N deutlich geringeren Energieaufwand der Deammonifikation gegenüber der Verfahrenskombination Nitrifikation/Denitrifikation mit 3,6 kWh/kg N. Eine weitestgehende Ausschöpfung des dargestellten Potentials ist letztlich nur durch die Definition von geeigneten Schnittstellen zwischen Anaerob- und Aerobbehandlung möglich. Die Entwicklung und Beschreibung der hierzu erforderlichen verfahrenstechnischen Konzepte zur wirksamen Eliminierung von noch abbaubaren CSB- sowie der Stickstofffrachten sind derzeit Aufgabe der Wissenschaft.

2 Anaerobeverfahren

2.1 Biologische Prozessschritte

Im Gegensatz zum aeroben Abbau werden beim anaeroben Abbau organischen Schmutzstoffe zum größten Teil nacheinander von verschiedenen Bakteriengruppen bis zu den Endprodukten CH_4 , CO_2 , H_2S (Biogas) sowie eigener Zellsubstanz abgebaut. Der Prozess verläuft in einstufigen Anlagen nur dann ungestört, wenn es gelingt, die Stoffwechselschritte verschiedener Bakterienarten mit gleicher Geschwindigkeit nacheinander ablaufen zu lassen (Mudrack und Kunst (1994)). Der Prozess des anaeroben Abbaus ist schematisch in Abbildung 3 dargestellt und kann in folgende vier Stufen aufgeteilt werden (Krois (1985)):

- Hydrolyse - Phase
- Versäuerungs - Phase
- Acetogene - Phase
- Methanogene - Phase

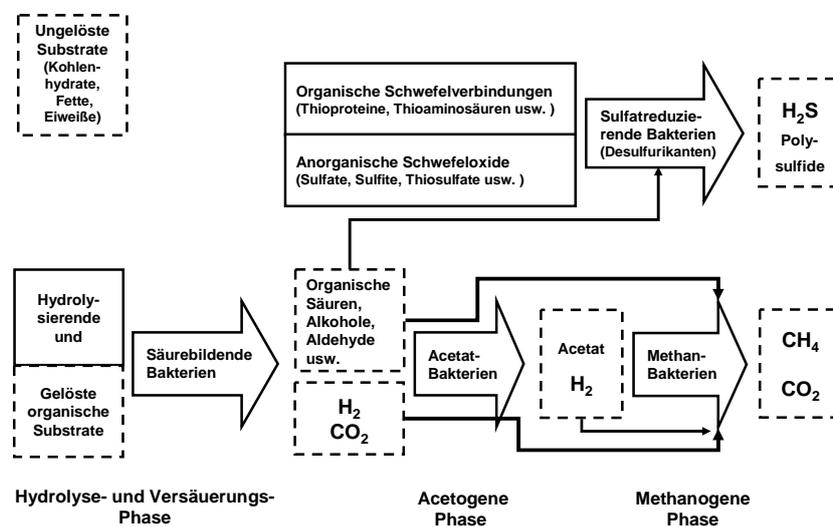


Abbildung 3: Anaerober Abbau organischer Substanz, Seyfried (1988)

Abhängig vom Substrat (Abwasser) stellt eine dieser Abbaustufen den geschwindigkeitslimitierenden Schritt für den Abbau dar. Bei feststoffreichen Abwässern ist häufig die Hydrolyse geschwindigkeitslimitierend, während es bei anderen Abwässern die acetogene Phase oder die methanogene Phase ist (ATV (1994)).

2.2 Anaerobe Verfahrenstechnik

Wesentliches Kriterium für die Gliederung anaerober Verfahrenstechnik ist die Art der Biomassenanreicherung. Wird die Biomasse in Form von Flocken angereichert lassen sich Biomassenkonzentrationen von 5 - 12 kg oTR/m³ Wasservolumen im Reaktor erreichen. Die Anreicherung der Biomasse mit Hilfe von Aufwuchsmaterial in Form von Biofilm erhöht bereits den Abscheidegrad, so dass Biomassenkonzentrationen von 12,5 - 20 kg oTR/m³ erreicht werden können. Die höchste Biomassenkonzentration von 50 - 80 kg oTR/m³ lässt sich im Schlammbett von Reaktoren mit Schlammpellets erreichen.

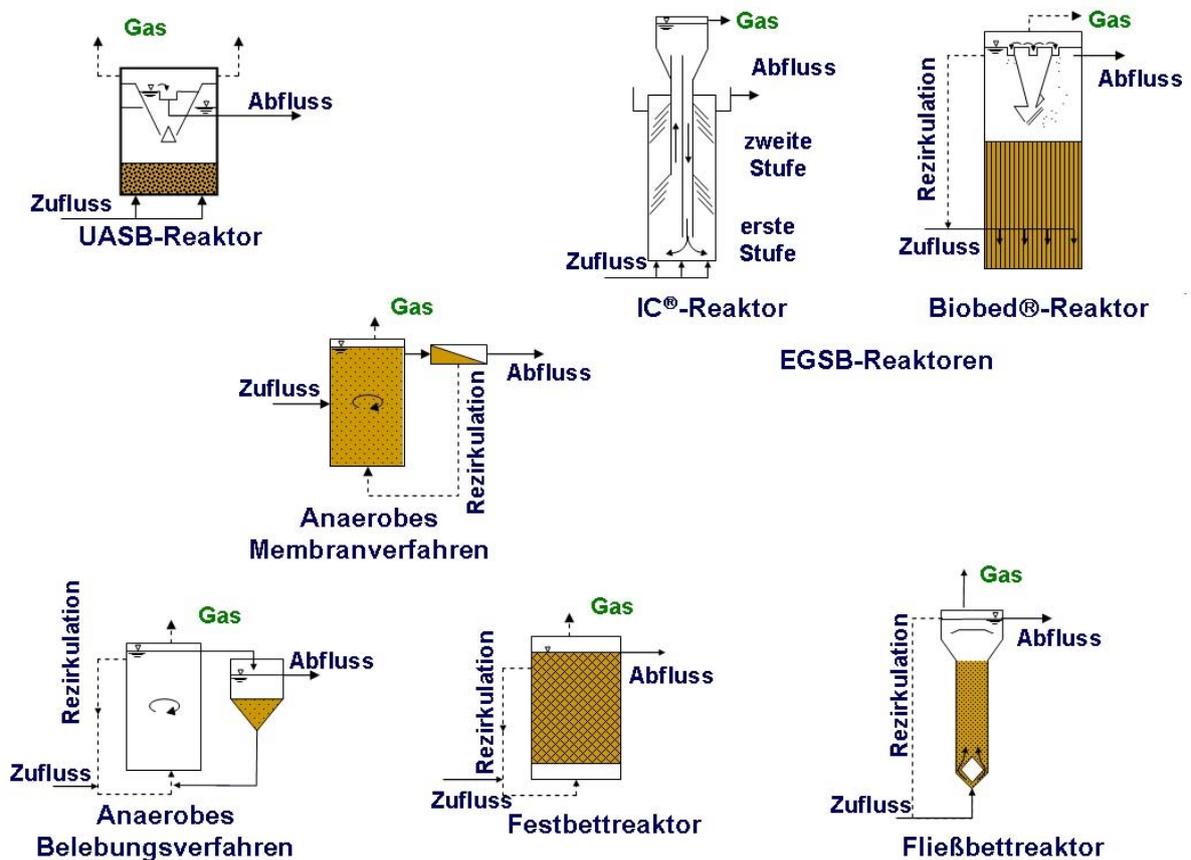


Abbildung 4: Grundtypen anaerober Reaktoren, nach Rosenwinkel (2008)

Die zur anaeroben Behandlung industrieller Abwässer gebräuchlichen Reaktortypen sind in Abbildung 4 dargestellt. Weitere Entwicklungen der EGSB-Reaktoren sind die R2S- und E3E-Systeme. Daneben gibt es modifizierte Reaktoren und verschiedene Hybridreaktoren, die die Vorteile verschiedener Systeme miteinander verbinden sollen. Für Anaerobreaktoren gibt es keine

allgemeingültigen Begriffsdefinitionen, so dass in der Literatur unterschiedliche Namen für denselben Reaktor genutzt werden. Tabelle 2 gibt eine Übersicht oft verwendeter synonym gebrauchter Begrifflichkeiten.

Tabelle 2: Liste gängiger Anaerobreaktoren

Ausschwemmreaktor	CSTR	Continuously Stirred Tank Reactor
Anaerobes Belebungsverfahren	Kontaktverfahren	Contact-Process
Festbettreaktor	Anaerobic Filter	Fixed-Film-Reactor
Schlammbettreaktor	UASB-Reaktor	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
Hochleistungs-schlammbettreaktor	EGSB-Reaktor	Expanded Granular Sludge Blanket Reactor
Wirbelbettreaktor	Fließbettreaktor	Fluidised-Bed-Reaktor

Die Anzahl der in Deutschland großtechnisch errichteten Anaerobanlagen beläuft sich nach Austermann-Haun (2008) auf 250 Stück. 36 % dieser Anlagen werden als EGSB - Reaktoren, 25 % als UASB - Reaktoren und 19 % im anaeroben Belebungsverfahren betrieben. 14 % der Anlagen sind als Festbettreaktor ausgeprägt. 42 von 250 Anlagen wurden aufgrund von Betriebsschließungen, überholter Anlagentechnik oder der nicht gelösten Stickstoffproblematik außer Betrieb genommen. Einen Überblick der aktuell in Deutschland in Betrieb befindlichen Anlagen ist in Tabelle 3 gegeben. Im Bereich der Verarbeitung tierischer Nebenprodukte ist allein die Stilllegung von neun Anlagen aufgrund der ebenfalls anfallenden hohen Stickstofffrachten und dem damit aufzuwendenden Kohlenstoffbedarf der Denitrifikation zurückzuführen. Die größte Anzahl von Anaerobanlagen wurde in der Papierindustrie gebaut (77 Anlagen), gefolgt von der Zuckerindustrie mit 33 Anlagen und den Brauereien (28 Anlagen). Eine detaillierte Aufstellung findet sich in Tabelle 3.

Tabelle 3: Anzahl der großtechnischen Anaerobanlagen in Deutschland, aufgeteilt nach Branchen, Stand September 2008, nach Austermann-Haun (2008)

Branche	Anlagen in Betrieb
Papier und Pappe	73
Zuckerindustrie	20
Brauereien	26
Sonstige Nahrungsmittel (Molkereien, Feinkost, Cerealien, Süßwaren, Wein)	24
Kartoffelverarbeitung	13
Verarbeitung tierischer Nebenprodukte, Fettschmelzen und Schlachtbetriebe	2
Brennereien	8
Getränkeindustrie (Fruchtsaft, Erfrischungsgetränke)	10
Holz- und Zellstoffindustrie	5
Stärkeindustrie	5
Früchte- und Gemüseverarbeitung	6
Chemische Industrie/Pharma	6
Hefeindustrie	5
Sonstige (Biokraftstoff, Leder)	5
Summe	208

2.3 Anaerober Membranbioreaktor (AMBR)

Der Einsatz der Membrantechnik in der Abwasserbehandlung unter aeroben Bindungen gewann aufgrund der steigenden Anforderungen an den Umweltschutz, der Hygiene und Wiedernutzung von Prozesswasser den letzten Jahren, besonders im industriellen Bereich, zunehmend an Bedeutung. Neben dem aeroben Einsatz ist der Einsatz von Keramikmembranen auch im deutlich aggressiveren anaeroben Milieu möglich. Durch den Einsatz der Membrantechnik lässt sich der Wirkungsgrad herkömmlicher Anaerobanlagen auf deutlich über 90 % (Borchmann und Rosenwinkel (2008)) steigern.

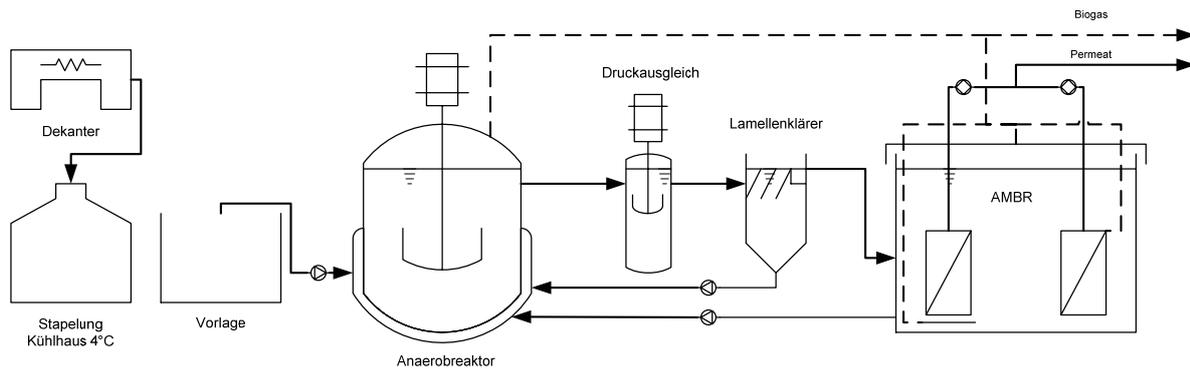


Abbildung 5: AMBR-Konzept des ISAH, aus Borchman und Rosenwinkel (2008)

Im Konzept des AMBR (Anaerober Membranbioreaktor) konnten auch im halbertechnischen Betrieb bei der Behandlung von Produktionsabwasser der Bioethanolherstellung mit einer Schlammbelastung von bis zu $9 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ Eliminationsraten über 99 % erreicht werden. Neben dem hohen Wirkungsgrad, konnte in der Kombination von volldurchmischtem Reaktor und anaeroben Membrantechnologie eine Schädigung der Schlammstruktur (häufig verursacht durch Beanspruchung des Schlammes bei Filtration und Umwälzung) vermieden werden. Die Anlage ist in Abbildung 5 schematisch dargestellt und besteht aus einem 250 l Anaerobreaktor (mesophiler Bereich) mit einem nachgeschalteten Lamellenklärer. Die hydraulische Kopplung des klassischen anaeroben Belevungsverfahrens mit dem anaeroben Membranbioreaktor erfolgt ab dem Anaerobreaktor im Freigefälle. Rezirkulationsströme werden über Pumpen vom Lamellenklärer und vom AMBR in den Anaerobreaktor zurückgeführt. Die Biomassenanreicherung erfolgt einerseits durch den Lamellenklärer und andererseits durch den anaeroben Biomembranreaktor. Die Begasung und crossflow-Erzeugung erfolgt im Gegensatz zu aeroben Membranverfahren durch Kreislaufführung des erzeugten Biogases, zusätzliche Kosten für die Versorgung der biologischen Stufe mit Sauerstoff entfallen.

2.4 Weitergehender Hydrolyse cellulosehaltiger Substrate

Da die Methanbakterien, auch in Verbindung mit den acetogenen Bakterien, nur die niederen organischen Säuren (Ameisensäure und Essigsäure) sowie CO_2 , H_2 und Methanol als Substrat verwenden können, stellt die Hydrolyse und Versäuerung der Abwasserinhaltsstoffe die wesentliche Voraussetzung für eine gute Leistung der anaeroben Reinigung dar.

Aus biologischer Sicht kann es daher sinnvoll sein ein zweistufiges Verfahren anzuwenden. Hier werden in der ersten Stufe die Substrate hydrolysiert und versäuert, während in der zweiten Stufe die acetogene und methanogene Phase ablaufen. Aus der biologisch sinnvollen Verfahrenstechnik eines zweistufigen Betriebes ergeben sich weitere Vorteile, wie größere Betriebssicherheit gegenüber Belastungsschwankungen und schnellere Inbetriebnahme insbesondere wenn der Versäuerungsreaktor zugleich als anaerobes Misch- und Ausgleichsbecken vorgesehen ist. Nachteilig sind bei der Zweistufigkeit i.d.R. höhere Investitionen und Betriebskosten, auch wenn das Gesamtvolumen durch eine Zweistufigkeit reduziert werden kann. Ein zweistufiges Verfahren bietet bei einem schwierig zu hydrolysierbaren bzw. versäuerbaren Abwasser (z.B. cellulosehaltige Wässer) bislang keinen Vorteil.

Gegenwärtig finden in Zusammenarbeit der Tierärztlichen Hochschule Hannover und dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover vermehrte Forschungsaktivitäten statt, den Aufschlussgrad von cellulosehaltigen Substraten im Bereich landwirtschaftlicher Vergärungsanlagen unter Einsatz bzw. der Nachbildung der Pansenbiologie zu erhöhen. Durch die technische Umsetzung der nachempfundenen „Pansengärung“ kann aus der Cellulose ein, der stöchiometrischen Zusammensetzung entsprechendes Methan-Kohlendioxid-Gemisch mit einem Methan-Anteil von 50 % erzeugt werden. Voraussetzung für die Hydrolyse der Cellulose ist in einem ersten Schritt eine wirksame Zerkleinerung und Siebung des Substrates (vgl. Abbildung 6). Die damit resultierende, vergrößerte Oberfläche des Substrates beschleunigt und erleichtert die Hydrolyse im Hydrolyse- und Versäuerungsreaktor. Entsprechend dem Pansen werden die Feststoffe zu gelösten Verbindungen aufgeschlossen und in organische Säuren umgewandelt. Aufgrund der kurzen Generationszeiten der an diesem Schritt beteiligten Mikroorganismen erfolgt eine sehr rasche Adaption der Biomasse an das Substrat.

Der nachgeschaltete Lammellenabscheider stellt sicher, dass der Methanreaktor als UASB, bzw. Hochlastreaktor mit hoher Aufstromgeschwindigkeit und Raumbelastung betrieben werden kann. Die im Lammellenabscheider abgetrennte Feststofffraktion wird zurück in den Hydrolyse- und Versäuerungsstufe geführt, wie auch ein Großteil des Ablaufes aus dem Methanreaktor. Nicht hydrolysierbare Reststoffe des Substrates werden regelmäßig dem Hydrolysereaktor als Überschussschlamm entnommen.

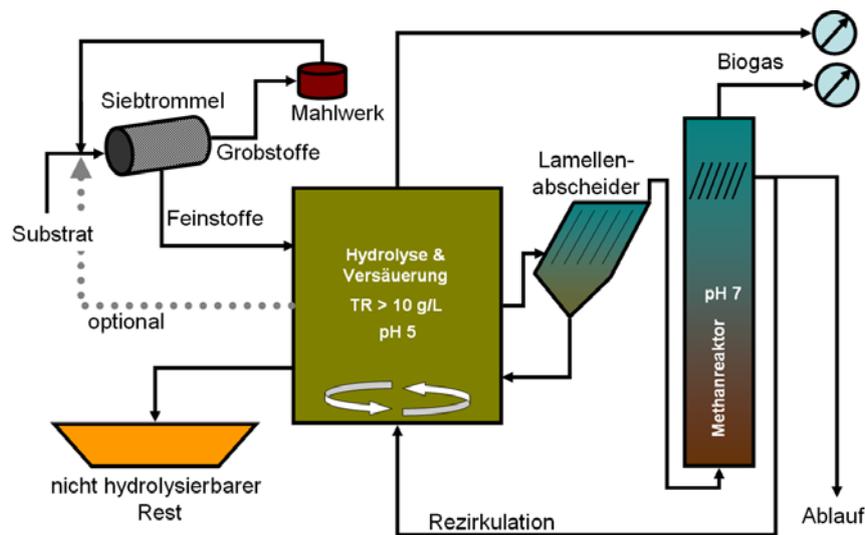


Abbildung 6: Aufbau und Funktionsprinzip der DAUMEN (Design zur gezielten Abtrennung und Methanisation)-Versuchsanlage, ISAH

Die Möglichkeit des weitergehenden Aufschlusses von Cellulose stellt neben dem derzeit in der Entwicklung befindlichen Einsatz in landwirtschaftlichen Biogasanlagen ebenso ein Potential für die anaerobe Behandlung von cellulosehaltigen Industrieabwässern.

3 Deammonifikation

Der Prozess der Deammonifikation (Nitritation + Anaerobe Ammoniumoxidation) ist nach seiner „Entdeckung“ Mitte der 90er Jahre inzwischen ebenfalls in verschiedenen Verfahrensvarianten umgesetzt. Besondere Bedeutung hat bei allen Konzepten die Bereitstellung eines ausreichenden Schlammalters für die langsam wachsenden Planctomyceten sowie die Bereitstellung der benötigten Substrate ($\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$) in der richtigen Konzentration bei gleichzeitig strikt anoxischen Milieubedingungen während der anaeroben Ammoniumoxidation.

3.1 Biologische Prozessschritte

Der Prozess der Deammonifikation implementiert die zwei Teilschritte Nitritation und anaerobe Ammoniumoxidation. Die Nitritation (katalysiert durch Ammoniumoxidierende Bakterien = AOB) erfordert aerobe Bedingungen und pro oxidiertem Mol NH_4^+ zwei Mol HCO_3^- an Säurekapazität:



Für den ANAMMOX - Schritt ist die Abwesenheit von Sauerstoff und die Verfügbarkeit von Ammonium und Nitrit dringende Voraussetzung. Nach Gleichung 3.2 werden dabei 0,13 Mol H^+ an Säure verbraucht bzw. an Säurekapazität zurück gewonnen. Die Stoffumsätze sind in Abbildung 7 schematisch dargestellt. Der ANAMMOX - Prozess kann nach Strous (2000) durch folgende Reaktionsgleichung beschrieben werden.

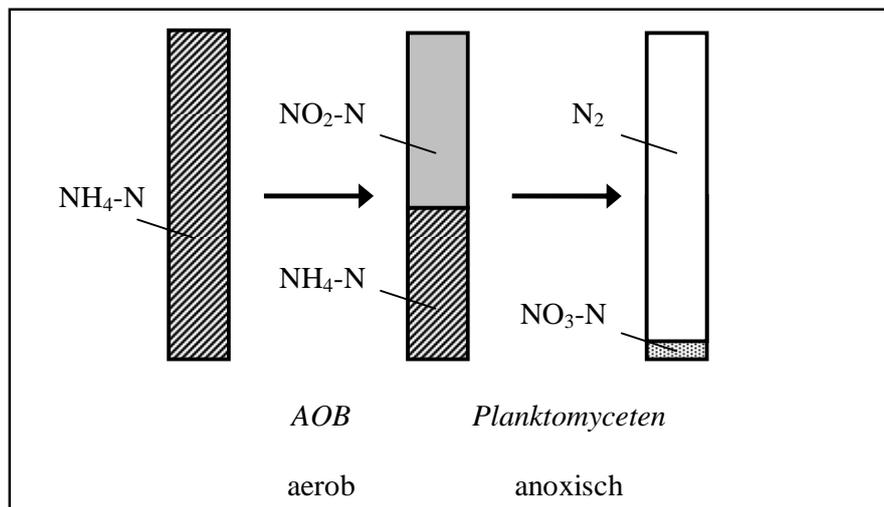
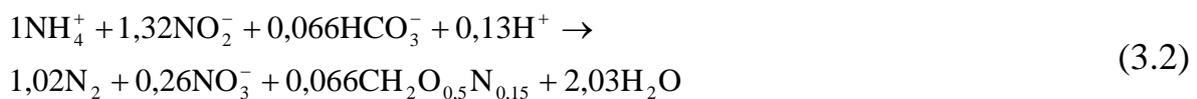


Abbildung 7: Stoffumsetzungen bei der Deammonifikation

Die Kopplung von Nitrifikation und anaerober Ammoniumoxidation kann innerhalb einer Biozönose oder in zwei getrennten Reaktoren realisiert werden. Für die Etablierung einer stabilen Nitrifikation stehen nachfolgende Verfahrensvarianten zur Verfügung:

- Unterdrückung der Nitrifikation durch Auswaschen der Nitritoxidierenden Bakterien (NOB)
- Hemmung der Nitrifikation durch Ammoniak
- Hemmung der Nitrifikation durch limitierende Sauerstoffbedingungen
- Hemmung der Nitrifikation durch intermittierende Belüftung

Neben einem ausreichend hohen Schlammalter, der Bereitstellung der Substrate und Nitrit und Ammonium sind sowohl die Sauerstoff- als auch die Nitritkonzentration die entscheidenden Prozessgrößen der Deammonifikation. Strous et al. (1999) geben an, dass bereits Sauerstoffkonzentrationen $> 0,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ hemmend auf die Anaerobe Ammoniumoxidation wirken. Für die Hemmung von Anammox durch Nitrit gibt es verschiedene Angaben, die von reversibler Hemmung bei $7 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$ (WETT ET AL. (2007)) über toxische Hemmung bei 98 mg/l (Strous et al. (1999)) bis 270 mg/l (Gaul et al. (2006)) reichen und hochgradig system- und biomassenspezifisch sind.

3.2 Verfahrenstechnische Umsetzung der Nitrifikation

Eine stabile Nitrifikation kann auf verschiedene Weise umgesetzt werden. Eine Verfahrensgruppe nutzt die Erkenntnis, dass es aufgrund der höheren Wachstumsgeschwindigkeit der AOB bei höheren Temperaturen möglich ist, die NOB bei entsprechenden Abwassertemperaturen durch einen Reaktorbetrieb ohne Biomassenrückführung aus dem System auszuschwemmen. Dieses Wirkprinzip nutzen z.B. folgende Verfahren (Beier et al. (2008)):

- **SHARON[®]**-Verfahren – **S**ingle reactor system for **H**igh activity **A**mmonia **R**emoval **O**ver **N**itrite (Uni Delft/grontmij). Großtechnische Umsetzungen im Wesentlichen bei der Schlammwasserbehandlung im Teilstrom u.a. auf der KA Rotterdam, KA Utrecht, KA Zwolle.
- **SAT**-Verfahren - **S**ore **A**nd **T**reat (Hamburg Wasser). Großtechnische Umsetzung auf der KA Köhlbrandhöft
- **PANDA**-Verfahren - **P**artial **A**ugmented **N**itrification **D**enitrification (ISAH/aqua consult). Großtechnische Umsetzung im Wesentlichen für industriell hochbelastetes Abwasser u.a. KA Rheda, KA Weißenfels.

Zu den Verfahren die aufgrund einer Sauerstofflimitierung eine stabilen Nitrifikation ermöglichen zählen z.B: (Beier et al. (2008))

- **CANON**-Verfahren – **C**ompletely **A**utotrophic **N**itrogen removal **O**ver **N**itrite (Uni Delft). Labortechnische Umsetzung als SBR- und Airlift-Reaktor, großtechnische Umsetzung für Kartoffelabwasser.
- **SNAP**-Verfahren – **S**ingle stage **N**itrogen removal using **A**nnamox and **P**artial **N**itrification unter Verwendung eines Festbetts aus Acrylharzfasern als Aufwuchsmaterial.

- **OLAND-Verfahren** – **Oxygen Limited Autotrophic Nitrification/Denitrification** (Uni Gent). Labortechnische Umsetzung als Scheibentauchkörper und MBR.
- **NIB-Verfahren** - Nitritation im Intervallbelüfteten Biofilmsystem (ISAH, Ruhrverband, PURAC). Großtechnische Umsetzung in der Schlammwasserbehandlungsanlage der KA Hattingen bis 2004.

3.3 Verfahrenstechnische Umsetzung der Deammonifikation

Für die Umsetzung der Deammonifikation haben sich zwei grundsätzlich unterschiedliche Verfahrenskonzepte entwickelt. Während eine räumliche Trennung von Nitritation und anaerober Ammoniumoxidation in zweistufigen Anlagen verwirklicht ist, erfolgt die Trennung der biologischen Prozesse bei einstufigen Anlagen durch die zeitlich bedingte oder diffusionsbedingte Trennung. Beier et al. (2008) treffen folgende verfahrenstechnische Einteilung:

Zweistufige Anlagen: Hierbei erfolgt die Oxidation des Ammoniums zu Nitrit getrennt von der anaeroben Ammoniumoxidation. Durch die Zweistufigkeit ist es möglich, beide Prozesse unter jeweils optimalen Milieubedingungen zu betreiben und hierdurch i.d.R. höhere Umsatzraten der Einzelprozesse zu erzielen. Nachteil der Zweistufigkeit ist die hohe Sensitivität des Gesamtsystems im Hinblick auf die Beschickung der zweiten Stufe aufgrund der hohen Nitritkonzentrationen im ersten Reaktor. Während Verfahren zur Nitritation mit suspendierter Biomasse oder Biofilm, mit Schlammrückführung oder als Ausschwemmreaktor betrieben werden können, liegen Erfahrungen für die Umsetzung der anaeroben Ammoniumoxidation als nachgeschaltete zweite Stufe bisher nur für Biofilmsysteme (Moving-Bed) bzw. granulierten Schlamm (Airlift-Reaktor) vor:

- Granulierter Schlamm: Durch einen gezielten Betrieb der Reaktoren wird die Bildung dichter, gut sedimentierbarer Granula unterstützt, in deren Matrix sich die anaerob ammoniumoxidierenden Bakterien anreichern. Derzeit gibt es drei großtechnische Umsetzungen im Airlift-Reaktor (2 in den Niederlanden (Schlammwasserbehandlung der KA Rotterdam in Verbindung mit SHARON[®], Abwasser einer Gerberei in Verbindung mit einem CIRCOX-Reaktor) und eine in Japan).
- Biofilm: Die inzwischen einstufig nach dem DIB-Verfahren betriebene Schlammwasserbehandlungsanlage der Kläranlage Hattingen (Rosenwinkel und Cornelius (2005)) sowie die halb- und labortechnische Umsetzung auf der KA Köhlbrandhöft (Ladiges et al. (2006)) zeigen,

dass ein stabiler Betrieb einer anaeroben Ammoniumoxidationsstufe auch für dünne Biofilme möglich ist.

Einstufige Anlagen: Hierbei erfolgen Nitrifikation und anaerobe Ammoniumoxidation in einem Reaktor. Verfahrenstechnisch erfolgt die Bereitstellung anoxischer Zonen in einem Reaktor entweder durch eine zeitliche Taktung der Belüftung oder durch eine diffusionsbedingte Sauerstofflimitierung. Zu unterscheiden sind entsprechend folgende Verfahrenskonzepte:

- Diffusionsbedingte Sauerstofflimitierung: Unter der Nutzung eines diffusionslimitierten und daher geschichteten Biofilm existieren verschiedene großtechnische Umsetzung für die Reinigung von Deponiesickerwasser. Zum Einsatz kommen hier vor allem Scheibentauchkörper und Tropfkörper. Aber auch für das Moving-Bed-Verfahren konnte für die Behandlung von Schlammwasser nachgewiesen werden, dass die für eine einstufige Deammonifikation benötigte Sauerstoffschichtung etabliert werden kann. Der Prozess wird unter anderem unter den Namen „DeAmmon“ (Moving-Bed), „CANON“, „OLAND“ (RTK) oder z.B. SNAP (getauchtes Festbett) geführt. Bis vor Kurzem beschränkten sich die Erfahrungen für die einstufige Umsetzung mit suspendierter Biomasse im Wesentlichen auf Laborreaktoren, die mit anaeroben Ammoniumoxidierern angeimpft wurden. Die großtechnische Umsetzung des CANON-Verfahrens erfolgte mittlerweile für einen kartoffelverarbeitenden Betrieb, wobei auch hier die Inbetriebnahme durch die Zugabe von Impfschlamm unterstützt wurde.
- Intermittierende Belüftung im Biofilm oder suspendierter Biomasse: Hierzu zählen das DEMON-Verfahren (**Deammonifikation**) und das DIB-Verfahren (**Deammonifikation im Intervallbelüfteten Biofilmsystem**). Bei Ersterem handelt es sich um ein SBR-Verfahren bei dem die Belüftersteuerung über die Regelgröße „pH-Wert“ als Maß für die Stickstoffumsetzungsprozesse erfolgt (Wett und Hell (2008)). Die Inbetriebnahme erfolgt i.d.R. durch Zugabe von Impfschlamm > 30 %. Im DIB-Verfahren werden die durch die Intervallbelüftung hervorgerufenen anoxischen Phasen zur anaeroben Ammoniumumsetzung genutzt. Beide Verfahren sind großtechnisch erprobt (DEMON z.B. auf der KA Strass und auf der KA Glarnerland; DIB auf der KA Hattingen bzw. der KA Himmerfjärden).

Die Betriebserfahrungen der Deammonifikation sind aufgrund der umfangreichen verfahrenstechnischen Varianten i. d. R. in hohem Maße

systemspezifisch. Eine Verallgemeinerung der einzustellenden Systemparameter und zu beachtenden Hemmfaktoren ist daher schwer möglich. Tabelle 4 gibt einen Überblick der einiger großtechnischer Deammonifikationsanlagen.

Tabelle 4: Übersicht großtechnischer Deammonifikationsanlagen, Schneider und Beier (2008)

Verfahren	Kläranlage	N-Fracht	Inbetriebnahme
ANAMMOX® (Airlift Reaktor, Granular unter Sauerstofflimitierung)	Lichtenvoorde (NL), Mie-Präfektur (JP)	192 kg/d	2006-2007
ANAMMOX® (Airlift-Reaktor ohne Sauerstoff)	Rotterdam (NL) (Dockhaven)	750 kg/d	2002 - 2006
Anaerober Biofilm	Datianshang (CN)		206-2007
DEMON® (Deammonifikation im SBR)	Strass (A), Glarnerland (CH), Plettenberg (D)	300 kg/d 250 kg/d	2004 - 2006 2004 2007
Deammonifikation im intervallbelüfteten Betrieb (Belebungsreaktor, Granular)	Fulda - Gläserzell (D)	200 kg/d	2008
DeAmmon (Schwebebett, Deammonifikation im Biofilm)	Hattingen (D)	120 kg/d 450 kg/d	2001-2004 2007-2008
DIB (Schwebebett, Deammonifikation im Biofilm)	Hattingen (D), Himmerfjärden (SWE)	120 kg/d 450 kg/d	2001-2004 2007-2008
Schwebebett (Deammonifikation im Biofilm)	Mechernich (D)	260 kg/d	1998
Scheibentauchkörper (Biofilm)	Mechernich (D), Kölliken (CH), Pitsea (GB)	130 kg/d 20 kg/d 193 kg/d	1987

4 Anaerob - aerobe Industrieabwasserreinigung

4.1 Anforderungen der aeroben Nachbehandlung

Die Erfahrungen mit der Deammonifikation von hoch stickstoffhaltigen Abwässern wurden bisher in der überwiegenden Anzahl im Bereich der Behandlung kommunaler Schlammwässer gemacht. Demgegenüber stellt die Behandlung von Industrieabwasser deutlich höhere Anforderungen an den biologischen Prozess. Während der Anfall von Wässern aus der Schlammwässerung kommunaler Anlagen hauptsächlich von der Menge des behandelten Schlammes abhängig und i. d. R. sowohl in der Menge als auch in der Konzentration an Stickstoff nur geringen Schwankungen unterworfen ist, können im industriellen Bereich produktionsbedingt (wechselnder Rohstoffeinsatz, Wochenendbetrieb, abnahmeorientierte Produktion, Kampagnebetrieb etc.) erhebliche Schwankungen sowohl in der Abwassermenge als auch im Verschmutzungsgrad auftreten. In Tabelle 5 ist die Ablaufqualität von kommunalem Schlammwasser, anaerob vorbehandeltem Industrieabwasser der Branchen Hefe, Bioethanol und Kartoffelstärke gegenübergestellt.

Tabelle 5: Vergleich der Ablaufbeschaffenheit kommunale Faulung und Hochlast - Anaerobie

		Kommunale Faulung			Hochlast-Anaerobie (Industrie)		
Parameter	Einheit	KA 1	KA 2	KA 2	Branche 1	Branche 2	Branche 3
		o. Co-Vergärung	o. Co-Vergärung	mit Co-Vergärung	Hefe	Bioethanol	Kartoffelstärke
NH4-N	mg/l	653	700-900	1000-1500	770	675	950
KN	mg/l	661	700-900	1000-1500	1200	790	1100
CSB	mg/l	441*			3400*	330*	3000**
Inertanteil	mg/l (%)				1400 (41)	0 (0)	2000 (66)
SK	mmol/l	47 ⁽¹⁾	50-65 ⁽¹⁾	71-107 ⁽¹⁾	140	70	
Quelle		ISAH	Buchmeier 2009	Buchmeier 2009	ISAH	ISAH	Abeling und Seyfried 1992

⁽¹⁾ rechnerisch mit SK = NH4-N/14
 *filt, **hom

Neben hohen Stickstoffkonzentrationen ist der Ablauf der Hochlast - Anaerobie gemäß dem Wirkungsgrad von 80 - 85 % durch hohe Konzentrationen an CSB (330 - 3400 mg/l) gekennzeichnet. Das CSB/N Verhältnis kann nicht grundsätzlich zur Charakterisierung herangezogen werden, da nicht der gesamte CSB für die Umsetzungsprozesse zur Verfügung steht.

Dies wird aus den hohen Anteilen refraktären CSB in den Abläufen der Hefe- und Stärkeindustrie deutlich. Ein weiterer Unterschied besteht in den, im Gegensatz zu Schlammwasser, hohen Gehalten an organischem Stickstoff. Daher muss bei einem Abbau des noch vorhandenen CSB in einer aeroben Stufe (z.B. Nitrifikation) mit einer weiteren Mineralisierung des Stickstoffes zu Ammonium gerechnet werden. Die Säurekapazität liegt bei den Abläufen der Hefe- und Bioethanolindustrie über dem für kommunale Schlammwässer charakteristischen Verhältnis $c_{\text{NH}_4\text{-N}}/14$. Neben den Unterschieden in Menge und Beschaffenheit ist im Industrieabwasserbereich mit dem Auftreten von hemmenden Inhaltsstoffen zu rechnen. So können z.B. hohe Chlorid-, Sulfid- und Alkalimetallkonzentrationen die Umsatzgeschwindigkeit des aeroben Umsatzes beeinträchtigen was zu einer Vergrößerung der notwendigen Beckenvolumina führen kann. Die Überprüfung und Untersuchung möglicher hemmender Inhaltsstoffe ist daher von besonderer Bedeutung.

4.2 Schnittstelle anaerob - aerobe Behandlung

Die nach einer anaeroben Hochlaststufe verbleibenden abbaubaren CSB - Konzentrationen können aufgrund einer Substratkonkurrenz um das Nitrit zu einem erhöhtem heterotrophen Wachstum führen und den Umsatz der Deammonifikation einschränken bzw. eine Verdrängung der anaeroben Ammoniumoxidierer hervorrufen. Die nach einer anaeroben Behandlung noch abbaubaren Fraktionen an organischen Verbindungen sind dabei im hohem Maße von der Industriebranche, den eingesetzten Rohstoffen und dem Produktionsprozess abhängig. Entsprechend können über die Ablaufqualität einer anaeroben Hochlaststufe und über die anstehenden abbaubaren organischen Frachten keine pauschalen Aussagen getroffen werden. Vielmehr ist eine, unter der Maßgabe einer möglichst energieeffizienten N - Elimination, an die Vor - Ort Situation angepasste Lösung gefordert.

In Abbildung 8 sind die verschiedenen Verfahrensvarianten

- Denitrifikation / Nitrifikation,
- Anaerobe Vorbehandlung + Denitrifikation/Nitrifikation
- anaerobe Vorbehandlung + Deammonifikation

zur Behandlung eines hoch stickstoffhaltigen Abwassers der Hefeindustrie (Ablauf Anaerobie: CSB-Fracht = 975 kg/d, N-Fracht = 350 kg/d) verglichen.

Für die Reinigung des Abwassers im Verfahren der Denitrifikation / Nitrifikation ergibt sich bei Betrachtung der notwendigen Belüftungsenergie ein Energieaufwand von 5400 kWh_{elek.}/d. Demgegenüber stellt die Verfahrenskombination aus anaerober Vorbehandlung und aerober Nachbehandlung im Verfahren der Deammonifikation, mit einem Energiegewinn von ~ 6000 kWh_{elek.}/d, die energetisch deutlich günstiger Alternative dar. Nach der anaeroben Vorbehandlung stehen im betrachteten Fall noch 975 kg/d abbaubarer CSB zur Verfügung. Für das betrachtete Beispiel wird davon ausgegangen, dass der CSB auch für eine Denitrifikation verfügbar ist. Die vorgeschaltete Oxidation der organischen Fracht verursacht für die aerobe Behandlung im Verfahren der Deammonifikation einen zusätzlichen zu berücksichtigenden Sauerstoff- und Energiebedarf.

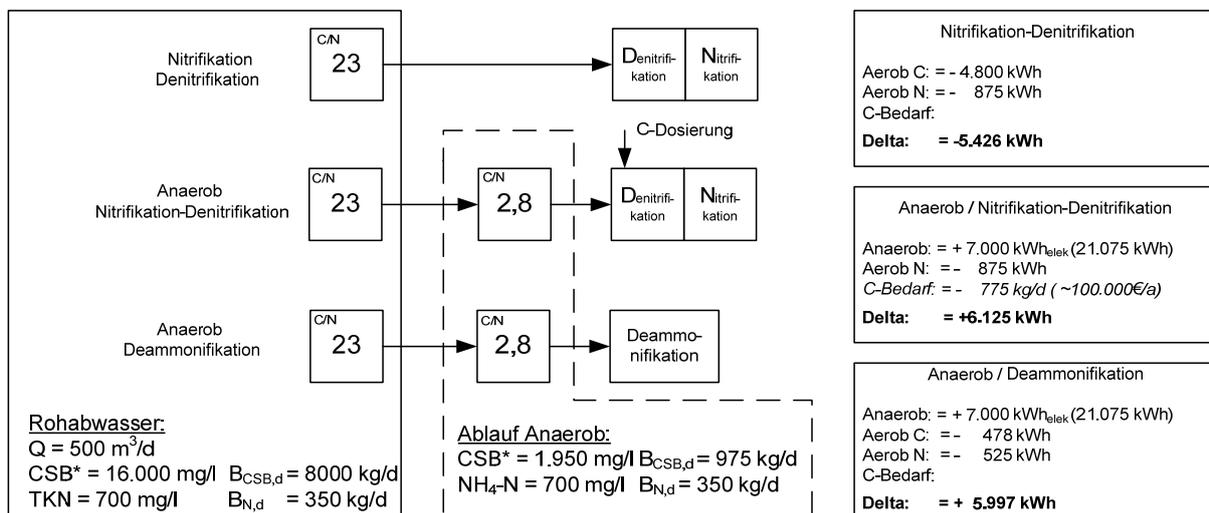


Abbildung 8: Energievergleich unterschiedlicher Verfahrensvarianten zur Behandlung hoch stickstoffhaltiger Industrieabwässer:

Energiebedarf N-Elimination Deni/Nitri: 2,5 kWh/kgN

Energiebedarf C-Elimination Deni/Nitri: 0,6 kWh/kgCSB ($OV_{\text{C}(10\text{d}, 20^\circ\text{C})} = 1,18$)

Energiebedarf Deammonifikation: 1,5 kWh/kgN (Beier 2008)

Energiebedarf C-Elimination bei Deammonifikation: 0,49 kWh/kgCSB ($OV_{\text{C}(4\text{d}, 20^\circ\text{C})} = 0,99$)

Energiebedarf Sauerstoffeintrag: 2 kWh/kgO₂

Anteil kWh_{elek.} bei Nutzung BHKW

*abbaubarer CSB

Die vorhandene organische Fracht reicht aber nicht aus um den Kohlenstoffbedarf einer ebenfalls möglichen, nachgeschalteten Denitrifikation / Nitrifikation zu decken. Diese Verfahrenskombination hat im betrachteten Beispiel bei Bilanzierung des Energiegewinns der anaeroben Behandlung und des Energieverbrauches der aeroben Behandlung (betrachtet wird exemplarisch der Energieverbrauch aufgrund des Sauerstoffbedarfes) eine ähnlich positive Bilanz wie die Deammonifikation, allerdings entstehen durch

die notwendige zusätzliche Dosierung externer Kohlenstoffquelle Kosten von circa 100.000€/a.

Das Beispiel verdeutlicht, die Notwendigkeit einer Schnittstellendefinition zwischen anaerober Vorbehandlung und einer möglichst energieeffizienten Stickstoffelimination. Der energetische Vorteil der Deammonifikation ist nur dann sinnvoll nutzbar, wenn auch eine Lösung für die Elimination des abbaubaren Kohlenstoffes gefunden werden kann. In jedem Falle ist aufgrund der Substratkonkurrenz um das Nitrit eine Trennung des heterotrophen Umsatzes und des Umsatzes der anaeroben Ammoniumoxidation zu gewährleisten. In Abbildung 9 sind mögliche Schnittstellen der anaeroben - aeroben Industrieabwasserbehandlung dargestellt. Hierbei kann der Abbau organischer Frachten zunächst aerob, parallel zu einer partiellen Nitrifikation erfolgen. Zusätzlich kann durch die Nutzung des bei der anaeroben Ammoniumoxidation gebildeten Nitratanteils ein CSB - Abbau durch eine vorgeschaltete Denitrifikation realisiert werden. Die Denitrifikationkapazität ist dabei direkt von der bei der Deammonifikation eliminierten Stickstofffracht bzw. gebildeten Nitratfracht abhängig.

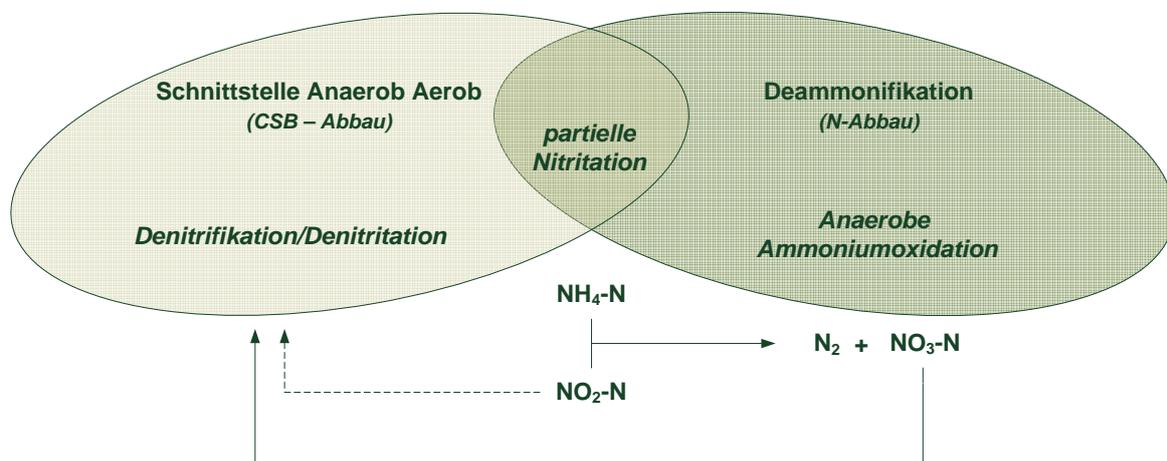


Abbildung 9: Mögliche Schnittstellen der anaerob - aeroben Industrieabwasserbehandlung

Eine Elimination der Stickstoff- und Kohlenstofffrachten kann auch durch eine Denitrifikation / Nitrifikation erfolgen. Hierbei stellt ein C/N - Verhältnis etwa 3 ideale Voraussetzung zur Deckung des bei der Denitrifikation notwendigen Kohlenstoffbedarfes dar.

Zusammenfassend ist eine energieeffiziente Nachbehandlung von anaerob vorbehandeltem Industrieabwasser in verschiedenen Verfahrensvarianten möglich. Ähnlich der anaeroben Behandlung ist hierzu aber das Zusammenspiel von vier Mikroorganismengruppen (AOB, NOB, Anammox und heterotropen Mikroorganismen) durch die Einstellung spezifischer Randbedingungen zu steuern.

4.3 Anwendungsbeispiele

Die Kombination aus anaerober Vorbehandlung und aerober Nachbehandlung ist in den Niederlanden mehrfach umgesetzt. Großtechnisch ist das Verfahrenskonzept unter Verwendung der Deammonifikation für das Abwasser einer kartoffelverarbeitenden Fabrik und für Gerbereiabwasser (Hulshof Royal Dutch Tanneries, in Lichtenvoorde) implementiert. Das Anlagenschema ist in Abbildung 10 dargestellt. Die Anlage ist für die Eliminierung von CSB, Schwefel und Stickstoff konzipiert. Die Eliminierung des Stickstoffes erfolgt dabei durch die Umsetzung der Deammonifikation als zweistufiges Verfahrensschema mit granuliertem Schlamm. Neben der partiellen Nitritation (ca. 50 %) erfolgt in der belüfteten Stufe ein paralleler Kohlenstoffabbau von 160 - 320 mgCSB/l. Im nachgeschalteten Anammoxreaktor erfolgt nach Frijters et al. (2007) ein über 85 %iger Umsatz des zugeführten Stickstoffes (N_{ges} angegeben als Summe aus Nitrit und Ammonium im Ablauf der Nitritation) zu elementarem Stickstoff Frijters et al. (2007).

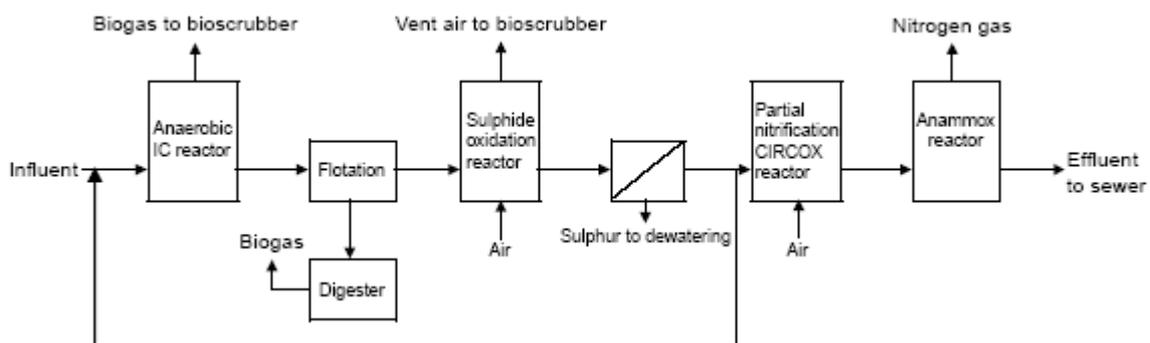


Abbildung 10: Schema der Abwasserbehandlungsanlage der Gerberei Hulshof Royal Dutch Tanneries, Lichtenvoorde, Niederlande (Frijters et al. (2007))

Wunsch und Köppl (2008) schlagen für die Reinigung von Abwasser der Hefeindustrie die Kombination aus anaerober Behandlung mit einem EGSB - Reaktor und nachgeschalteter Deammonifikation im DEMON[®] - Verfahren vor. Für die Reduzierung noch abbaubarer organischer Frachten ist ein der

Deammonifikation vorgeschaltetes Belebungsbecken vorgesehen. Für die Einhaltung der Ablaufreinigungsziele von $BSB_5 < 25 \text{ mg/l}$, $NH_4\text{-N} < 10 \text{ mg/l}$, $N_{\text{anorg.}} < 15 \text{ mg/l}$ und $P_{\text{Gesamt}} < 2 \text{ mg/l}$ ist des Weiteren ein SBR für den Abbau von Reststickstoff (Denitrifikation/Nitrifikation) und ein Phosphatfällung vorgesehen.

Am ISAH sind gegenwärtig mehrere Projekte zur anaerob - aeroben Industrieabwasserbehandlung im halbtechnischen und labortechnischen Maßstab im Bereich der Hefeproduktion und Bioethanolgewinnung in Vorbereitung bzw. in der Durchführung. Schwerpunkt der Forschung ist hierbei insbesondere die Entwicklung verfahrenstechnischer Lösungen zur Optimierung der benötigten Schnittstellen zwischen Hochlastanaerobie und Deammonifikation.

5 Literatur

- ATV (1994) ATV-FACHAUSSCHUSS 7.5, Geschwindigkeitsbestimmende Schritte beim anaeroben Abbau von organischen Verbindungen in Abwässern. Korrespondenz Abwasser, 41. Jg., H. 1 (1994) S. 101-107
- ATV (2000) Handbuch der Industrieabwasserreinigung - Lebensmittelindustrie. 2000, Berlin: Ernst und Sohn.
- AUSTERMANN-HAUN (2008) Austermann-Haun, U., Anaerobverfahren - Übersicht. GWF Wasser Abwasser, Special - Industrieabwasserreinigung. 149 (2008) Nr. 14
- BEIER et al. (1997) Beier, M., Seggelke, K., und Seyfried, C.F., Einfluss der Vorbehandlung von organisch verschmutzten Industrieabwässern (insbesondere der Lebensmittelindustrie) auf die biologische P- und N-Elimination kommunaler Kläranlagen in Hinblick auf die Kosten und die Gebührensatzung kleiner und mittlerer Gemeinden, in Abschlussbericht des KfW-Forschungsvorhabens -210.2-7620/9-17-17/92. 1997, Inst. für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover: Forschungsbericht.
- BEIER et al. (2008) Beier, M., Sander, M., Schneider, Y. und Rosenwinkel, K.-H., Energieeffiziente Stickstoffelimination - aktueller Verfahrensüberblick zur Nitrifikation/Deammonifikation und Auswirkungen auf den Energiebedarf von Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser 55 (2008) Nr.6 S. 671-678.
- BORCHMAN und ROSENWINKEL (2008) Borchmann, A. und Rosenwinkel, K.-H., Keramische Flachmembranen in anaeroben Abwasserreinigungsverfahren. GWF Wasser Abwasser, Special - Industrieabwasserreinigung. 149 (2008) Nr. 14

- FRIJTERS et al. (2007) Frijters, C.T.M.J., Silvius, M., Fischer, J., Haarhuis, R. and Mulda, M., Full-scale applications for both COD and nutrient removal in CIRCOX® airlift reaktor.
- GAUL et al. (2006) Gaul, T., Wesoly, I., Weinobst, N. und Kunst, S. (2006). Pilot Engineering of an Anammox-SBR: From de novo enrichment to online process control. Water and Environmental Management Series, IWA Publishing, London, UK(12): 409-418.
- HABERKERN et al. (2006) Haberkern, B., Maier, W., Schneider, U., Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, in Umweltforschungsplan, Förderkennzeichen 205 26 307, UBA, Editor. 2006: Berlin.
- KROISS (1985) H. Kroiss, Anaerobe Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen Wasser Abwasser Gewässer, Bd. 62, Wien (1985)
- LADIGES et al. (2006) Ladiges, G., Thierbach, R.D., Beier, M., Focken, T., Versuche zur zweistufigen Deammonifikation im Hamburger Klärwerksverbund in 6. Aachener Tagung zur Stickstoffrückbelastung. 2006. Aachen.
- MUDRACK und KUNST (1994) Mudrack, K. und Kunst, S., Biologie der Abwasserreinigung, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 4. Auflage (1994)
- ROSENWINKEL und RÜFFER (1998) Rosenwinkel, K.-H. und Ruffer, H., Taschenbuch der Industrieabwasserreinigung. 1998, München, Wien.
- ROSENWINKEL und CORNELIUS (2005) Rosenwinkel, K.-H. und Cornelius, A., Deammonification in the Moving-Bed Process for the Treatment of Wastewater with High Ammonia Content. Chem. Eng. Technol., 2005. 28, No.1: p. 49-52.
- ROSENWINKEL (2008) Rosenwinkel, K.-H., Anaerobtechniken zur Vorbehandlung von Abwasser. Fachbeitrag DWA WasserWirtschaft-Kurse. Behandlung von Industrie und Gewerbeabwasser, 05.-07.03.2008, Kassel.
- SCHNEIDER und BEIER (2008) Schneider, Y. und Beier, M., Überblick über Verfahren zur Nitrifikation und Deammonifikation - Prozessgrundlagen und aktueller Stand großtechnischer Umsetzungen. Abschlussbericht des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, 2008 unveröffentlicht
- SEYFRIED (1988) Seyfried, C. F., Verfahrenstechnik der anaeroben Abwasserreinigung - Theorie und Praxis-. In: Preprints GVC-Tagung „Verfahrenstechnik der mechanischen, thermischen, chemischen und biologischen Abwasserreinigung“, Baden-Baden, 17.-19.10.1988, Band 2, S. 99-136
- STROUS et a. (1999) Strous, M., Kuenen, J. G. und Jetten, M. S. M. (1999). Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. Appl. Environ. Microbiol. 65(7): 3248-3250.
- STROUS (2000) Strous, M. (2000) Microbiology of anaerobic ammonium oxidation. PhD Thesis TU Delft, The Netherlands

WETT et al. (2007) Wett, B., Murthy, S., Takács, I., Hell, M., Bowden, G., Deur, A. und O'Shaughnessy, M., Key Parameters for Control of Demon Deammonification Process. Proceedings CD, Nutrient Removal 2007, Baltimore, march 4, 2007: 424-236.

WETT und HELL (2008) Wett, B. and Hell, M., Betriebserfahrungen mit dem DEMON-Verfahren zur Deammonifikation von Prozesswasser. Korrespondenz Abwasser, 2008. 3: p. 245 - 253.

WUNSCH und KÖPPL (2008) Wunsch, M., and Köppl, S., Innovativ process for energy efficient treatment of high polluted wastewater in food industry - treatment objectives energy and heat recovery, Colloquium Production Integrated Water/Wastewater Technology, Bremen 2008

Korrespondenz an:

Autor: Prof. Dr.-Ing. Karl-Heinz Rosenwinkel, Dipl.-Ing. Marian Sander

Institution: Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik,
Leibniz Universität Hannover

Adresse: Welfengarten 1

Tel: 0511/762 2276

eMail: rosenwinkel@isah.uni-hannover.de
sander@isah.uni-hannover.de

Lex Raab

Erfüllung erhöhter Anforderungen an die Abwasserreinigung in der Lederindustrie

Dieter Knoppek

Boxmark World Leather GmbH & CO KG ; Ecology Center Manager

Abstract: Die Firma Boxmark hat im Zuge der Verbesserungsmaßnahmen entlang der Raab eine tertiäre Reinigungsstufe entwickelt, in Feldbach gebaut und in Betrieb genommen. Im Folgenden wird über die Schritte ein Bericht dargelegt, sowie auf die zu diesem Zweck novellierte AEV-Gerberei eingegangen. Auch der Umgang mit den NGO's wird diskutiert. Ein kurzer Überblick über die bereits vorhandenen Ergebnisse rundet diesen Bericht ab.

Key Words: Raab, Schaum, AOX, Naphthalin-1,5-disulfonat, Fällung, Aktivkohlefilter, Rückspülung

1 Einleitung

Die Firma Schmidt-Feldbach betreibt seit 1982 am Standort Feldbach eine Ledergerberei. Die Eigentümer zeichneten sich seit jeher durch ihr hohes Umweltbewusstsein sowie ihren Sinn nach Neuem aus. Dadurch war und ist die Firma Boxmark weltweit das führende Unternehmen im Bereich der vegetabilen Lederherstellung sowie im Setzen von Umweltstandards in der Gerbereiindustrie.

Bereits 1986 wurde die erste vollbiologische Kläranlage in der Gerbereiindustrie in Betrieb genommen und entsprechend den Anforderungen immer weiter ausgebaut.

Schon früh wurde erkannt, dass das Verwenden von vegetabilen Gerbstoffen der richtige Ansatz für die Zukunft ist und somit einen nachhaltigen Umgang mit den Ressourcen darstellt. Dieser Ansatz wurde durch die Veröffentlichung der

Altfahrzeugrichtlinie der EU bestätigt. Durch geeignete Prozessführung konnten die Abfallmengen um mehr als 60% verringert sowie Kreisläufe geschlossen werden.

Durch stärkere Industrialisierung sowie verstärkte landwirtschaftliche Nutzung im Raabtal als auch die Verkürzung der Raab durch Begradigungen um mehr als 60 km auf österreichischer Seite begann die Raab im Bereich von größeren Niveauunterschieden zu schäumen. Besonders im Frühjahr und Herbst neigte die Raab zur Schaumbildung, was durch Niederwasserstände verstärkt wurde. Sehr rasch wurde ein „Bösewicht“, die Firma Boxmark, gefunden. Dabei wurde mit Halbwahrheiten gearbeitet. Hinzu kam der Personalwechsel im Umweltbereich der Fa. Boxmark, wodurch es in diesem Bereich für Monate zu einem „Stillstand“ kam.

Boxmark hat seine Verantwortung gegenüber der Umwelt nie negiert sondern immer offensiv wahrgenommen. Mit der Entwicklung und dem Bau der tertiären Reinigungsstufe konnte Boxmark erneut seine Stellung gegenüber der Umwelt hervorheben.

2 Grundsätze der Abwasserreinigung bei Boxmark

Abwasserreinigung ist ein Begriff, der aus zwei Wörtern besteht, die wie folgt interpretiert werden können:

- Abwasser1: [...] „, das durch häusl., gewerbl. und industriellen Gebrauch verunreinigte Wasser (**Schmutzwasser**) sowie das von Niederschlägen stammende in eine Kanalisation gelangende Wasser.“
- reinigen2: [...] „**1**) es, säubern, befreien von Schmutz“ [...] „-> Abwasserreinigung“

Setzt man beide Begriffe zusammen so würde dies für die Abwasserreinigung die Entfernung des „Schmutzes“ aus der flüssigen Phase bedeuten.

¹ Der neue Brockhaus Band 1, 1984, S 19

² Der neue Brockhaus Band 4, 1984, S 386

Eine Zerstörung (chemisch gesehen das Cracken oder Aufspalten von Verbindungen in mehrere andere Verbindungen mit anderen Eigenschaften) jener Substanzen, die das Wasser verunreinigen, kann in sehr eingeschränkten Fällen interessant sein. Bei vollständiger Zersetzung in die Verbindungen O₂, H₂O oder CO₂ usw. kann man auch von einer Reinigung sprechen. Sollte dieser Vorgang jedoch nicht vollständig sein, so ist die Verwendung dieser Verfahrensweise nur dann empfehlenswert, wenn die Edukte und die Abbauprodukte bekannt sind. Im anderen Fall besteht die Gefahr, dass durch unerwünschte Reaktionen Abbauprodukte entstehen, die eine weitergehende Reinigung notwendig machen.

Gerade in industriellen Bereichen, wo eine Unzahl von Chemikalien zum Einsatz gelangen, sind alle Verfahren, welche die Verunreinigungen aus dem Wasser entfernen, zu bevorzugen.

Ausgangspunkt einer zusätzlichen Reinigungsstufe bei Boxmark war das Schäumungspotential des gereinigten Abwassers zu verringern. Von diesem Standpunkt aus betrachtet, muss aber nicht unbedingt von einer zusätzlichen Reinigungsstufe gesprochen werden. Der Begriff der Konditionierung des gereinigten Abwassers würde ebenfalls zulässig sein. Beide Ansichten sind im vorliegenden Fall zulässig und führten am Anfang aller Überlegungen zu zwei grundsätzlichen Fragen:

1. Welches Verfahren ist aus Sicht der Umwelt am effektivsten?
2. Welches Verfahren ist aus Sicht der Investition am günstigsten?

Die Antwort auf die erste Frage war nicht schwer zu beantworten. Aufgrund der Vielzahl an unbekanntem Abbauprodukten aus den Produktionsprozessen und der nachgeschalteten biologischen Kläranlage können die schaumfördernden Substanzen abgebaut werden, sodass diese nicht mehr bzw. nur mehr sehr gering zum Schäumen beitragen. Jedoch bleiben die unbekanntem Abbauprodukte im Wasser zurück. Dies kann und darf nicht Ziel eines umweltrelevanten Prozesses sein. Die Entfernung der unerwünschten Substanzen bringt für die Raab eine nachhaltige Entlastung mit sich und ist deswegen auf alle Fälle zu bevorzugen. Die zweite Frage betreffend der Investitionskosten konnte zu diesem Zeitpunkt noch nicht beantwortet werden.

3 Entwicklung der tertiären Reinigungsstufe

3.1 Zeitlicher Ablauf

Zwischen Jänner und März 2007 wurde bei der Firma Boxmark durch das Umweltbundesamt eine Teilstromuntersuchung der Gerbereiabwässer durchgeführt. Ziel dieser Studie war die Identifizierung jener Substanzen, die das Schäumen des Abwassers fördern. In der Zusammenfassung werden folgende Substanzen identifiziert:

„Für die Schaumbildung verantwortlich ist nach vorliegenden Erkenntnissen das Zusammenwirken von Eiweiß bzw. dessen Abbauprodukten, Tensiden, die in der biologischen Kläranlage nur teilweise abgebaut werden und aus Verbindungen [...] die aus vegetabilen Gerbstoffen entstehen.“³.

Ab Mai 2007 begann eine firmeninterne Untersuchung der Teilströme, um jene zu identifizieren, die am ehesten zum Schäumen neigen. Dabei konnten die Aussagen des UBA verifiziert werden sowie erste Lösungsansätze im Labor erarbeitet werden. Nach entsprechenden Literaturrecherchen wurde mit den ersten Laborversuchen Mitte Mai begonnen. Ende Mai wurde bereits eine kleintechnische Versuchsanlage gemietet und 5 Tage später in Betrieb genommen. Bis Ende Juli konnte die verfahrenstechnische Entwicklung abgeschlossen werden, wobei gewisse Prozessparameter noch bis Ende August angepasst wurden. Die Abnahme der kleintechnischen Anlage wurde durch das Umweltbundesamt und die TU-Wien Ende September durchgeführt.

Ende desselben Jahres waren die wasserrechtlichen Genehmigungen abgeschlossen, wobei die größte Hürde die ungarische Seite darstellte, da diese im Falle der Jennersdorfer Anlage sogar Parteienstellung hatte.

Um Kosten zu sparen übernahm Boxmark das Detail-Engineering. Ende August 2008 wurde mit dem Gebäudebau begonnen. Anfang Jänner 2009 wurde mit dem Anlagenbau gestartet und Ende Juni abgeschlossen. Trotz der

³ Untersuchung zur Erarbeitung eines anlass- und problembezogenen Lösungsansatzes im Zusammenhang mit der Lederfabrik Feldbach, 2007, S 3

Auswirkungen der Wirtschaftskrise wurde der Bau nicht gestoppt, obwohl selbst das Feldbacher Werk Kurzarbeit anmelden musste. Im Juli wurde die Anlage in Betrieb genommen und durch eine externe Überprüfung abgenommen. Im November konnte der Probetrieb aufgenommen werden.

Aus dem soeben geschilderten Ablauf kann deutlich erkannt werden, dass die Firma Boxmark bereits tätig war, bevor Greenpeace vor den Werkstoren von Boxmark ihre Aktionen (Ende Mai und ein Monat später) setzten und bevor die österreichisch – ungarische Grenzgewässerkommission in Form der Task Force (konstituierende Sitzung der Raab Task Force fand am 30. Mai 2007 statt⁴) aktiv wurde.

3.2 Von einer Idee zur kleintechnischen Anlage

Als neu in einer Firma eingetretener Mitarbeiter hat dieser noch einen Blick für das sogenannte Alltägliche. Bei einem der täglichen Rundgänge fiel ein Schaumteppich bei dem Entflotten eines Färbefasses auf. Dies war Anfang Mai 2007. Von der Geschäftsführung wurde das Ecology Center auf dieses Thema mit höchster Priorität angesetzt. Dabei sollte der Center Manager sich ebenfalls Gedanken bezüglich der sogenannten „Schaumproblematik“ in der Raab machen. Parallel dazu erhielt der Center Manager den Endbericht der TU Wien über die „nachhaltige Wassergütwirtschaft Raab (Modul 1 – Schaumproblematik)“ sowie den Endbericht des Umweltbundesamtes (UBA) zur „Untersuchung zur Erarbeitung eines anlass- und problembezogenen Lösungsansatzes im Zusammenhang mit der Lederfabrik Feldbach“. In beiden Berichten werden die Gerbereien als Mitverursacher^{5 6} bezeichnet. Der Bericht des UBA gibt erste Hinweise zur Identifikation von entsprechenden Lösungsansätzen. Ein wichtiger Punkt zielt auf den vegetabilen Gerbstoff ab, dessen Substanzen (Eiweiß) und biologische Abbauprodukte zum Schäumen neigen. Die zweite Stoffgruppe ist die in der Färbung sowie in der Oberflächenveredelung eingesetzte Substanzklasse der Tenside und Emulgatoren.

⁴ Fortschritts- und Endbericht über die Arbeit der Task Force Raab/Raba, Oktober 2007, S 2

⁵ Untersuchung zur Erarbeitung eines anlass- und problembezogenen Lösungsansatzes im Zusammenhang mit der Lederfabrik Feldbach, 2007, S 3

⁶ Nachhaltige Wassergütwirtschaft Raab (Modul 1 – Schaumproblematik), 2007, S 3

Die TU-Wien schlägt als Lösungsansatz eine Ozonierung, also eine Oxidation des gesamten Abwassers vor, wodurch alle Reaktionsprodukte ohne deren genaue Kenntnis im Ablauf zur Raab verbleiben würden. Dieser Weg wurde von der Firma Boxmark als nicht gangbar eingestuft (siehe Punkt 2). Hingegen konnte nachgewiesen werden, dass durch die Fällung des Eiweißes eine deutliche Verringerung des Schäumens des Abwassers erzielt werden konnte. Parallel dazu zeigten Laborversuche, dass das Entfernen des Schaums ebenso zu einer Verringerung des Schaumpotentials führt. Dies ist dadurch zu erklären, dass sich die zum Schäumen neigenden oberflächenaktiven Substanzen wie Tenside, Emulgatoren oder Eiweiß an den Schaumblasen anreichern, wodurch die Stabilität dieser Blasen gewährleistet wird.

Von diesem Punkt ausgehend war es für den Verfahrenstechniker nicht mehr schwer die entsprechend notwendigen Aggregate zu definieren. Ende Mai wurde das Verfahren für eine kleintechnische Versuchsanlage fixiert und am 5. Juni die Anlage für einen Versuchsbetrieb mit einer Kapazität von 5% des Gesamtablaufes bestellt. Am 8. Juni 2007 wurde der erste Versuch mit der kleintechnischen Anlage gefahren und am 9. Juni wiederholt. Sehr schnell war klar, dass doch noch einiges an Entwicklungsarbeit und Versuchen zu investieren sei, bis eine endgültige Lösung gefunden werden konnte.

Nach der Elimination der Gruppe der Eiweiße aus dem Ablauf der Kläranlage wurde zwischen Ende Juni und Anfang Juli 2007 der Focus auf die Elimination der Tenside gelegt. Auch hier musste erneut abgewogen werden zwischen Oxidation oder einem alternativen Verfahren. Nach eingehenden Recherchen wurde erneut auf eine Oxidation verzichtet. Als Alternative blieb nur mehr der Weg der Adsorption übrig. Mit diesem Schritt konnte das Verfahren komplettiert werden.

3.3 Abnahme der kleintechnischen Anlage

Vom 27.8.2007 auf den 28.8.2007 wurde der alles entscheidende Versuch gefahren, wobei am 28.8.2007 sowohl die TU-Wien als auch das UBA eine Beprobung durchführten. Dabei konnte die Fa. Boxmark den Beweis erbringen, dass die entwickelte Anlage den neuen Erfordernissen entsprechen würde. Dies führte zur Freigabe des Verfahrens und somit zum nächsten Schritt.

Tabelle 1 Quelle: Scharf, S. UBA 2007; Zusammenfassung der Ergebnisse des UBA vom 28.8.2007

Parameter	Dim.	24h Mischprobe Zulauf (28.8.2007)	24h Mischprobe Ablauf (28.8.2007)	Mischprobe Zeolith 10 - 17:00 (28.8.2007)	Mischprobe Zeolith 8 - 14:00 (28.8.2007)	24h Mischprobe Zeolith und Aktivkohle (28.8.2007)
		W 0708 3770	W 0708 3771	W 0708 3772	W 0708 3773	W 0708 3774
1. Temperatur		-	-	-	-	-
3. Absetzbare Stoffe b) (aus den Stichproben)		-	-	-	-	-
abfiltrierbare Stoffe (aus den Stichproben)		-	-	-	-	-
4. pH-Wert (Stichprobe)		-	-	-	-	-
5. Aluminium ber. als Al	mg/l	0,66	0,42	0,16	-	0,21
6. Arsen ber. als As	mg/l	0,0083	0,0061	0,0065	-	0,0093
7. Chrom – G ber. als Cr	mg/l	0,8	0,032	0,017	-	0,0017
9. Eisen ber. als Fe	mg/l	0,45	0,052	0,046	-	0,007
10. Ammonium ber. als N		130	<2,3	<2,3	-	<2,3
11. Gesamter ber. als N	mg/l	431	117	118	-	106
Phosphor – G ber. als P	mg P/l	6,2	0,2	0,027	-	0,088
Phosphat P ber. als P	mg P/l	< 0,2*	0,063	0,01	-	0,049
Sulfid	mg/l	0,08	< 0,02	< 0,02	-	< 0,02
13. Sulfat ber. als SO4		1290	1830	1990	-	1950
15. Gesamter ber. als C	mg/l	1680	90,7	68,3	-	6,2
16. Chemisch ber. als O2	mg/l	5766	296	238	-	39
17. Biochemis ber. als O2	mg/l	2430	6	7	-	1
18. Adsorbierl ber. als Cl	mg/l	-	-	-	0,34	-
19. Schwerflüchtige lipophile Stoffe	mg/l	680	140	120	-	4
20. Summe der Kohlenwasserstoffe		4,1	3,9	3,6	-	0,84
Kupfer		-	-	-	-	-
Quecksilber		-	-	-	-	-
Mangan		-	-	-	-	-
Naphthalinsulfonate (Summe, mg/L)	mg/l	18,1	2	2,2	-	0,00054
Nitrat-N		<1,7	106	110	-	97
Chlorid		1880	1790	1790	-	1790
DOC	mg/l	1320	82,0	64,1	-	6,2
Leitfähigkeit (Stichprobe)		-	-	-	-	-
EPA -Screening		-	-	-	-	-
? anionische Tenside	mg TBS/l	0,1	0,08	0,03	-	0,005
? nichtionische Tenside	mg NP10/l	40	<0,5	<0,5	-	<0,5
Oberflächenspannung	mN/m	37,4	53,5	60,4	-	72,6
Schäumungsfaktor		401	51	26	-	<1
Schaumstabilität		36	10	4	-	0
Schaumhöhe		5	3	4	-	0

Aus den Ergebnissen (siehe Tabelle 1) geht klar hervor, dass die kleintechnische Anlage weit über das erforderliche Maß den Ablauf reinigen kann. Letztendlich wird die Anlage jedoch entsprechend den gesetzlichen Erfordernissen den Ablauf der biologischen Stufe zusätzlich reinigen und so die Kosten in einem gerade noch vertretbaren Rahmen halten.

3.4 Wasserrechtsverfahren

Am selben Tag, als die Ergebnisse der Abnahmemessung bekannt wurden, begannen die Arbeiten für die Wasserrechtsverfahren in Feldbach und Jennersdorf. Aufgrund der Eigenheit der Raab (diese ist ein Grenzfluss, der durch Österreich und Ungarn fließt), hat der ungarische Staat am Standort Feldbach zumindest ein Anhörungsrecht und am Standort Jennersdorf Parteienstellung. Aus diesem Grund war

es notwendig, die ungarische Seite von Anfang an umfassend zu informieren und aufzuklären. Dies beinhaltete mehrere Besuche bei der Versuchsanlage durch ungarische Behördenvertreter sowie entsprechende Präsentationen des Projektes der tertiären Reinigungsstufe im Zuge der österreichisch / ungarischen Grenzgewässerkommission sowie der Task Force Raab. Durch diese intensiven Vorarbeiten konnte vor der tatsächlich stattfindenden Wasserrechtsverhandlung alle offenen Punkte abgeklärt werden, wodurch es möglich wurde, die Verhandlung in Feldbach am 19.11.2007 durchzuführen. Das Wasserrechtsverfahren für den Standort Jennersdorf wurde am 27.11.2007 durchgeführt. Bei beiden Verhandlungen war neben der offiziellen ungarischen Delegation auch Vertreter von PRONAS St. Gotthard (Umweltschutzorganisation aus Ungarn) anwesend. Genau an diesem Punkt zeigte sich, dass bei entsprechender Vorbereitung sowie gutem Willen derartige Projekte doch recht zügig umgesetzt werden können.

3.5 Bau der großtechnischen Anlage und Inbetriebnahme

Anfang August wurde mit dem Bau der großtechnischen Anlage begonnen. Die Baumeisterarbeiten konnten zum größten Teil bis November 2008 abgeschlossen werden. Nach einer ausreichenden Trocknungszeit für den Boden wurde Anfang Jänner 2009 mit dem Anlagenbau begonnen. Zuerst wurde der Aktivkohleteil aufgestellt. Ende Februar waren alle Anlagenteile aufgestellt. Danach wurde mit dem Rohrleitungsbau begonnen.

Durch die Wirtschaftskrise wurde der Baufortschritt zwar verzögert, jedoch nicht gestoppt, obwohl das Werk in Feldbach Kurzarbeit anmelden musste. Nach der Elektroinstallation konnte am 20.05.2009 die Trockenabnahme der Anlage durch die BH-Feldbach durchgeführt werden. Nach Fertigstellung des Anlagenbaus mit Mitte Juni konnte am Ende des Monats die Inbetriebnahme begonnen werden.

Die Inbetriebnahme konnte Mitte Juli abgeschlossen werden. Im Anschluss daran wurde durch das Umweltbundesamt, die Steiermärkische Gewässeraufsicht und ein extern beauftragtes technisches Büro die Funktionsfähigkeit der Anlage überprüft. Alle geforderten Parameter sowohl der AEV-Gerberei neu als auch die der Förderstelle konnten eingehalten werden.

Während die Inbetriebnahme ohne größere Probleme über die Bühne gegangen ist, so zeigte der Betrieb doch einige Mängel in der Planung auf. So wurde sowohl im Bereich der Aktivkohleanlage als auch bei der Chemikaliendosierung einiges

geändert. Die Aktivkohlerückspülung musste adaptiert werden, da der Durchsatz das Kohlebett zu stark anhub. Durch ein Überdruckventil konnte das Problem behoben werden.

Bei der Neutralisation wird Kalkmilch eingesetzt. Da dies eine Suspension ist, kam es im Bereich des Dosierventils immer wieder zu Verstopfungen. Durch eine automatisierte Rückspüleinrichtung konnte das Problem behoben werden.

Soweit zwei Beispiele inklusive Lösungsansätze. Nach diesem Umbau der im Oktober stattfand, konnte mit Anfang November der Vollbetrieb aufgenommen werden. Zur Zeit läuft die Anlage im Probetrieb

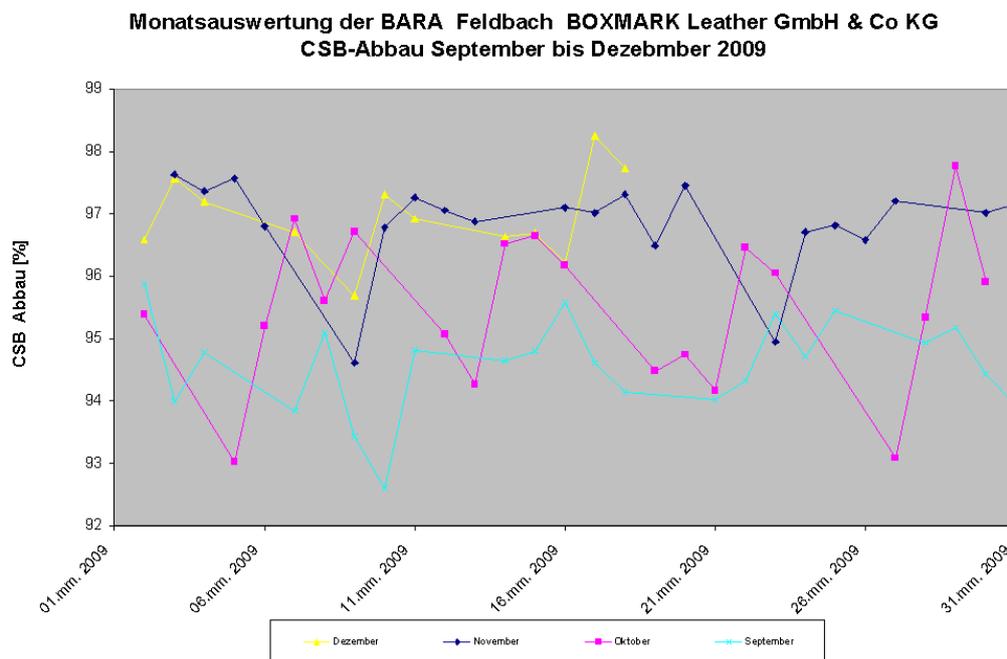


Abbildung 1 Quelle: Knoppek, D 2010; CSB Abbau der Gesamtkläranlage inkl. der tertiären Reinigungsstufe (CSB-Abbau in % über Tage aufgetragen)

In Abbildung 1 sind die monatlichen CSB Abbauraten der gesamten Kläranlage monatsweise aufgetragen. Dabei kann deutlich erkannt werden, dass im September die Abbaurate noch unter 95% lag. Dies kommt daher, dass damals noch nicht der Ablauf der tertiären Reinigungsstufe regelmäßig beprobt wurde und auch nicht konstant lief. Ab Oktober wurde der Ablauf beprobt, wobei es im Zuge der unter Punkt 3.5 beschriebenen Umbauten zu längeren Stillständen kam. Ab November konnte ein Vollbetrieb aufgenommen werden, wobei es kurzfristig zu Stillständen kam. Am 18. Dezember wurde die Anlage wegen des Weihnachtsstillstandes sowie der notwendigen Revision stillgelegt.

4 Ergebnisse der ersten Monate

In diesem Abschnitt wird versucht einerseits die Reinigungsleistung der Anlage darzustellen und zu bewerten als auch die Auswirkung auf die Raab aufzuzeigen.

4.1 Aus Sicht der Anlage

Im Folgenden soll anhand von ausgewählten Parametern zwei Monate miteinander verglichen werden. Dabei wurde der erste Monat mit Vollbetrieb der tertiären Reinigungsstufe ausgewählt sowie derselbe Monat aus dem Jahr 2008. Die Daten wurden zu einem Monatsmittelwert (arithmetisches Mittel) zusammengefasst. Es wurden ausschließlich Daten der Steiermärkischen Gewässeraufsicht verwendet, die im Wasser Informationssystem Austria (<http://wisa.lebensministerium.at/>) veröffentlicht wurden.

Tabelle 2 Quelle: Knoppek, D, 2010; Vergleich der Reinigungsleistung vor Inbetriebnahme (Nov. 2008) und nach Inbetriebnahme (Nov. 2009) der tertiären Reinigungsstufe

Parameter	Einheit	Nov.08	Nov.09
CSB Abbau	[%]	94,20	97,75
N Abbau	[%]	80,35	89,10
P Ges	[mg/l]	< 0,50	< 0,50
AOX	[mg/l]	0,37	0,14
Oberflächenspannung	[mN/m]	52,45	56,30

Bereits im Juni 2007 wurde aufgrund der Notwendigkeit Phosphor als Nährstoffquelle einzusetzen eine Onlinefällung von Phosphor mit Aluminiumsulfat implementiert. Der positive Nebeneffekt dieser Maßnahme war, dass neben der Fällung von Phosphat auch der Stickstoff und somit auch der CSB im Ablauf gesenkt wurden. Mit Einführung der tertiären Reinigungsstufe konnte die Fällung verstärkt werden, wodurch der CSB-Abbau um 3,55 %-Punkte verbessert wurde. Hauptziel der Fällung ist die Elimination des Eiweißes, das aus den vegetabilen Gerbstoffen stammt und laut UBA einer der schaumverursachenden Substanzen ist. Dadurch ist auch die Steigerung des N-Abbaus um 8,75 %-Punkte erklärbar.

Da der Phosphor bereits unterhalb der Bestimmungsgrenze gelegen hat, kann keine weitere Betrachtung durchgeführt werden. Die Eigenüberwachungsdaten zeigen jedoch eine deutliche Senkung unter 0,1 mg/l durch die tertiäre Reinigungsstufe auf. Auch die Oberflächenspannung konnte entscheidend erhöht werden. Jedoch liegt der durch die Steiermärkische Gewässeraufsicht gemessene Wert eindeutig unterhalb des zukünftigen Grenzwertes. Dazu wird jedoch unter Punkt 5.2 eingegangen. Als letzter Parameter wurde AOX ausgewählt. Auch dieser Wert unterliegt aufgrund der Matrix des Abwassers einer sehr starken Streuung. Auch Hierauf wird in einem gesonderten Kapitel (Punkt 5.3) eingegangen. Das vorliegende Ergebnis beweist, dass der AOX durch die Adsorptionsfilteranlage aus dem Abwasser entfernt wird, was zu einer eindeutigen Entlastung des Fließgewässers und damit der Raab führt. Parallel dazu kann deutlich die Effizienz der Filteranlage bewiesen werden. Als zusätzlicher Punkt kann angeführt werden, dass das Naphthalin-1,5-disulfonat ebenfalls durch Aktivkohle adsorbiert wird. Diese Erkenntnis betreffend diesen Stoff konnte zum ersten Mal bei der kleintechnischen Versuchsanlage beobachtet werden. Neben der bereits stattgefundenen Reduktion des Stoffes durch Maßnahmen aus dem Jahr 2007 auf der Inputseite kann nun durch die tertiäre Reinigungsstufe eine weitere Reduktion erzielt werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Anlage die gewünschte Reinigungsleistung erbringt. Jedoch bedarf es in nächster Zeit einer erneuten Diskussion über einige Parameter, da der Probetrieb gezeigt hat, dass diese Parameter aufgrund der Besonderheiten des Abwassers als Abwassergrenzwerte zumindest nur sehr eingeschränkt verwendbar sind.

4.2 Aus Sicht der Raab

Nach Inbetriebnahme hat sich die Fa. Boxmark gefragt inwieweit die allgemein kolportierte Meinung stimmt, dass die Gerbereien hauptsächlich für die Schaumbildung auf der Raab verantwortlich sind. Auf Basis der der Untersuchungen der TU-Wien⁷ sowie des sogenannten NAWA-Berichtes⁸ lassen sich folgende Rückschlüsse ziehen. Der Schäumungsfaktor 1 besagt, dass das Abwasser eine aliquote Oberflächenspannung (OFS) von 70 mN/m aufweist.

⁷ IWAG TU-Wien, August 2007, Powerpointpräsentation, Folie 1

⁸ Nachhaltige Wasserwirtschaft Raab (Modul 1 – Schaumproblematik), Februar 2007, Seite 115

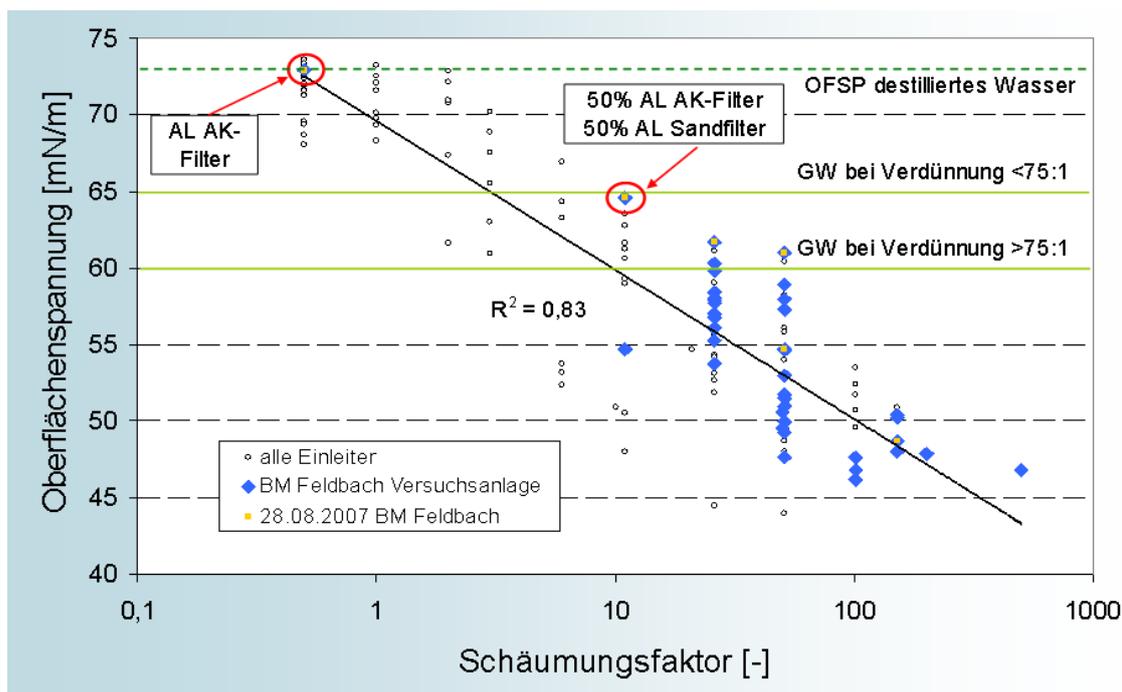


Abbildung 2 Quelle: Kroiss, Helmut: Folie; 2007; Zusammenhang Oberflächenspannung zu Schäumungsfaktor

Auf Basis der Novemberdaten der Steiermärkischen und Burgenländischen Gewässeraufsicht wird nun untersucht, ob die Abwässer der Gerbereien zum Schäumen in der Raab im November beigetragen haben.

Tabelle 3 Quelle: Knoppek, D. 2010; Berechnung der notwendigen Verdünnungsmenge in der Raab auf Basis der OFS der Abläufe der Gerbereien auf Basis von Monatsmittelwerten damit die Abwässer in der Raab nicht schäumen

<i>Standort</i>	<i>Konsens / mittlere Einleitungsmenge</i>	<i>OFS November</i>	<i>Verdünnung</i>	<i>Verdünnungsmenge Raab</i>
	<i>[m³/d]</i>	<i>[mN/m]</i>	<i>[1]</i>	<i>[m³/s]</i>
Boxmark Feldbach	2.400 / 1.600	56,30	12	0,22
Boxmark Jennersdorf	1.500 / 500	50,83	100	0,58
Wollsdorf	1.400 / x.xxx	60,70	10	0,16
<i>Notwendige Verdünnungsmenge in der Raab</i>				0,96

Auf Basis der Berechnungen in Tabelle 3 kann erkannt werden, dass bei einem Raabdurchfluss von kleiner als 1 m³/s die Gerbereiabwässer keinen Beitrag zum Schäumen in der Raab leisten. Dabei kann erkannt werden, dass das Werk Jennersdorf der Fa. Boxmark auf Grund der Wirtschaftskrise nur mehr 33% des konsensmäßigen Ablaufes hat.

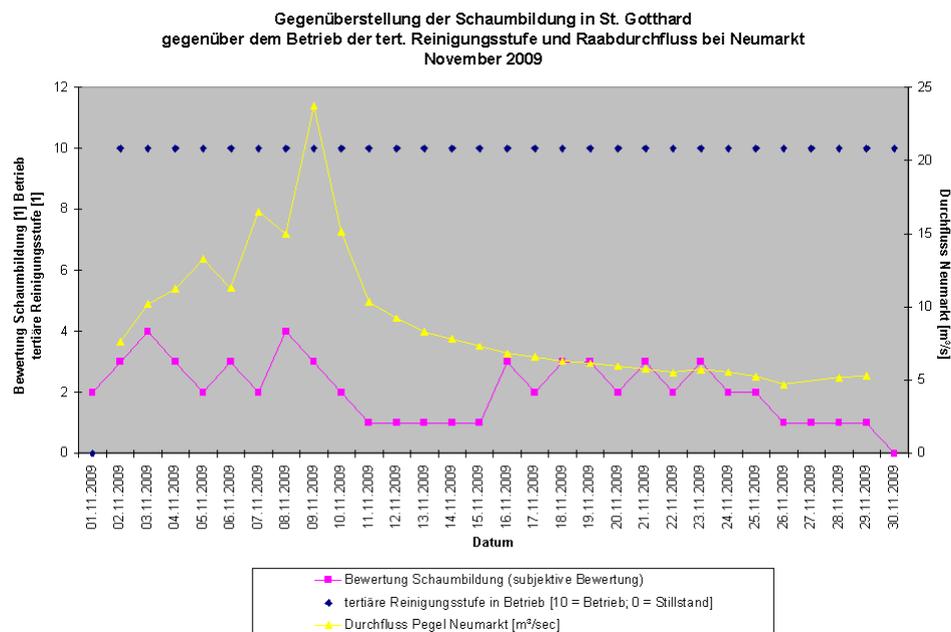


Abbildung 3 Knoppek, D. Woki, Z. 2009; Darstellung des Pegels Neumarkt mit dem Betriebszustand der tertiären Reinigungsstufe sowie einer Bewertung des Schaumverhaltens im Bereich St. Gotthard durch PRONAS

Herr Woki von PRONAS hat dankenswerterweise eine tägliche Bewertung des Schaumes im Bereich der Wehranlage in St. Gotthard vorgenommen. Diese Bewertung wurde durch die Fa. Boxmark durch den Durchflusswert der Raab in Neumarkt sowie dem Betriebszustand der tertiären Reinigungsstufe ergänzt. In Abbildung 3 kann deutlich erkannt werden, dass sich die Menge an Schaum in der Raab trotz Betrieb der tertiären Reinigungsstufe ändert. Am ehesten kann eine Korrelation zwischen Durchflussmenge und Schaumbewertung erkannt werden, wenn diese auch um ein bis zwei Tage zeitversetzt ist. Die geringste Durchflussmenge war am 26.11.2009 mit 4,699 m³/s. Diese ist noch immer um das 4,7-fache größer als die in Tabelle 3 berechnete Durchflussmenge.

Hiermit wird erneut nachgewiesen, worauf die Fa. Boxmark mehrfach hingewiesen hat. Das Schäumen in der Raab ist nicht hauptsächlich auf die Gerbereien abzuschieben. Die Fa. Boxmark hat ihre Verantwortung gegenüber der Umwelt wie schon öfters in der Vergangenheit wahrgenommen und hat in Feldbach die

tertiäre Reinigungsstufe gebaut. Jedoch wird bei der ganzen Raabdiskussion vergessen, dass viele weitere natürliche und menschliche Faktoren für das Schäumen verantwortlich sind. Die menschlichen Faktoren können weitestgehend beseitigt werden. Die natürlichen jedoch nicht. Dies bedeutet, dass selbst ein Quellbach unter bestimmten natürlichen Rahmenbedingungen schäumen wird. Als Beispiel sei hier das Algensterben bei stärkeren Temperaturänderungen genannt.

Zusammenfassend kann hier festgehalten werden, dass ein zukünftiges Abwälzen der Schaumproblematik auf die Gerbereien am tatsächlichen Problem vorbei gehen wird.

5 LEX Raab

In diesem Kapitel wird versucht die Grundlagen der AEV Gerberei, die mit 01.10.2008 in Kraft getreten ist, zu erklären. Dabei werden die Gründe zur Einführung der Oberflächenspannung (OFS) erklärt. Ebenso wird die Problematik des genannten Parameters bei seiner Bestimmung erklärt. Ebenso wird auf zwei weitere interessante Parameter, dem AOX und dem Naphthalin-1,5-disulfonat eingegangen.

5.1 Die neue AEV-Gerberei

Die AEV-Gerberei ist am 1. Oktober 2008 in Kraft getreten, wobei es eine Übergangsfrist für bereits genehmigte Anlagen bis 1. Oktober 2012 gibt. Diese letzte Änderung der aktuellen AEV wurde mit dem Bundesgesetzblatt II Nr. 261/2007 veröffentlicht.

Erstmals in der Geschichte der Abwasseremissionsbegrenzungen werden dynamische Grenzwerte für die Parameter CSB sowie der Oberflächenspannung (OFS) eingeführt. Bei diesem neuen Ansatz wird davon ausgegangen, dass die Belastung des Vorfluters im Falle eines niederen Pegels geringer sein muss als bei normalen Wasserstand.

Die dadurch geforderte Reduktion des CSB-Wertes von einer ursprünglichen 90 prozentigen Reinigungsleistung auf einen Absolutwert von 275 mg/l CSB dürfte eine der größten Änderungen im Zuge einer Novellierung gewesen sein. Dies

würde bedeuten, dass eine Abwasserreinigungsanlage mit einer CSB Zulaufkonzentration von 6000 mg/l eine Reinigungsleistung von 95,4% aufweisen muss.

Jedoch kann erkannt werden, dass die angesprochene Novellierung deutlich eine sogenannte Anlassgesetzgebung war, was aus Prinzip zu hinterfragen ist, da wie in diesem Fall durch anlagenspezifische Begrenzungen diese Verschärfungen der Grenzwerte einzig und alleine die drei großen Gerbereien entlang der Raab betrifft, während alle anderen Gerbereien in Österreich davon ausgenommen sind. Aus dem eigenen Rechtsempfinden heraus wird hier der Gleichheitsgrundsatz ausgehöhlt. Aus diesem Grund wird diese Verordnung in den eingeweihten Kreisen auch Lex Raab genannt.

Leider wurde im Zuge der Novellierung verabsäumt den Parameter AOX (siehe 5.3) zu überdenken. Die neu eingeführte Oberflächenspannung birgt bei genauerer Betrachtung immer mehr Probleme (siehe Punkt 5.2) die auch diesen Parameter immer mehr in Frage stellen. Zusammengefasst kann festgehalten werden, dass die Einführung von dynamischen Grenzwerten sicherlich der Umwelt zu Gute kommen wird, wobei die Einführung des physikalischen Parameters wie die Oberflächenspannung äußerst kritisch zu hinterfragen ist.

5.2 Die OFS als neuer Parameter

Im bereits angesprochenen NAWAS-Bericht der TU-Wien wurde zu Beginn der Untersuchungen versucht, eine Untersuchungsmethode zur Beschreibung der Stabilität des Schaums sowie des Schäumungsverhaltens von Vorflutern zu entwickeln. Dies führte zum Schäumungsfaktor. Im Laufe des Projektes wurde immer deutlicher, dass ein Parameter gefunden werden muss, für den es bereits eine Norm gibt. Im Zuge der Recherchen wurde die OFS als geeigneter Parameter identifiziert. Ebenso konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Schäumungsfaktor und der OFS identifiziert werden, wodurch der Parameter als geeignet erschien.

Im Zuge des Probetriebes kamen jedoch immer mehr Widersprüche zu Tage, die hier kurz andiskutiert werden. Die OFS wird durch Substanzen beeinflusst, die diese herabsetzen oder gar zerstören. Zu dieser Gruppe zählen vor allem die Tenside, Emulgatoren sowie Proteine und viele andere Substanzgruppen. Diese grenzflächenaktiven Substanzen sind im turbulenten Zustand gleich verteilt. Kommt es zur Ausbildung von Grenz- oder Oberflächen (z.B. Wasserspiegel,

Luftblasen usw.) diffundieren diese zu den Oberflächen, wodurch die Konzentration dieser Substanzklassen an den Grenzflächen höher ist als in der restlichen Matrix der Flüssigkeit.

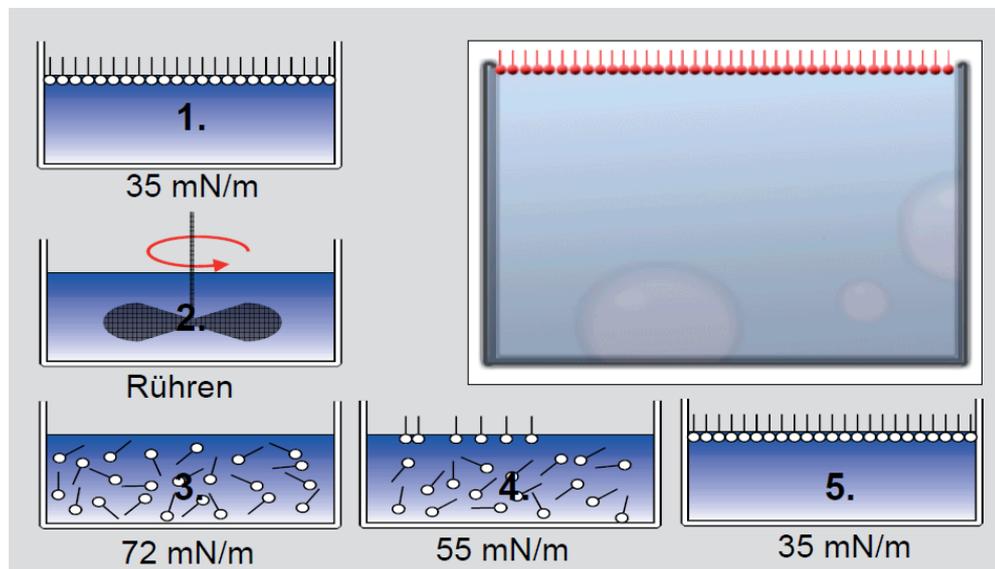


Abbildung 4 Quelle: Skrivanek, T., Seminar, Wien, Folie 22, 2009; Schematische Darstellung der Zeitabhängigkeit der Oberflächenspannung

Diese Eigenschaft ist zeitabhängig und vor allem Substanzabhängig. Dies bedeutet, dass bei einer starken Schwankung der eingesetzten Substanzen, die Ergebnisse deutlich unterschiedlicher sind als man dies erwarten würde. Je nach Konzentration kann es zu Schwankungen von mehreren mN/m kommen.

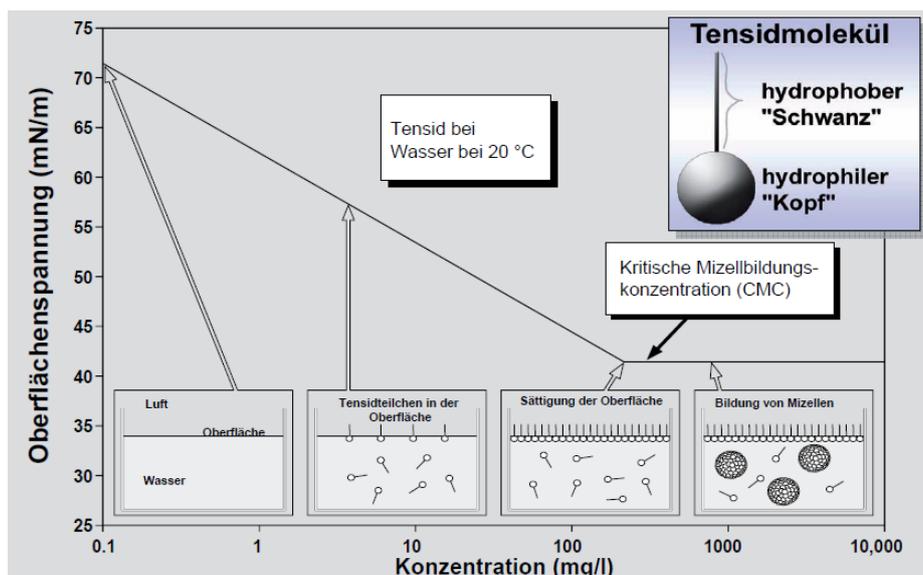


Abbildung 5 Quelle: Skrivanek, T., Seminar, Wien, Folie 22, 2009; Abhängigkeit der Oberflächenspannung zur Tensidkonzentration an der Grenzfläche

Ebenso ist die Sauberkeit beim Reinigen, beim Hantieren ein extrem großer Einflussfaktor. Zu guter letzt ist auch die Messvorschrift und die Dauer der Messung für die Genauigkeit sowie die Reproduzierbarkeit ausschlaggebend. Werden all diese Punkte zusammengenommen, so führt die statische Messung der Oberflächenspannung zu keinem reproduzierbaren Ergebnis, welches die Situation in der Raab widerspiegelt. Dies liegt daran, dass in der Raab das Wasser ein relativ junges Oberflächenalter im Vergleich zu einer Messung nach zwei Stunden aufweist. Wird dieses durch Schütteln der Probe verkürzt, so müsste das Schütteln automatisiert und die Messung unmittelbar darauf stattfinden. Alles andere führt zu Ungenauigkeiten, die zu Lasten des Betreibers gehen.

Zusammenfassend kann hier festgehalten werden, dass die verwendete statische Messmethode auf alle Fälle falsche und nicht reproduzierbare Werte liefert. Dynamische Messmethoden wurden jedoch aufgrund der hohen Investitionskosten für Geräte mit einer ansprechenden Genauigkeit (ab 1 mN/m) abgelehnt. Günstigere Geräte zeichnen sich jedoch durch eine Genauigkeit von 2 mN/m oder größer aus, was auch nicht akzeptabel ist. Aus Sicht der Fa. Boxmark besteht hier deutlicher Handlungsbedarf.

5.3 AOX ein problematischer Parameter

Seit Juni 2007 viel dem Ecology Centger bei der Überprüfung des Parameters AOX immer wieder auf, dass der Wert starken Schwankungen unterlag. Es kam wiederholte Male zu erhöhten Werten, die sich jedoch nicht erklären ließen. Selbst bei gleichzeitiger Messung des AOX durch die Steiermärkischen Gewässeraufsicht und einem Fremdüberwacher waren die Unterschiede zu groß. Nachdem eine erneute Probennahme im Jahr 2009 mit Messungen durch mehrere Labors ebenso eine starke Streuung ergeben hat, wurde das Umweltbundesamt (UBA) sowie das Lebensministerium durch die Fa. Boxmark informiert.

Auf Basis eines Ringversuches mit dem Abwasser der Fa. Boxmark konnte nachgewiesen werden, dass laut mündlicher Information durch das UBA die Werte der Abwasserprobe um ein Mehrfaches des Mittelwertes geschwankt haben. Diese Schwankungen werden durch störende Stoffe im Abwasser der Gerbereien verursacht. Inzwischen ist dies den Gewässeraufsichten von Burgenland und Steiermark bekannt. Eine Stellungnahme bzw. Information der Fa. Boxmark hat es jedoch bis heute noch nicht gegeben.

5.4 Naphthalin-1,5-disulfonat

Am Anfang der Untersuchungen betreffen der Schaumbildung der Raab wurde immer wieder gefordert, dass die Substanz Naphthalin-1,5-disulfonat aufgrund ihrer schäumenden Wirkung ersatzlos gestrichen werden sollte.

Inzwischen ist bekannt, dass diese Substanz nicht schäumt, jedoch auch in der Abwasserreinigung nicht abbaubar ist. Während alle anderen Produkte dieser Substanzgruppe in der Biologie vollständig abgebaut werden können, bleibt das Naphthalin-1,5-disulfonat im Ablauf zurück.

Nach eingehender Recherche wurde festgestellt, dass diese Substanz durch eine Verunreinigung in den Herstellungsprozessen in das Produkt gelangt ist. Innerhalb von 3 Monaten konnte die Konzentration im Ablauf um 75% gesenkt werden.

Aufgrund der Persistenz dieser Substanz wurde vermutet, dass eine weitere Reduktion nicht möglich wäre. Jedoch zeigte sich, dass das Naphthalin-1,5-disulfonat sehr gut durch die eingesetzte Aktivkohle adsorbiert werden kann, wodurch eine neuerliche Reduktion erzielt wurde. Diese Tatsache wurde erstmalig bei der Versuchsanlage im August 2007 bei Boxmark erkannt.

6 Öffentlichkeitsarbeit und NGO's

Im Zuge der Raabthematik stand die Fa. Boxmark betreffend dreier Punkte unter Beschuss. Zuerst einmal wurde der Fa. Boxmark vorgeworfen keinen gültigen Wasserrechtsbescheid zu haben. Der zweite Punkt betrifft den Raabschaum direkt. Dabei wurde der Standort Feldbach als „Hauptverursacher“ benannt. Zu guter letzt wurde behauptet, dass die Firma „große Mengen“ an Naphthalin-1,5-disulfonat emittiere. Trotz diverser Presseaussendungen durch Boxmark konnte die Darstellung dieser Äußerungen nicht mehr richtig gestellt werden.

Durch entsprechenden Informationsfluss, der ab Juli auch in Richtung NGO's forciert wurde, besserte sich auch dort die Meinung betreffend der Fa. Boxmark und sowohl PRONAS als auch Greenpeace waren erstaunt, als diese erfuhren seit wann Boxmark an der Problemstellung des Raabschaums arbeiteten bzw. wie rasch die Fa. Boxmark das Naphthalin-1,5-disulfonat eliminiert hatte.

Ein deutliches Zeichen dieser Entspannung war die Diskussion über das Schäumen der Raab mit einem Ortsaugenschein sowie der Probennahme des Schaumes am 22.10.2007 in St. Gotthard zusammen mit PRONAS.



Abbildung 6 Quelle: PRONAS, St. Gotthard, 2007; Herr Woki (PRONAS) und Herr Knoppek (Fa. Boxmark) bei der Probennahme in St. Gotthard.

Diese Aktion, die klar das Gesprächsklima zwischen Boxmark und PRONAS verbessert hat, wurde durch die ungarischen Staatsvertreter als Einmischung in die eigenen Belange angesehen. In der Stellungnahme der Fa. Boxmark wurde darauf hingewiesen, dass die Probennahme keine Einmischung bedeutet, sondern auf Anfrage und in guter Zusammenarbeit mit PRONAS stattgefunden hat. Allfällige Ergebnisse wurden selbstverständlich bekanntgegeben.

Sowohl Greenpeace als auch PRONAS waren in der Lage in den vergangenen Jahren sich vom Fortschritt bei Boxmark selbst zu überzeugen und so kann inzwischen von einem offenen Klima gesprochen werden.

7 Ausblick und Schlussfolgerung

Der Bau der tertiären Reinigungsanlage war und ist unumgänglich gewesen und für die Erhaltung der Standorte notwendig. Sofern es die wirtschaftlichen Gegebenheiten erlauben wird auch am Standort Jennersdorf die tertiäre Reinigungsstufe gebaut. Diese Maßnahmen waren und werden nicht im Hinblick auf die Elimination des Raabschaums gesetzt, sondern viel mehr als verantwortungsbewusste Firma, der ein effektiver und nachhaltiger Umweltschutz höchstes Anliegen ist. Es wird noch viel Wasser die Raab hinunter fließen, bis alle Beteiligten verstanden haben,

dass die gesetzten Maßnahmen bei den drei Gerbereien nicht ausreichen werden, damit die Raab bis auf seltene Ausnahmen schäumt.

Auch die Firma Boxmark hat im Zuge dieser Thematik seine Lehren gezogen und sowohl intern als auch extern seine Management- und Produktionsprozesse verbessert, wodurch zukünftig verhindert werden soll, dass die Gemüter aller Beteiligten noch einmal derart aufschäumen müssen

8 Literaturverzeichnis

- Der neue Brockhaus: Begriff „Abwasser“ Band 1, 1984, S 19
Der neue Brockhaus: Begriff „reinigen“ Band 4, 1984, S 386
SCHARF, S.: „Untersuchung zur Erarbeitung eines anlass- und problembezogenen Lösungsansatzes im Zusammenhang mit der Lederfabrik“, Bericht, Wien 2007, S 3
SCHIMON, W., Öri, I.: „Fortschritts- und Endbericht über die Arbeit der Task Force Raab/Raba“, Bericht, Wien 2007, S 2
ZESSNER, M., et all: „Nachhaltige Wassergütewirtschaft Raab (Modul 1 – Schaumproblematik)“, Bericht, Wien 2007, S 3
KROISS, H.: IWAG TU-Wien, Powerpointpräsentation, Wien 2007, Folie 1

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Wolf Dieter Knoppek

Boxmark Leather GmbH & CO KG
Europastraße 11, A-8330 Feldbach

Tel.: +43/3152/4171-0

eMail: dieter.knoppek@boxmark.com

Weitergehende Abwasserreinigung mit Ozon als Antwort auf besondere Anforderungen in der Papierindustrie

Nikolaus Kaindl

SCA Graphic Laakirchen AG, Schillerstraße 5, A-4663 Laakirchen

Abstract: The paper mill “SCA Graphic Laakirchen AG” is located in Austria and produces 500,000 to of graphic paper per year. A yearly amount of 7,240,000 m³ of wastewater with a COD-load of 7,189,000 kg (2007) is treated on site. To meet very strict discharge limits along with the production of brighter products, additional measures for enhanced COD reduction have to be implemented. Ozonation and subsequent bio-filtration of mechanical and biological pre-treated wastewater from the paper production provide:

- ☉ Enhanced COD-reduction, which cannot be obtained by using conventional mechanical and biological treatment alone
- ☉ Controllable COD-reduction in a very wide range and therefore elimination of COD-peaks which go along with special production situations
- ☉ Reduction of the treatment costs by concentration to COD-peaks and the combination of ozonation and subsequent bio-filtration
- ☉ Decrease of the color of the ozonated wastewater and therefore better possibilities for reuse of the treated effluent in the paper mill.

The plant at “SCA Graphic Laakirchen AG” has been designed to treat 26,000 m³/d of biological pre-treated wastewater. With a capacity of 75 kg/h of ozone it is possible to eliminate 1,830 kg/d of biologically not degradable hard COD. The installed electrical equipment (ozone generator, pumps) has a maximum power consumption of 1,600 kW. Especially the possibility for excellent control of the COD-removal rate allows for economical usage and therefore acceptable operational costs in relation to the paper production. The average values for 2005 of the full scale plant show operational costs of 1.33 € per kg COD eliminated or 0.53 € per ton of paper produced (when 30 % of the production is of brighter grade). Investment costs for the ozonation step amounted to 3.508 Mio. €.

Key Words: ozone; biofiltration; hard COD; COD reduction; tertiary treatment; advanced waste water treatment; pulp and paper waste water treatment

1 Anforderungen europäisch, national und lokal

Nach umfangreichen Recherchen in der europäischen Papier- und Zellstoffindustrie wurde im Dezember 2001 von der europäischen Kommission der Bericht „Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) – Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry“ verabschiedet. In diesem Dokument wurde der Stand der Technik zur Erlangung möglichst geringer Umweltbelastungen aus der Papier- und Zellstoffindustrie zusammengefasst. Unterschieden nach Sparten und Anlagenkonfigurationen wurden spezifische Emissionskennzahlen angegeben, welche bei Einsatz der besten bekannten Vermeidungs- und Behandlungstechniken erreicht werden können.

Aus der Fülle der in diesem Bericht genannten Kennzahlen seien für nachstehende Ausführungen die Anforderungen an Papierfabriken für die Produktion von grafischem Papier auszugsweise angegeben, wobei außerdem spezifiziert wurde, daß der verwendete Holzstoff in der selben Fabrik (integrated mill) erzeugt wird. Als nach dem Stand der Technik niedrigste erreichbare Jahresmittelwerte wurde für den spezifischen Abwasseranfall 12-20 [m³/t-Papier] und für die spezifische CSB-Emission in den Vorfluter 2,0-5,0 [kg-CSB/t-Papier] spezifiziert.

Auf nationaler Ebene wurden in Österreich für die Emissionen aus der Papier- und Pappeindustrie in Gewässer ebenfalls Mindestanforderungen festgelegt. Diese erhielten als Verordnung zum Wasserrechtsgesetz als „AEV Papier und Pappe - BGBl II 2000/220“ Gesetzescharakter und dürfen von Papier- und Pappfabriken in Österreich nicht überschritten werden. Auch diese Kennwerte wurden nach Produktionsprogramm und Anlagenkonfiguration unterschieden. Die der vorgenannten Kategorie des EU-Dokumentes entsprechende Sorte ist mit dem Kennbuchstaben „E“ gekennzeichnet und bezieht sich auf holzhaltige Papiere (Holzstoff aus integrierter Herstellung, Anteil der Faserstoffe aus Altpapier nicht größer als 50%), gestrichen und ungestrichen. Diese Fabriken müssen neben einer Reihe weiterer Anforderungen einen spezifischen Abwasseranfall kleiner 20 [m³/t-Papier] und eine spezifische CSB-Emission kleiner 3,0 [kg-CSB/t-Papier] aufweisen. Während die Beschränkung für den Abwasseranfall also durchaus mit dem EU-Dokument korrespondiert, wurde die CSB-Emission bereits strenger reglementiert als dies bei Einsatz von

Maßnahmen nach dem Standes der Technik entsprechend EU-Vorgaben erreichbar ist.

Die Wasserrechtsbehörde hat nun auch noch die Möglichkeit, die erlaubten Emissionen gegenüber der Emissionsverordnung noch weiter einzuschränken, wenn dies nach Ansicht der Amtssachverständigen für die Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit des aufnehmenden Gewässers erforderlich ist. Im Falle der an der Traun (Oberösterreich) gelegenen Papierfabrik „SCA Graphic Laakirchen AG“ wurde davon Gebrauch gemacht und die erlaubte CSB-Ableitungsfraucht weiter begrenzt. Die genannte Fabrik fällt in die beiden vorgenannten Kategorien (EU bzw. AEV). Für den aktuellen Ausbauzustand der Papierfabrik wurde seitens der zuständigen Wasserrechtsbehörde durch Angabe von erlaubter Produktionskapazität und Wassermengen der spezifische Abwasseranfall mit 17 [m³/t-Papier] für 80% der Zeit und 20 [m³/t-Papier] für 20 % der Zeit limitiert; die spezifische CSB-Emission wurde auf 1,8 [kg-CSB/t-Papier] für 80 % der Zeit und 2,0 [kg-CSB/t-Papier] für 20 % der Zeit begrenzt. Für den bereits genehmigten aber noch nicht umgesetzten Ausbau der Papierfabrik wurde darüberhinaus keine Erhöhung der CSB-Ablaufraucht genehmigt, wodurch sich eine weitere Verschärfung ergibt.

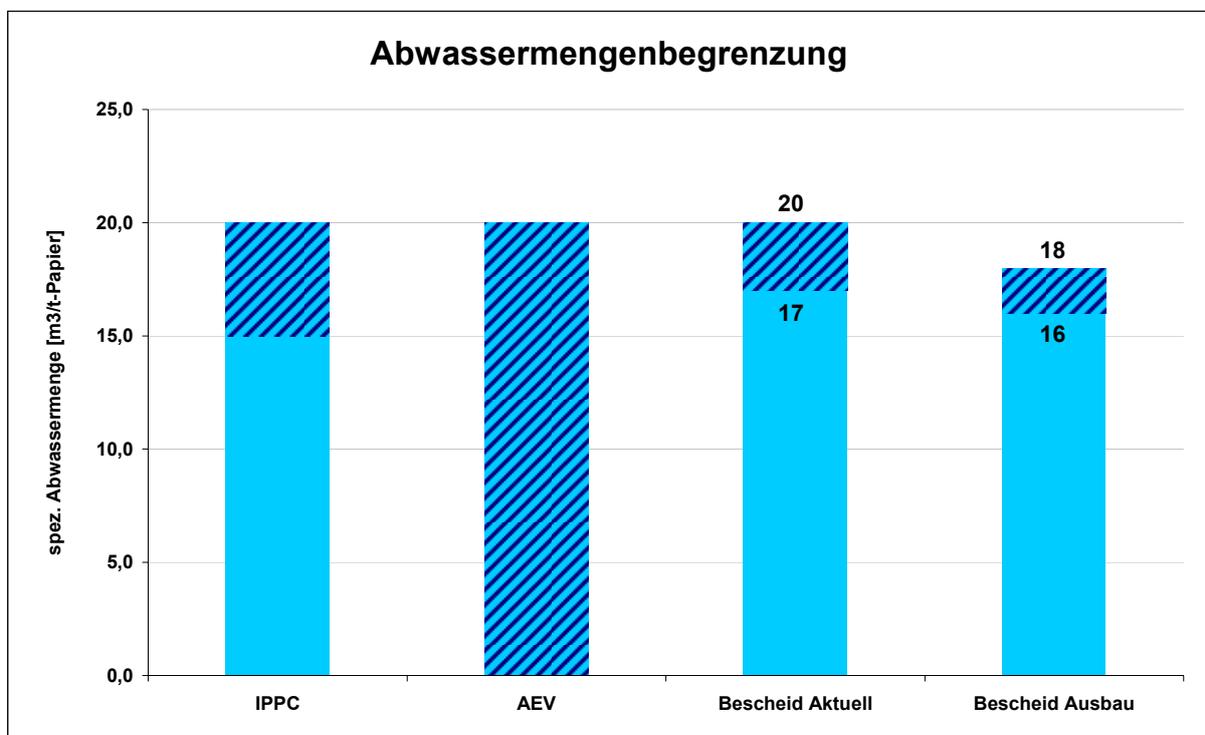


Abbildung 1: Vergleich Abwassermengenbegrenzung

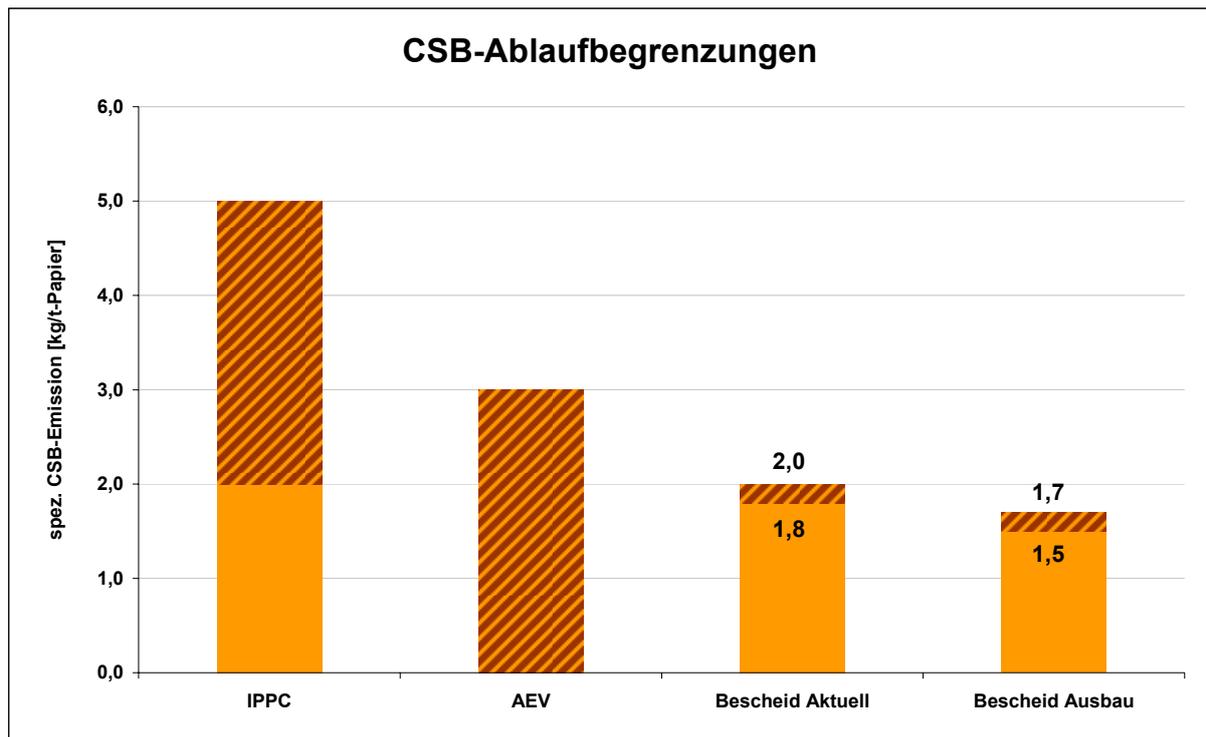


Abbildung 2: Vergleich CSB-Ablaufbegrenzung

Die Einhaltung dieser mehrfach verschärften Anforderungen war für „SCA Graphic Laakirchen AG“ so lange möglich, als ein eingeschränktes Produktprogramm gefertigt wurde. Ab dem Jahr 2003 stieg am Markt die Nachfrage nach weißeren Produkten was eine verstärkte Rohstoffbleiche notwendig machte. Als Folge davon sank die biologische Abbaubarkeit des Abwassers und die CSB-Ablaufbegrenzung konnte mit der installierten Belebtschlammanlage alleine nicht mehr eingehalten werden.

Als Antwort auf diese besondere Anforderung wurde für SCA Laakirchen eine Behandlungsstufe mit Ozon und nachfolgender Biofiltration entwickelt, welche die weitergehende Reduktion des nach biologischer Abwasserreinigung noch vorhandenen Rest-CSB ermöglicht. Ein Überblick über die gewählte Lösung wird nachstehend gegeben, weitere Details können der Dissertationsschrift „Weitergehende Reinigung von mechanisch und biologisch vorgereinigtem Abwasser der Papierindustrie mittels Ozonbehandlung und nachfolgender Biofiltration“, KAINDL, 2009 entnommen werden.

2 Die Papierfabrik „SCA Graphic Laakirchen AG“

Die Papierfabrik „SCA GRAPHIC LAAKIRCHEN AG (SCA LAAKIRCHEN)“ gehört zum Geschäftsbereich „SCA Forest Products“ des schwedischen Konzernes „Svenska Cellulosa Aktiebolaget (SCA)“ und liegt in Oberösterreich am nördlichen Eingang des Salzkammergutes. Als Vorfluter kann die Traun genutzt werden, welche vor wie nach der Papierfabrik eine ausgezeichnete Wasserqualität besitzt und deshalb von Fliegenfischern aus der ganzen Welt geschätzt wird.



Abbildung 3: SCA GRAPHIC LAAKIRCHEN AG

In Laakirchen werden Naturtiefdruck- und Offsetpapier in Rollen mit 48 - 65g/m² erzeugt. Die derzeit installierte Produktionskapazität beträgt rund 500.000 to Papier pro Jahr und wird durch die 1987 in Betrieb genommene Papiermaschine 10 (Breite Aufrollung 7400 mm, VALMET) sowie die 2002 in Betrieb genommene Papiermaschine 11 (Breite Aufrollung 8800 mm, VOITH) bereitgestellt. Altpapier wird vor Ort in einer 1996 in Betrieb genommenen Deinkinganlage aufbereitet. Holzstoff wird über 14 Stück VOITH TGW Stetigschleifer erzeugt. Zellstoff und Füllstoff werden zugekauft und aufgelöst.

3 Die betriebliche Abwasserreinigungsanlage

Über die Abwasserreinigungsanlage werden jährlich ca. 7.240.000 [m³] Abwasser aus der Papierproduktion mechanisch, biologisch und weitergehend oxidativ gereinigt. Die CSB-Zulaufracht im Jahr 2007 betrug 7.189.000 [kg] wovon nach passieren der Abwasserreinigungsanlage 1.095.000 [kg] in den Vorfluter abgeleitet wurden.

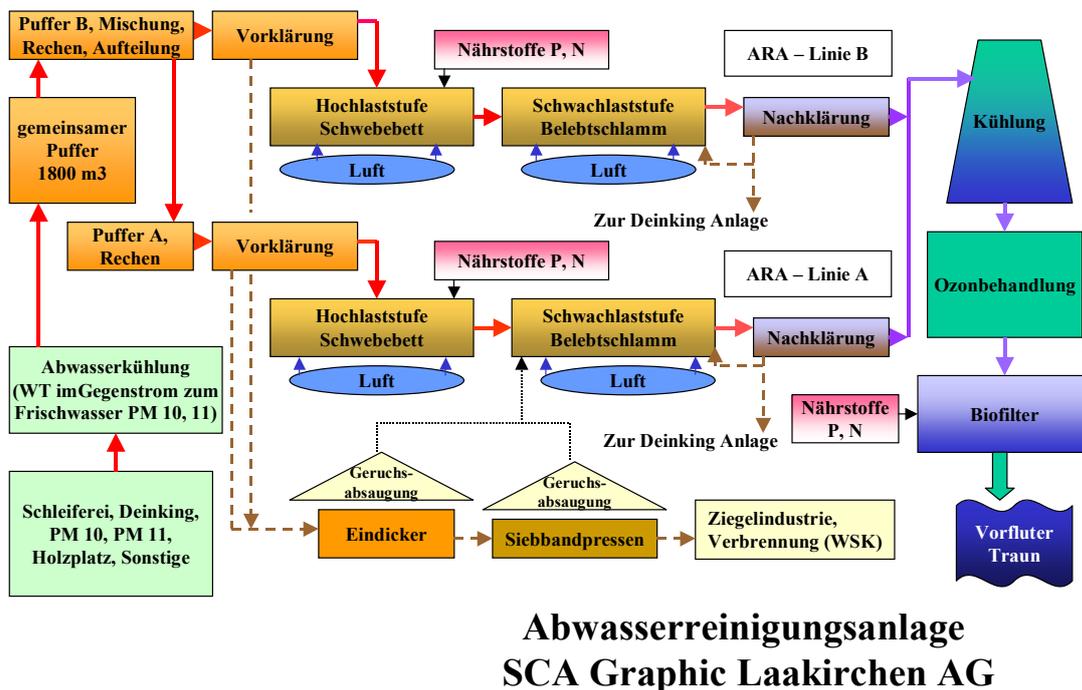


Abbildung 4: Schema Abwasserreinigungsanlage SCA LAAKIRCHEN

Das Abwasser aus der Papierproduktion wird in Gegenstrom-Wärmetauschern bereits an den Anfallsstellen auf eine Temperatur kleiner 36 Grad C abgekühlt und nach Vergleichmäßigung in einem Zulaufpuffer nach einem einstellbaren Verhältnis auf zwei Behandlungslinien aufgeteilt.

Die erste biologische Reinigungsstufe wird von Schwebbett-Biofilmreaktoren gebildet. Hier werden leicht abbaubare Abwasserinhaltsstoffe durch Kontakt mit Biofilmen abgebaut. Die zweite biologische Reinigungsstufe arbeitet nach dem Belebtschlammverfahren.

Nach den Nachklärbecken wird das nun biologisch vorgereinigte Abwasser aus beiden Straßen der Kläranlage in den Vorlagebehälter der Abwasserkühlung geleitet. In der warmen Jahreshälfte erfolgt in den offenen Kühltürmen eine automatisch gesteuerte Abkühlung des gesamten Stromes auf 32 Grad C. Sodann wird der Abwasserstrom der Ozonbehandlung zugeführt. Nach passieren der Biofilteranlage wird das Abwasser schließlich über 20 Auslaufdüsen in den Vorfluter eingemischt.

4 Verfahrensbeschreibung an Hand von Summenparametern

Das Ziel des in Laakirchen eingesetzten Prozesses ist die weitergehende CSB-Reduktion, welche durch biologische Abwasserbehandlung alleine nicht erreicht werden kann. In den Pilotversuchen konnte gezeigt werden, daß die weitergehende Abwasserreinigung mit nachfolgender Biofiltration eine in weiten Grenzen kontrollierbare CSB-Reduktion von biologisch bereits weitestgehend vorgereinigtem Abwasser ermöglicht. Dies ist in dieser Ausprägung bislang mit keinem anderen gebräuchlichen Verfahren zur Abwasserbehandlung möglich.

Abbildung 5 zeigt ein Beispiel mit Daten aus den in Laakirchen durchgeführten Ozonversuchen und einem relativ geringen Ozoneintrag. Das Wasser im „Zulauf Ozonung“ stammt aus der Nachklärung der Linie B der vorhandenen biologischen Kläranlage, weshalb der biologisch abbaubare Anteil bereits weitgehend entfernt ist; der BSB₅ ist demnach sehr niedrig.

Bei der Ozonbehandlung des biologisch vorgereinigten Abwassers werden die CSB verursachenden Stoffe nun teilweise oxidiert. Ein anderer Teil der Abwasserinhaltsstoffe wird aufgespalten und dadurch einem weiteren biologischen Abbau besser zugänglich gemacht. Dadurch sinkt einerseits der CSB im Abwasser und andererseits steigt der BSB₅ an.

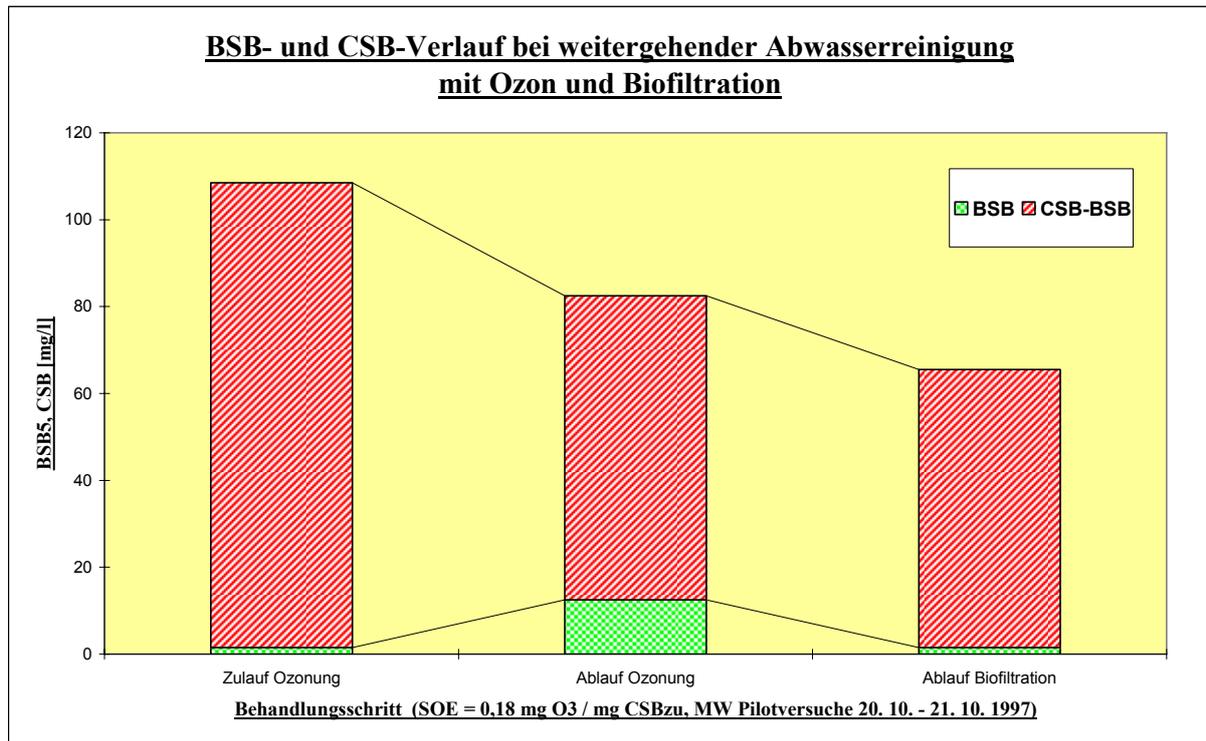


Abbildung 5: BSB und CSB Verlauf bei Ozonbehandlung und Biofiltration

In einer weiteren nachfolgenden biologischen Stufe - der Biofiltration - werden nun die jetzt besser abbaubaren Verbindungen eliminiert, wodurch BSB₅ und CSB weiter sinken. Durch Teiloxidation und nachfolgende biologische Behandlung ist damit ein wesentlicher Kostenvorteil für die Abwasserbehandlung gegeben. Schließlich können dadurch auch die Emissions-Grenzwerte für den Parameter BSB₅ wieder eingehalten werden.

5 Anlagendimensionierung

Die Ozonanlage soll in der aktuellen Ausbaustufe zur sicheren Einhaltung der maximal zulässigen CSB-Tagesablauffracht auch bei der Herstellung hochweißer Produkte dienen. Für die Dimensionierung der Ozonanlage wurden daher die höchsten aufgetretenen Tagesablauffrachten des Jahres 2003 herangezogen. Für Spitzenfrachten wurde daher ein CSB-Abau von 36 % verlangt. Unter Anwendung der in KAINDL (1999-a) publizierten Erkenntnisse ergibt sich dafür ein benötigter spezifischer Ozoneintrag von 0,33 [g O₃ gelöst / g CSB-Zulauf].

Bereits bei der Auswertung der Pilotversuche wurde erkannt, dass der geforderte CSB-Abbauwirkungsgrad nicht auf die gesamte zugeführte Ozonmenge, sondern nur auf die im Abwasser gelöste Ozonmenge zu beziehen ist. Dadurch wurden einerseits bessere Korrelationen erzielt. Andererseits ist es damit möglich, die Verantwortlichkeiten zwischen Kunden und Anlagenlieferanten klar zu trennen.

Sache des Anlagenlieferanten ist es dabei, Ozongas zu erzeugen und mit einem zu garantierenden Wirkungsgrad im Abwasser zu lösen. In der Pilotanlage wurde ein Ozoneintragswirkungsgrad von besser 98 % erreicht und daher auch von der Großanlage gefordert.

Die Wirkung des eingetragenen Ozons auf die Abwasserinhaltsstoffe muss in Pilotversuchen untersucht werden und ist von der Zusammensetzung des zu behandelnden Abwassers abhängig. Einer Garantievereinbarung ist dann der Zusammenhang aus Abb. 4 zu Grunde zu legen.

Es wurde schließlich eine Ozonanlage mit einer Ozonerzeugungskapazität von 75 [kg O₃ / h] und einem garantierten Eintragswirkungsgrad von besser 98 % ausgeschrieben. Die mögliche Entfernung von Rest-CSB mit dem System Ozon + Biofilter beträgt damit 1.830 [kg/d]. Die Anlage ist so ausgelegt, dass sie bis auf 3 Ozonerzeuger mit einer Gesamtkapazität von dann 225 [kg O₃ / h] erweitert werden kann.

6 Layout Abwasserkühlung, Ozonbehandlung und Biofiltration

Das Anlagenlayout orientiert sich sehr stark an dem in KAINDL (1999-a) und KAINDL (1999-b) bereits publizierte Layout der Pilot Anlage :

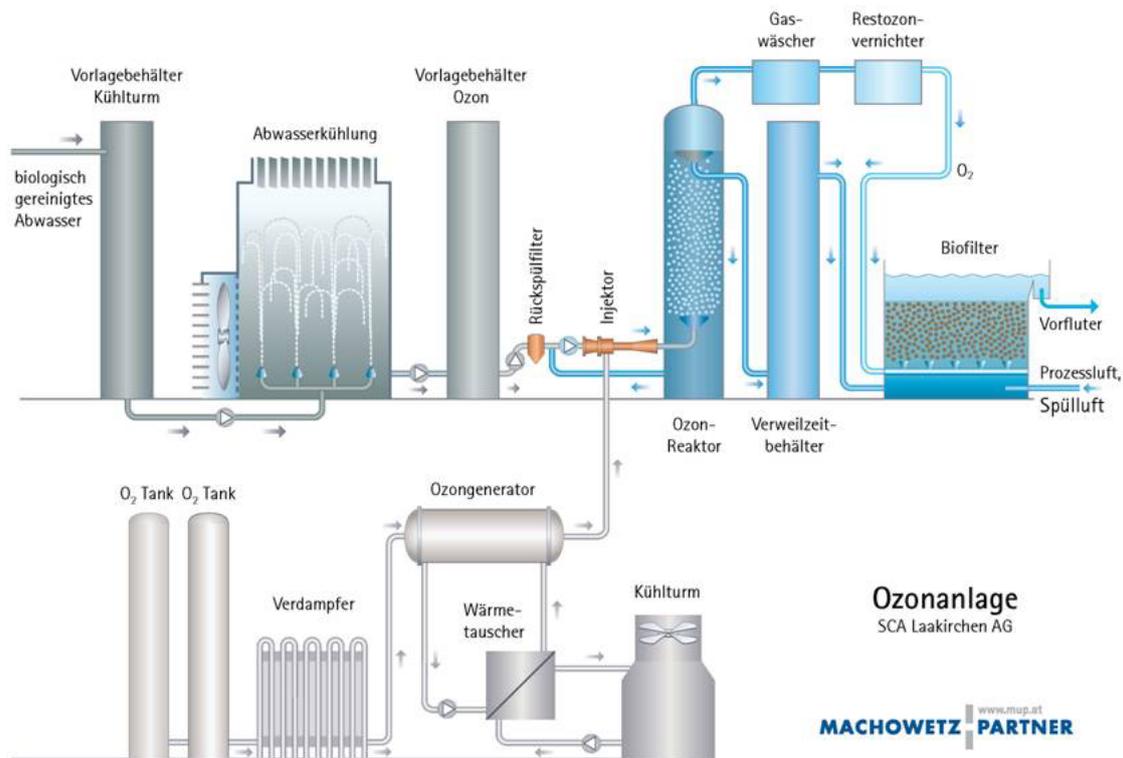


Abbildung 6: Prinzip-Layout der Ozonanlage SCA-Laakirchen

Wie im Prinzip-Layout zu sehen ist, wird das biologisch weitestgehend gereinigte Abwasser aus den Nachklärbecken der beiden Kläranlagenstraßen gefasst und einem Vorlagebehälter des Kühlturmes zugeführt. In den nachfolgenden offenen Kühltürmen wird das Abwasser auf eine Temperatur kleiner 32 Grad abgekühlt und sodann in den Vorlagebehälter der Ozonanlage eingeleitet. Aus dem Vorlagebehälter zur Ozonstufe wird das Abwasser von Zuführpumpen dem Ozon-Eintragssystem zugeleitet. Im nachfolgenden Injektor erfolgt eine innige Durchmischung von Abwasser- und Gasstrom.

Das Abwasser/Gas-Gemisch wird sodann über Radialbegaser in die Reaktoren eingebracht, welche so gestaltet sind, daß die Ausbildung einer Blasensäule eine bestmögliche Nutzung des eingetragenen Ozons ermöglicht. Das dann noch übrige Offgas wird abgezogen und nach Passieren von thermisch-katalytischen Restozonvernichtern in die Biofilteranlage eingeblasen. Zum Abklingen der Ozonkonzentration sowie für die Ermöglichung von Reaktionen, welche mehr Zeit brauchen, wird das Abwasser noch über einen Verweilzeitbehälter geführt, bevor es zum weiteren Abbau der nun wieder biologisch zugänglichen Abwasserinhaltsstoffe über einen Biofilter in den Vorfluter abgegeben wird.

Die gesamten Projektkosten beliefen sich auf 7,600 Mio. €, wovon 1,561 Mio. € der Abwasserkühlung und 3,508 Mio. € der Ozonanlage zuzurechnen sind. Der Rest teilte sich auf Nebenkosten (Engineering, Gutachten), die Sauerstoffversorgung und gemeinsame Anlagen auf.

7 Betriebsergebnisse

Obwohl die Pilotversuche bereits 8 Jahre zurücklagen, zeigt sich eine perfekte Übereinstimmung mit den in der Großanlage gemessenen Ozoneinträgen und der dadurch erreichten CSB-Elimination. Darüberhinaus ist die Leistungsfähigkeit des damals entwickelten Modelles zur Verfahrensbeschreibung nun gut belegt.

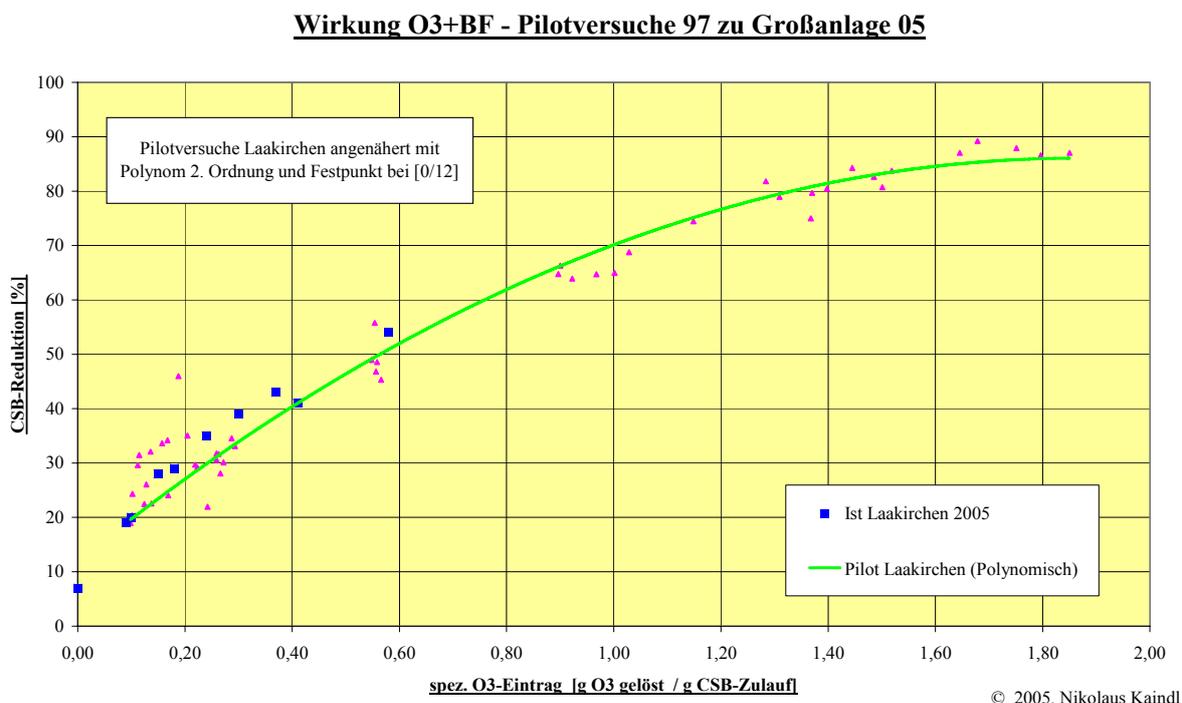


Abbildung 7: Gegenüberstellung Pilotversuche 1997 zu Großanlage 2005

Ab dem Zeitpunkt der Inbetriebnahme am 1. 12. 2004 konnte die gesamte Anlage bis Heute ohne nennenswerte Störungen betrieben werden. Bereits in der Zeit des Probetriebes war daher die Einhaltung der Ablaufgrenzen auch während der Zeit der Produktion hochweißer Produkte sichergestellt.

In Abbildung 8 ist zu sehen, dass ohne den Betrieb der Ozonanlage die zulässigen CSB-Ablaufmengen an vielen Tagen überschritten worden wären – die

Produktion hochweißer Sorten bei gleichzeitiger Einhaltung der wasserrechtlich vorgegebenen CSB-Ablaufgrenzen wurde somit erst durch den Einsatz der Ozonbehandlung zur weitergehenden Abwasserreinigung ermöglicht. Weiters wird bei Gegenüberstellung der beiden Produktionsmonate deutlich, daß mit steigendem Anteil hochweißer Produkte auch der Anteil schwer abbaubarer Substanzen im Rohabwasser steigt und somit der mit mechanisch/biologischer Abwasserreinigung erzielbare CSB-Abbauwirkungsgrad sinkt.

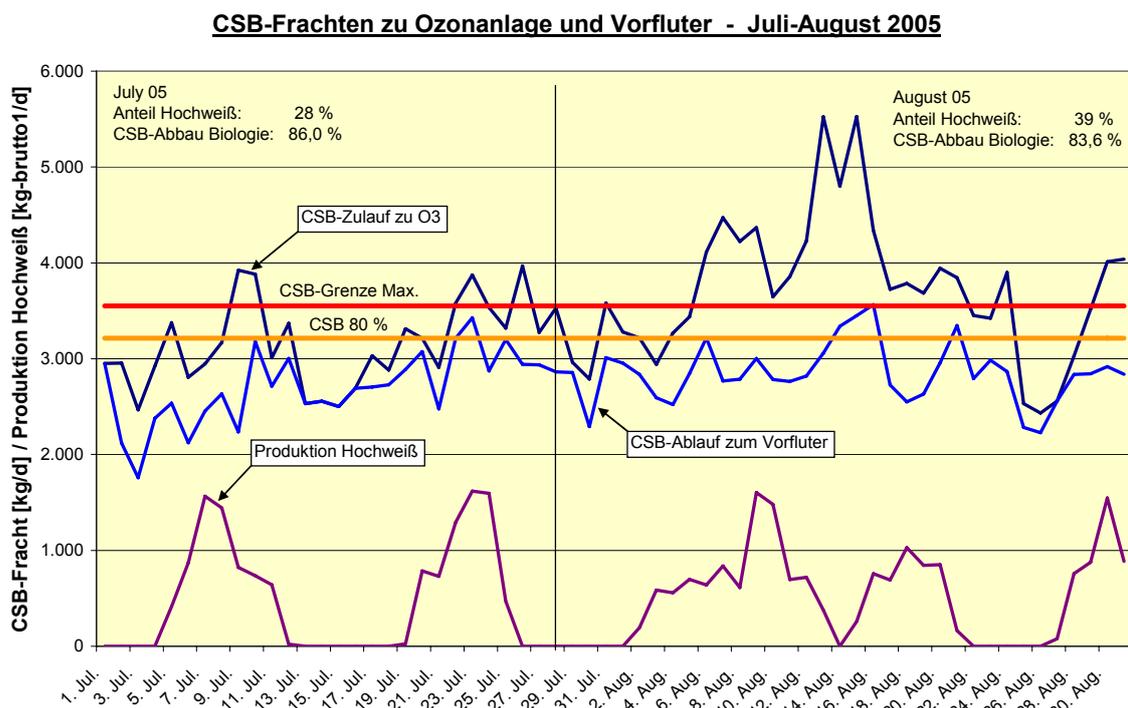


Abbildung 8: Einhaltung von Ablaufgrenzen durch Ozonbehandlung

Im Jahresmittel 2005 wurden für die Abwasserbehandlung nachfolgende Kosten verzeichnet (jeweils nur Betriebskosten ohne Abschreibungen):

CSB-Elimination in der biologischen Stufe 0,27 [€ / kg-CSBel]

CSB-Elimination mit Ozon+Biofiltration 1,33 [€ / kg-CSBel]

Die Kosten liegen damit sehr nahe an der an Hand einer Modellrechnung erstellten und in KAINDL (2004) vorab veröffentlichten Prognose (1,40 €/kg-CSBel), sind aber doch deutlich höher als bei der biologischen Abwasserreinigung. Dies bestätigt allerdings auch die Anlagenkonzeption,

wonach zuerst die gelösten Abwasserinhaltsstoffe so weit wie möglich in einer gut funktionierenden Biologie zu eliminieren sind. Erst die einer biologischen Abwasserreinigung nicht mehr zugänglichen Stoffe werden mittels Ozon+Biofiltration entfernt. Bezogen auf die Papierproduktion ergibt sich daher auch ein wesentlich besseres Kostenverhältnis:

Abwasserreinigungskosten Mechanisch-Biologisch 3,68 [€ / t-Papier]

Abwasserreinigungskosten Ozon+Biofiltration 0,53 [€ / t-Papier]

Diese Kosten ergeben sich für einen Anteil von 30 % hochweißer Produkte an der Gesamtproduktion. Bei einer weiteren Steigerung des Anteiles hochweißer Produkte würde sich der Aufwand für die Abwasserreinigung mit Ozon+Biofiltration entsprechend erhöhen.

Zur Kennzeichnung der Effizienz der Ozon-Anlagensteuerung wurde eine Kennzahl eingeführt, die angibt wie nahe man dem Ideal – „es soll nur soviel Ozon eingesetzt werden um die Ablaufgrenze gerade einzuhalten = 100 %“ – kommt. Mit der für diese Anlage entwickelten Anlagensteuerung konnte im Jahresmittel 2005 immerhin eine Effizienz von 90 % erreicht werden.

Um den Ozoneinsatz auf das unbedingt notwendige Maß zu reduzieren, wurde eine mehrstufige automatische Regelung implementiert. Im Idealfall wird die dabei die abgeleitete CSB-Tagesfracht automatisch auf einen vom Klärwärter zu wählenden Wert reduziert. Dafür wurden an Zu- und Abläufen Mengenmessungen und Online-CSB-Sonden installiert. Der benötigte spezifische Ozoneinsatz wird über die in KAINDL (1999-a) veröffentlichten Zusammenhänge vorausberechnet und stündlich automatisch korrigiert. Die Anlagensteuerung regelt die Ozondosierung damit automatisch so, dass am Ende des Tages die vorgewählte Tages-Ablauffracht gerade erreicht wird. Dabei werden Schwankungen in der Abwassermenge ebenso berücksichtigt wie sich verändernde CSB-Zulauf-Konzentrationen; sogar kurzfristige Anlagenstillstände werden automatisch ausgeglichen.

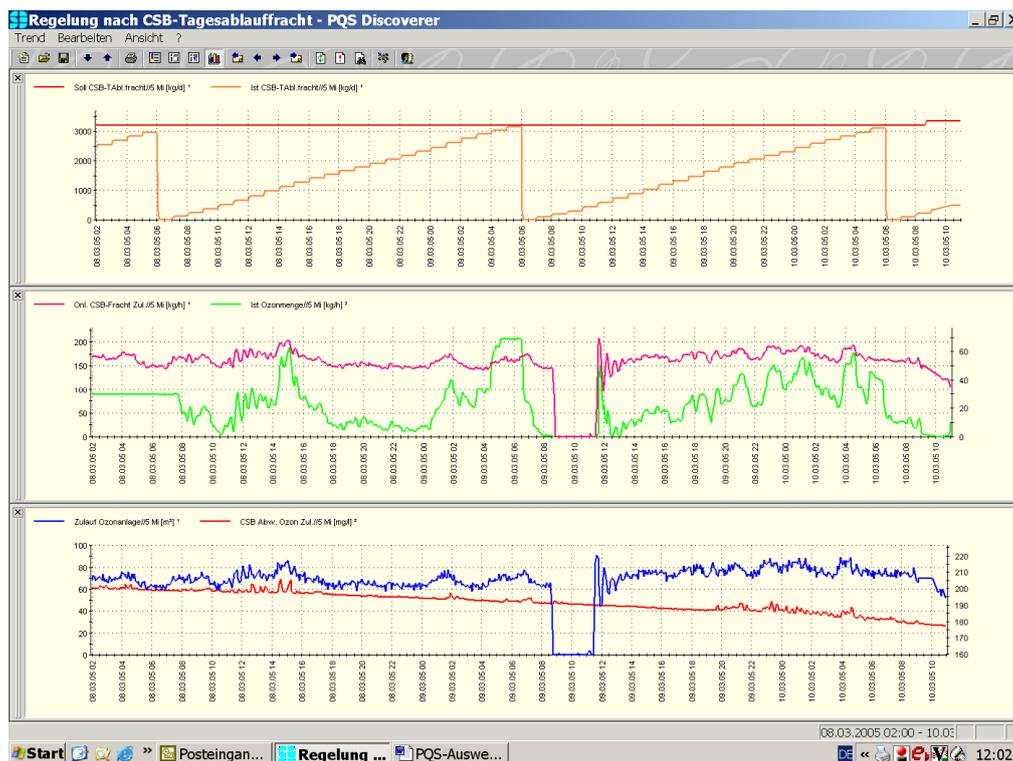


Abbildung 9: Regelung nach gewünschter Tages-Ablaufracht

Abbildung 9 ist ein Foto aus der Anlagenüberwachung und zeigt im oberen Diagramm die vorgewählte Tages-Ablaufracht (rot) und die Entwicklung der – automatisch geregelten – Ist-Ablaufracht (orange). Im mittleren Diagramm ist die CSB-Zulauffracht zur Ozonanlage (rot) und die danach von der Anlagensteuerung gewählte Ozonmenge dargestellt. Im unteren Diagramm finden wir die Abwassermenge (blau) und die CSB-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage (rot).

Um bei einem vorübergehenden Ausfall von Messinstrumenten den Anlagenbetrieb aufrecht erhalten zu können, wurden darüberhinaus im Leitsystem mehrere weitere Varianten der Ozondosierung programmiert, welche - je nach Verfügbarkeit der Messsysteme - vom Klärwärter vorgewählt werden können.

8 Literatur

EUROPÄISCHE KOMMISSION, Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) – Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry, December 2001

ÖSTERREICHISCHE BUNDESREGIERUNG, AEV Papier und Pappe, BGBl II 2000/220, Wien 2000

LAND OBERÖSTERREICH – BEZIRKSHAUPTMANNSCHAFT GMUNDEN, Reinhaltungsverband Großraum Laakirchen; Abwasserbeseitigung der SCA Graphic Laakirchen AG; Einleitung von häuslichen und betrieblichen Abwässern sowie verunreinigten Oberflächenwässern in die Traun; 1. Wiederverleihung eines Wasserbenutzungsrechtes; 2. Neuerliche wr. Bewilligung zum Ausbau der Verbandskläranlage im Zusammenhang mit dem Ausbau der PM 11 (2. Ausbaustufe) und Neufestlegung des maßes der zulässigen Einleitung in die Traun, Bescheid, Wa10-2073-2006, Gmunden 29. 8. 2006

KAINDL N., Weitergehende Reinigung von mechanisch und biologisch vorgereinigtem Abwasser der Papierindustrie mittels Ozonbehandlung und nachfolgender Biofiltration, Dissertationsschrift, Österreichische Dissertationsdatenbank im österreichischer Bibliothekenverbund, Wien im Februar 2009, downloadbar unter <http://media.obvsg.at/AC05039852>, 2009

KAINDL N., Gezielte Einhaltung von Emissionsgrenzwerten durch weitergehende Abwasserreinigung mittels Ozon und nachfolgender Biofiltration; Vortragsband zum 1. PTS-CTP-Symposium Umwelttechnik, I. Demel und H.-J. Öller (Hrsg.), PTS Symposium WU-SY 908, Papiertechnische Stiftung (PTS), München 1999-a

KAINDL N., TILLMAN U., MÖBIUS C.-H., Enhancement of capacity and efficiency of a biological waste water treatment plant – Laboratory tests and pilot trials for the integration of a moving bed biofilm process and an ozone treatment into the biological waste water treatment plant of SCA Graphic Laakirchen AG, Austria, 6th IAWQ symposium on forest industry wastewaters, Tampere, 6-10 June 1999; sowie in Water Science and Technology, Vol 40, No. 11-12, 11-12, pp. 231-239, published by Elsevier Science Ltd., Great Britain, 1999-b

KAINDL N., WATZKARSCH H., LIECHTI P.-A., Planung und Errichtung einer weitergehende Abwasserreinigung mittels Ozonung und nachfolgender Biofiltration bei SCA Graphic Laakirchen AG; veröffentlicht in Vortragsband zum Seminar Betrieb biologischer Abwasserreinigungsanlagen, F. Schmid und I. Demel (Hrsg.), PTS-Manuskript PTS-MS 419, Papiertechnische Stiftung (PTS), München 2004

Korrespondenz an:

Autor Dipl.-Ing. Dr. techn. Nikolaus Kaindl

Institution SCA Graphic Laakirchen AG
Adresse Schillerstraße 5

Tel +43-7613-8800
eMail nikolaus.kaindl@sca.com

Abwässer aus der Photovoltaikindustrie

Gerold Bönisch, Otto Nowak, Anita Sitter

Institut für Siedlungs- und Industrierewasserwirtschaft, Technische Universität Dresden,
01062 Dresden

Abstract: Die Photovoltaikindustrie in Deutschland gewinnt zunehmend an Bedeutung und hat sich vor allem im Osten der Bundesrepublik zu einem starken Wirtschaftszweig entwickelt. Die anfallenden Abwässer hängen stark vom jeweiligen Produktionsprozess ab. In der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluss von Abwasser aus der Herstellung kristalliner Solarzellen auf Siliziumbasis (Wafer-Herstellung sowie Solarzellenproduktion) auf die Reinigungsleistung von kommunalen Kläranlagen untersucht. Während sich die Abwässer der Solarzellenproduktion nach entsprechender Vorbehandlung bei der anschließenden gemeinsamen Reinigung mit kommunalem Abwasser in einer Belebungsanlage als weitgehend unproblematisch erweisen, können Abwässer aus der Wafer-Herstellung zu erheblichen Problemen beim CSB-Abbau führen. Nach den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten kleintechnischen Versuchen mit einer SBR-Anlage kann nur bei einem ausreichend geringem Anteil des Abwassers aus der Wafer-Herstellung am Gesamtabwasser bzw. bei einer Schlammbelastung $< 0,10 \text{ kg CBS}/(\text{kg TS d})$ eine ausreichende CSB-Abbauleistung erwartet werden.

Key Words: Photovoltaik, kristalline Solarzellen, Dünnschicht solarzellen, biologische Abwasserbehandlung, kleintechnische Versuchsanlage

1 Einleitung

1.1 Photovoltaikstandort Deutschland

Aufgrund des Klimawandels und der Verknappung fossiler Rohstoffe zur Energiegewinnung gewinnt die Erzeugung von Energie aus erneuerbaren Ressourcen immer mehr an Bedeutung. Die Produktion von Solarzellen und Solarmodulen hat sich dabei in den vergangenen Jahren zu einem florierenden und stark wachsenden Industriezweig entwickelt.

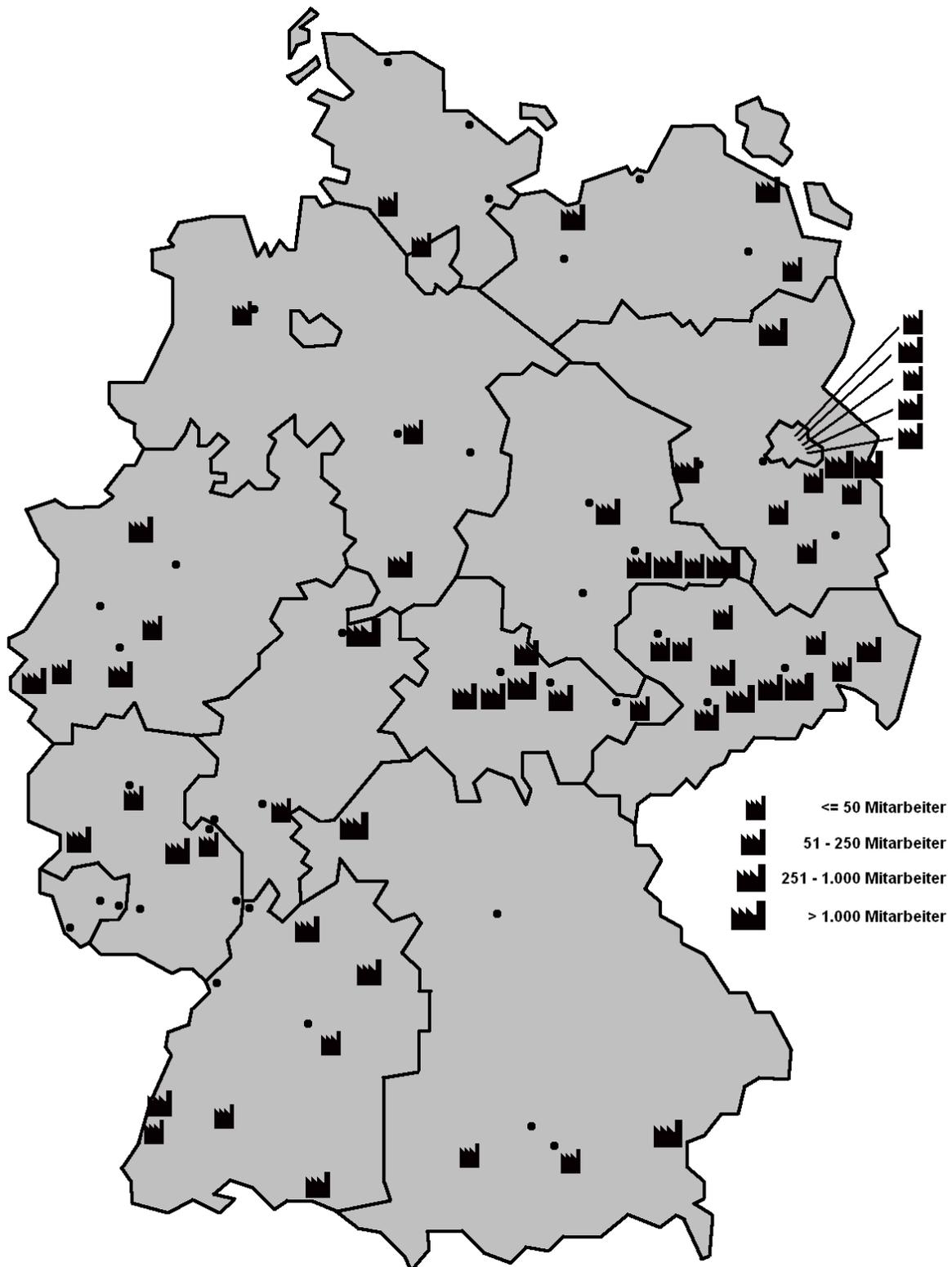


Abbildung 1: Standorte der Photovoltaikindustrie in Deutschland im Jahr 2008 nach EuPD Research und ifo (2008)

In Deutschland hat sich die Solarbranche während der letzten Jahre als ein Wachstumsmotor der Wirtschaft etabliert, in dem im Jahr 2008 rund 78.000 Menschen beschäftigt waren (Bundesverband Solarwirtschaft 2010a).

Die deutsche Solarindustrie nimmt bei der globalen Produktion von Solarzellen und -modulen eine bedeutende Rolle ein. Vier der acht wachstumsstärksten börsennotierten Photovoltaikunternehmen produzieren in Deutschland (Dürand et al. 2009), wobei sich der überwiegende Teil der Fertigungsstätten im Osten Deutschlands befindet (siehe Abbildung 1).

Bei Betrachtung des Weltmarktes für Solarstromanlagen stellt Deutschland einen der wichtigsten Standorte dar. Mit steigendem internationalem Konkurrenzdruck wird zwar ein Rückgang des Marktanteils von 26 % im Jahr 2008 auf 21 % im Jahr 2012 prognostiziert, dennoch stellt Deutschland damit den stärksten Absatzmarkt weltweit dar (siehe Abbildung 2).

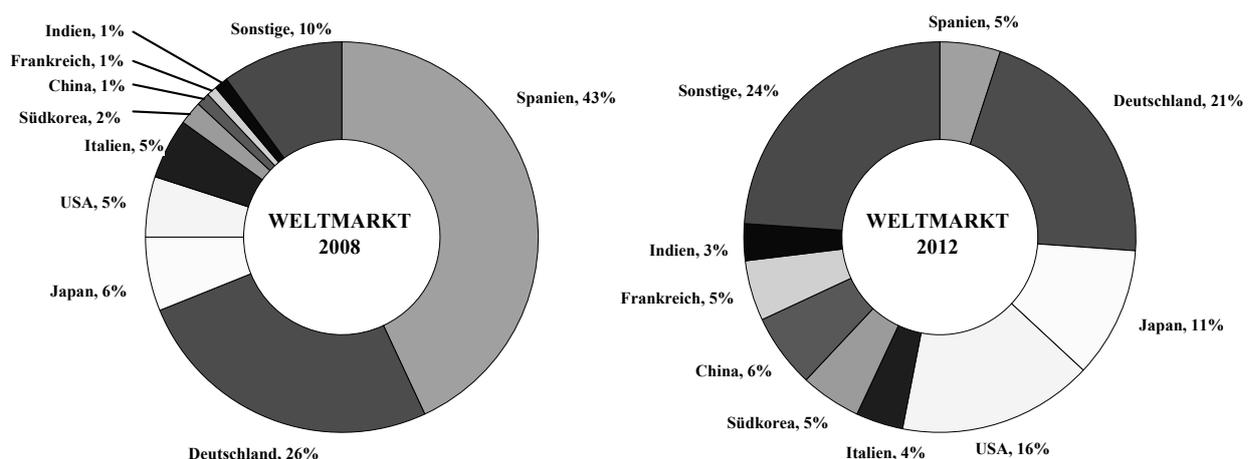


Abbildung 2: Anteil einzelner Staaten am Weltmarkt für Solarstromanlagen nach EuPD Research, zit. in Dürand und Seiwert (2009)

Ein großes Problem der Solarbranche ist die wachsende Überkapazität an produzierter Leistung (siehe Abbildung 3). Diese führt zum Preissturz von Solarstromanlagen (siehe Abbildung 4). Für Siliziummodule wird ein Preisrückgang von ca. 3,30 Euro pro Watt im Jahr 2008 auf unter 1,50 Euro pro Watt im Jahr 2012 erwartet (Bank Sarasin, November 2009, zit. in Sekareva und Dürand (2010)). Bei anhaltendem Trend wirkt sich dies perspektivisch auf die Anzahl der am Markt tätigen Unternehmen aus, wobei mit einer Verringerung der produzierenden Unternehmen zu rechnen ist.

Die Solarbranche beabsichtigt in den nächsten vier Jahren am Standort Deutschland zehn Milliarden Euro in den Ausbau von Solarfabriken und in die Solarforschung zu investieren (Bundesverband Solarwirtschaft 2010c). Derzeit wird aber die existierende finanzielle Solarstromförderung durch die Bundesregierung kontrovers diskutiert, wobei eine Reduktion der Subventionen in Betracht gezogen wird. Die geplanten Investitionen der Solarindustrie könnten dann möglicherweise nicht realisiert werden. Der Bundesverband Solarwirtschaft (2010c) geht davon aus, dass die beabsichtigten Kürzungen der Solarstromförderung darüber hinaus zu einem Abbau von rund 50.000 Arbeitsplätzen in Deutschland führen würden.

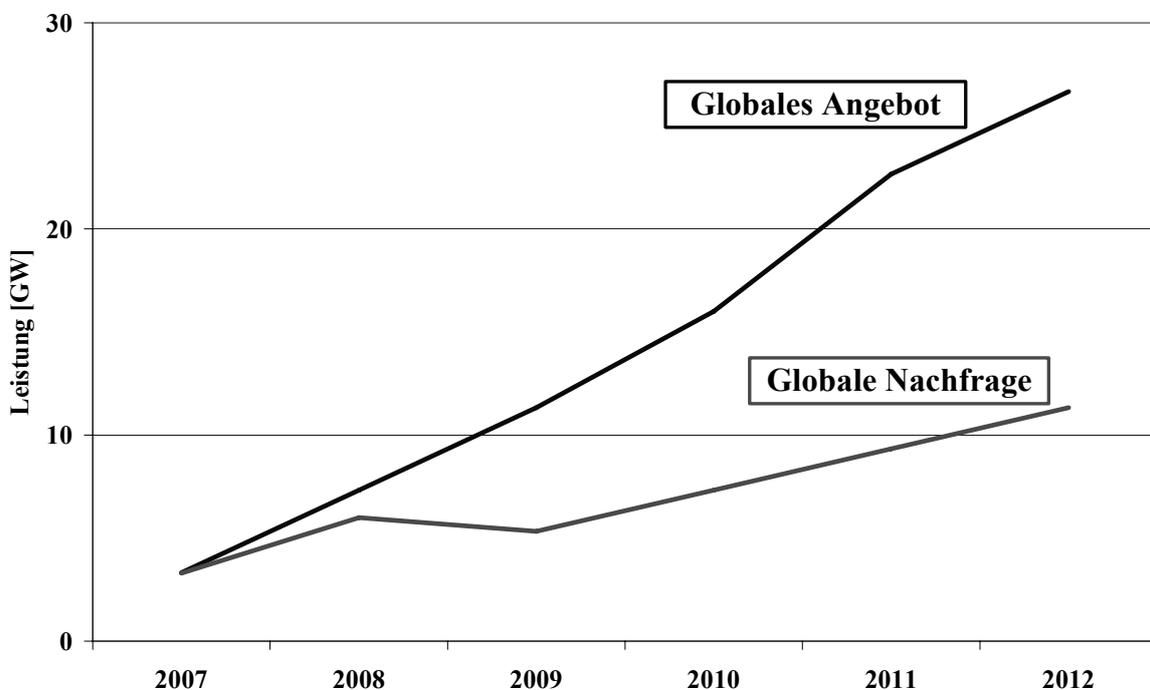


Abbildung 3: Wachsende Überkapazitäten am Weltmarkt nach EuPD Research, zit. in Dürand und Seiwert (2009)

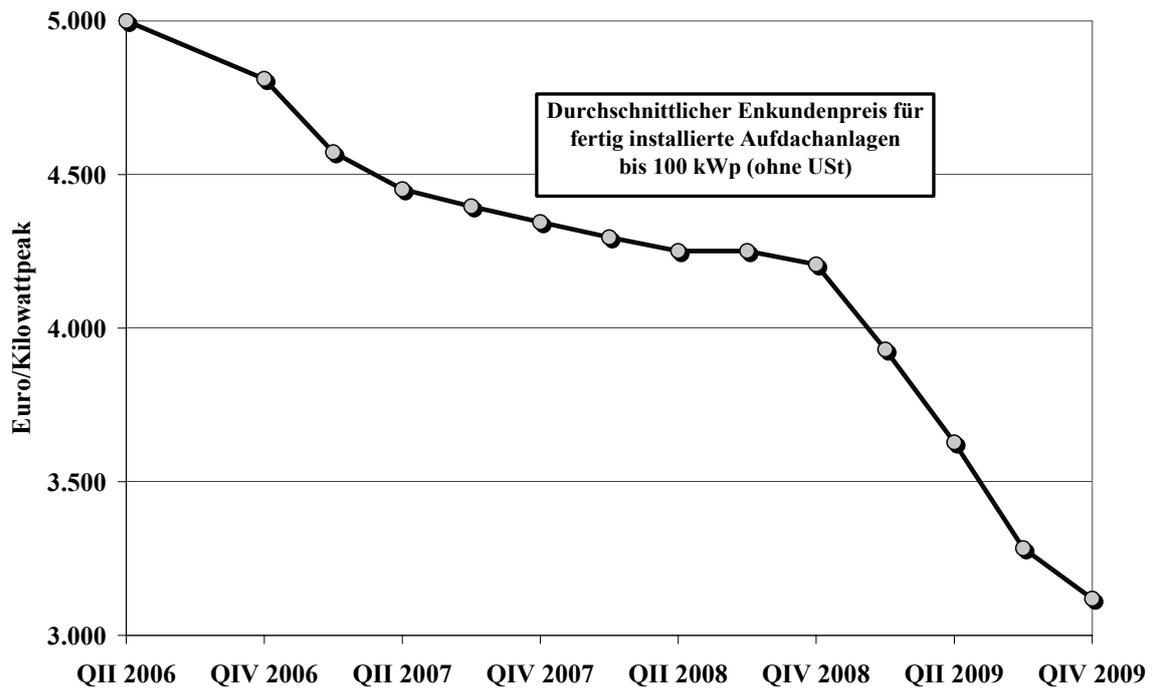


Abbildung 4: Durchschnittlicher Endkundenpreis für Aufdachanlagen (Bundesverband Solarwirtschaft 2010b)

1.2 Solarzellentypen

Bei der Herstellung von Photovoltaikmodulen gibt es im Wesentlichen derzeit vier Solarzellentypen, die zur Anwendung kommen:

- Kristalline Solarzellen,
- Dünnschichtzellen,
- Konzentratorsolarzellen und
- organische Solarzellen.

Bei **kristallinen Solarzellen** kann zwischen mono- (c-Si) und multikristallinen (mc-Si) Zellen auf Basis von Siliziumwafern unterschieden werden.

Der Ausgangsstoff für kristalline Solarzellen sind Siliziumstäbe und -blöcke, wobei verschiedene Verfahren zur Herstellung dieser existieren:

- Czochralski-Verfahren und Zonenschmelzverfahren zur Herstellung von monokristallinen Zellen und
- Blockgussverfahren und Bridgman-Verfahren für die Produktion von multikristallinen Solarzellen.

Anschließend werden die Siliziumstäbe und -blöcke zu so genannten Wafern (Scheiben) zersägt. Beim Sägeprozess entsteht zu einem großen Teil Sägestaub aus Silizium, der nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht recycelbar ist und als Abfall entsorgt werden muss (Fraunhofer IWM 2008). Es gibt Verfahren, die den Sägeprozess umgehen und kristalline Solarzellen direkt erzeugen (z. B. EFG-Verfahren, String-Ribbon-Verfahren).

Die Herstellung von **Dünnschichtzellen** erfolgt durch das Aufbringen verschiedener Metalle auf ein Trägermedium (z. B. Glas). Der aufwendige Prozess des Schneidens der Wafer entfällt. Dafür werden unterschiedliche Verfahren eingesetzt (siehe Abbildung 5).

Entsprechend der aufgedampften Materialien ist die Spannbreite der physikalischen Eigenschaften und der Wirkungsgrade von Dünnschichtzellen entsprechend groß. Am häufigsten werden folgende Stoffkombinationen eingesetzt:

- amorphes Silizium (a-Si),
- Gallium-Arsenid (GaAs),
- Cadmium-Tellurid (CdTe),
- Kupfer-Indium-Gallium-Diselenid (CIGS) und
- Kupfer-Indium-Diselenid (CIS).

In Abhängigkeit der Einordnung in die Gruppen des Periodensystems wird z. B. bei GaAs-Zellen auch von III-V-Halbleitersolarzellen oder bei CdTe-Zellen von II-VI-Halbleitersolarzellen gesprochen.

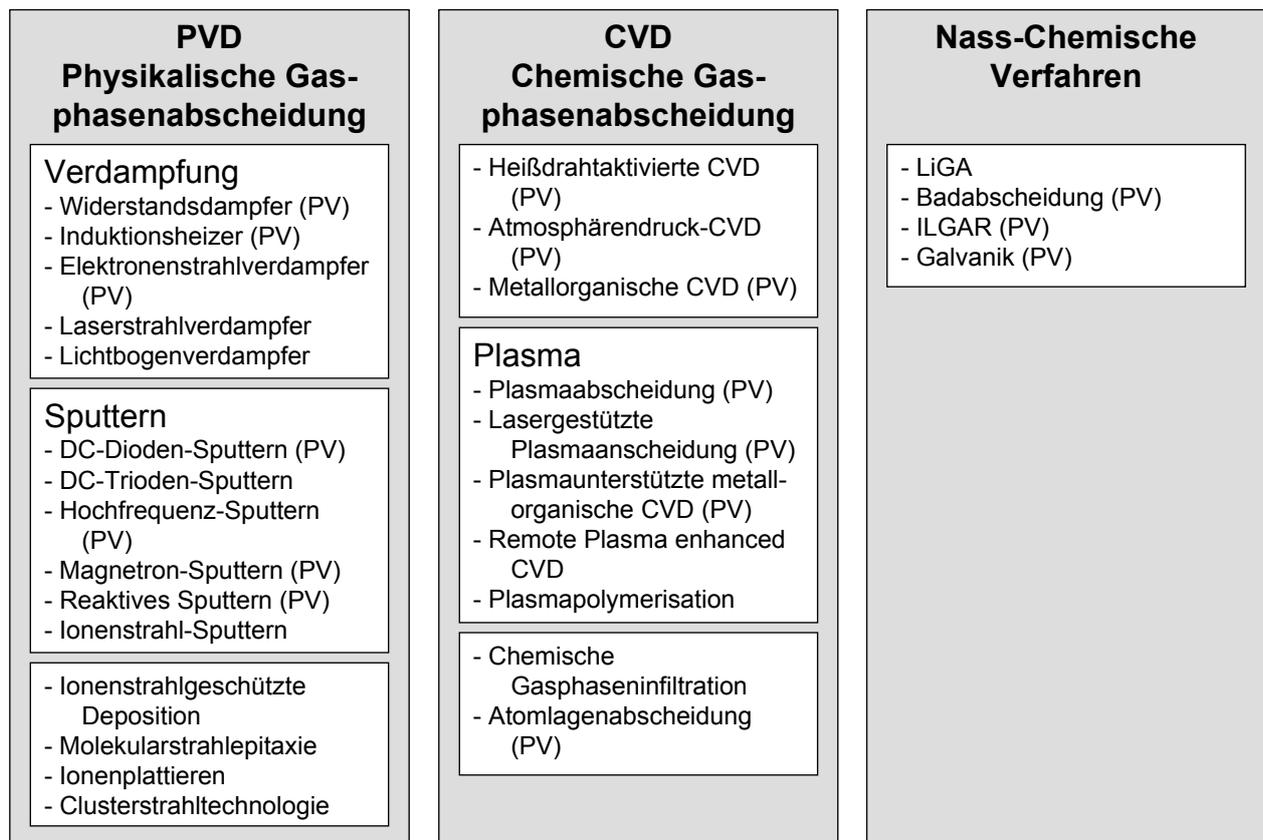


Abbildung 5: Übersicht über Dünnschichttechnologien und ihre Anwendung in der Photovoltaik (PV) (Fraunhofer ISI und IZT gGmbH 2009)

Konzentratorsolarzellen werden zur Einsparung von Halbleitermaterial eingesetzt, wobei häufig III-V-Halbleiter zum Einsatz kommen. Die Materialeinsparung erfolgt durch den Einsatz von Linsen, die die Bündelung der Sonnenstrahlung ermöglichen. Daher ist es wichtig, die Solarzellen beim Betrieb dem Sonnenstand nachzuführen.

Organische Solarzellen bestehen aus Kohlenwasserstoff-Verbindungen (Kunststoffen), die elektrisch halbleitende Eigenschaften aufweisen. Zur Herstellung der Solarzellen werden die organischen Moleküle im Hochvakuum auf ein transparentes leitfähiges Trägermaterial (z. B. Metallfolie) aufgedampft (Scharber et al. 2003).

Der elektrische Wirkungsgrad von Solarzellen variiert je nach Typ. Sehr gute kristalline Solarzellen weisen mit einer Stromausbeute von über 20 % gegenüber den Dünnschichtzellen mit einer maximalen Stromausbeute von 14 % einen höheren Wirkungsgrad auf (Kempkens 2009). Am Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme (ISE) wurde für Mehrfachsolarzellen photovoltaischer Kon-

zentratoren systeme erstmals ein Wirkungsgrad von 41,1% erzielt (Fraunhofer ISE 2009). Für organische Zellen konnte bisher ein maximaler Wirkungsgrad von exakt 6,07 % erreicht werden (heliatek GmbH 2009).

Der Wirkungsgrad ist nicht das alleinige Kriterium für den Einsatz oder die Auswahl von Solarzellen. Die Ausbeute, das Verhältnis von der zur Herstellung aufgewendeten Energie zum Ertrag, sowie die Emission von Schadstoffen bei Produktion und Betrieb sind weitere wichtige Kriterien. Studien von Fthenakis et al. (2008) zeigten, dass CdTe-Solarzellen eine bessere Bilanz als konventionelle Siliziumzellen aufweisen. Zur Herstellung multikristalliner Solarzellen beträgt der Energiebedarf 250 kWh/m². Die Produktion von CdTe-Solarzellen gleicher Fläche benötigt einen Energiebedarf von 59 kWh/m².

Unter Berücksichtigung der vorgenannten Aspekte haben momentan kristalline Solarzellen mit ca. 76,6 % den höheren Marktanteil, wobei ein Anstieg der Dünnschicht solarzellen von derzeit 20,5 auf 28,6 % prognostiziert wird (siehe Abbildung 6).

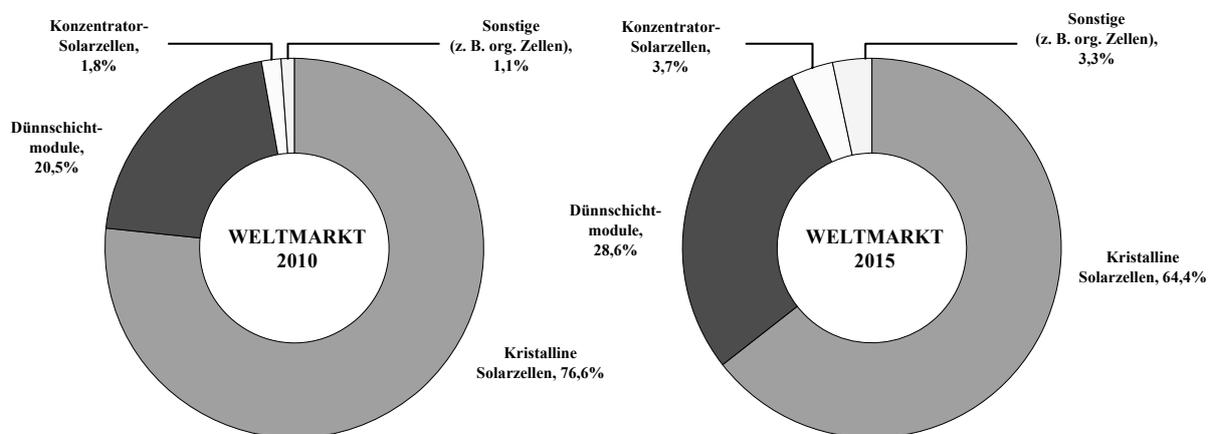


Abbildung 6: Anteile Photovoltaiktechnologien am Weltmarkt nach EuPD Research, zit. in Dürand und Seiwert (2009)

Neben der kostengünstigeren Herstellung spricht die Materialdicke für den wachsenden Anteil der Dünnschichttechnologie. Siliziumbasierte kristalline Solarzellen besitzen eine Schichtdicke von mindestens 100 µm. Bei Dünnschichtzellen direkter Halbleiter, wie z. B. GaAs, ist eine Dicke von 10 µm ausreichend. An der Optimierung des Materialeinsatzes zur Herstellung von siliziumbasierten Solarzellen wird gearbeitet. Der Rückgang des Siliziumverbrauchs

wird von ca. 8,3 g/W im Jahr 2008 auf ca. 5,7 g/W im Jahr 2013 geschätzt (Photon Consulting, zit. in Sekareva und Dürand (2010)).

Bei dem zu erwartendem Anstieg und der Etablierung der Dünnschichttechnologie muss eine nachhaltige Bewirtschaftung der verfügbaren Ressourcen beachtet werden. Während Silizium nahezu in unbegrenzter Menge verfügbar ist, stellt sich die Situation bei den eingesetzten Stoffen der Dünnschichttechnologie teilweise anders dar. Fraunhofer ISI und IZT gGmbH (2009) bewerten die Situation wie folgt:

- **Gallium** → Anpassung an Nachfragesteigerung durch CIGS-Solarzellen kann vermutlich erfolgen,
- **Cadmium** → Verfügbarkeiten von Cadmium für CdTe-Zellen sollten mittel- und langfristig ausreichend sein,
- **Tellur** → mittel- und langfristige Verfügbarkeit dürfte ernsthaft gefährdet sein,
- **Indium** → Versorgungsengpässe zeichnen sich ab, Reserven sind im Besonderen limitiert (statistische Reservenreichweite: 5...19 Jahre),
- **Selen** → ausreichend Reserven vorhanden, um die Bedarfssteigerung durch die CIS-/CIGS-Solarzellen zu erfüllen (statistische Reservenreichweite: 53 Jahre).

Fraunhofer ISI und IZT gGmbH (2009) geben für die eingesetzten seltenen Metalle ein eingeschränktes Recyclingpotential an. Unter Berücksichtigung der abgeschätzten Verfügbarkeiten könnten weitergehende Überlegungen und Forschungen zur Wertstoffrückgewinnung interessant werden. Untersuchungen von Fthenakis et al. (2006) haben bereits gezeigt, dass z. B. ein Recycling von Cadmium und Tellur prinzipiell möglich ist. Von bereits etablierten Verfahren zum Recycling von Germanium, Gallium und Indium spricht Kummer (2009) in seinen Ausführungen.

2 Zusammensetzung des Abwassers aus der Photovoltaikindustrie und Behandlungsmöglichkeiten

2.1 Grundlagen

Infolge der verschiedenen zum Einsatz kommenden Produktionsverfahren und Chemikalien sowie sich ändernder Technologieprozesse ist der Abwasseranfall in der Photovoltaikindustrie sehr unterschiedlich und unterliegt starken Schwankungen. Bei der Herstellung von kristallinen Solarzellen sind nass-chemische Prozesse bei der Wafer- und der Zellherstellung notwendig. Die nass-chemischen Prozesse sind bei der Dünnschichttechnologie auf die Zellherstellung beschränkt, so dass bei der Herstellung von kristallinen Solarzellen von einem höheren Abwasseranfall ausgegangen werden kann. Im Folgenden wird verbal auf relevante Abwasserinhaltsstoffe eingegangen, da die Verfügbarkeit des dazugehörigen Datenmaterials hinsichtlich Konzentrations- und Mengenangaben sehr begrenzt verfügbar ist. So wird z. B. in Schug (2009) ein Wasserbedarf zwischen 800 und 2.400 m³ pro Megawatt aufgeführt, wobei der letztere Wert als überhöht angesehen wird.

Der Gesamtablauf des Abwassers aus der Photovoltaikindustrie muss die Anforderungen des Anhangs 54 der Abwasserverordnung (AbwV) erfüllen (AbwV 2004). Darüber hinaus können weitere Anhänge der AbwV (2004) relevant werden, z. B. Anhang 31 für die Wasseraufbereitung zur Bereitstellung von Reinstwasser sowie beim Einsatz von Kühlsystemen.

2.2 Abwasser aus der Herstellung von kristallinen Solarzellen

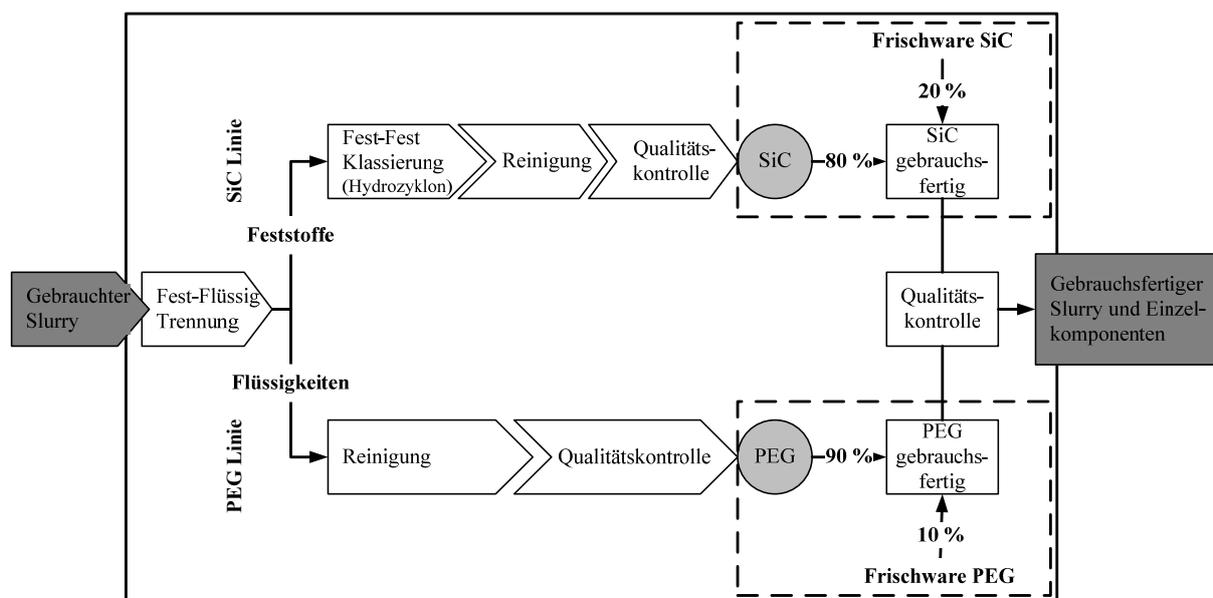
Bei der kristallinen Solarzellenproduktion verläuft der Weg vom Rohsilizium bis zum Solarzellenmodul über folgende vier Schritte (Nowak et al., 2009):

- (1) Rohsilizium zu Rein-/Reinstsilizium,
- (2) Rein-/Reinstsilizium zu Wafer,
- (3) Wafer zu Solarzelle,
- (4) Solarzelle zu Solarmodul.

Als besonders abwasserrelevant kann dabei der Produktionsschritte (2), vom Rein-/Reinstsilizium zum Wafer, und der Produktionsschritt (3), vom Wafer zu den Solarzellen, eingestuft werden.

Je nach dem gewählten Verfahren zur **Herstellung von Rein- bzw. Reinstsilizium** können bekanntermaßen hohe Konzentrationen an Fluorid und Nitrat ins Abwasser gelangen. Bei Ableitung über die Kanalisation in eine Kläranlage muss die Nitratfracht berücksichtigt werden. Vor Ableitung in die Kanalisation ist das Fluorid zu entfernen. Dies kann mittels Fällung mit Kalziumhydroxid erfolgen.

Die **Herstellung der Wafer** erfolgt durch die mechanische Bearbeitung von Siliziumstäben oder -blöcken. Dazu werden diese in rund 200 nm dicke Scheiben geschnitten. Der Schneidprozess wird mit Hilfe einer Suspension aus Siliziumcarbidkörnern (SiC) und Polyethylenglykol (PEG), dem so genannten Slurry, durchgeführt. Der Sägeslurry wird als elementarer Bestandteil für das Schneiden von kristallinem Silizium mittels der Drahtsägetechnologie benötigt und dient als Kühl- und Schneidmittel. Infolge des Schneidprozesses gelangen feinste Siliziumpartikel in den Slurry oder verbleiben an der Oberfläche der Wafer. Der verbrauchte Slurry kann aufbereitet und wieder verwendet bzw. extern entsorgt werden (siehe Abbildung 7).



□] Mischverhältnis von aufbereitetem und frischen Siliziumcarbid (SiC) und Polyethylenglykol (PEG) nach Kundenvorgabe

Abbildung 7: Schema eines Prozessablaufs zur Aufbereitung von gebrauchtem Slurry (nach SiC Processing (AG 2009))

Vor Einleitung des Abwassers in die öffentliche Kanalisation hat sich eine Abtrennung der Siliziumpartikel mittels Fest-Flüssig-Trennung (z. B. mittels Membrantechnik) als vorteilhaft bzw. im Hinblick auf das Betriebsverhalten der empfangenden kommunalen Kläranlage als erforderlich erwiesen.

Herausforderungen für die Abwasserbehandlung können durch den Einsatz von Polyethylenglykol entstehen. Nach vorliegenden Informationen wird bei der Wafer-Herstellung PEG 200 bis PEG 400 eingesetzt, was einer Molmasse von 200 bis 400 g/mol entspricht. Die biologische Abbaubarkeit der Polyethylenglykole nimmt mit steigender mittlerer Molmasse ab. Hinsichtlich der Abbaubarkeit des eingesetzten PEG sind in den Herstellerangaben unterschiedliche Angaben zu finden: Für PEG 200 wird eine biologische Abbaubarkeit in 28 Tagen von größer 80 bis 90 % angegeben (AppliChem GmbH 2004; Merck Schuchardt OHG 2004). Für PEG 400 reichen die Angaben zur Abbaubarkeit von größer 80 % in 28 Tagen bis größer 90 % in 10 Tagen (Merck Schuchardt OHG 2003; Overlack AG 2008). Im Ergebnis der Betrachtung des PEG-Einsatzes kann festgestellt werden, dass vor allem bei kleineren Kläranlagen mit geringem Schlammalter Probleme bei hohen PEG-Frachten auftreten könnten.

Für die Behandlung des PEG am Entstehungsort beschreibt Billenkamp (2009) eine Anlage mit 2-stufiger Umkehrosmose zur Aufkonzentrierung. Das Konzentrat wird anschließend in einer anaeroben Stufe behandelt. Ergebnisse einer Pilotanlage zeigen eine Elimination des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) von ca. 98 %. Nebeneffekt der Konzentrataufbereitung ist die Gewinnung von Biogas.

Bei der Verarbeitung der **Wafer zu Solarzellen** werden die leitenden Schichten aufgebracht. Die Wafer besitzen im Normalfall bereits eine p-Dotierung (p steht für positiv) mit Bor. Zur Herstellung des p-n-Übergangs erfolgt noch eine n-Dotierung (n steht für negativ), die in einer Phosphor-Atmosphäre durchgeführt wird. Bei der Diffusion mit Phosphor (als POCl_3) entsteht auf der Oberfläche des Wafers Phosphorsilikatglas (PSG). PSG ist unerwünscht und wird in einem Ätzschritt mit Säure entfernt, wobei Salpetersäure, Flusssäure, Salzsäure und allenfalls Schwefelsäure zum Einsatz kommen.

Anschließend wird mittels plasmaunterstützter chemischer Gasphasenabscheidung (PECVD) die Antireflexschicht, in der Regel als Siliziumnitrid (Si_3N_4), aufgedampft. Des Weiteren wird in einigen Fällen Fotolack (Fotoresist) vor dem

Ätzprozess aufgetragen, um nicht zu ätzende Teile zu schützen. Bei der Galvanisierung (Plating) werden neben Nickel und Silber, auch Kupfer, Aluminium und Zinn angewendet, welche teilweise zurück gewonnen werden.

Die Abwässer aus der Solarzellenproduktion enthalten somit in erster Linie als anorganische Inhaltsstoffe Salze, Sulfat, Nitrat, Fluorid, Metalle (Ni, Ag, Cu, Sn) und relativ wenig Phosphor sowie als organische Inhaltsstoffe Kohlenstoff bei Einsatz von Fotolack.

Wird Salpetersäure verwendet, gelangt Nitrat ins Abwasser. Dies muss auf der kommunalen Kläranlage, die das Abwasser aufnimmt, berücksichtigt werden.

Vor der Einleitung des Abwassers in die öffentliche Kanalisation ist eine Vorreinigung mittels Fällung zur Entfernung des Fluorids sowie der Schwermetalle (z. B. Nickel) anzuordnen. Sinnvollerweise sollten dabei die einzelnen Teilströme getrennt erfasst werden. Billenkamp (2009) beschreibt die Abwasseraufbereitung mittels Umkehrosmose zur Aufkonzentrierung. Das anfallende Konzentrat wird anschließend chemisch-physikalisch mittels Fällung und Neutralisation weiterbehandelt. Durch die Zugabe von Kalziumhydroxid wird das im Abwasser enthaltene Fluorid als unlösliches Kalziumfluorid ausgefällt. Bei geringeren einzuleitenden Fluoridablaufkonzentrationen können eine zweistufige Fällung und Aluminiumchlorid als Fällmittel zum Einsatz kommen, wobei Ablaufwerte $< 5 \text{ mg/L}$ erreichbar sind. Problematisch könnte dabei aber die Aufsalzung sein. Bei Einsatz von Silber kann dies durch Elektrolyse als elementares Silber zurück gewonnen werden.

Der Wasserverbrauch als enormer Kostenfaktor führt auch bei der Herstellung von kristallinen Solarzellen zur Einführung der Prozesswasseraufbereitung und Kreislaufführung. Eine integrierte Wasseraufbereitung ist in Schug (2009) beschrieben, bei der mindestens 96 % des verbrauchten Wassers aufbereitet und in den Produktionsprozess zurückgeführt werden (siehe Abbildung 8).

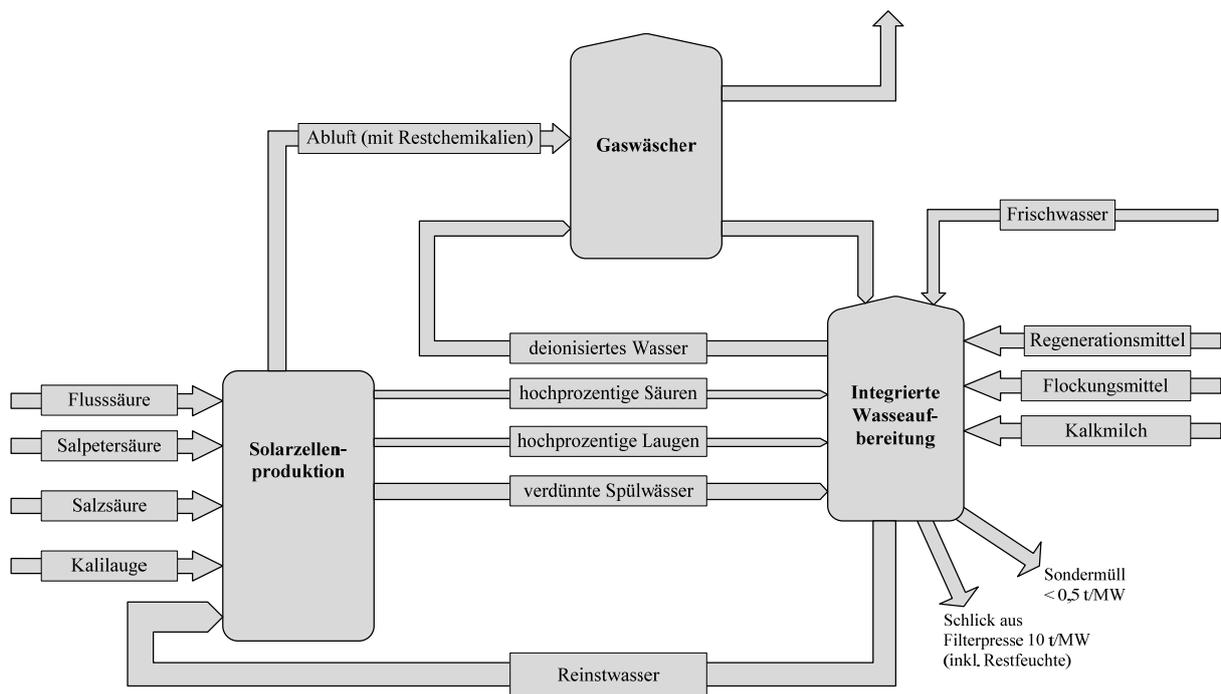


Abbildung 8: Schema einer integrierten Abwasserbehandlung nach Schug (2009)

2.3 Abwasser aus der Herstellung von Dünnschichtsolarzellen

Das Verfahren zur Herstellung von Dünnschichtzellen mit **amorphem Silizium** basiert auf dem Aufdampfen aus der Gasphase mittels Silan mit Hilfe von PECVD. Als Trägermaterial wird Glas eingesetzt mit Indium-Zinn-Oxid als häufigste transparente Elektrode (Fraunhofer ISI und IZT gGmbH 2009). In diesem Prozess werden verschiedene Gase, wie Stickstofftrifluorid, Schwefelhexafluorid und Diethyl-Zink, eingesetzt, die über ein Abluftsystem geführt und mit der Gaswäsche ins Abwasser gelangen (Billenkamp 2009). Als Hauptverschmutzung kann Fluorid genannt werden, dass mittels Fällung mit Kalziumhydroxid entfernt werden kann.

Die Herstellung von **GaAs-Dünnschichtsolarzellen** mit einkristallinem Germanium-Wafern als Trägermaterial ist die finanziell günstige Variante. Als Abscheideverfahren wird meist die metallorganische Gasphasenabscheidung (MOCVD) angewendet. Die Dotierung erfolgt mit Zink oder Tellur, die als Äthyl-Verbindungen gasförmig zugesetzt werden (Fraunhofer ISI und IZT gGmbH 2009). Abwasserinhaltsstoffe können zum einen aus dem Ausgangsmaterial (Gallium und Arsen) und zum anderen aus den für die Dotierung eingesetzten Stoffen (Zink, Tellur, Kohlenstoff) stammen. Zur Abwasserbehandlung

können chemisch-physikalische Verfahren (Fällung, Flockung, Filtration, Ionenaustausch) und beim Nachweis organischer Inhaltsstoffe biologische Verfahren zum Einsatz kommen.

Das Substratmaterial für **CdTe-Solarzellen** ist Glas. Als transparente Elektrode wird indiumdotiertes Zinnoxid ($\text{SnO}_2:\text{In}$) eingesetzt, welches durch Magnetron-sputtern (Sputtern = Kathodenzerstäubung) aufgebracht wird. Anschließend erfolgen eine Cadmiumsulfid- (CdS) und CdTe -Abscheidung, die i. d. R. thermisch mittels CSS-Verfahren (close space sublimation) durchgeführt werden. Gegenstand intensiver Forschung ist die Substitution von Cadmium aufgrund dessen Toxizität. Die hohen Cadmiumgehalte wirken sich ungünstig auf die Akzeptanz der CdTe -Zellen aus, obwohl das Cadmium in einer CdTe -Solarzelle relativ immobil vorliegt (Fraunhofer ISI und IZT gGmbH 2009). Die relevanten Abwasserinhaltsstoffe Cadmium und Tellur können über Flockung/Fällung, Filtration/Sedimentation und Ionenaustausch mit abschließender Schlussneutralisation behandelt werden.

CIGS-/CIS-Solarzellen haben i. d. R. als Trägermaterial ein mit Molybdän beschichtetes Glassubstrat. Die Beschichtung mit Molybdän erfolgt mittels Sputtern oder durch Elektronenstrahlverdampfen. Auf das Trägermaterial wird anschließend Kupfer, Indium und Gallium als Substrat aufgebracht und es erfolgt im Weiteren die Dotierung mit Selen oder Schwefel. Die Abscheidung von Cadmiumsulfid auf den Substraten erfolgt in einem chemischen Bad (chemical bath deposition, CBD) unter Erhitzen einer Lösung aus Cadmiumacetat, Thioharnstoff und Ammoniak (Brambach und Engelhardt 2009; Fraunhofer ISI und IZT gGmbH 2009). Im Abwasser finden sich fast alle Prozesslösungen wieder, mit den Hauptinhaltsstoffen Cadmium, Thioharnstoff, Ammoniak und Kohlenstoff.

Zur Behandlung des anfallenden Abwassers stellen Brambach und Engelhardt (2009) eine Verfahrenskombination aus Aufkonzentrierung, Strippung, Fällung/Flockung und Oxidation mit Ozon vor. Die Aufkonzentrierung erfolgt mittels Umkehrosmose. Durchgeführte Voruntersuchungen zeigten sehr gute Ergebnisse beim Stoffrückhalt (z. B. 94,7 % bezogen auf den CSB). Mit zunehmender Ausbeute nimmt aufgrund der erhöhten Konzentrationspolarisation der Rückhalt ab. Das gewählte Strippverfahren dient zur Entfernung des Ammoniaks. Anschließend erfolgt die Cadmiumentfernung mittels Fällung und Flockung. Versuchsergebnisse zeigen die starke Abhängigkeit der Temperatur auf

die Fällungsreaktion. Mit zunehmender Temperatur nimmt die Konzentration an gelöstem Cadmium ab. In einem letzten Schritt erfolgt die Oxidation des Thioharnstoffs, um in kommunalen Kläranlagen eine Hemmung der Nitrifikation auszuschließen. Voruntersuchungen zeigten mit Ozonierung eine fast vollständige CSB- und Thioharnstoffreduktion innerhalb von zwei Stunden, mit entsprechender Zunahme der Sulfatkonzentrationen.

Hinsichtlich der Nitrifikationshemmung von Belebtschlamm durch Thioharnstoff existieren unterschiedliche Aussagen. Während Bédard und Knowles (1989) eine Hemmkonzentration von 2,8 mg/L angeben, haben Downing et al. (1964) eine 75 %-ige Hemmung der Ammoniumoxidation bei einer Konzentration von nur 0,08 mg/L festgestellt. Spätere Untersuchungen von Wood et al. (1981) zeigen eine einigermaßen deutliche Hemmung erst bei mindestens 0,4 mg/L. Wagner und Kayser (1990) ermittelten in Laboruntersuchungen ein 50 %-ige Hemmkonzentration von 0,33 mg/L. Es konnte aber auch gezeigt werden, dass sich Belebtschlamm an Thioharnstoff adaptiert. Tomlinson et al. (1966) haben bei stufenweiser Steigerung der Konzentration bis auf 76 mg/L im Zulauf zu einer Belebungsanlage noch bei 50 mg/L eine vollständige Ammoniumoxidation und über den gesamten Bereich einen weitgehenden Abbau des Thioharnstoffs beobachtet. Demgegenüber steht die Arbeit von Dold et al. (1991) die von einer deutlichen Beeinträchtigung der Hydrolyse durch Thioharnstoff sowie von einer vollständigen Hemmung der heterotrophen Aktivität bei einer Zugabe von 120 mg/L berichtet. Nowak et al. (1995) beschreibt Erfahrungen mit Thioharnstoff bei der Vorbehandlung von Abwasser aus einem Chemiewerk. Dabei wurde die hemmende Wirkung auf die Nitrifikation mittels Atmungsmessungen, wie von Kroiss et al. (1992) beschrieben, untersucht. Bei nahezu gleich bleibender Thioharnstofffracht im Zulauf war die hemmende Wirkung im Allgemeinen gering. Nach drei Tagen ohne Thioharnstoff im Zulauf war eine fast vollständige Hemmwirkung festzustellen, als der Abwasserzulauf erneut Thioharnstoff enthielt. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kann davon ausgegangen werden, dass Thioharnstoff ein adsorbierter biologisch abbaubarer Hemmstoff ist und bei entsprechender Adaptation des Belebtschlammes biologisch abgebaut wird.

2.4 Abwasser aus der Herstellung von Konzentratorzellen und organischen Zellen

Nach derzeitigem Kenntnissstand existieren für die neueren Technologien zur Herstellung von Konzentratorzellen und organischen Zellen keine großtechnischen Anlagen. Erfahrungen oder Informationen zum Abwasseranfall und den Abwasserinhaltsstoffe sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht verfügbar. Das Bestreben der Unternehmen liegt derzeit in der weitergehenden Entwicklung, um konkurrenzfähige Solarzellen in den Markt einführen zu können (Fraunhofer ISE 2009; heliatek GmbH 2009).

2.5 Recycling von Solarzellen

Die Lebensdauer der Solarzellen ist mit ca. 20 bis 25 Jahre begrenzt und das Recycling der gebrauchten Solarzellen kann eine interessante Perspektive darstellen. Die Motivation zum Recycling von Solarmodulen liegt laut Springer et al. (2003):

- im Umweltbewusstsein der Kunden,
- in gesetzlichen Vorgaben, z. B. ElektroG (2005) und
- der möglichen Rückgewinnung wertvoller Solarzellen bzw. Materialien.

Sowohl für kristalline Solarzellen als auch für Dünnschichtsolarzellen existieren schon seit längerem Ansätze zum Recycling, die auch abwassertechnisch relevant werden können (siehe Abbildung 9 und Abbildung 10). Erste Anlagen sind in Betrieb (First Solar 2010; Sunicon AG 2010). Über abwasserrelevante Aspekte liegen aber noch keine bzw. ungenügende Informationen vor. Aber ausgehend von den entsprechenden Herstellungsverfahren lässt sich eine ähnliche Abwasserbeschaffenheit vermuten.

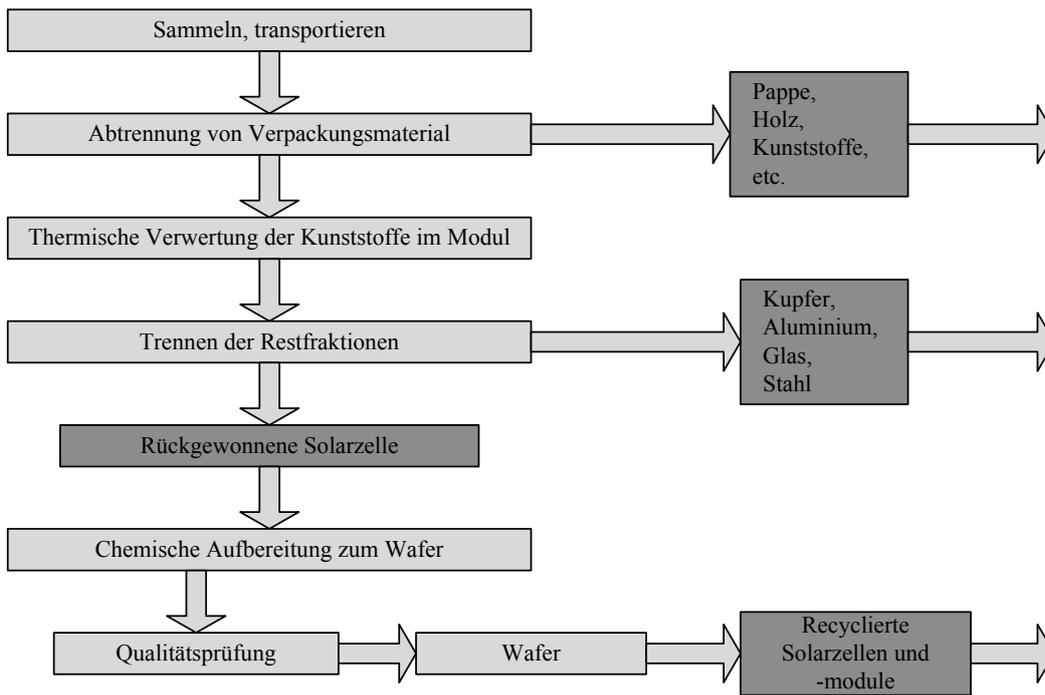


Abbildung 9: Recyclingkonzept von kristallinen Solarzellen nach Springer et al. (2003)

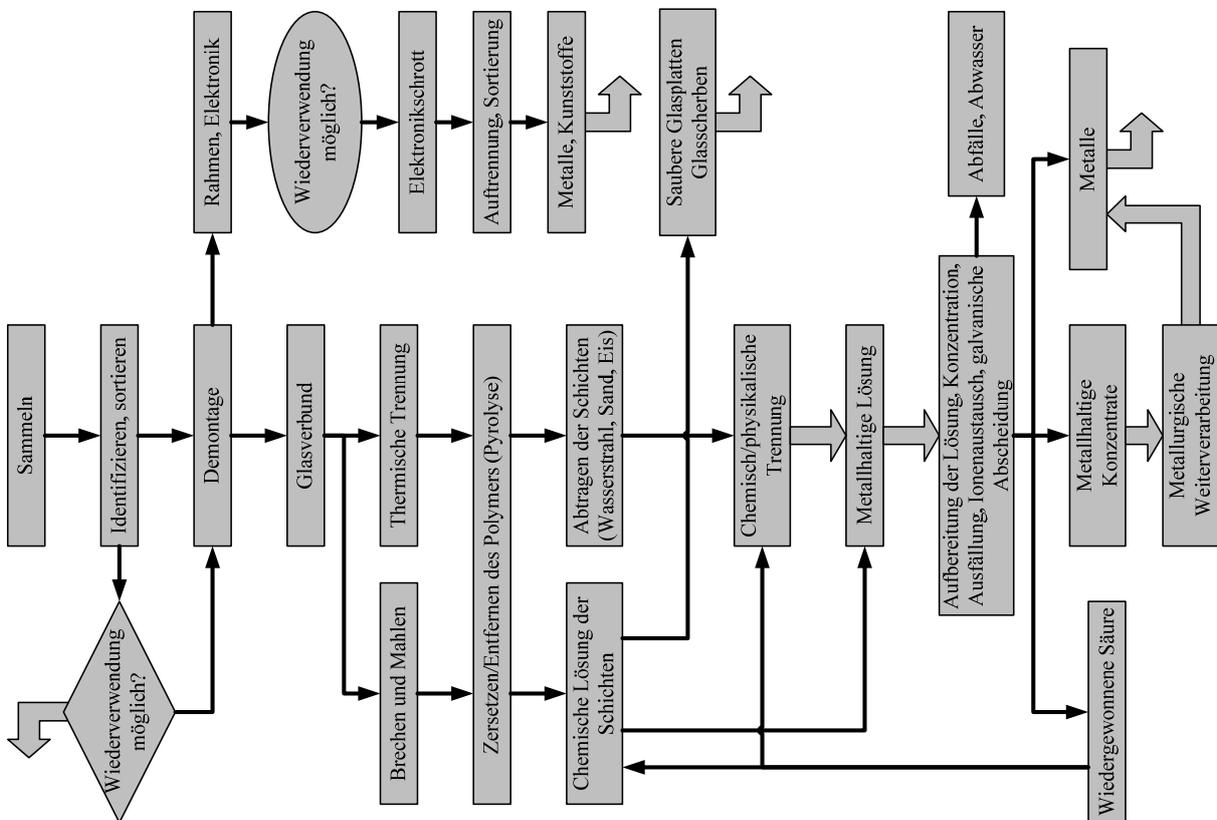


Abbildung 10: Recyclingkonzept von Dünnschichtsolarzellen nach Springer et al. (2003)

3 Untersuchungen und Erfahrungen mit Abwasser aus der Herstellung kristalliner Solarzellen bei der kommunalen Abwasserbehandlung

3.1 Ziel

Ziel der durchgeführten Studien und Untersuchungen war die Abschätzung der Auswirkungen der Einleitung von Abwässern aus der Produktion kristalliner Solarzellen auf die Reinigungsleistung sowie das Betriebsverhalten kommunaler Kläranlagen.

Das Hauptaugenmerk dieser Arbeiten lag je nach Art des Abwassers einerseits auf der Entfernung der organischen Inhaltsstoffe und andererseits auf den Auswirkungen auf die kommunale Kläranlage durch Schwermetalle und durch Nitrat zufolge des Einsatzes von Salpetersäure.

3.2 Abwasser aus der Wafer-Herstellung

3.2.1 Methodik

Die Untersuchungen des Abwassers aus der Wafer-Herstellung erfolgten kontinuierlich nach dem Belebtschlammverfahren mit Kohlenstoff- und Stickstoffentfernung. Dabei kam eine kleintechnische Versuchsanlage nach dem SBR-Verfahren (Sequencing Batch Reactor) zum Einsatz (siehe Abbildung 11). Um den Belastungsschwankungen gerecht zu werden, erfolgte eine mengenproportionale Beschickung des SBR-Reaktors (ca. 50 L) mit den entsprechenden Teilströmen an kommunalem Schmutzwasser (Q_s) und industriellem Abwasser (Q_i). Die einzelnen Betriebsphasen des SBR-Zyklus wurden zeitgesteuert einmal pro Tag durchlaufen. Eine Sauerstoffregelung war nicht vorgesehen.

Während der Untersuchungen kam es zu mehreren Änderungen in der Abwasserprognose des Industrieunternehmens. Des Weiteren standen zwei für die Entsorgung in Frage kommende kommunale Kläranlagen zur Diskussion. Es ergaben sich drei Versuchsphasen, die sich in ihren Belastungen hinsichtlich der Einwohnerwerte (EW) und der Abwassermenge unterschieden (siehe Tabelle 1).

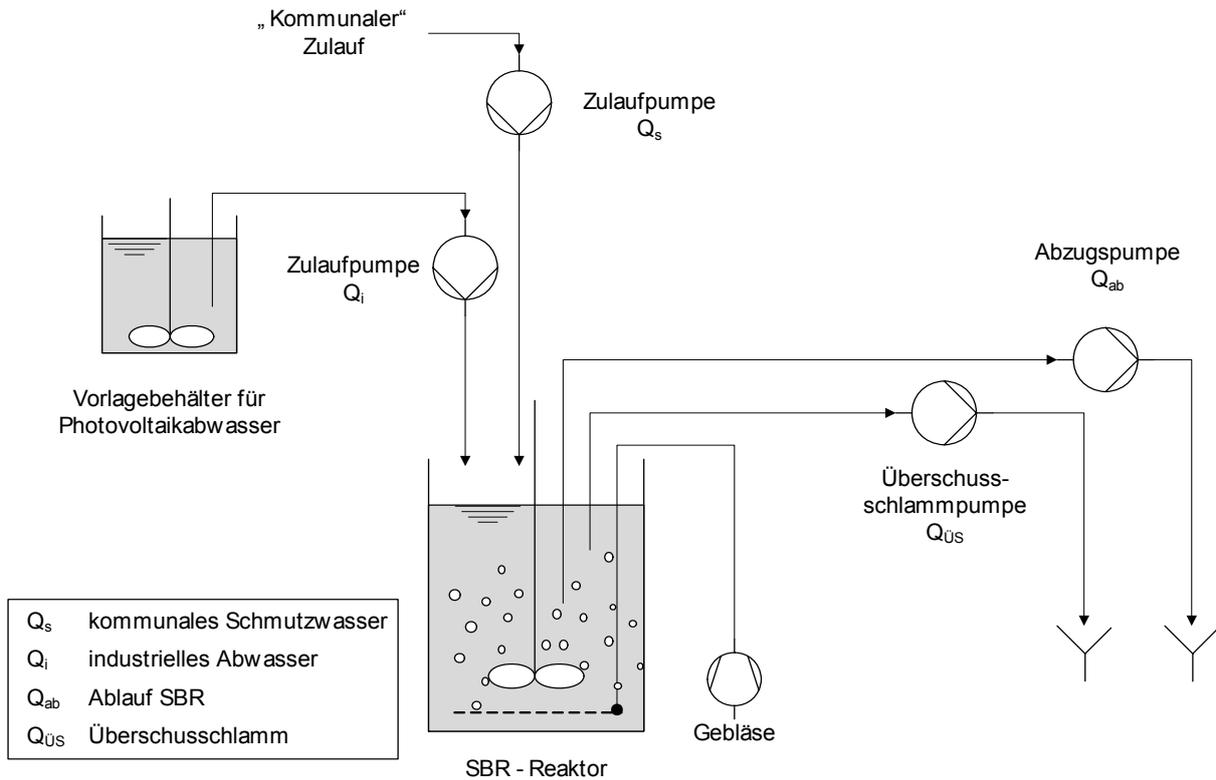


Abbildung 11: Schema der kleintechnischen Versuchsanlage nach dem SBR-Verfahren

Tabelle 1: Gegenüberstellung der drei Versuchsphasen (Einwohnerwerte berechnet mit 120 g CSB/(EW·d))

Phase	Parameter	kommunaler Zulauf	Photovoltaikabwasser
Versuchsphase I	Einwohnerwerte	ca. 4.200	ca. 13.000
	mittleres Zulaufverhältnis	1	1
Versuchsphase II	Einwohnerwerte	ca. 15.000	ca. 17.000
	mittleres Zulaufverhältnis	2,6	1
Versuchsphase III	Einwohnerwerte	ca. 15.000	ca. 21.000
	mittleres Zulaufverhältnis	2,3	1

Beide der in Frage kommenden kommunalen Kläranlagen sind Belebungsanlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung und weisen ein dementsprechend hohes Schlammalter auf. Die größere Kläranlage mit derzeit rund 15.000 EW ist bereits in hohem Maße von industriellem und gewerblichem Abwasser beeinflusst.

Bei Betrachtung der Werte in Tabelle 1 wird ersichtlich, dass die zu erwartenden Einwohnerwerte aus dem Photovoltaikabwasser im Verlauf der Untersuchungen zunehmen. Dies resultiert vorwiegend aus den unterschiedlichen Prognosewerten für die zu berücksichtigende Abwassermenge bei nahezu gleich bleibender CSB-Konzentration. Entsprechend schwankt auch das mittlere Zulaufverhältnis, d. h. das Verhältnis des kommunalen zum industriellen Abwasser am Entsorgungsstandort.

3.2.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Einleitung des Photovoltaikabwassers wirkte sich maßgeblich auf das **Nährstoffverhältnis CSB : N : P** aus. Mit Einleitung verschlechterte sich in Versuchsphase I das Nährstoffverhältnis und stellenweise wurde eine Nährstoffdosierung notwendig. In den Versuchsphasen II und III führte die Einleitung zur Verbesserung des Nährstoffverhältnisses und zu einem geringeren notwendigen Denitrifikationsvolumen.

Stickstoffentfernung

Für eine gezielte **Stickstoffentfernung** erfolgte die Einstellung des SBR-Zyklus unter Berücksichtigung ausreichender Nitrifikations- und Denitrifikationsphasen. Die Analytik beschränkte sich aus organisatorischen und wirtschaftlichen Gründen auf die Bestimmung der Parameter Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) und Nitratstickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$). Der Anteil des Photovoltaikabwassers an der Stickstofffracht im Zulauf zum SBR betrug in Versuchsphase I im Mittel 10 %. Mit Änderung des Standortes der in Frage kommenden Kläranlage sank in den Versuchsphasen II und III der Anteil auf ca. 1,5 % des Gesamtzulaufs.

In allen Versuchsphasen hat sich gezeigt, dass bei optimalem Betrieb des SBR eine weitestgehende Stickstoffelimination stattfindet. Es konnten Maximalwerte der Stickstoffentfernung von > 95 % erzielt werden. Die mittlere Eliminationsrate lag über dem gesamten Versuchszeitraum bei ca. 76 %.

Geringe Stickstoffeliminationsleistungen konnten festgestellt werden bei:

- der Rücklösung des Stickstoffs aus der Biomasse,
- der Hydrolyse hoher organischer Stickstofffrachten im Zulauf,
- zu geringer Sauerstoffkonzentration infolge hoher CSB- und Ammoniumbelastungen,
- unzureichendem Kohlenstoffangebot für die Denitrifikation,
- zu kurzen Denitrifikationsphasen mit hoher Nitratbelastung und ausreichender Nitrifikation.

Phosphorelimination

Bei Betrachtung der **Phosphorelimination** muss voran gestellt werden, dass zu keinem Zeitpunkt der Untersuchungen eine Phosphatfällung stattgefunden hat. Somit war die Phosphorentfernung ausschließlich ein Resultat des Einbaus in die Biomasse und der biologischen Phosphorelimination. Der durchschnittliche Anteil des Photovoltaikabwasser an der gesamten Phosphorfracht im Zulauf zum SBR ging von ca. 57 % während der Versuchsphase I auf Werte zwischen 31 bis 40 % in den Versuchsphasen II und III zurück.

Im Mittel konnten 60 % des Phosphors entfernt werden, wobei in Abhängigkeit der Zulauffrachten Maximalwerte von > 95 % erreicht wurden. Es kann davon ausgegangen werden, dass bei höheren CSB-Frachten ein erhöhter Einbau in die Biomasse erfolgt. Ein günstigeres Nährstoffverhältnis wirkt sich ebenfalls positiv auf die Phosphorentfernung aus. Festgestellte negative Reinigungsleistungen können aus der Rücklösung des Phosphors aus der Biomasse resultieren.

CSB-Entfernung

Differenzierter als bei der Stickstoff- und Phosphorentfernung fielen die Versuchsergebnisse bei Betrachtung der **CSB-Elimination** aus, so dass auf diese im Folgenden detaillierter eingegangen werden soll. Übereinstimmend für alle drei Versuchsphasen können starke Schwankungen der CSB-Zulauffracht festgestellt werden, die in hohem Maße beeinflusst waren durch:

- die Belastung des anfallenden Schmutzwassers im Zulauf der Kläranlage,
- die Abwasserzusammensetzung und das Verhältnis der industriellen Abwasserteilströme,
- das Verhältnis von Schmutzwasser zu industriellem Abwasser.

Während der *Versuchsphase I* mit einer Dauer von 205 Tagen wurde der SBR mengenproportional mit 100 % der prognostizierten Photovoltaikabwassermenge beschickt. Zu diesem Zeitpunkt wurde die Einleitung des Photovoltaikabwassers in eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von ca. 4.200 EW diskutiert. Daraus resultieren im Mittel 87 % der gesamten CSB-Zulaufkraft aus dem Photovoltaikabwasser, so dass sich Schwankungen in der Zusammensetzung des Photovoltaikabwassers besonders stark und unmittelbar auf die CSB-Konzentration im Zulauf, aber auch auf die CSB-Ablaufkonzentration auswirkten (siehe Abbildung 12).

Mit einem ausreichendem Nährstoffverhältnis, welches teilweise nur mit Nährstoffdosierung zu erreichen war, und optimalem Betrieb des SBR lag in der Versuchsphase I die CSB-Elimination zwischen 44 und 77 % mit einer minimalen CSB-Ablaufkonzentration von 521 mg/L. Dies lässt unter den eingestellten Betriebsbedingungen des SBR auf einen hohen Anteil an nicht abbaubarem (= inertem) CSB schließen. Mit den berücksichtigten Zulaufverhältnissen konnten bei einem Schlammalter zwischen 15 und 38 Tagen keine stabilen Verhältnisse erreicht werden. Auch ein längerfristiger Betrieb, der zur Adaptation des Belebtschlammes an das Photovoltaikabwasser führen sollte, brachte in diesem Fall keine Verbesserung der Eliminationsleistung. Gegen Ende der Versuchsphase I kam es zur Zerstörung der Flockenstruktur des Belebtschlammes und somit zu einem sehr schlechten Absetzverhalten. Die Untersuchungen mussten an dieser Stelle abgebrochen werden.

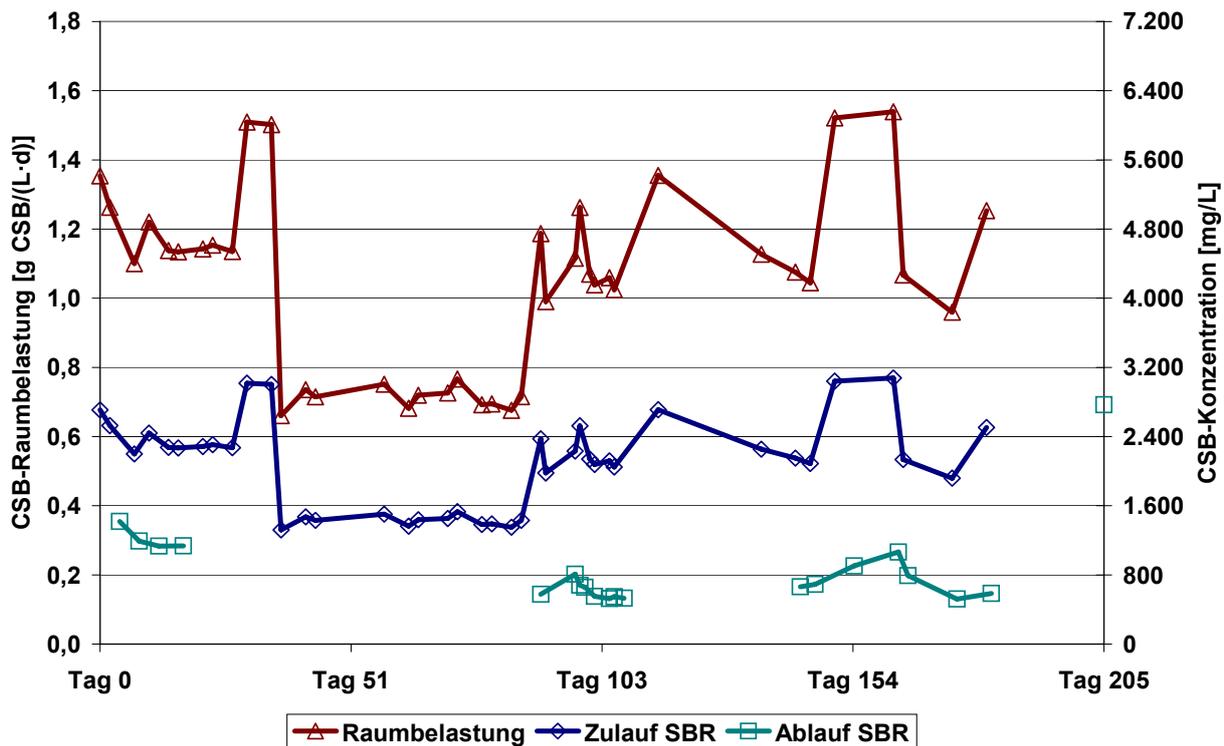


Abbildung 12: CSB-Werte und Raumbelastung während der Versuchsphase I

Ausgehend von den Erfahrungen aus Versuchsphase I wurde bei der **Versuchsphase II** mit einer Versuchsdauer von 270 Tagen eine Einfahrphase vorgestellt, bei der kein industrielles Abwasser zudosiert wurde. Anschließend erfolgte die stufenweise Anhebung des Anteils des Photovoltaikabwassers auf 50 bzw. 100 % der prognostizierten Menge. Die prognostizierte Abwassermenge hatte sich im Vergleich zur Versuchsphase I erhöht. Allerdings rückte die Ableitung des Photovoltaikabwassers zu einer kommunalen Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 30.000 EW in den Mittelpunkt. Aus den sich geänderten hydraulischen Verhältnissen resultieren 42 bis 94 % der gesamten CSB-Zulauffracht aus dem industriellen Abwasser. Der Einfluss des Photovoltaikabwassers auf die Zulaufkonzentrationen ist direkt erkennbar (siehe Abbildung 13).

Mit Beginn der Dosierung von 50 % der prognostizierten Abwassermenge aus der Photovoltaikindustrie lag im Verlauf der Versuchsphase II die CSB-Elimination bei 62 bis 96 %. Daraus resultierten CSB-Ablaufkonzentrationen zwischen 53 und 545 mg/L. Die sehr hohen Ablaufkonzentrationen waren kurz vor Umstellung der Beschickung auf 100 % der prognostizierten Photovoltaikabwassermenge festzustellen, wo ein sprunghafter Anstieg der CSB-Ablaufkonzentration festzustellen war. Der weitere Verlauf der Untersuchungen in Ver-

suchsphase II mit einhergehender CSB-Frachtsteigerung brachte keine Verbesserung der CSB-Elimination. Ein Rückgang der CSB-Elimination auf < 31 % musste festgestellt werden.

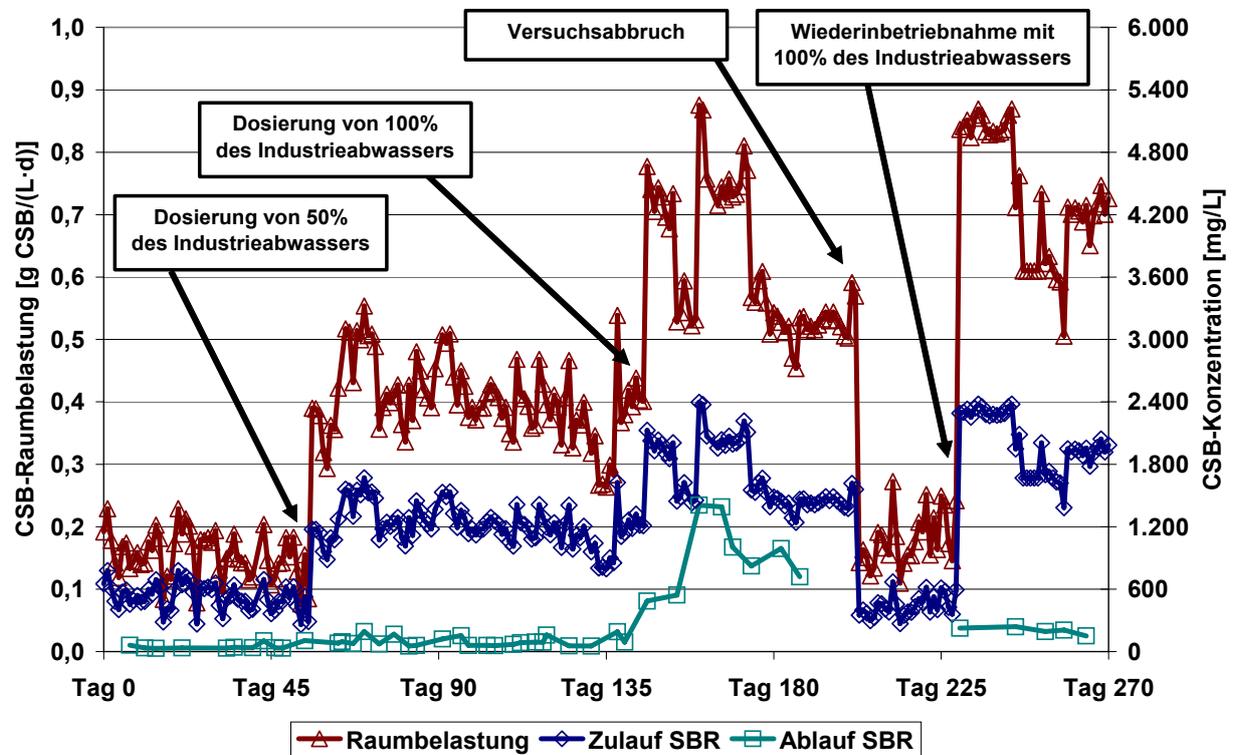


Abbildung 13: CSB-Werte und Raumbelastung während der Versuchsphase II

Die Einfahrphase und die stufenweise Steigerung der Abwasserlast infolge des Industrieabwassers wirkten sich positiv auf den Betrieb des SBR aus. Ein stabiler Betrieb konnte erzielt werden, der durch ein günstiges Nährstoffverhältnis weiter positiv beeinflusst wurde. Dennoch reagierte der SBR bei stark schwankenden Zulaufbedingungen sensibel, was an den CSB-Ablaufkonzentrationen sichtbar wird. Das eingestellte Schlammalter von ca. 40 Tagen hatte dabei eine puffernde Wirkung. Somit konnten Stoßbelastungen besser abgefangen werden, was sich vorteilhaft auf den CSB-Ablaufwert auswirkte.

Teilweise resultierte der festgestellte geringe Wirkungsgrad auf verschlechterte Absetzeigenschaften des Belebtschlammes. Jedoch wurden auch hohe Konzentrationen an gelöstem CSB beobachtet, die höchstwahrscheinlich auf eine Reduzierung der aktiven Biomasse zurückzuführen ist. Als Ursachen für den Rückgang der Reinigungsleistung wurden in Betracht gezogen:

- eine Stoßbelastung (mit unbekanntem Hemmstoffen) oder
- die Langzeitwirkung des industriellen Abwassers allenfalls in Kombination mit den Zulaufverhältnissen der kommunalen Kläranlage.

Auf Grund der Entwicklung der CSB-Ablaufkonzentration und einer Betriebsstörung, bei der ein Großteil der vorhandenen Biomasse aus dem System entfernt wurde, musste der SBR vorübergehend außer Betrieb genommen werden.

Nach dem betriebsbedingten Abbruch sollte die Versuchsphase II wiederholt werden, um den Rückgang der aktiven Biomasse ggf. nochmals nachzustellen und im günstigsten Fall nachvollziehen zu können. Der SBR wurde nach einer längeren Einfahrphase mit 100 % der prognostizierten Abwassermenge aus der Photovoltaikindustrie beschickt. Der Anteil des Industrieabwassers an der gesamten CSB-Zulaufmenge betrug durchschnittlich 87 %. Nach Wiederbeschickung mit Photovoltaikabwasser kam es im weiteren Verlauf zur langsamen Verringerung der CSB-Ablaufkonzentration. Zu diesem Zeitpunkt konnten Eliminationsleistungen zwischen 85 und 92 % beobachtet werden, die zu Ablaufwerten zwischen 152 und 239 mg CSB/L führten. Einen Monat nach Wiederinbetriebnahme des SBR wurde eine neue Abwasserprognose bekannt, so dass die Untersuchungen erneut unterbrochen werden mussten.

Die **Versuchsphase III** mit Berücksichtigung der geänderten Prognose hinsichtlich Menge und Zusammensetzung des industriellen Abwassers schloss sich direkt der Versuchsphase II an. Im Rahmen der Untersuchungen der Versuchsphase III sollten auch bezüglich des erforderlichen Schlammalters neue Erkenntnisse gewonnen werden. Im Unterschied zu den Versuchsphasen I und II war es für die Versuchsphase III nicht möglich, für alle prognostizierten industriellen Abwasserteilströme ein repräsentatives Abwasser zu erhalten. Aus diesem Grund musste auf eine Verdünnung mit Trinkwasser zurückgegriffen werden.

Da der SBR mit adaptiertem Belebtschlamm aus der Versuchsphase II betrieben wurde, konnte bei Versuchsphase III auf ein Einfahren des SBR verzichtet werden. Mit Beginn der Versuchsphase III erfolgte sofort die Beschickung mit 100 % der prognostizierten industriellen Abwassermenge, so dass durchschnittlich 61 % der gesamten CSB-Zulaufmenge aus dem industriellen Teilstrom resultieren (siehe Abbildung 14).

In der Versuchsphase III konnte eine CSB-Elimination zwischen 40 und 97 % erreicht werden. Die CSB-Ablaufkonzentration lag dabei bei Werten zwischen 25 und 580 mg/L. Mit Verringerung des Schlammalters von 60 auf 25 Tagen ist, auch in Folge einer höheren CSB-Zulaufkraft, die Ablaufkonzentration gestiegen.

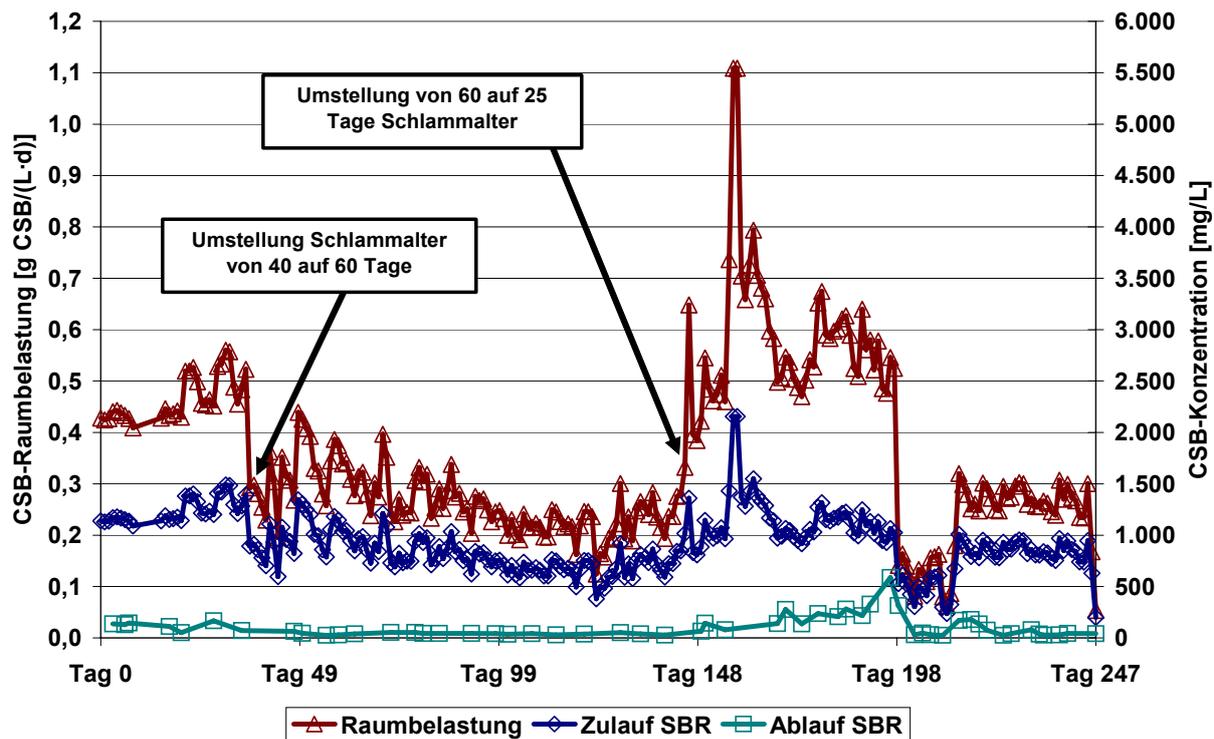


Abbildung 14: CSB-Werte und Raumbelastung während der Versuchsphase III

Der SBR zeigte über einen Großteil des Versuchszeitraums ein stabiles Betriebsverhalten. Wie in den vorangegangenen Versuchsphasen reagierte der SBR bei stark schwankenden Zulaufbedingungen sensibel, wobei höhere Schlammalter puffernd auf Zulaufspitzen wirkten. Das Schlammalter variierte in der Versuchsphase III zwischen 25 und 60 Tagen.

Neben den bereits beim Anstieg der CSB-Ablaufkonzentration während der Versuchsphase II genannten Ursachen wurden nunmehr weiterhin in Betracht gezogen:

- eine unzureichende Sauerstoffzufuhr,
- die Änderung des osmotischen Drucks auf die Mikroorganismen in Folge einer starken Änderung des Salzgehaltes,

Eine unzureichende Sauerstoffversorgung konnte nicht ausgeschlossen werden, da zum gleichen Zeitpunkt auch erhöhte Ammoniumablaufwerte festgestellt wurden, die ebenfalls für eine zu geringe Sauerstoffkonzentration sprachen. Um die Nitrifikation zu beschleunigen wurde zum einen die Sauerstoffzufuhr erhöht und zum anderen der SBR mit Belebtschlamm angeimpft. Nach einer kurzen Einfahrphase erfolgt die Wiederbeschickung mit Abwasser aus der Photovoltaik, was auch deutlich an den Ganglinien in Abbildung 14 zu sehen ist.

Die Auswertung der Zulaufdaten zeigt, dass in den betrachteten Fällen die Verschlechterung der CSB-Reinigungsleistung nicht ausschließlich aus der Änderung der Leitfähigkeit resultieren konnte, zumal die Verweilzeiten im Versuchsreaktor mindestens zwei Tage betragen.

Schlammalter, Schlammbelastung und Reinigungsleistung

Während der verschiedenen Versuchsphasen wurden unterschiedliche Schlammalter eingestellt. Die Datenauswertung zeigte bei stabilen Betriebsverhältnissen des SBR keine Abhängigkeit der CSB-Reinigungsleistung vom eingestellten Schlammalter. Unabhängig vom Schlammalter konnten in Abhängigkeit der CSB-Zulaufbelastungen ab einer Eliminationsleistung $> 93\%$ Ablaufwerte von < 100 mg CSB /L festgestellt werden.

Dagegen ist die Abhängigkeit der CSB-Reinigungsleistung von der CSB-Schlammbelastung eindeutig erkennbar. Die Gegenüberstellung der vorhandenen Schlammbelastung und der CSB-Ablaufkonzentrationen ergab, dass CSB-Werte von ≤ 100 mg/L bei einer Schlammbelastung $< 0,10$ kg CSB/(kg TS·d) unabhängig vom eingestellten Schlammalter weitestgehend eingehalten werden können (siehe Abbildung 15). Ausreißerwerte bei einer Schlammbelastung $< 0,10$ kg CSB/(kg TS·d) treten zum einen in Zeiträumen mit unzureichender Nitrifikation und zum anderen beim Wiederbeginn der Beschickung mit Abwasser aus der Photovoltaikindustrie auf.

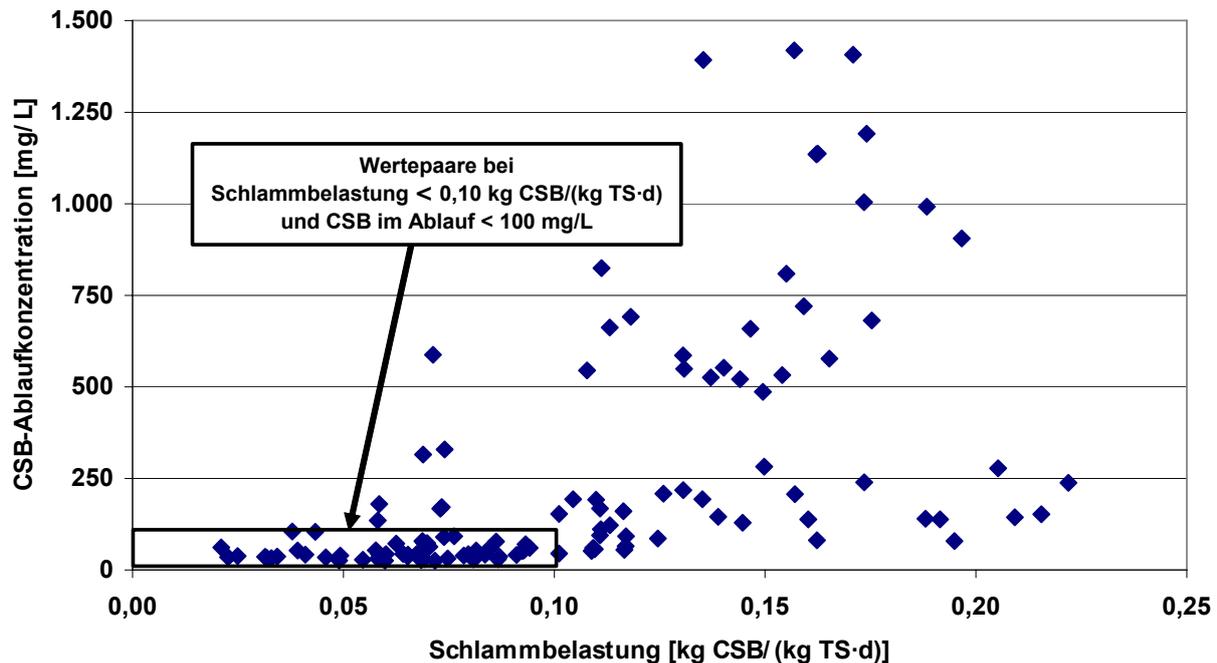


Abbildung 15: Gegenüberstellung CSB-Ablaufkonzentration und CSB-Raumbelastung

Nicht vollständig erklärbar ist allerdings die gleiche Schlammbelastung bei unterschiedlichem Schlammalter. Vermutlich kann dies auf die stark schwankenden Zulaufbedingungen zurückgeführt werden, bei denen sich keine Gleichgewichtszustände eingestellt haben

Atmungsmessungen

Zur Ermittlung möglicher Kurzzeithemmungen infolge der Einleitung des Photovoltaikabwassers wurden während des gesamten Versuchszeitraums Atmungsmessungen durchgeführt. Die Ergebnisse der Kohlenstoff- und Stickstoffatmung sind in Abbildung 16 grafisch zusammengefasst.

Bei den durchgeführten Atmungsmessungen konnten keine Auffälligkeiten festgestellt werden. Bis auf eine Atmungsmessung (Nr. 4 siehe Abbildung 16) ist die gemessene Kohlenstoffatmung geringer als die Grundatmung, so dass davon auszugehen ist, dass der Belebtschlamm nitrifiziert. Einige Atmungsmessungen wiesen eine geringere Stickstoffmaximalatmung als Grundatmung auf. Dies sollte bei einem nitrifizierenden Belebtschlamm nicht auftreten, da während der Stickstoffmaximalatmung Ammoniumstickstoff im Überschuss vorliegt. Der verringerte Sauerstoffverbrauch kann zum einen durch eine Substratlimitierung während der Atmungsmessung, d. h. fehlendem Kohlenstoff als Nährstoffquelle,

verursacht werden und zum anderen ist die Messgenauigkeit der Atmungsmessungen zu beachten.

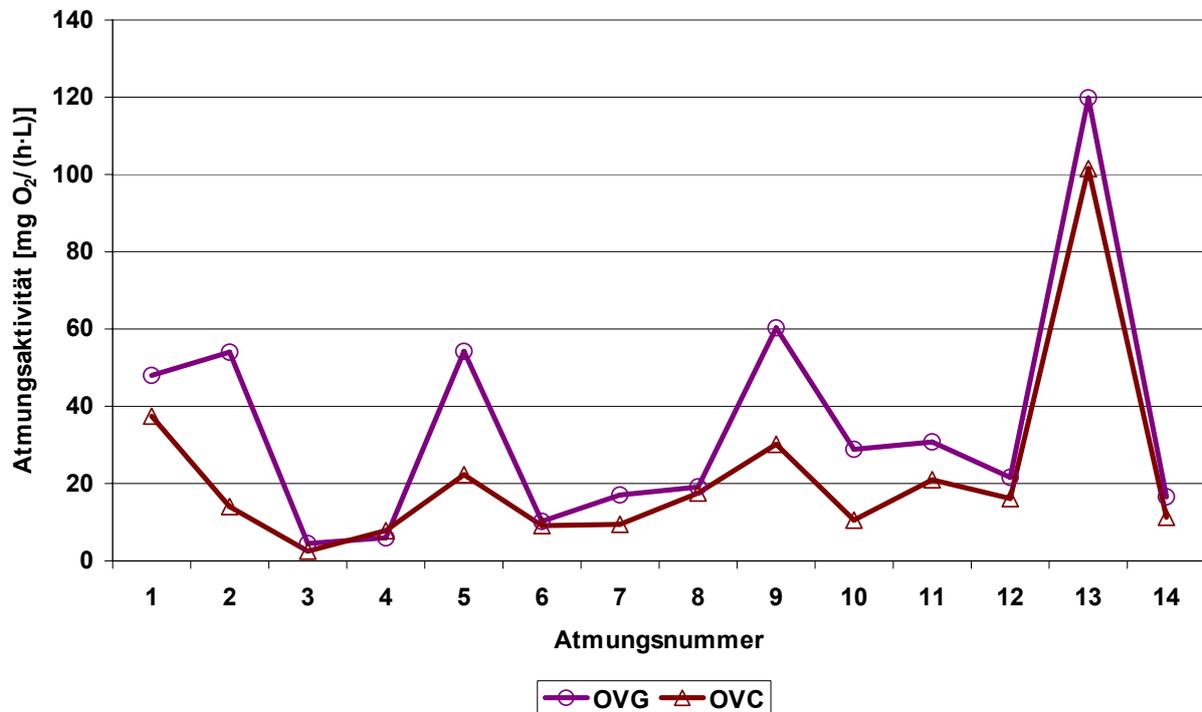


Abbildung 16: Gemessene Atmungsaktivität während der Untersuchungen

Ein präziser Rückschluss auf das eingestellte Schlammalter lässt sich daraus allerdings nicht ziehen, was u. a. auf die stark schwankenden Belastungsbedingungen zurückzuführen ist. So spricht bei einer gleichmäßigen Belastung eine hohe Atmungsaktivität für ein geringes Schlammalter. Dies konnte im Rahmen der Untersuchungen nicht beobachtet werden.

Mit den durchgeführten Atmungsmessungen konnten keine Hinweise auf kurzzeitige Hemmwirkungen oder Toxizitäten gefunden werden. Mit den Ergebnissen der Atmungsmessungen können allerdings keine Rückschlüsse auf eine mögliche Langzeitwirkung des Industrieabwassers auf die aerobe biologische Abwasserreinigung gezogen werden.

3.2.3 Weitergehende Abwasseruntersuchungen

Mit dem Abwasser aus der Wafer-Herstellung wurden neben den beschriebenen kontinuierlichen kleintechnischen aeroben biologischen Versuchen nach dem

SBR-Verfahren in zusätzlichen Untersuchungen weitere Möglichkeiten zur Reduzierung der CSB-Konzentration getestet.

Bei einem **Absetzversuch (Sedimentation)** wurde das industrielle Abwasser einem Absetzvorgang über einen Zeitraum von 2 bzw. 12 Stunden unterzogen.

Im Ergebnis der Untersuchung war optisch keine eindeutige Phasentrennung erkennbar. Die Elimination der partikulären CSB-Konzentration lag bei einer Absetzzeit von 2 Stunden bei 16 % und hat sich mit längerer Absetzzeit nicht weiter erhöht. Eine gezielte Vorklärung kann zur Verringerung des partikulär vorliegenden CSB beitragen.

Durch **Fällversuche** mit anschließender Sedimentation wurde die Möglichkeit der Entfernung vom im Photovoltaikabwasser gelöst vorliegenden CSB untersucht. Dabei erfolgte die Zugabe verschiedener Fällmittel (Kalziumhydroxid, Eisen(III)-chlorid, Natronlauge) in unterschiedlichen Konzentrationen und bei unterschiedlichen pH-Werten.

In allen untersuchten Fällen konnten rein optisch verbesserte Absetzeigenschaften festgestellt werden. Die CSB-Eliminierung lag im Maximum jedoch unter 8%, was den Schluss zulässt, dass die Fällung kein probates Verfahren zur Eliminierung des gelöst vorliegenden CSB darstellt.

Mit Hilfe eines **Adsorptionsversuchs** erfolgte die Untersuchung der möglichen Entfernung des inert vorliegenden CSB durch Adsorption am Belebtschlamm. Für diesen Versuch wurde ein Batch-Reaktor (BR I) mit 2 L nicht adaptierten Belebtschlamm befüllt. Anschließend erfolgte die Zugabe von ca. 1 L Zulauf des Versuchs-SBR.

Zwei weitere Batch-Reaktoren (BR II und BR III) mit jeweils 2 L nicht adaptierten Belebtschlamm wurden parallel zur weitestgehenden Reduzierung der organischen Inhaltsstoffe belüftet.

Im weiteren Verlauf des Adsorptionsversuchs erfolgte die Belüftung aller drei Batch-Reaktoren über einen Zeitraum von zwei Tagen. Nach zwei Tagen Belüftung wurde im BR I ein Absetzvorgang von zwei Stunden eingeleitet. Nach dem Absetzen wurde der Klarwasserüberstand entnommen und zu gleichen Teilen in die Reaktoren BR II und BR III gegeben. Danach erfolgte die Belüftung im Re-

aktor BR II für weitere vier Tage, während in der gleichen Zeit im Reaktor BR III nur eine Umwälzung ohne Sauerstoffeintrag stattfand.

Nach Beschickung mit Klarwasserüberstand wurde in den Reaktoren BR II und BR III eine Intensivbeprobung durchgeführt. Dabei erfolgte über einen Zeitraum von einer Stunde aller 5 Minuten eine CSB-Messung. Zu Beginn der Intensivbeprobung war kein signifikanter Unterschied erkennbar. Im weiteren Verlauf konnte ein schneller CSB-Anstieg im belüfteten Reaktor BR II mit anschließender schneller Abnahme festgestellt werden. Möglicherweise kam es in dieser Zeit zur Rücklösung vorhandener organischer Substanzen. Im unbelüfteten Reaktor BR III erfolgte über den Zeitraum von einer Stunde ebenfalls ein CSB-Anstieg, der aber im Vergleich zum belüfteten Reaktor BR II zeitverzögert und verlangsamt stattfand. Unter Berücksichtigung der Messgenauigkeit und des Fehlerbereichs in der Analytik ist keine nennenswerte Adsorption des inert vorliegenden CSB beobachtet wurden.

Mit verschiedenen Batch-Tests, die parallel zum kontinuierlichen SBR-Betrieb durchgeführt wurden, sollten Aussagen, Rückschlüsse bzw. Ansatzmöglichkeiten zur weitergehenden **biologischen Abbaubarkeit** gefunden werden.

Bei den Untersuchungen zum *CSB-Abbau mit adaptiertem und nicht adaptiertem Belebtschlamm* wurden jeweils 2 L Belebtschlamm (1x adaptierter, 1x nicht adaptierter) mit jeweils 600 mL Photovoltaikabwasser beschickt und über einen Zeitraum von 24 Stunden belüftet. Die CSB-Eliminationsrate betrug beim adaptierten Belebtschlamm ca. 47 % und beim nicht adaptierter Belebtschlamm ca. 45 %. Ein signifikanter Unterschied war nicht erkennbar.

Für einen Versuch zum *CSB-Abbau mit Vorklärung des Photovoltaikabwassers* wurde zu 1 L adaptiertem Belebtschlamm eine Mischung aus 500 mL kommunalem Abwasser und 500 mL Photovoltaikabwasser zugegeben. Dabei erfolgte die Dosierung des Photovoltaikabwassers zum einen aus einer homogenisierten Probe und zum anderen mit dem Klarwasserüberstand einer Probe nach einer Absetzzeit von zwei Stunden. Die Reaktoren wurden anschließend über einen Zeitraum von 24 Stunden belüftet. Der Batch-Reaktor ohne vorgeklärtem Photovoltaikabwasser wies eine Eliminationsrate bezüglich des Gesamt-CSB von ca. 61 % und bezüglich des gelöst vorliegenden CSB von 66 % auf. Die Ergebnisse des Reaktors mit vorgeklärtem Photovoltaikabwasser zeigten für den Gesamt-CSB eine Eliminierung von ca. 53 % und für den gelöst vorliegenden CSB

von ca. 84 %. Vergleichend kann festgestellt werden, dass die Elimination des Gesamt-CSB als gleich anzusehen ist. Jedoch wirkt sich die Vorklärung anscheinend signifikant auf die Reduzierung des gelösten CSB aus. Im Ergebnis der Betrachtung könnte eine Vorklärung zur CSB-Reduzierung beitragen.

Im Rahmen der Batch-Test wurde der *CSB-Abbau mit nicht adaptiertem Belebtschlamm als zweite biologische Stufe* untersucht. Die Beschickung mit 2 L Ablauf des Versuchs-SBR erfolgte auf 2 L nicht adaptiertem Belebtschlamm. Die Belüftungsdauer betrug acht Tage. Nach zwei Tagen konnte eine Eliminationsrate für den gelöst vorliegenden CSB von ca. 71 % und nach acht Tagen von ca. 84 % gemessen werden. Ein signifikanter Einfluss ist erkennbar, so dass eine zweistufige aerobe biologische Behandlung zu verbesserten Ablaufwerten führen kann.

3.2.4 Zusammenfassung

Über einen Zeitraum von knapp zwei Jahren wurden kontinuierliche aerobe Abwasseruntersuchungen zur Mitbehandlung von Abwasser aus der Wafer-Herstellung in einer kommunalen Kläranlage durchgeführt.

Entsprechend dem Produktionsprozess bei der Herstellung kristalliner Solarzellen enthält Abwasser aus der Wafer-Herstellung organische Inhaltsstoffe, wie Polyethylenglykol, Essigsäure, Tenside, sowie feinste Siliziumpartikel, die in der Regel jedoch durch eine gezielte Vorbehandlung (z. B. Ultrafiltration) quantitativ abgetrennt werden.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen tendenziell die Möglichkeit der Mitbehandlung von Abwasser aus der kristallinen Solarzellenproduktion in kommunalen Belebungsanlagen. Probleme und Unsicherheiten hinsichtlich der Langzeitwirkung und noch unbekannter Teilströme des Photovoltaikabwassers auf die Aktivität der Biomasse am Kläranlagenstandort sind aber bislang nicht vollständig abgeklärt. Die Atmungsmessungen gaben keinen Hinweis auf ein Kurzzeithemmung bzw. -toxizität.

Ein hoher Anteil des Photovoltaikabwassers an der gesamt CSB-Zulauffracht führte ebenso wie eine zu rasche Belastungssteigerung bzw. ein zu hohe Schlammbelastung zu hohen CSB-Ablaufkonzentrationen.

Mit dem Belebtschlammverfahren konnte im Verlauf der Untersuchungen ein Zusammenhang zwischen Reinigungsleistung und Schlammbelastung festgestellt werden. Bei einer Schlammbelastung von $< 0,10 \text{ kg CSB}/(\text{kg TS}\cdot\text{d})$ scheinen Ablaufkonzentration von $< 100 \text{ mg CSB}/\text{L}$ erreichbar. Ein Zusammenhang zwischen CSB-Reinigungsleistung und Schlammalter ist nicht erkennbar. Höhere Schlammalter haben puffernd auf Zulaufspitzen gewirkt.

Zusammenfassend kann aus den Versuchsphasen I bis III abgeleitet werden, dass die CSB-Elimination wesentlich abhängt:

- vom Anteil der CSB-Fracht des Photovoltaikabwassers an der gesamt CSB-Zulaufkraft,
- von der Verfügbarkeit des Kohlenstoffs für den aeroben biologischen Abbau.

Eine weitgehende Stickstoffentfernung sollte bei stabilem Betrieb keine Probleme bereiten. Unbeantwortet muss noch die Frage einer möglichen Phosphatfällung bleiben. Bei den Untersuchungen war keine Fällung vorgesehen, so dass über die Fällbarkeit des im Abwasser enthaltenen Phosphors keine Aussagen getroffen werden können. Am untersuchten Standort der Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 30.000 EW verbesserte sich infolge der Einleitung des Photovoltaikabwassers das Nährstoffverhältnis.

3.3 Abwasser aus der Solarzellenherstellung

3.3.1 Methodik

Die Kläranlage eines kleineren Abwasserzweckverbandes betreibt eine Belebungsanlage mit simultaner aerober Schlammstabilisierung mit einer Ausbaugröße von 14.000 EW. Die Kläranlage war ausgelastet und stand kurz vor der Erweiterung, wodurch die Kapazität etwa verdoppelt werden sollte. Noch bevor dieser Ausbau in Angriff genommen wurde, haben sich zwei neue Industriebetriebe angesiedelt. Einer der beiden Betriebe stellt kristalline Solarzellen her, der andere Naturfarben (Nowak, 2008; Nowak et al., 2009).

Um kurzfristig die Auswirkungen dieser beiden Industriebetriebe auf die Abwassersituation in der empfangenden kommunalen Kläranlage zu beurteilen, konnte ausschließlich auf die Angaben der Betreiber der Produktionsbetriebe

bzw. – im Falle des Solarzellenwerks – auf die Dokumentationen zum Produktionsprozess zurückgegriffen werden.

3.3.2 Ergebnisse und Diskussion

Aus dem betrachteten Solarzellenwerk gelangen in erster Linie Nitrat durch den Einsatz von Salpetersäure sowie Schwermetalle ins Abwasser. Vor der Einleitung in das Kanalnetz wird das Abwasser in einer Fällungsanlage vorbehandelt, wobei Fluorid und die Schwermetalle, vornehmlich Nickel und Silber, aus dem Abwasser weitgehend entfernt werden.

Die größten Bedenken bestanden in Hinblick auf die Nickelkonzentration im Schlamm der kommunalen Kläranlage, welcher weiterhin landwirtschaftlich verwertet werden soll. Obwohl mit der Vorreinigungsanlage der geforderte Wert für eine Einleitung in die öffentliche Kanalisation von 0,5 mg Ni/L eingehalten werden kann, war auf Basis einer Bilanzierung zu befürchten, dass sich die Nickel-Konzentrationen im Klärschlamm merklich erhöhen könnten. Verschärft wird die Situation durch den Fakt, dass einerseits in dieser Region die Nickel-Konzentrationen in den Klärschlämmen geogen bedingt bereits mit etwa 50 bis 80 mg Ni/kg TS relativ hoch sind und dass andererseits ein strenger Grenzwert von 100 mg Ni/kg TS einzuhalten ist.

Das Management des Solarzellenwerks hat sich in der Folge bereit erklärt, eine möglichst weitgehende Nickelentfernung in der Vorreinigung anzustreben, mit Werten unter 0,2 mg Ni/L. Dadurch soll vermieden werden, dass der Klärschlamm verbrannt werden muss.

In Hinblick auf die erhöhten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten aus der Solarzellenproduktion hat es sich als vorteilhaft erweisen, dass die empfangende kommunale Kläranlage als Belebungsanlage mit simultaner aerober Schlammstabilisierung konzipiert ist. Durch den Aspekt, dass die Belebungsanlage ohne Vorklärung betrieben wird, steht mehr CSB als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation zur Verfügung. Zudem weist die Belebungsanlage ein hohes Schlammalter auf, wodurch große Reaktionsräume für die Denitrifikation vorhanden sind.

In der Kläranlagenpraxis hat sich gezeigt, dass das Abwasser aus der Solarzellenproduktion auf Basis von kristallinen Wafern bei der anschließenden gemeinsamen biologischen Reinigung mit kommunalem Abwasser weitgehend unprob-

lematisch ist. Die Konzentrationen im Abwasser aus der Solarzellenherstellung lagen etwa im prognostizierten Bereich. Es wurde keine Verschlechterung der CSB-Eliminationsrate festgestellt. Das hohe Ausmaß an Stickstoffentfernung konnte weiterhin erreicht werden und auch die Schwermetall-Konzentrationen im Klärschlamm blieben innerhalb der üblichen Schwankungsbreite.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Für die Herstellung von Solarzellen werden, besonders bei der Dünnschichttechnologie, eine Vielzahl unterschiedlicher Produktionsverfahren angewandt. Entsprechend schwierig ist die Beschreibung des zu erwartenden Abwassers. Informationen zu Abwassermengen und Abwasserbeschaffenheit sind nur spärlich verfügbar, was auch die Planung von Behandlungsanlagen erschwert.

Bei der Herstellung von Solarstromanlagen mit **kristallinen Zellen** auf Siliziumbasis gibt es vornehmlich zwei abwasserrelevante Produktionsschritte:

- Wafer-Herstellung und
- Solarzellenproduktion.

Während sich die Abwässer der Solarzellenproduktion bei entsprechender Vorbehandlung bei der anschließenden gemeinsamen Reinigung mit kommunalem Abwasser in einer Belebungsanlage als weitgehend unproblematisch erweisen, können Abwässer aus der Wafer-Herstellung zu erheblichen Problemen beim CSB-Abbau führen, wie umfangreiche Untersuchungen gezeigt haben. Nach den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten kleintechnischen Versuchen mit einer SBR-Anlage kann nur bei einem ausreichend geringem Anteil des Abwassers aus der Wafer-Herstellung am Gesamtabwasser bzw. bei einer Schlammbelastung $< 0,10 \text{ kg CBS}/(\text{kg TS d})$ eine ausreichende CSB-Abbauleistung erwartet werden.

Das anfallende Abwasser aus den **Dünnschichttechnologien** beinhaltet im Wesentlichen anorganische Inhaltsstoffe, die über geeignete chemisch-physikalisch Verfahren behandelt werden können. Dabei rückt ein Recycling wertvoller oder begrenzt verfügbarer Metalle (z. B. Silber, Tellur, Cadmium, Gallium und Indium) zunehmend in den Fokus der Forschung, Entwicklung und Marktetablierung.

In Abhängigkeit der eingesetzten Dünnschichttechnologie kann es zu hohen Stickstofffrachten kommen, die bei der Auslegung der Kläranlage berücksichtigt werden muss. Als problematisch kann die Einleitung von Thioharnstoff angesehen werden, der aber bei entsprechender Adaptation des Belebtschlamm und gleichmäßiger Einleitung in die Kläranlage biologisch abbaubar sein dürfte.

Zukünftige Herausforderungen an die Abwasserbehandlung könnten durch die Einführung organischer Solarzellen und ein umfassendes Recyclingprogramm gestellt werden. Aber auch die Optimierung und Weiterentwicklung bestehender Behandlungsprozesse sollte, auch unter dem Gesichtspunkt sich ändernder Produktionsprozesse und Stoffsubstitutionen innerhalb der Photovoltaikindustrie, weiter im Fokus des Interesses stehen.

Besonders kleinere Kläranlagen können bei **Einleitung von Abwasser aus der Photovoltaikindustrie** vor Probleme gestellt werden. Einerseits kann die Einhaltung der Überwachungswerte evtl. gefährdet sein. Andererseits sind große Investitionen zum Ausbau der Kläranlage notwendig, die ggf. bei Abwanderung des Solarunternehmens im Zuge der Globalisierung in Frage zu stellen wären.

5 Literatur

- AbwV (2004). Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV). BGBl. I Nr.29, ausgegeben zu Bonn: 22. Juni 2004.
- AppliChem GmbH (2004). Sicherheitsdatenblatt - Polyethylenglycol 200. 11.05.2004.
- BÉDARD, C. und KNOWLES, R. (1989). Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH₄, NH₄⁺, and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, **53**(1), 68-84.
- BILLENKAMP, E. (2009). Sauberes Wasser für die Solarindustrie. *wwt*, 9/2009, 25-28.
- BRAMBACH, R. und ENGELHARDT, M. (2009). Lösung neuer komplexer Abwasserprobleme - Erarbeitung von technischen Lösungen und deren Umsetzung, Beispiele in der Pharma und in der Solarindustrie. *Tagungsband*, Industrietage – Wassertechnik, Gemeinschaftsveranstaltung DWA – DECHEMA, 30.11. – 1.12.2009., 119-131.
- Bundesverband Solarwirtschaft (2010a). Eine Zukunftsbranche wird erwachsen. Zugriff am 29.01.2010, <http://www.solarwirtschaft.de/unternehmer.html>
- Bundesverband Solarwirtschaft (2010b). Preisindex Photovoltaik. Zugriff am 29.01.2010, <http://www.solarwirtschaft.de/preisindex>

- Bundesverband Solarwirtschaft (2010c). Zu schnelles Absenken der Solarförderung gefährdet Solarindustrie. Zugriff am 29.01.2010, [http://www.solarwirtschaft.de/medienvertreter/pressemeldungen/meldung.html?tx_ttnews\[tt_news\]=12945&tx_ttnews\[backPid\]=737&cHash=b8bfe96b46](http://www.solarwirtschaft.de/medienvertreter/pressemeldungen/meldung.html?tx_ttnews[tt_news]=12945&tx_ttnews[backPid]=737&cHash=b8bfe96b46)
- DOLD, P. L.; WENTZEL, M. C.; BILLING, A. E.; EKAMA, G. A. und MARAIS, G. v. R. (1991). Activated sludge system simulation programs. Nitrification and nitrification/denitrification systems (version 1.0). Water Research Commission, Pretoria, Südafrika.
- DOWNING, A. L.; TOMLINSON, T. G. und TRUESDALE, G. A. (1964). Effect of inhibitors on nitrification in the activated-sludge process. *J. Proc. Inst. Sew. Purif.*, **63**, 537 - 554.
- DÜRAND, D.; AUGTER, S.; MATTHES, S. und SEKAREVA, K. (2009). Ende der Schonzeit. *WirtschaftsWoche*, Nr. 39, 21.9.2009, 76-82.
- DÜRAND, D. und SEIWERT, M. (2009). Sonnen Wende. *WirtschaftsWoche*, Nr. 29, 13.7.2009, 62-65.
- ElektroG (2005). Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (Elektro- und Elektronikgerätegesetz – ElektroG). BGBl. I Nr.17, ausgegeben zu Bonn: 23. März 2005.
- EuPD Research und ifo (2008). Standortgutachten Photovoltaik in Deutschland. Bonn/München: März 2008.
- First Solar, I. (2010). Vorfinanziertes Modulrücknahme- und Recyclingprogramm. Zugriff am 03.02.2010, http://www.firstsolar.com/de/recycle_program.php
- Fraunhofer ISE (2009). Weltrekord: 41,1% Wirkungsgrad für Mehrfachsolarzellen am Fraunhofer ISE. Zugriff am 02.02.2010, <http://www.ise.fraunhofer.de/presse-und-medien/presseinformationen/presseinformationen-2009/weltrekord-41-1-wirkungsgrad-fuer-mehrfachsolarzellen-am-fraunhofer-ise>
- Fraunhofer ISI und IZT gGmbH (2009). Rohstoffe für Zukunftstechnologien - Einfluss des branchenspezifischen Rohstoffbedarfs in rohstoffintensiven Zukunftstechnologien auf die zukünftige Rohstoffnachfrage. Schlussbericht. Karlsruhe/Berlin: 15.05.2009.
- Fraunhofer IWM (2008). Jahresbericht 2008. Freiburg/Halle: Dezember 2008.
- FTHENAKIS, V.; DUBY, P.; WANG, W.; GRAVES, C. und BELOVA, A. (2006). Recycling of CdTe Photovoltaic Modules: Recovery of Glass, Cadmium and Tellurium. 21st European Photovoltaic Solar Energy Conference, Dresden, 4-8 September 2006.
- FTHENAKIS, V. M.; KIM, H. C. und ALSEMA, E. (2008). Emissions from Photovoltaic Life Cycles. *Environ. Sci. Technol.*, **42**(6), 2168-2174.
- heliatek GmbH (2009). Heliatek: Organische Solarzellen mit 6%-Effizienz-Zertifikat. Pressemeldung. Dresden: 20.08.2009.
- KEMPKENS, W. (2009). Gedruckte Zelle. *WirtschaftsWoche*, Nr. 39, 21.9.2009, 86-87.

- KROISS, H.; SCHWEIGHOFER, P.; FREY, W. und MATSCHÉ, N. (1992). Nitrification inhibition - a source identification method for combined municipal and/or industrial wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.*, **26**(5/6), 1135-1146.
- KUMMER, U. (2009). Recycling von seltenen Metallen und deren Verbindungen. In: *Recycling und Rohstoffe*, Band 2, 647-655.
- Merck Schuchardt OHG (2003). Sicherheitsdatenblatt - Polyethylenglycol 400. 21.01.2003.
- Merck Schuchardt OHG (2004). Sicherheitsdatenblatt - Polyethylenglycol 200. 20.01.2004.
- NOWAK, O. (2008). Entwicklung von Abwasserentsorgungskonzepten bei Industriebetrieben mit unterschiedlichen Standortbedingungen. In: *Prozesswasserbehandlung - Problemstellungen und Lösungen*, *Dresdner Berichte*, Band **30**, 1 - 19.
- NOWAK, O.; BÖNISCH, G. und DORSCHNER, K. (2009). Mitbehandlung von Abwässern aus der Photovoltaikindustrie in kommunalen Kläranlagen. *Tagungsband*, Industrietage – Wassertechnik, Gemeinschaftsveranstaltung DWA – DECHEMA, 30.11. – 1.12.2009, 132 - 150.
- NOWAK, O.; SVARDAL, K. und SCHWEIGHOFER, P. (1995). The dynamic behaviour of nitrifying activated sludge systems influenced by inhibiting wastewater compounds. *Wat. Sci. Tech.*, **31**(2), 115-124.
- Overlack AG (2008). Sicherheitsdatenblatt - Polyethylenglycol 400. 11.11.2008.
- SCHARBER, M.; HINSCH, A. und FOSTIROPOULO, K. (2003). Organische und Polymersolarzellen. In: *FVS Themen 2003*, 111-114.
- SCHUG, A. (2009). Venezianische Wasserfreunde. *Photon*, 12/2009, 64-67.
- SEKAREVA, K. und DÜRAND, D. (2010). Trägerischer Schein. *WirtschaftsWoche*, Nr. 3, 18.1.2010, 62-68.
- SiC Processing AG (2009). Technologie. Zugriff am 03.02.2010, <http://www.sic-processing.com/index.php/technologie.html>
- SPRINGER, J.; WARBURG, N. und WÖRSING, K. (2003). Lebenszyklusanalyse und Recyclingkonzepte für Solarmodule. In: *FSV Themen 2003*, 66-70.
- Sunicon AG (2010). Recycling von Solarmodulen. Zugriff am 03.02.2010, <http://www.sunicon.de/Recycling-von-Solarmod.3404.0.html>
- TOMLINSON, T. G.; BOON, A. G. und TROTMAN, C. N. A. (1966). Inhibition of nitrification in the activated sludge process of sewage disposal. *J. appl. Bact.*, **29**, 266-291.
- WAGNER, R. und KAYSER, G. (1990). Laboruntersuchungen zur Hemmung der Nitrifikation durch spezielle Inhaltsstoffe industrieller und gewerblicher Abwässer. *GWF-Wasser/Abwasser*, **131**(4), 165-177.
- WOOD, L. B.; HURLEY, B. J. E. und MATTHEW, P. J. (1981). Some observations on the biochemistry and inhibition of nitrification. *Wat. Res.*, **15**, 543-551.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Gerold Bönisch
Prof. Dr. techn. habil. Otto Nowak
Dipl.-Ing. Anita Sitter

Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft,
01062 Dresden

Tel.: +49 351 463 37537

E-Mail: otto.nowak@tu-dresden.de

Abwasser aus der Aludosenproduktion

Norbert Matsché¹, Herbert Karner²

¹Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien,

²Firma Rexam, Enzesfeld

Kurzfassung: Bei der Herstellung von Aluminium-Getränkedosen fällt Abwasser an, das nach einer innerbetrieblichen Vorbehandlung in die Kanalisation eingeleitet und in der kommunalen Kläranlage gereinigt werden kann. Nach der Abtrennung von Mineralölen durch Ultrafiltration sind im Abwasser noch hauptsächlich gelöstes Aluminium und Fluorid enthalten, die üblicherweise durch Fällung, Flockung und Sedimentation oder Flotation abgeschieden, entwässert und als Schlammkuchen entsorgt werden müssen. Da das gelöste Aluminium aber auf der Kläranlage als Fällmittel für Phosphor verwendet werden kann, wurde an zwei Standorten in Österreich mit den entsprechenden Kläranlagenbetreibern eine vertragliche Vereinbarung getroffen, nach der die betrieblichen Abwässer ohne Feststoffabscheidung, mit einer gewissen finanziellen Abgeltung für den Kläranlagenbetreiber, eingeleitet werden dürfen und damit das im Abwasser vorhandene Aluminium genutzt werden kann. Für den Industriebetrieb ergeben sich dadurch Einsparungen bei Personal- und Betriebskosten; außerdem wird keine Deponierung der Schlämme mehr erforderlich.

1 Einleitung

Bei der Herstellung von Aluminium-Getränkedosen wird von einem Aluminiumband ausgegangen, aus dem in Tiefziehmaschinen zunächst Rohdosen geformt werden. Für diesen Vorgang muss die Oberfläche des Aluminiums mit Ziehöl benetzt werden, das in der nachfolgenden Bearbeitung wieder entfernt werden muss. Darüber hinaus muss die Oberfläche der Dosen korrosionsgeschützt und für den Druck vorbereitet werden. Die Abwässer bei dieser Produktion fallen ausschließlich in den mehrstufigen Waschmaschinen an. Bei dieser Dosenwäsche erfolgt die Reinigung der Aludosen, der

Korrosionsschutz, die Vorbereitung für die Beschichtung, sowie ein Zusatz zur Verbesserung der Mobilität. Um die genannten Ziele zu erreichen müssen alle Verschmutzungen, wie diverse Öl- und Schmiermittelrückstände und der Aluminiumabrieb, entfernt werden. Anschließend wird eine chemische Konversionsschicht aufgebracht, die eine gute Korrosionsbeständigkeit gewährleistet. Um Beschädigungen auf den Transportbändern beim Abfüllvorgang zu vermeiden, werden Zusätze zur Verbesserung der Mobilität auf der Oberfläche der Dosen aufgebracht. Die einzelnen Verfahrensschritte sind in Abbildung 1 aufgeführt

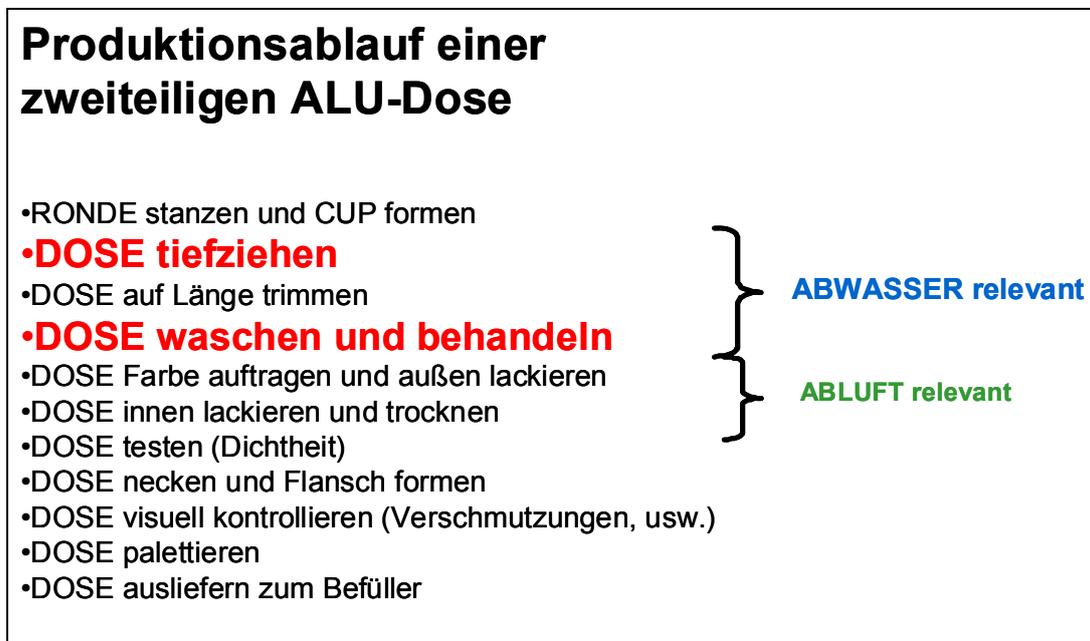


Abbildung 1: Produktionsablauf bei der Herstellung von Aludosen

2 Abwasseranfall und innerbetriebliche Vorbehandlung

Beim Wasch- und Beschichtungsvorgang werden verschiedene Zonen durchlaufen (Abbildung 2).

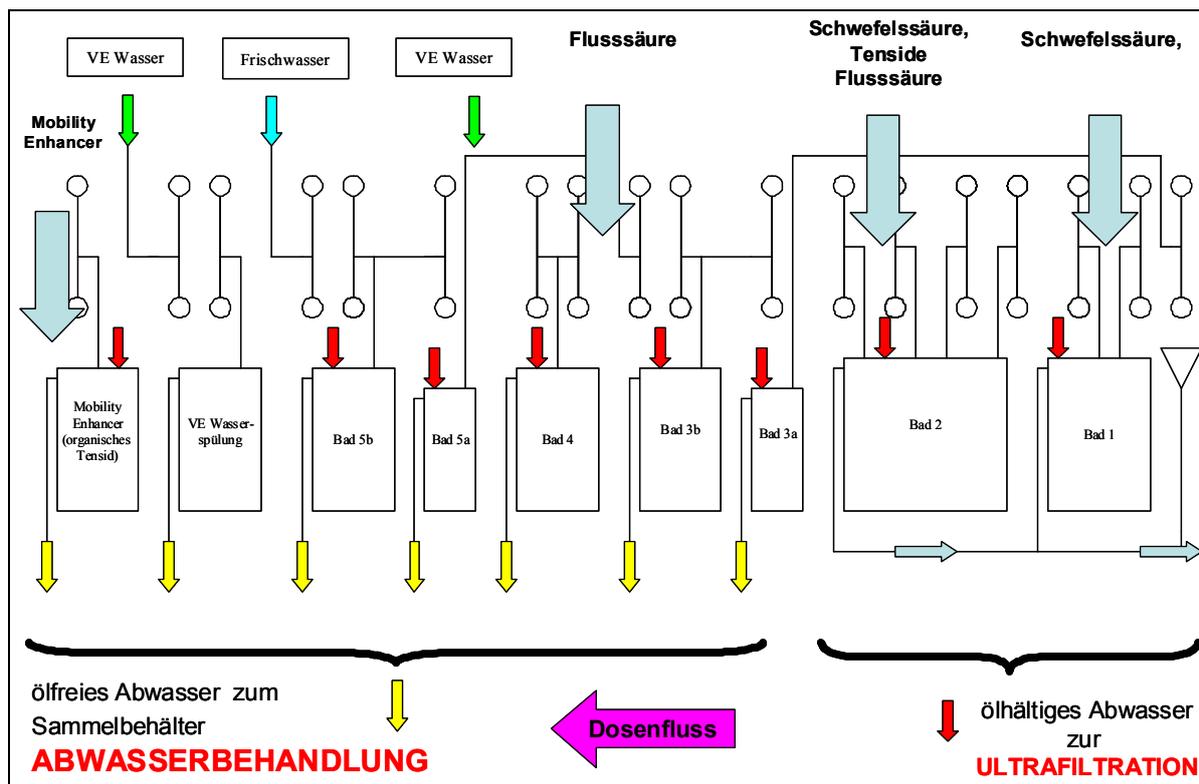


Abbildung 2: Durchlaufwaschmaschine mit Anordnung der Bäder

Zone 1: Vorspülen und waschen

In dieser Zone werden lösliche Ölrückstände entfernt, um die Ölbelastung der nachfolgenden Waschwässer möglichst gering zu halten. Als Spülwasser wird der Rückfluss vom Coalescer verwendet. In der nachfolgenden Vorwaschstufe wird mit dem Überlauf der Zone 2 als Waschwasser behandelt, das danach ebenfalls in den Coalescer geleitet wird.

Zone 2: Chemische Reinigung

Die chemische Reinigung dient der Entfernung aller organischen und anorganischen Verschmutzungen von der Oberfläche der Aludosen. Für diese Behandlung wird ein speziell entwickelter Schwefelsäurereiniger verwendet, dem zur Verstärkung der Waschwirkung Tenside und ein flusssäurehaltiger Accelerator zugegeben werden. Damit können auch der Aluminiumabrieb und allfällige Korrosionsprodukte entfernt werden.

Zone 3a: Austragsspüle

In dieser Zone wird der größte Teil der Reinigungslösung von der Dosenoberfläche entfernt und diese Flüssigkeit bei der Reinigung in der Vorwasch- bzw. Vorspülstufe weiterverwendet.

Zone 3b: Umlaufspülung

Das Spülen erfolgt hier mit Wasser, das aus der Stufe 5 zugeführt und in der Spüle umgewälzt wird. Hier werden die Reinigungslösung und restliche Schmutzteile vollständig von den Dosen entfernt und der Säuregehalt auf der Dosenoberfläche reduziert. Aus dieser Zone erfolgt ein geringer Überlauf zur Einhaltung der Qualität des Spülwassers.

Zone 4: Behandlung

In dieser Zone erfolgt die Aufbringung einer chemischen Konversionsschicht. Dies wird durch Anwendung einer speziellen Lösung erreicht, die auf der Oberfläche der Aluminiumdosen zur Bildung von Aluminiumoxid führt. Durch diese Beschichtung bleibt die Oberfläche hell und glänzend. Die Zone 4 ist als Standbad ausgebildet, in dem die Flüssigkeitsverluste durch VE-Wasser (voll entsalztes Wasser) ergänzt werden.

Zone 5: Frischwasserspülung

Der Spülvorgang erfolgt mit Wasser im Umlaufbetrieb unter ständiger Zufuhr von Frischwasser, das am Ausgang der Stufe 5 direkt auf die Dosen gesprüht wird. Dadurch wird restliche Behandlungslösung aus der Stufe 4 von der Dosenoberfläche abgespült. Nur in dieser Stufe wird der Waschmaschine Frischwasser zugeführt, das dann in weiteren Stufen des Waschvorganges weiterbehandelt wird. Durch die ständige Erneuerung des Wassers wird der Salzgehalt niedrig gehalten.

Zone 6: Spülen mit VE-Wasser

Vollentsalztes Wasser wird aus Brunnenwasser hergestellt. Damit können Mineralsalzrückstände, die später zu einem Verlust der Haftfähigkeit bzw. Flecken an der Oberfläche führen, vermieden werden. Das Wasser wird

weitgehend im Umlauf gehalten, der eigentliche Abwasseranfall dieser Stufe wird durch die Regenerationswässer der VE-Anlage verursacht.

Zone 7: Spülen mit Mobilitäts-Conditioner

Mobilitäts-Conditioner sind Spülhilfen die die Oberflächenspannung des Spülwassers herabsetzen. Dadurch läuft das Wasser wesentlich schneller von der Dosenoberfläche ab, was zu einer Energieeinsparung im nachfolgenden Trocknungsprozess führt. Das Produkt hinterlässt auf der Dosenoberfläche eine monomolekulare Schicht die die Reibung zwischen den Dosen wesentlich verringert und für den späteren Abfüllvorgang günstig ist (keine Förderstaus).

Zone 8: Trockenofen

Am Ende der Waschmaschine durchlaufen die Dosen eine Trockenzone in der alle Wasserreste von der Oberfläche entfernt werden.

Aus dem Waschprozess bzw. aus der Wasseraufbereitung für die Waschwässer resultiert der Abwasseranfall bei der Dosenherstellung. Diese Abwässer werden der Abwasserreinigungsanlage zugeführt. Dabei handelt es sich im Einzelnen um folgende Abwasserströme (Abbildung 3):

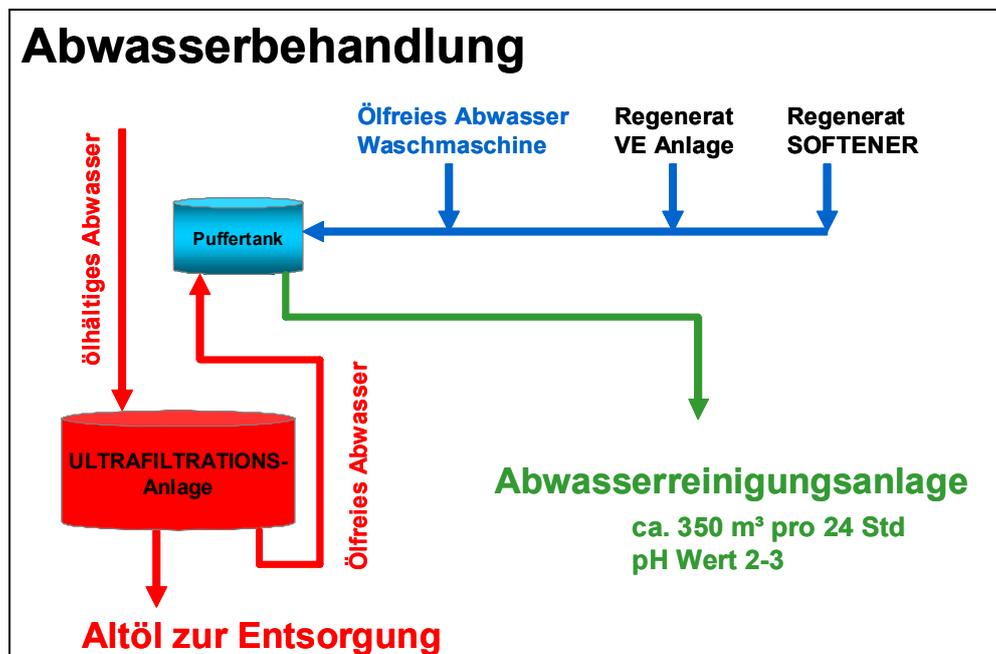


Abbildung 3: Schema der Abwasseranfallstellen

- Entcarbonisierung

Abwasseranfall beim Regenerieren des Ionentauschers die über einen 10m³

Pufferspeicher mit rund 0,5 m³/h der Neutralisationsstufe der
bwasserreinigungsanlage zugeleitet werden

- Vollentsalzungsanlage

In der neuen leistungsfähigeren VE-Anlage können 15 m³/h aufbereitet werden.
Bei der Regeneration der Ionentauscher fällt diskontinuierlich saures oder
basisches Abwasser an das über einen 20 m³-Speicher mit etwa 2 m³/h in die
Neutralisationsstufe der ARA geleitet wird.

- Spülbäder (Waschmaschine)

Aus den beiden Waschmaschinen werden ca. 6 m³/h in die Neutralisationsstufe
der ARA eingeleitet. Diese Abwässer sind sauer und mit Aluminium (80 mg/l)
und Fluorid (15 – 20 mg/l) belastet.

- Ultrafiltrationsanlage

In der Ultrafiltrationsanlage werden Abwässer aus den Werkstätten dem
Emulsionstank und Abwässer aus den ersten beiden Spülbädern der
Waschmaschine vorgereinigt indem der Ölanteil abgetrennt wird. Aus der
Ultrafiltrationsanlage gelangen max. 3 m³/h saures aluminium- und
fluoridhaltiges Abwasser in die Fluorid-Vorfällstufe (pH 2, 35 mg/l Fluorid, 70
mg/l Aluminium).

Bei der Optimierung des Betriebes werden auch laufend Maßnahmen zur
Verminderung des Wasserverbrauches gesetzt. Diese Sparmaßnahmen werden
durch maschinenbautechnische Optimierungen bei den Waschmaschinen,
Verlängerung der Badstandzeiten und Spülung mit Kreislaufwasser erreicht.
Grundsätzlich wird nur in Zone 5 Frischwasser zugeführt, alle anderen
Reinigungsstufen (mit Ausnahme des geschlossenen VE-Wasserkreislaufes)
werden mit Wasser aus der jeweils nachfolgenden Zone beschickt. Wegen der
hohen Qualitätsanforderungen an das Waschergebnis sind weitere Einsparungen
sehr schwierig.

Im Werk 1 erfolgte die Abwasserbehandlung zunächst nach dem in Abb. 4 dargestellten Schema

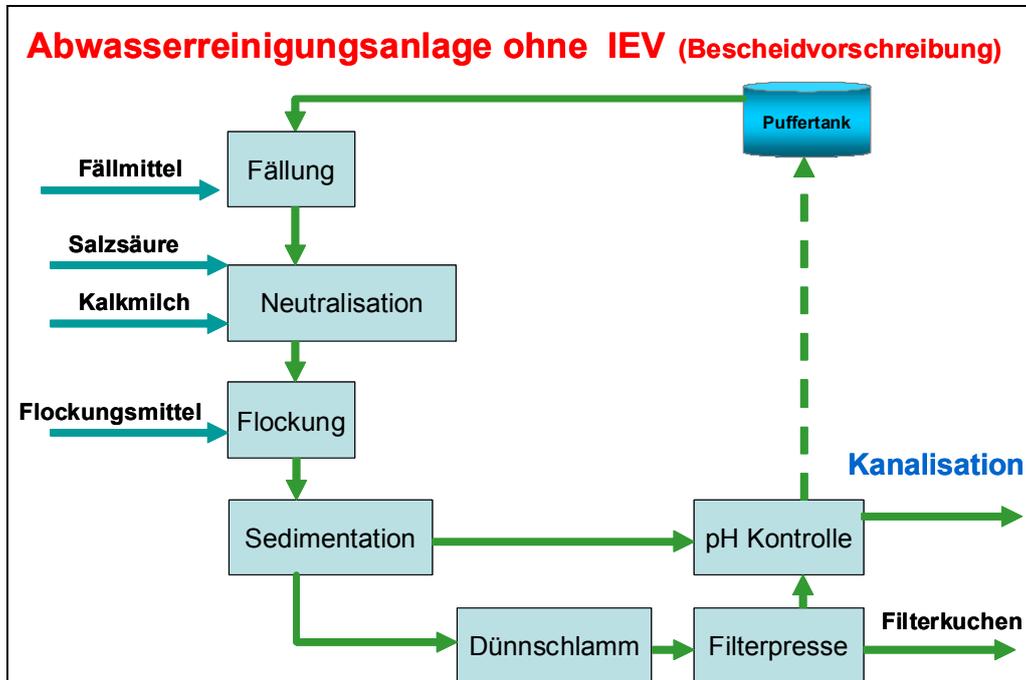


Abb. 4: Schema Abwasserreinigungsanlage ohne speziellen Vertrag

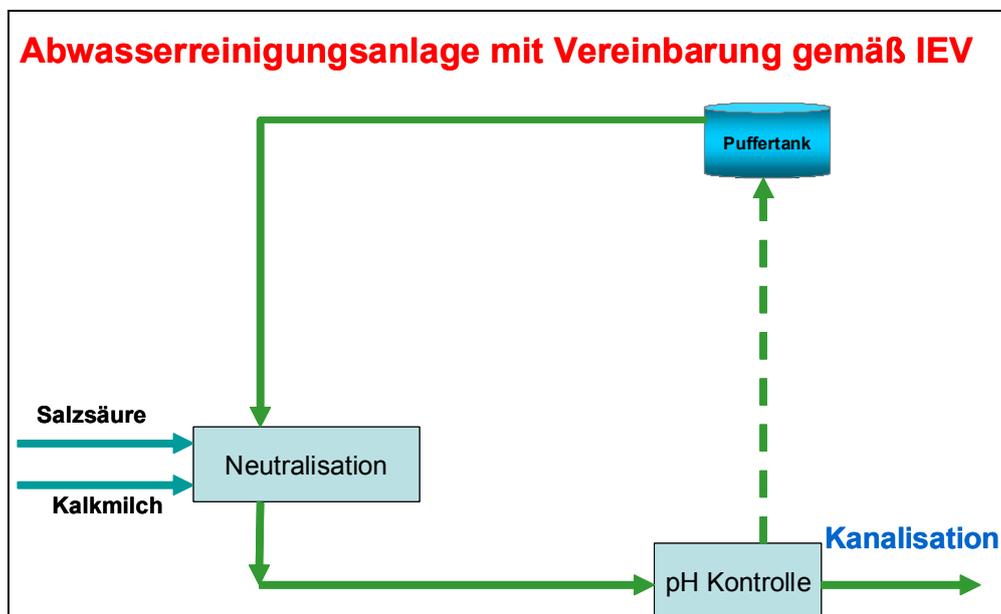


Abb. 5: Schema Abwasserreinigungsanlage mit speziellem Vertrag

Im Zuge der Erweiterung der bestehenden innerbetrieblichen Abwasseranlage wurde von der TU Wien eine Begutachtung der Anlage durchgeführt. Bei dieser

Untersuchung wurde auf die Tatsache hingewiesen, dass die in der Schlammbehandlung anfallenden Schlämme zum überwiegenden Anteil aus Aluminiumhydroxid mit einem geringen Anteil von Kalziumfluorid bestünden. Eine Ableitung der betrieblichen Abwässer ohne Fällung zur Kläranlage könnte dort für die Phosphorfällung genutzt werden und für den Industriebetrieb Einsparungen beim Personal (Bedienung der Schlammmentwässerung), bei den Chemikalien und bei der Schlammentsorgung bringen. Nach einer Kontaktnahme mit den Kläranlagenbetreibern und Billigung durch die Sachverständigen der Landesregierung wurde ein Indirekteinleitervertrag zwischen dem Kläranlagenbetreiber und dem Aludosenhersteller erstellt, der neben einer finanziellen Regelung die neuen Konditionen für die Indirekteinleitung regelt (Abb. 5).

Da die organischen Inhaltsstoffe zum überwiegenden Anteil in der Ultrafiltrationsanlage vom Abwasser abgetrennt werden, ist das Abwasser im Wesentlichen durch Aluminium- und Fluoridionen belastet. Fluorid lässt sich mit Calciumionen als schwer lösliches Calciumfluorid fällen. Das Löslichkeitsprodukt des Calciumfluorids beträgt $3,4 \cdot 10^{-11}$ Mol/l. Im Gleichgewicht sind demnach unter optimalen Bedingungen ca. 6 mg/l Fluorid gelöst vorhanden. Für den Fällungsvorgang ist entscheidend, dass dieser aus möglichst konzentrierten Lösungen erfolgt, um die Abscheidewirkung für das Fluorid möglichst hoch zu halten. Es ist daher wichtig, dass die Abläufe der Ultrafiltration gesondert einer Kalkbehandlung unterzogen werden, da diese Abwässer den höchsten Fluoridgehalt aufweisen. Wird diese Fällung im Neutralbereich durchgeführt, kommt es zu einer Mitfällung der ebenfalls anwesenden Aluminiumionen als Aluminiumhydroxid. Dabei ist jedoch zu beachten, dass es sich beim Aluminiumhydroxid um einen amphoteren Elektrolyt handelt, der bei pH-Werten über 8,5 wieder in Lösung geht. Es ist daher auch für die nachfolgende Neutralisationsstufe wichtig, dass ein pH-Wert von 8,5 dort keinesfalls überschritten wird, sondern in einem pH-Bereich von 6,5 - 7,5 gearbeitet wird. Unter diesen Bedingungen wird auch das restliche Fluorid, das in den Spülwässern in die Neutralisationsstufe eingebracht wird, einer Fällung unterworfen, so dass Ablaufwerte von 10 – 15 mg eingehalten werden können. Darüber hinaus ist anzumerken, dass Fluorid eine vergleichsweise geringe Toxizität aufweist und bis zu einem Grenzwert von 1,5 mg/l im Trinkwasser enthalten sein darf. Der Toleranzwert für den Boden beträgt z.B. 200 mg/kg in Deutschland und 500 mg/kg in den Niederlanden und

in Großbritannien. Für Ratten beträgt der LD50-Wert 4250 mg/kg für Calciumfluorid. Aus diesem Grunde ist die WGK von Calciumfluorid auch mit 0 eingestuft.

Tabelle 1: Ablaufgrenzwerte für die innerbetriebliche Vorbehandlung

	Werk 1	Werk 2
pH	6,5 – 10	6,5 – 10
Menge	350 m ³ /d	150 m ³ /d
CSB	max. 960 EGW	150 kg / Tag
Fluoride als F	<20 mg/L	<20 mg/L
		Summe KW 1,5 kg/d
		Abfiltrierbare Stoffe 25 kg/d

Die im Ablauf der Anlage bisher gemessenen Konzentrationen lagen meist im Bereich von 15 mg/l und näherten sich zeitweise dem Grenzwert von 20 mg/l.

INPUT Chemikalien Abwasserbehandlung Werk 1	
Kalk	ca. 75 Tonnen pro Jahr
Salzsäure	ca. 1-2 Tonnen pro Jahr
OUTPUT Abwasserbehandlung	
Filterkuchen	kein Anfall
Abwasser	ca. 120 000 m ³ Abwasser pro Jahr Stundenmittel ca. 14 m ³
Schadstoffbelastung Abwasser	
CSB	< 115 kg pro Tag
Aluminium	50 – 140 mg pro Liter 0,7 – 2 kg pro Stunde
Fluorid	10 - 18 mg pro Liter ca. 0,15 – 0,25 kg pro Stunde

Abb.6: Abwasserverhältnisse beim Werk

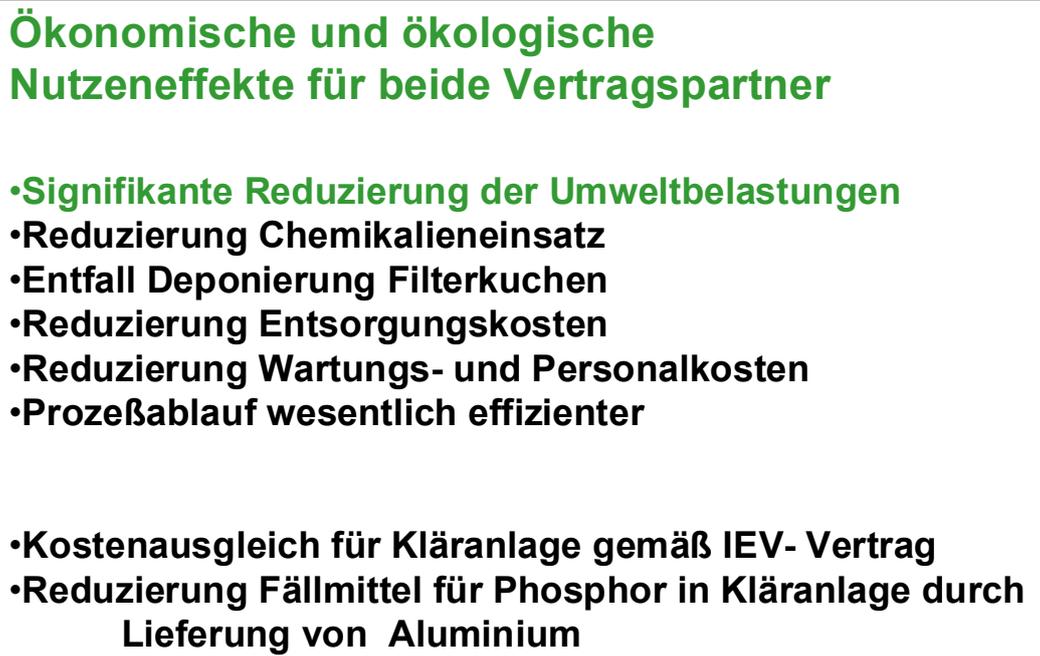


Abbildung 7: Zusammenstellung der Nutzeffekte für beide Vertragspartner

Vor Übergabe in die Kanalisation ist ein Abwassermessschacht angeordnet, der zur Überwachung der Ablaufqualität durch den Abwasserverband dient. Nach diesem Messschacht werden die Sanitärabwässer aus dem Betriebsbereich in den Ablauf eingebunden.

3 Schlussfolgerungen

Aus volkswirtschaftlichen Überlegungen wurde seitens der TU Wien, die als Berater der Kläranlage beim Werk 1 tätig war, vorgeschlagen, die Abscheidung der ausgefallenen Niederschläge in der Dosenfabrik versuchsweise zu unterbrechen und das bei der Abwasserreinigung ausgefallene Aluminiumhydroxid für die Phosphorfällung in den kommunalen Abwässern der Kläranlage zu nutzen. Durch diese Betriebsweise können einerseits Behandlungs- und Deponiekosten beim Dosenhersteller und andererseits Fällmittelkosten beim Betreiber der kommunalen Kläranlage eingespart werden. Für diese Betriebsweise wurden Zusatzvereinbarungen zwischen der Firma REXAM, und dem Betreiber der Kläranlage abgeschlossen. Diese Betriebsweise wird seit nunmehr nahezu 10 Jahren durchgeführt und hat sich laut Auskunft bei den beteiligten Unternehmen äußerst bewährt.

Die Fällung von Phosphor auf der Kläranlage beim Werk 1 (ca. 100.000 EGW) wird durch das mit dem von der Firma REXAM eingebrachten Aluminiumhydroxid naturgemäß nur teilweise erreicht, die weitere Fällung erfolgt durch Simultanfällung mit Eisensalzen im Belebungsbecken. Bei der Entsorgung des Schlammes sind bei der Kläranlage unseres Wissens, durch die geringfügige Erhöhung des Aluminiumgehaltes im Schlamm keine nachteiligen Folgen aufgetreten.

Verfasser:

Prof. DI. Dr. Norbert Matsché

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft / TU-Wien
Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel: +43 1 58801-22620

Fax: +43 1 58801-22699

Mail: nmatsche@iwag.tuwien.ac.at

DI Herbert Karner

Rexam Beverage Can Europe&Asia
Hauptstrasse 11
2551 Enzesfeld

Tel: +432256808117

Mail: herbert.karner@rexam.com

Entsorgung der Reststoffe von Biogasanlagen

V. Parravicini, K. Svardal

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Abstract: Die Industrie wird durch die Umweltpolitik dazu gedrängt weniger fossile Energieträger einzusetzen. Hierin liegt auch die Chance, Neben- und Abfallprodukte, welche im Produktionsprozess entstehen, als Energieträger heranzuziehen. Die anaerobe Umsetzung organischer wasserhaltiger Reststoffe stellt eine elegante Möglichkeit dar, den Energieinhalt in eine gut nutzbare Form zu bringen (Biogas). Beispielhaft soll gezeigt werden, inwieweit die Produktion von Biogas rentabel ist, wobei besonders Augenmerk auf die Behandlung und Entsorgung der Gärreste gelegt werden muss.

Key Words: Biogas, Biogasanlagen, Gärrestverwertung, Gärrestbehandlung

1 Einleitung

Die aktuelle Umweltpolitik drängt die Industrie zur Verringerung des Einsatzes fossiler Energieträger um erstens den CO₂- Ausstoß zu reduzieren und zweitens die begrenzten Lager fossiler Brennstoffe zu schonen (Nachhaltigkeit).

In der Lebensmittelindustrie fallen erhebliche Mengen an Nebenprodukten und „Abfällen“ an, laut Eurostat Datenbank der EU 154 kg/E/a, inkl. Getränke- und Tabakindustrie (Resch – ÖWAV-Biogaskurs 2009). Früher konnten viele Produkte lokal einer sekundären Nutzung unterzogen oder sogar als Kuppelprodukt verkauft werden, vor allem die Landwirtschaft war ein großer Absatzmarkt durch Verfütterung oder direkte Düngernutzung.

Nebenprodukten und „Abfälle“ könnten zukünftig einer alternativen Nutzung zugeführt werden. Bei der Biogasproduktion können diese als

Primärenergieträger am Standort genutzt oder extern verwertet werden. Biogas wird aus organischem Restmaterial produziert und kann als Energieträger eingesetzt werden. Da Biogas klimaneutral ist, belastet es die CO₂-Bilanz nicht. Der gesamte Energieinhalt von Methan kann dazu verwendet werden, Erdgas oder einen anderen fossilen Energieträger zu ersetzen.

Generell soll eine Nutzung der Gesamtenergie des Biogases angestrebt werden. Neben der elektrischen Energienutzung soll auch die anfallende Wärmeenergie Verwertung finden.

Die Produktion von Biogas aus Nebenprodukten bzw. Abfällen der Lebensmittelindustrie erscheint ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich. Für eine Bewertung ist eine ganzheitliche Betrachtung unerlässlich, welche auch die Gärrestbehandlung und –entsorgung berücksichtigen muss. Themen wie Hygiene und Betriebsicherheit am Fabrikgelände sind natürlich ebenfalls zu berücksichtigen, darauf wird aber in diesem Beitrag nicht eingegangen.

Der Beitrag wird die wesentlichen Aspekte zum Thema Gärrestbehandlung und –entsorgung anhand einiger konkreter Beispiele darstellen und diskutieren. Das Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, der TU-Wien hat in den letzten Jahren dank intensiver Zusammenarbeit mit der Zucker- und Kartoffelstärkeindustrie zahlreiche Erfahrungen zu diesem Thema sammeln können.

2 Biogas aus industriellen Biogasanlagen

2.1 Produktion von Biogas aus Reststoffen der Zucker- und Kartoffelstärkeproduktion

Bei der Produktion von Lebensmitteln sowie bei der Verarbeitung organischer Rohstoffe fallen Nebenprodukte an, die vorwiegend in der Landwirtschaft einen Absatzmarkt finden. Bei der Produktion von Zucker aus Zuckerrüben werden z.B. die ausgelaugten und gepressten Zuckerrübenschnitzeln zu Futtermittel getrocknet. Bei der Herstellung von Stärke und Kartoffeldauerprodukten fallen Kartoffelpülpe und Schälbrei an, welche bisher hauptsächlich als Tierfutter bzw. Dünger verwertet wurden. Die Hauptbestandteile sind in beiden Fällen

Kohlenhydrate, gefolgt von Rohproteinen (8-10 %) und Rohfaser (~20 %). Das $CSB_{\text{partikulär}}/oTS$ -Verhältnis um ca. 1,1 ist typisch für kohlenhydrathaltige Substrate. Das organische Material liegt vorwiegend gebunden in den Feststoffen vor. Durch den relativ geringen Proteingehalt sind sie als Futtermittel immer schwerer absetzbar.

In Tabelle 1 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** ist die Zusammensetzung von Zuckerrübenpressschnitzeln sowie von Kartoffelpülpe und Schälbrei (Mischung 90 % / 10 %) zusammengestellt.

Tabelle 1. Zusammensetzung von Zuckerrübenschnitzeln sowie von der Mischung Kartoffelpülpe und Schälbrei, welche für die Labor und Pilotversuchen eingesetzt wurden (Messwert IWAG-Labor, TU-Wien).

	Zuckerrübenpressschnitzel*	Pülpe + Schälbrei
TS (%)	20	14
oTS (% TS)	96	92,5
CSB (g/l)	210	160
CSB_{mf} (g/l)	11,5	50
TKN/CSB (gN/kgO ₂)	14,5	15
Ges.P/CSB (g P/kg O ₂)	0,9	1,5

* frisch aus der Produktion, nicht siliert

In welchem Ausmaß die in den Substraten enthaltene CSB- bzw. oTS-Fracht von anaeroben Mikroorganismen in Methan umgewandelt werden kann (Methanbildungspotential), kann anhand der analytischen Zusammensetzung des organischen Materials nur sehr grob abgeschätzt werden. Diese Fragestellung kann am besten mittels Untersuchungen in anaeroben Laborfermentoren im Durchlaufbetrieb beantwortet werden. Entscheidend dabei ist, die Laboranlagen zumindest 3-mal so lang wie die hydraulische Verweilzeit zu betreiben, um einerseits eine Adaptierung der Biozönose zu ermöglichen und andererseits eventuelle Hemmwirkungen bestimmter Inhaltsstoffe des Substrats erkennen zu können. Batch-Tests liefern hierfür keine ausreichenden Ergebnisse. Die Auswertung der Laboruntersuchungen soll anhand einer CSB-Bilanz erfolgen, weil nur auf dieser Weise die Plausibilität der Messergebnisse geprüft werden kann.

Bei den Laborversuchen mit Zuckerrübenpressschnitzeln bzw. mit Pülpe + Schälbrei wurde bei einer CSB-Raumbelastung von 10 bis 11 kg CSB/(m³.d) (21-23 d Verweilzeit) ein Methanbildungspotential von 260-270 Nl CH₄ pro kg zugeführten CSB festgestellt. Das entspricht einem CSB-Abbau von ca. 76-78 % bzw. ein oTS-Abbau von ~80 %. Die Ergebnisse konnten bei den späteren Pilotversuchen bestätigt werden.

Sowohl die Rübenzuckerproduktion (100 Tage im Jahr) als auch die Kartoffelverarbeitung (Stärkegewinnung: 130 Tage/Jahr; Speisekartoffelverarbeitung: 230 Tage/Jahr) werden als Kampagnebetrieb durchgeführt. Wenn man die Biogasanlage kontinuierlich über das ganze Jahr betreiben möchte, müssen die anfallenden Nebenprodukte siliert aufbewahrt werden. Alternative ist ein diskontinuierlicher Betrieb der Biogasanlage (Kampagnebetrieb) ebenfalls möglich.

In kommunalen Schlämmen sind Nährstoffe und Spurenelemente in einem für die anaeroben Mikroorganismen ausreichenden Verhältnis enthalten. Bei der anaeroben Behandlung von Reststoffen (Monovergärung) kann jedoch ein Mangel bestimmter Spurenelemente auftreten, welcher durch Zudosierung der limitierenden Elemente behoben werden muss. Die Zusammensetzungen der beiden untersuchten Substrate in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** Tabelle 1 deuten auf ein für die anaeroben Mikroorganismen günstiges Verhältnis von CSB:N:P hin (durchschnittlicher Mindestbedarf CSB:N:P = 1000:5:1, Böhnke, 2005). Der Bedarf an Nährstoffen und Spurenelementen ist allerdings nicht so einfach vorherzusagen, weil dieser von vielen Faktoren im System beeinflusst wird (u.a. von den Ertragskoeffizienten und vom Schlammalter). Bei kohlenhydrathaltigen Substraten kann der Nährstoffbedarf bis um den Faktor 3 höher liegen. Findet eine intensive Hydrolyse und Versäuerung statt, kann der Nährstoffbedarf deutlich ansteigen, da die Versäuerungsbakterien einen höheren Bedarf an N und P aufweisen (350:5:1).

Der Bedarf an Nährstoffen und Spurenelementen lässt sich daher oft erst während des Betriebs des Anaerobprozesses endgültig nachweisen. Bei den Labor- und Pilotversuchen wurde z.B. festgestellt, dass bei beiden Substraten eine regelmäßige Versorgung der anaeroben Mikroorganismen mit Spurenelementen unumgänglich ist.

2.2 Bewährte Technologie am Beispiel der Biogasanlage der Agrana Zucker GmbH in Kaposvár (U)

Steigende Energiepreise und jährliche Preisschwankungen auf dem Futtermittelmarkt haben in der Zuckerindustrie die Suche nach Alternativen für die Behandlung und Entsorgung der Zuckerrübenpressschnitzel forciert. Durch die Entwicklung eines robusten anaeroben, biologischen Verfahrens zur Gewinnung von Biogas aus Zuckerrübenpressschnitzel war es möglich, den Energiebedarf (CO₂-Emission) und die Entsorgungskosten bei der Zuckerherstellung effektiv zu senken. Da es keine Erfahrungen bzw. Referenzanlagen für die Monovergärung von Zuckerrübenpressschnitzeln in vergleichbarer Ausbaugröße gab, wurden Voruntersuchungen im Labormaßstab an der TU-Wien sowie im Pilotmaßstab auf dem Firmengelände der Zuckerfabrik durchgeführt, um grundlegende Informationen für die Bemessung der Biogasanlage sowie für die Entwicklung der Prozesssteuerung zu gewinnen. Die Ergebnisse boten die Grundlage zur Errichtung der ersten Biogasanlage für die Mono-Vergärung von Zuckerrübenpressschnitzeln im Kampagnenbetrieb in Ungarn, welche in der Kampagne 2007 in Betrieb ging. Bei der Vergärung von vorerst ca. der Hälfte der anfallenden Zuckerrübenpressschnitzel (900 t/d, 22 %TS) gemeinsam mit Krautresten und Rübenbruchteilen werden 150.000 m³/d Biogas produziert, welche 53 % des Bedarfs an Erdgas abdecken (Ergebnisse 2009). Durch die Optimierung der Prozessbedingungen an das Substrat Zuckerrübenpressschnitzel, sowie durch die entwickelte, robuste Verfahrenstechnik wird eine effiziente und stabile Biogasproduktion während der gesamten Zuckerkampagne gewährleistet. Die Großanlage hat in den ersten 3 Betriebsjahren alle Erwartung übergetroffen, auch in Hinblick auf die Wirtschaftlichkeit: Unter Berücksichtigung des Erdgaspreises in Ungarn von 0,3 €/m³, errechnete sich eine Einsparung der Energiekosten von ca. 2,25 Mio. Euro pro Kampagne (Rückzahlungsfrist: ca. 5 Jahre).

Die Biogasanlage in Kaposvár wurde als einstufiger (ohne Vorversäuerung) mesophiler (38°C) Prozess konzipiert, mit einer mittleren Verweilzeit von 21 Tagen und einer Raumbelastung von 11,5 kg CSB/(m³.d). Die Anlage besteht aus zwei zylindrischen Reaktoren von je 12.000 m³ Füllvolumen aus Beton mit außen liegenden Spanngliedern. Der Reaktor ist mit einem Räumsystem ausgerüstet, mit dem anorganische Feststoffe (z.B. Erde, Sand, Fällungsprodukte) kontinuierlich ausgetragen werden können.

Die Prozessüberwachung erfolgt über pH-Wert und die Konzentration an flüchtigen organischen Säuren (Titrationsmethode).

3 Entsorgung der Reststoffe

Eine wesentliche Fragestellung bei der Planung einer Biogasanlage ist die quantitative und qualitative Charakterisierung des Restmaterials (Gärrest). Insbesondere sind Auskünfte über die Entwässerungseigenschaften, Restaktivität und Nährstoffgehalt des Gärückstandes für dessen weitere Behandlung und Entsorgung von großer Bedeutung. Wird der Gärrest entwässert, muss neben der Entsorgung der Feststoffe auch die ordnungsgemäße Behandlung und Ableitung des Zentrats überlegt werden. Zu diesem Zweck sollen grundsätzliche Informationen über die Konzentration an biologisch abbaubarem CSB im Zentrat sowie über den Verlauf der Nitrifikation vorliegen. In der Folge werden diese Fragestellungen am Beispiel des Gärückstandes aus der anaeroben Abbau von Zuckerrübenpressschnitzeln sowie von Kartoffelpülpe und Schälbrei diskutiert.

3.1 Gärrestverwertung als Dünger in der Landwirtschaft

Die Gärrestentsorgung muss aus Gründen der Betriebssicherheit der industriellen Produktion zu jeder Zeit gewährleistet sein und stellt einen wesentlichen ökologischen und wirtschaftlichen Aspekt beim Betrieb einer Biogasanlage dar. Die verschiedenen Verwertungsvarianten müssen bereits bei der Planung der Biogasanlage berücksichtigt werden. Bei der Vergärung von Reststoffen aus der Lebensmittelindustrie bietet sich aufgrund der Gärrestzusammensetzung eine landwirtschaftliche Verwertung des Gärrestes als Dünger an. Ob der Anaerobschlamm nass oder nach Entwässerung auf landwirtschaftlichen Flächen aufgebracht werden soll, kann erst nach genauer Betrachtung aller ortspezifischen, ökologischen und ökonomischen Aspekte entschieden werden. Die Aufbringung des Gärrestes in flüssiger Form ist aufgrund der großen Mengenströme (Speichervolumen, Transportkosten) oft wirtschaftlich und logistisch nicht vertretbar.

Der Flächenbedarf für die Aufbringung des flüssigen bzw. entwässerten Gärrestes wird in den meisten Fällen durch die darin enthaltene N-Fracht bestimmt. Laut Österreichischem Wasserrechtsgesetze dürfen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ohne Winterbegrünung 170 kg N/ha und Jahr ausgebracht werden bzw. auf landwirtschaftlichen Nutzflächen mit Gründeckung 210 kg N/ha und Jahr. Der Anrechenbarkeitsfaktor beträgt 87 %

des N-Gehaltes des Gärrestes. Strengere Ausbringungsbeschränkungen können in einzelnen Fällen durch das „Aktionsprogramm Nitratrictlinie“ (2008) gelten.

Tabelle 2. Gärrestanfallmenge, benötigtes Speichervolumen und Aufbringungsfläche für die Verwertung von Gärrest aus dem anaeroben Abbau von Pülpe + Schälbrei bzw. von Zuckerrübenschnitzeln, bezogen auf dem in der Biogasanlage produzierten CH₄ (Annahme: Ganzjahresbetrieb)

<i>Pülpe + Schälbrei</i>	<i>Gärrest flüssig (~3,8 % TS)</i>	<i>Gärrest entwässert (25 % TS, 415 kg/t Ca(OH)₂ + 75 kg/t Fe³⁺)</i>
Menge (kg/ Nm ³ CH ₄)	20	5,3*
Speichervolumen (m ³ / Nm ³ CH ₄ /a)	0,009	0,003
Fläche (m ² / Nm ³ CH ₄ /a)**	2,6	2,1
<i>Zuckerrübenpressschnitzel</i>	<i>Gärrest flüssig (~6 %)</i>	<i>Gärrest entwässert (25 % TS, Polyelektrolyt)</i>
Menge (kg/ Nm ³ CH ₄)	13	3,1
Speichervolumen (m ³ / Nm ³ CH ₄ /a)	0,006	0,002
Fläche (m ² / Nm ³ CH ₄ /a)**	2,4	2,3

* inkl. Konditionierungsmittel (ohne 4,7 kg/ m³CH₄); ** Berechnung mit 170 kg N/ha/Jahr

Tabelle 2 stellt die wesentlichen Größen für die Planung der Verwertung von Gärrest aus dem anaeroben Abbau von Pülpe + Schälbrei bzw. Zuckerrübenschnitzeln dar (Annahme Ganzjahresbetrieb). Die Werte wurden aus den Ergebnissen der Pilotversuche abgeleitet und auf die produzierten Methanmengen bezogen. Bezüglich der Entwässerungseigenschaften der zwei untersuchten Gärreste wird auf Kapitel 3.2 verwiesen.

Wie viel Gärrest pro produzierte Nm³ Methan anfällt, hängt hauptsächlich von der Zusammensetzung des Ausgangssubstrats (CSB-Gehalt = Energiedichte) und dem erzielbaren CSB-Abbaugrad ab. Aus Tabelle 2 wird ersichtlich, dass durch die Entwässerung des Gärrestes eine deutliche Reduktion der zu entsorgenden Gärrestmenge sowie des Speichervolumens für die Wintermonate möglich ist. Bei einer Biogasanlage mit Zuckerrübenpressschnitzeln von z.B. 10 MW_{thermisch} (entspricht 24.000 Nm³ CH₄/d) und Ganzjahresbetrieb würde sich die Gärrestmenge durch die Entwässerung (auf 25% TS) von 340 t/d auf 75 t/d reduzieren lassen, das Speichervolumen von 61.000 auf 13.400 m³. Das würde

die Gärrestlogistik am Fabrikgelände erheblich erleichtern und die Transportkosten bei der Entsorgung verringern. Diese Vorteile/Einsparungen müssen allerdings dem Aufwand und den Kosten für die Behandlung des anfallenden Zentrats gegenübergestellt werden (siehe Kapitel 3.3).

Bei der Verwertung von Gärrest ist es anzustreben, diesen als Düngermittel mit Mehrwert zu vermarkten und somit Verkaufserlöse zu erzielen, um zumindest die Behandlungs- und Transportkosten abzudecken. Muss jedoch für den Transport und für die Aufbringung bezahlt werden (Annahme: 35 Euro/t Gärrest), dann liegen diese Kosten für eine Biogasanlage mit 10 MW_{th} (Ganzjahresbetrieb) jeweils für den flüssigen und den entwässerten Gärrest (25% TS) bei 4,3 bzw. 0,95 Mio. Euro/a. Zum Vergleich, der Gewinn für die Fabrik aus der Substitution von Erdgas mit Biogas würde bei einem Erdgaspreis von 22 Euro/MWh ca. 1,9 Mio. Euro/a betragen.

Im Fall des Gärrests von Pülpe + Schälbrei und von Zuckerrübenpressschnitzeln ändert sich die benötigte Aufbringungsfläche auf Grund des niedrigen N-Gehaltes der Ausgangssubstrate mit bzw. ohne Entwässerung nicht wesentlich. In beiden Gärresten sind 80 bis 90 % des Stickstoffs in den Restfeststoffen (Biomasse) gebunden. Bei Substraten mit einem höheren N-Anteil (z.B. Mais, Weizen, Energiepflanzen) kann der Stickstoff nach dem anaeroben Abbau bis zu 50 % als NH₄-N im Zentrat vorliegen.

Die Kapazität von Gärrestspeicher soll bei Biogasanlagen mit Ganzjahresbetrieb auf 6 Monate ausgelegt werden. Der Speicher soll – ähnlich wie ein Nachfermenter – von der Atmosphäre abgedichtet sein. Aufgrund der biologischen Restaktivität im Gärrest werden während der Lagerung Biogas sowie Geruchsstoffe (flüchtige organische Fettsäuren) gebildet. Untersuchungen sowohl mit Zuckerrübenpressschnitzeln als auch mit Kartoffelpülpe haben gezeigt, dass auch bei gut ausgefaultem Gärrest (Verweilzeit ~25 d bei 37°C) mit einem zusätzlichen CSB-Abbau (bezogen auf dem frischen Substrat) von **1,5 bis 3 %** gerechnet werden kann. Rechnet man das dadurch produzierte CH₄ in CO₂-Äquivalente um (CH₄ besitzt einen 21-fach höheren Klimaeffekt als CO₂), so entspricht das 10 bis 20 % der Reduktion an CO₂-Emissionen, die durch die Substitution von Erdgas mit Biogas erzielbar wäre.

Selbstverständlich soll die Lagerung von Gärrest so erfolgen, dass aus diesem keine Kontaminationsgefahr für Grundwasser und für Oberflächengewässer entstehen kann.

3.2 Entwässerungseigenschaften von Gärresten

Die Entwässerbarkeit organischer Schlämme, wie z.B. kommunaler Faulschlämme, lässt sich im Allgemeinen im Labormaßstab nur schwer untersuchen. Die von v. d. Emde & Sadzik (1982) entwickelte Methode mittels Laborzentrifuge hat sich jedoch zu diesem Zweck relativ gut bewährt. Die damit ermittelten Ergebnisse sollten allerdings grundsätzlich als qualitative Informationen über die Schlammentwässerungseigenschaften betrachtet werden, die dann erst im großtechnischen Maßstab zu überprüfen sind. Aktuellere Untersuchungen mit Gärrest aus der Biogasanlage Kaposvár (Parravicini, 2008), bei denen die Ergebnisse der Labormethode mit jenen einer großtechnischen Zentrifuge verglichen wurden, haben jedoch gezeigt, dass die Methode von v. d. Emde & Sadzik auch eine erste quantitative Abschätzung der Entwässerungseigenschaften vom Gärrückstand liefern kann.

Bei der oben genannten Methode wird die Entwässerbarkeit organischer Schlämme mit Hilfe einer Laborzentrifuge mit Ausschwenkrotor bei verschiedenen Drehzahlen und nach konstanter Schleuderzeit von 2,5 min ermittelt. Um die Untersuchungsergebnisse mit Messungen anderer Laborzentrifugen vergleichen zu können, wurde bei den Auswertungen das Beschleunigungsverhältnis verwendet. Das Beschleunigungsverhältnis (z) ist eine dimensionslose Zahl, die das Verhältnis der Zentrifugalbeschleunigung (b) zur Erdbeschleunigung (g) angibt:

$$z = \frac{b}{g} = \frac{\left(2\pi \times \frac{n}{60}\right)^2 \times r}{g}$$

z ...Beschleunigungsverhältnis [-]
 b ...Zentrifugalbeschleunigung [m/s²]
 n ...Drehzahl [min⁻¹]
 r ...Radius [m]

Wird zur Auswertung das Beschleunigungsverhältnis (z) in logarithmischem Maßstab ($\log z$) und der Feststoffgehalt des zentrifugierten Schlammes (TS_{EZ}) im linearen Maßstab aufgetragen, so liegen bei Klärschlämme die Messwerte bei den verschiedenen Beschleunigungsverhältnissen auf einer Geraden. Der Anstieg der Geraden ist ein Maß für das Eindickverhalten und ab $\log z > 2$ für die Entwässerbarkeit des untersuchten Schlammes (beim Zentrifugenbetrieb). Je größer der Anstieg der Geraden, desto besser lässt sich der Schlamm entwässern und somit höhere Feststoffgehalte im Schlammkuchen erreichen.

Bei den Untersuchungen mit Gärrestproben aus dem anaeroben Abbau von Pülpe+Schälbrei bzw. von Zuckerrübenpressschnitzeln wurde festgestellt, dass

diese **Gärreste ein anderes Entwässerungsverhalten als kommunale Faulschlämme aufweisen**. Abbildung 1 veranschaulicht die Ergebnisse mit Pülpe+Schälbrei im Vergleich mit vier kommunalen Faulschlämmen (Zentrifugentests mit nicht konditionierten Schlammproben). Eine signifikante Eindickung der Gärrestprobe, erkennbar in der Abbildung aus dem steigenden TS-Gehalt, tritt erst ab einer Beschleunigungszahl $\log z > 2,7$ ein. Die nicht zufriedenstellenden Eindickergebisse sind vermutlich darauf zurückzuführen, dass der anaerob abgebaute Pülpe+Schälbrei vorwiegend aus Biomasse besteht und vergleichsweise weniger Strukturmaterial als kommunaler Faulschlamm enthält. Aus Abbildung 1 ist weiters zu entnehmen, dass der Feststoffgehalt des Gärrestes ähnlich wie beim kommunalen Faulschlamm bei $\log z > 2,7$ linear zunimmt, wobei sich im Gärrest eine deutlich schlechtere Entwässerbarkeit (niedrigere TS-Gehalte) zeigt. Die Zentrifugentests mit Zuckerrübenpressschnitzeln führten zu vergleichbaren Ergebnissen, wobei in diesem Fall etwas bessere Entwässerungsergebnisse als bei Pülpe+Schälbrei festgestellt werden konnten.

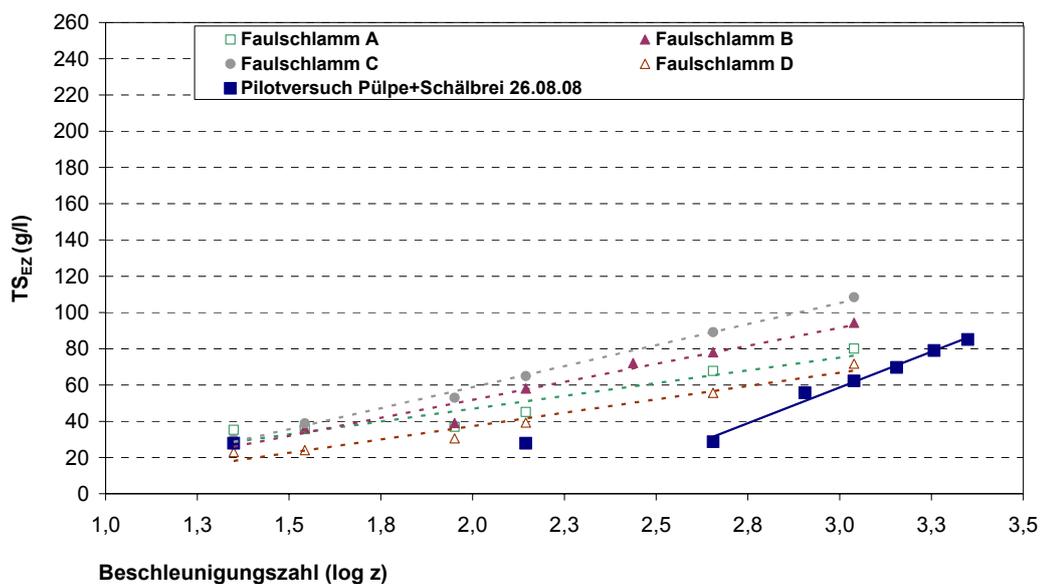


Abbildung 1: Entwässerungsverhalten von anaerob abgebauter Pülpe+Schälbrei aus der Pilotanlage im Vergleich zu Faulschlämmen von vier verschiedenen kommunalen Kläranlagen (Zentrifugentest mit Laborzentrifuge ohne Schlammkonditionierung).

In weiteren Untersuchungen wurden die Gärrestproben vor dem Zentrifugieren mit verschiedenen Konditionierungsmitteln versetzt. Die eingesetzten Konditionierungsmittel zeigten sehr unterschiedliche Wirkung je nach Herkunft

des Gärrestes: bei Pülpe + Schälbrei wurden die besseren Entwässerungsergebnisse mit Kalkhydrat $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in Kombination mit Eisenchlorid FeCl_3 erzielt (Abbildung 2). Bei der Dosierung von 415 kg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ mit 75 kg Fe^{3+}/t TS könnten in einer großtechnischen Zentrifuge ($\log z \sim 3,9$) TS-Gehalte des Gärrestes von 25 % erreicht werden, beim Einsatz einer Kammerfilterpresse – ähnlich wie beim kommunalen Faulschlamm – vermutlich 30 % TS. Dass die Entwässerungskurve der Laborzentrifuge bis $\log(z)$ 3,9 linear extrapoliert werden kann, konnte im Rahmen von Entwässerungsversuchen in Kaposvár mit einer großtechnischen Zentrifuge nachgewiesen werden (Parravicini, 2008).

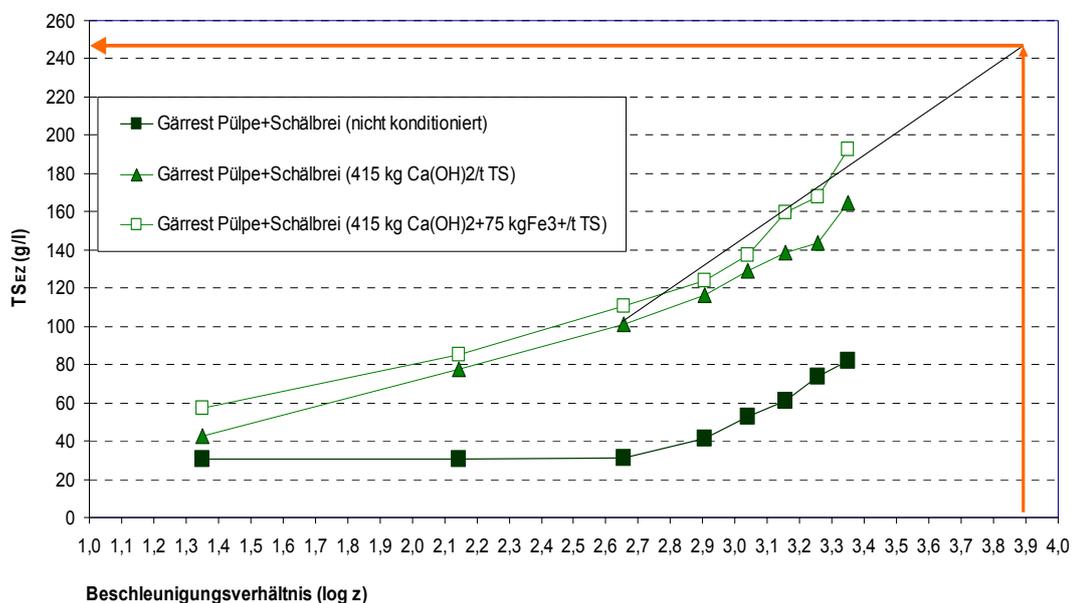


Abbildung 2: Einfluss von Kalkhydrat $\text{Ca}(\text{OH})_2$ bzw. von $\text{Ca}(\text{OH})_2+\text{FeCl}_3$ auf die Entwässerungseigenschaften von anaerob abgebauter Pülpe+Schälbrei; $\log(z) = 3,9$ entspricht dem Beschleunigungsverhältnis einer großtechnischen Zentrifuge.

Kationische Polyelektrolyte trugen hingegen zu einer mäßigen Verbesserung der Entwässerungseigenschaften im Fall von Pülpe + Schälbrei bei. Im Allgemeinen liegt die Dosierung von Konditionierungsmitteln beim Gärrest, im Vergleich zu kommunalen Faulschlamm, tendenziell eher im oberen Bereich, bei Pülpe+Schälbrei sogar bis zu 20 kg Wirkstoff /t TS. Übliche Dosierungen für Faulschlamm schwanken zwischen 6 und 12 kg Wirkstoff /t TS (Frey & Schrammel, 2000).

Beim Einsatz von Konditionierungsmitteln soll sichergestellt werden, dass die landwirtschaftliche Nutzung von Gärrest durch eine Veränderung der Schlammqualität (z.B. Kalkgehalt) nicht eingeschränkt wird. Auch die Anwendung von Polyelektrolyten auf Polyacrylat-Basis könnte künftig zur Aufbringungseinschränkungen führen: in diesem Fall wären dringend Ersatzprodukte gefragt. In der Bundesrepublik Deutschland ist ab dem 31.12.2013 die Verwendung synthetischer Polymere nur dann gestattet, wenn sämtliche Bestandteile und das Endprodukt sich vollständig abbauen lassen (DüMV, 2008).

3.3 Behandlung von Gärrest-Zentrat

Neben dem Management des entwässerten Gärrestes müssen auch die Verwertungs- bzw. Entsorgungsmöglichkeiten für das anfallende Zentrat geprüft werden. Eine direkte Einleitung des Zentrats in ein Fließgewässer ist vorwiegend aufgrund der hohen NH_4 -Konzentration sowie der Restkonzentration an flüchtigen, organischen Säuren nicht möglich. Die Mitbehandlung vom Zentrat mit anderen betrieblichen Abwasserströmen kann von Vorteil sein, wenn auf der Kläranlage Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor extra dosiert werden müssen. Ist die Möglichkeit der Mitbehandlung in einer bestehenden betrieblichen Abwasserreinigungsanlage nicht gegeben, ist auch eine Behandlung auf einer kommunalen Anlage, nach eventueller Vorreinigung denkbar. Alternativ wäre die Errichtung einer eigenen Anlage zur Zentratbehandlung. In diesem Kontext soll auch die Option der Wiederverwertung der Wertstoffe im Zentrat (z.B. Wasser und Nährstoffe) nach entsprechender Vorbehandlung (z.B. Strippung, Eindampfung, Nanofiltration) berücksichtigt werden.

CSB-Entfernung

Die Zusammensetzung des anfallenden Zentrats ist nicht nur von der Gärrestqualität (Ausgangssubstrat) und den Betriebsbedingungen in der Biogasanlage (z.B. höhere CSB-Ablaufkonzentration mit steigender CSB-Raumbelastung) abhängig, sondern auch von der Wirkung und Dosierung des eingesetzten Konditionierungsmittels. Die Dosierung von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ allein bei Pülpe+Schälbrei führte z.B. durch die pH-Wert-Verschiebung zur Rücklösung eines Teiles der Feststoffe und somit zu einer Erhöhung der CSB-Konzentration um 30 % im Vergleich zum unkonditionierten Zentrat. Durch die Dosierung von

Ca(OH)₂ in Kombination mit FeCl₃ konnte hingegen eine CSB-Reduktion von über 85 % erzielt werden (Tabelle 3).

In welchem Ausmaß eine weitgehende Entfernung von CSB im Zentrat vorteilhaft ist, hängt vorwiegend von der darin enthaltenen Stickstofffracht ab. Unabhängig davon, ob das Zentrat allein oder mit anderen Abwasserströmen behandelt wird, soll sichergestellt werden, dass genug CSB für die Stickstoffentfernung über Denitrifikation zur Verfügung steht.

Tabelle 3. Zusammensetzung des Zentrats aus der Entwässerung von Gärrestproben von Pülpe+Schälbrei und Zuckerrübenpressschnitzeln (Mittelwerte Laborzentrifuge)

		Zentrat Pülpe/Schälbrei		Zentrat Zuckerrübenpressschnitzel	
		unkonditioniert	mit Ca(OH)₂+Fe³⁺	unkonditioniert	mit Polyelektrolyt
CSB	mg/l	11.000	1.400	5.000	3.500
CSB _{mf}	mg/l	1.200	1.200	1.000	800
TKN	mg/l	1.500	-	600	-
NH ₄ -N	mg/l	600	-	200	-

Die Abbaubarkeit der organischen Reststoffe im Zentrat wurde sowohl in Batchtests als auch in einem intermittierend belüfteten labormaßstäblichen Durchlaufreaktor (4 Liter) untersucht (Prozessbedingungen: 22°C, 8,5 d Schlammalter, als Impfschlamm wurde Belebtschlamm aus der zweiten Stufe der Hauptkläranlage Wien verwendet). Die Versuchsergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

Je nach CSB-Ausgangskonzentration konnten 35 % bis 50 % der CSB-Fracht im unkonditionierten Zentrat von nicht adaptiertem Belebtschlamm abgebaut werden. Die Restkonzentration an CSB lag bei Pülpe+Schälbrei bei 3.000 mgO₂/l und bei Zuckerrübenschnitzeln 2.000 mgO₂/l. Im Zentrat aus der Entwässerung von Gärrest aus Zuckerrübenschnitzeln mit Polyelektrolyten wäre daher ein CSB-Abbau von 43 % zu erwarten.

Der gelöste CSB (CSB_{mf}) belief sich nach der Belüftung auf i.M. $600 \text{ mgO}_2/\text{l}$ bei Pülpe + Schälbrei und $300 \text{ mgO}_2/\text{l}$ bei Zuckerrübenschnitzeln und dass unabhängig davon, ob der Laborreaktor mit unbehandeltem oder mit konditioniertem Zentrat beschickt wurde. Das ergibt eine Reduktion von ca. 50 %.

Die Versuchsergebnisse haben gezeigt, dass die Abbaubarkeit des Rest-CSB im Gärrest höher unter aeroben als unter anaeroben Bedingungen ist (die anaerobe Restaktivität von Gärrest bezogen auf CSB-Gärrest war ca. 10 %, nach 20 d bei 37°C). Dies stimmt mit Versuchsergebnissen von Parravicini *et al.* (2006) gut überein, wonach durch die aerobe Nachstabilisierung vom gut ausgefaulten kommunalen Klärschlamm einen höheren CSB- bzw. oTS-Abbau als im anaeroben Milieu erzielt werden kann.

In weiteren Laborversuchen mit Zentrat aus der Entwässerung von Gärrest aus dem anaeroben Abbau von Zuckerrüben konnte die Abbaubarkeit des refraktären gesamten CSB durch den Einsatz von Ozon (O_3 -Einsatz ca. $300 \text{ mgO}_3/\text{l}$) nur geringfügig um ca. 10 %-Punkte erhöht werden. Der CSB_{mf} sank dabei um ca. 15 %. Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse deuten darauf hin, dass die CSB-Konzentration im behandelten Gärrestzentrat trotz der Anwendung weitgehender Oxidationsverfahren nicht unter einen Wert reduziert werden kann, welcher eine direkte Einleitung in einem Oberflächengewässer erlaubt. In welchem Ausmaß der gelöste, refraktäre CSB in den Ablauf der Belebungsanlage gelangt oder am gebildeten Belebtschlamm adsorbiert wird, lässt sich nicht vorhersagen.

Der Belebtschlamm bei den Laborversuchen mit Gärrestzentrat zeigte kaum Flockenstruktur. Die Abtrennung des Belebtschlammes vom gereinigten Zentrat durch Sedimentation ist nicht gesichert möglich, u.U. sind Filtrationsverfahren notwendig.

Stickstoffentfernung:

Wie bereits erwähnt, wird beim anaeroben Abbau organischer Substanz der gebundene, organische Stickstoff als Ammonium freigesetzt. Dieser wird zum Teil von den anaeroben Mikroorganismen zum Aufbau neuer Biomasse verwendet. Der Verbrauch an NH_4 variiert mit den Belastungsverhältnissen der Mikroorganismen und bestimmt somit – gemeinsam mit der Zusammensetzung des Ausgangssubstrats – die NH_4 -Konzentrationen im Gärrest. Es ist zu erwarten, dass mit steigender CSB-Raumbelastung der N-Verbrauch zunimmt.

Die NH_4 -Konzentration im Ablauf der Biogasanlage in Kaposvár bei stabilem Volllastbetrieb (CSB-Belastung ca. $10 \text{ kgCSB/m}^3\text{.d}$) liegt bei $200 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ (Tabelle 3). Wird der Gärrest (z.B. vor der Entwässerung) mehrere Tage in einem Stapelbehälter gelagert, ist mit einer erheblichen Rücklösung an Ammonium zu rechnen. Bei der Gärrest-Nachfermentation (Restaktivitätsversuche) stieg z.B. die NH_4 -Konzentration von 200 auf $1.000 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ an.

Hohe NH_4 -Konzentrationen wirken nicht nur auf der anaeroben Biozönose hemmend, sondern können auch den Verlauf der Nitrifikation bei der Zentratbehandlung stark beeinträchtigen. Die Nitrifikation im Zentrat aus Zuckerrübenschnitzeln fand z.B. bei 200 bis $300 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ ungestört statt. Laut Literatur kann Ammoniak ab $8\text{-}120 \text{ mg NH}_3\text{-N/L}$ hemmend wirken (Antonissen *et al.*, 1976).

Bei der Behandlung von Gärrest aus dem anaeroben Abbau von Pülpe+Schälbrei trat die Hemmwirkung bei NH_4 -Konzentrationen von 400 bis $600 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ auf (bei pH-Wert 8 entspricht dies 40 bis $60 \text{ mg NH}_3\text{-N/L}$). Ob die Nitrifikation auch von anderen im Zentrat vorliegenden Hemmstoffen beeinträchtigt wurde, kann anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse nicht beantwortet werden.

In Rahmen der Laborversuche konnte weiters festgestellt werden, dass bei beiden untersuchten Gärresten die Stickstoffentfernung – ähnlich wie bei den Rückläufen aus der Entwässerung kommunaler Faulschlämme - aufgrund der hohen NH_4 -Konzentration über Nitrit (NO_2) verläuft. Das ermöglicht wesentliche Einsparungen an Belüftungsenergie (- 25 %) und Bedarf an organischem Kohlenstoff (-40 %). Eine Akkumulierung von Nitrit ist allerdings möglichst zu vermeiden, da dieses bereits bei geringeren Konzentrationen die Hemmung auf den Nitrifikanten noch weiter verstärkt.

Es hat sich in Rahmen der Untersuchungen gezeigt, dass die Gefahr einer kurzfristigen Nitritakkumulierung (2 bis $3 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$) bei Prozessstörungen bzw. Schwankungen der Zentratqualität (höhere NH_4 -Konzentration) besteht. Neben Nitrit ist auch die NH_4 -Ablaufkonzentration (bei Prozessstörungen 30 bis $60 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$) für die direkte Einleitung des gereinigten Zentrats in ein Oberflächengewässer unzulässig hoch.

Die Betriebskosten für die Behandlung von Gärrestzentrat bestehen vorwiegend aus dem Energieverbrauch für die Belüftung. Bei der Behandlung von

Gärrestzentrat von Zuckerrübenschnitzeln lässt sich ableiten, dass für den CSB-Abbau (CSB-Abbau: 50 %) sowie für die N-Entfernung ca. 0,01 kWh_{elektrisch} Strom pro m³ produziertem Methan notwendig sind. Der Stromverbrauch entspricht also ca. 0,1 % des thermischen Energieinhalts des produzierten CH₄ (0,3 % wenn bezogen auf den elektrischen Energieinhalts des produzierten CH₄). Dabei wurde angenommen, dass genug CSB für die vollständige N-Entfernung über Denitrifikation vorliegt. Die zu entfernende N-Fracht beinhaltet auch das NH₄-N, welches beim CSB-Abbau freigesetzt wird. Ähnliche Ergebnisse ergeben sich aus der Berechnung für Pülpe+Schälbrei: 0,02 kWh_{elektrisch}/ m³ CH₄. Hier wäre allerdings die Dosierung einer externen CSB-Quelle notwendig (ca. 12 g CSB/m³ CH₄).

Selbstverständlich stehen zur Behandlung von Gärrestzentrat noch alternative biologische bzw. nicht biologische Verfahren zur Verfügung wie z.B. die Ammoniak-Strippung, die MAP-Fällung oder die Filtration über Membranen. Diese werden in diesem Beitrag nicht behandelt und es wird daher auf die Fachliteratur verweisen.

4 Kosten/Nutzen-Analyse einer Biogasanlage

Im diesem Kapitel wird am Beispiel einer Biogasanlage für Zuckerrübenpressschnitzel in der Ausbaugroße von 10 MW_{th} und Ganzjahresbetrieb gezeigt, in welchem Ausmaß die Kosten für die Behandlung und Entsorgung des Gärrestes relevant sein können. Die abgeschätzten Investitions- und Betriebskosten basieren auf Erfahrungen aus der Biogasanlage der Agrana Zucker in Kaposvár (siehe Kapitel 2.2). In der Folge werden die wesentlichen Annahmen für die Kosten/Nutzen-Analyse aufgelistet:

- Biogasanlage für 400 t/d Zuckerrübenpressschnitzel; 20 % TS; 96 % oTS; 1,12 CSB/oTS; 80 % CSB-Abbau; 24.000 m³ CH₄/d; 240.000 kWh_{th}/d; **Erdgaspreis 22 Euro/MWh**, 25 d Verweilzeit; 10.000 m³ Füllvolumen. Reduktion CO₂-Emission: 198 kgCO₂/MWh Erdgas, **CO₂-Zertifikate: 20 Euro/t CO₂**

Investitionskosten Biogasanlage beinhalten: maschinell ausgerüsteten Reaktor, Beschickungseinrichtung, Gasspeicher, Gasentfeuchtung, Fackel, Gasverdichter, Gärrestspeicher, EMR, Detailplanung.

Berechnung Kapitalkosten: Lebensdauer 20 Jahren; Investitionszinssatz 3,5 %; Annuitäten-Faktor 0,07.

Betriebskosten Biogasanlage: Stromverbrauch inkl. Gasverwertung 5.300 kWh/d, Strompreis **55 Euro/MWh**, Dosierung Hilfsmittel aus Erfahrungswerten, Wartungskosten 2 % der Investition, Personalkosten: ein Manntag.

- Gärrestentwässerung über Zentrifuge, 340 t/d Gärrest mit 5,5 % TS, Gärrest entwässert 74 t/d mit 25 % TS; Stromverbrauch 35 kWh/t (bezogen auf dem entwässerten Gärrest), Konditionierung mit kationischem Polyelektrolyt, 15 kg Wirkstoff/t TS, 2 Euro/kg Wirkstoff; Gärrestentsorgung 35 Euro/t.
- Biologische Zentrat-Behandlung im eigenen Belebungsbecken, 265 m³/d, Volumen Belebungsbecken 1.300 m³, 0,2 m³/m³/d hydraulische Raumbelastung, 1 kg CSB/m³/d CSB-Raumbelastung, ÜS-Schlamm 230 kg/d, Entwässerung über Zentrifuge bis 30 %, OVC: 400 kgO₂/d, OVN: 150 kgO₂/d, OVD 135 kgO₂/d, Sauerstofftrag 2 kg O₂/kWh, keine zusätzliche CSB-Quelle.

Die Ergebnisse der Kosten/Nutzen-Analyse sind Tabelle 4 zu entnehmen. Das mit der Investition verbundene Risiko wurde anhand der statischen Amortisationszeit beurteilt. Dabei darf nicht vergessen werden, dass bei dieser Methode Gewinne nach Rückzahlungsfrist unberücksichtigt bleiben. Die Wirtschaftlichkeit des Projektes wurde anhand der Jahreskosten (Annuitätenmethode) geprüft, wobei negative Jahreskosten einen Gewinn darstellen.

Falls die Reststoffe vor dem Bau der Biogasanlage zu Nebenprodukten wie Futtermittel verarbeitet wurden, soll in der Kosten/Nutzung-Analyse sowohl der Verlust aus den Verkaufserlösen als auch die Einsparungen (Energie, Zusatzstoffe) bei der Verarbeitung berücksichtigt werden.

Es wird aus Tabelle 4 ersichtlich, dass die Einsparung durch die Nutzung von Biogas in der gleichen Größenordnung liegt wie die Entsorgungskosten von Gärrest. Das führt dazu, dass Preisschwankungen sowohl von Erdgas als auch von Gärrestentsorgung/-verwertung einen großen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der Biogasanlage haben.

Die Biogasanlage selbst ohne Gärrestbehandlung und -entsorgung und bei einem Erdgaspreis von 22 Euro/MWh hätte eine Amortisationszeit von nur 2,7 Jahren. Werden allerdings auch die Kosten für die Verwertung des Gärrestes in der Landwirtschaft nach entsprechender Behandlung mit berücksichtigt (Annahme

35 Euro/t), verlängert sich die Amortisationszeit auf ca. 10 Jahre. Die meisten Betriebe würden in diesem Fall das Biogasprojekt aufgrund des hohen Risikos der Investition ablehnen.

Tabelle 4. Kosten/Nutzen-Analyse für eine fiktive Biogasanlage für Zuckerrübenschnitzel in der Ausbaugroße von 10 MW_{thermisch}.

Investitionskosten Biogasanlage	3 Mio. Euro
Kapitalkosten Biogasanlage	210.000 Euro/a
Investitionskosten Gärrestbehandlung	
Gärrest-Zentrifuge	400.000 Euro
Biologische Zentratbehandlung (inkl. ÜS-Entwässerung)	1.000.000 Euro
Gesamt	1.400.000 Euro
Kapitalkosten Gärrestbehandlung	102.000 Euro/a
Betriebskosten Biogasanlage	
Strom Biogasanlage (inkl. Gasverwertung)	105.700 Euro/a
Hilfsmittel (Spurenelemente, Phosphor)	82.200 Euro/a
Wartung/Personal	110.000 Euro/a
Gesamt	297.900 Euro/a
Betriebskosten Gärrestbehandlung	
<u>Gärrest:</u>	
Strom Zentrifuge	52.160 Euro/a
Poly Bedarf	203.200 Euro/a
Gärrestentsorgung	948.400 Euro/a
Gesamt:	1.203.760 Euro/a
<u>Zentratbehandlung:</u>	
Strom Belüftung	4.900 Euro/a
Strom Zentrifuge	540 Euro/a
Poly Bedarf	2.530 Euro/a
Überschussschlamm-Entsorgung	9.850 Euro/a
Gesamt	17.820 Euro/a
Gewinn aus Biogasproduktion	1.934.000 Euro/a
Gewinn Verkauf CO₂-Zertifikate	348.100 Euro/a
Jahreskosten	- 450.620 Euro/a
Statische Amortisationszeit	9,8 Jahre
Statische Amortisationszeit (ohne Gärrestbehandlung und -Entsorgung)	2,7 Jahre

Der Einfluss der Gärrestentsorgung auf die Amortisationszeit der Biogasanlage kann anhand einer **Sensitivitätskurve** dargestellt werden (Abbildung 3). Die schwarzen Pfeile zeigen das Ergebnis der Kosten/Nutzen-Analyse (Amortisationszeit = ca. 10 Jahre).

Würde es gelingen, den Düngerwert vom Gärest zur Geltung zu bringen und diesen als Düngemittel zu verkaufen, dann würde sich die Biogasanlage wesentlich schneller zurückzahlen. Können z.B. durch die Verkaufserlöse die Entsorgungskosten (Transport) abgedeckt werden (0 Euro/t Gärest), reduziert sich die Amortisationszeit auf 3,2 Jahre (Abbildung 3).

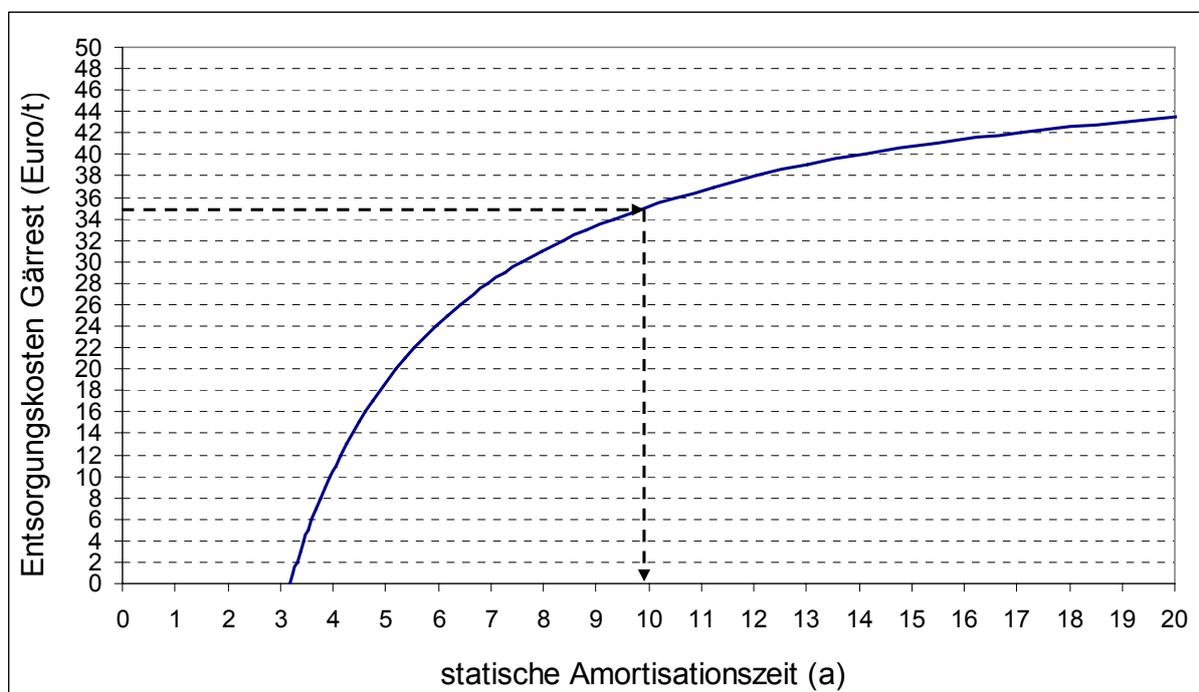


Abbildung 3. Sensitivitätskurve der Amortisationszeit einer Biogasanlage von 10 MW_{th} für Zuckerrübenschnitzel in Funktion der Entsorgungskosten des anfallenden Gärrestes

Eine entscheidende Rolle bei der Wirtschaftlichkeit der Biogasanlage spielt natürlich der Erdgaspreis. Abbildung 4 ermöglicht sowohl den Einfluss des Erdgaspreises als auch der Kosten für die Gärrestentsorgung auf der Amortisationszeit zu bewerten. Werden der Preis von Ergas und/oder die Entsorgungskosten variiert, verschiebt sich die Amortisationszeit auf eine neue Gerade mit konstanter Amortisationszeit. Steigt z.B. der Erdgaspreis von 22 auf 25 Euro/MWh, während die Gärrest-Entsorgungskosten von 35 Euro/t gleich bleiben, würde sich die Amortisationszeit der Biogasanlage von 10 auf 6 Jahre reduzieren.

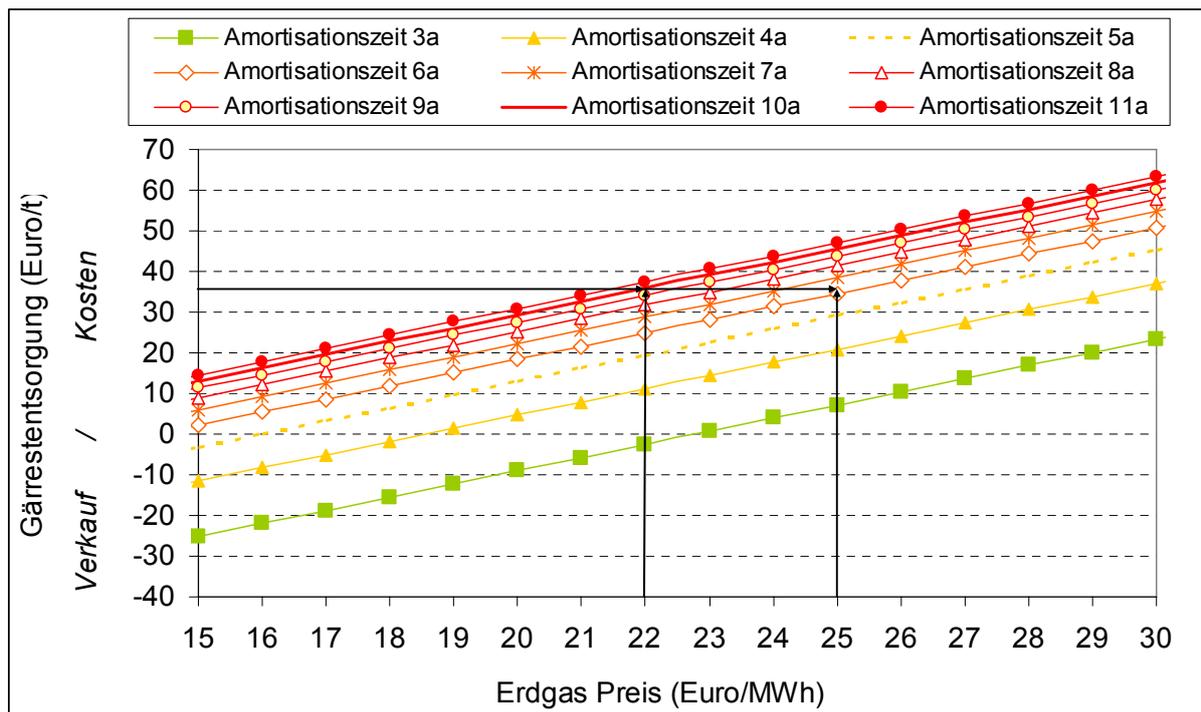


Abbildung 4. Einfluss von Ergaspreis und der Kosten für die Gärrestentsorgung auf die Amortisationszeit der Biogasanlage von 10 MW_{th} für Zuckerrübenschnitzel

Wird nur Strom aus dem Biogas produziert und bleibt der Wärmeinhalt ungenutzt, verringert sich der erzielbare Gewinn auf ein Drittel. Unter diesen Bedingungen wäre in der Regel die Biogasanlage trotz Beziehung günstiger Ökostrom-Einspeisetarife wirtschaftlich nicht vertretbar.

5 Schlussfolgerungen

Die Förderung der Nutzung von Biogas aus Reststoffen ist ökologisch sinnvoll und bringt eine Reduktion an CO₂-Emissionen.

Biogasproduktion aus Nebenprodukten, bzw. Reststoffen der Lebensmittelindustrie ist nicht immer wirtschaftlich sinnvoll. Vor der Planung ist eine genaue Prüfung, besonders im Bezug auf die Gärrestproblematik, durchzuführen.

Ohne Wärmenutzung rentiert sich die Biogasanlage in den meisten Fällen nicht. Für überschüssige Abwärme sowie für den Gärrest sind auch außerhalb der Fabrik Verwertungskonzepte zu suchen.

Für die Umsetzung solcher Projekte gibt es keine Standardlösung. Optimierungsansätze müssen immer unter Berücksichtigung der verschiedenen Randbedingungen – besonders für Gärrestentsorgung –, sowie der Rückgewinnung von Wertstoffen betrieben werden, soweit dies auch ökologisch und wirtschaftlich sinnvoll ist.

Die Behandlung von Zentrat soll am besten gemeinsam mit anderen Abwässern erfolgen.

6 Literatur

- Aktionsprogramm Nitratrichtlinie (2008). Verordnung des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm 2008 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.
- Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal WPCF*, Vol. 48, No. 5, 835-852.
- Böhnke (2005). „Anaerobtechnik“ Bischofsberger B., Dichtl N., Rosenwinkel K.-H., Seyfried C.F, Hrsg. Böhnke B., 2. Auflage 2005, Springer Verlag.
- BGBI. I 3905 (BRD). „Düngemittelverordnung -DüMV“, Langtitel: Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln, Inkrafttretedatum: 20.12.2008.
- (v.d.) Emde, W. und Sadzik, P. (1982) Untersuchungen über die Eindick- und Entwässerungs-eigenschaften von Schlämmen. *Wiener Mitteilungen*, 47, Nr. 1, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien, Wien.
- Frey W., Schrammel A. (2000). Maschinelle Ausrüstung der Schlammbehandlung. ÖWAV/TU-Wien Workshop „Klärschlamm: Schlammbehandlung und Entsorgung“, Wien 2000, Wiener Mitteilung 177b.
- Parravicini V., Brooks L., Svardal K. (2008) Bericht „Laborversuche zur Charakterisierung des Gärückstandes aus der Biogasanlage Kaposvár“, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien, Wien.
- Parravicini V., Smidt E., Svardal K., Kroiss H. (2006). Evaluating the stabilisation degree of digested sewage sludge: investigations at four municipal wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 53, 8; S. 81 - 90.
- Resch C. (2009). Vortragsunterlagen zum Thema „Biogene industrielle und gewerbliche Abfälle“, ÖWAV-Ausbildungskurs: „Projektentwicklung, Betriebswirtschaft und Planungsgrundlagen von Biogasanlagen“ Jan.-Feb.2009.

Korrespondenz an:

DI Dr. Vanessa Parravicini
Ass. Prof. DI Dr.techn. Karl Svardal

E-mail: vparravi@iwag.tuwien.ac.at
E-mail: svardal@iwag.tuwien.ac.at

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
A-1040 Wien, Karlsplatz 13

Tel.: +43/ 1/ 58801 22624
Fax: +43/ 1/ 58801 22699

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	18
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978) Kroiss H.	vergriffen
26	Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D.	vergriffen
27	Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H.	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W.	vergriffen
32	Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G.	vergriffen
36	Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W.	vergriffen
37	Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E.	vergriffen
38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40	Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	22
43	Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	25
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	25
45	Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47	Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51	Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen

Band Nr	Preis €
68	Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986) Schmid B.H. 22
69	Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987 vergriffen
70	Flußbau und Fischerei (1987) vergriffen
71	Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987 vergriffen
72	Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E. vergriffen
73	Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988 vergriffen
74	Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988) 22
75	Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988 vergriffen
76	Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988 vergriffen
77	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987) vergriffen
78	Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P. 25
79	Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989 vergriffen
80	Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S. vergriffen
81	Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien vergriffen
82	Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989 vergriffen

Band Nr		Preis €
83	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	18
84	Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	25
87	Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90	A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	18
91	Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	18
92	Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	18
94	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr	Preis €
110 Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111 Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112 Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)	18
113 Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114 Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994	vergriffen
115 Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116 Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117 Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118 3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119 Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120 Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121 Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr	Preis €
122 Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H.	18
123 Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H.	22
124 Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125 Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126 Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127 Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128 Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129 Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130 Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131 Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr	Preis €
132 Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
133 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
134 Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
135 Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
136 1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
137 Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
138 Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
139 Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
140 Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
141 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr		Preis €
142	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146	2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C	36
149	Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr	Preis €
152 Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153 Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154 Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155 Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156 Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157 Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158 Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159 Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160 Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

-
- | | | |
|-----|--|------------|
| 161 | Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)
Präsentation eines Forschungsprojektes
ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien
ISBN 3-85234-052-7 | vergriffen |
| 162 | Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf
Reaktordeponien (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien
ISBN 3-85234-053-5 | 25 |
| 163 | Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein
ISBN 3-85234-054-3 | 25 |
| 164 | Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)
ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien
ISBN 3-85234-055-1 | i.V. |
| 165 | Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)
Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St.
ISBN 3-85234-056-x | 25 |
| 166 | Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien
ISBN 3-85234-057-8 | 40 |
| 167 | Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser
und Kläranlagenabläufen (2001)
Laber J.
ISBN 3-85234-058-6 | 25 |
| 168 | Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien.
ISBN 3-85234-059-4 | 29 |
| 169 | Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands
(Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)
Langergraber G.
ISBN 3-85234-060-8 | 25 |
| 170 | Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle
unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)
Bogner
ISBN 3-85234-061-6 | i.V. |
| 171 | Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)
ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien
ISBN 3-85234-062-4 | 25 |

Band Nr		Preis €
172	Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002) Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002) Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002) Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002) Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002) ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	Klärschlamm (2002) Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004 ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich Schlammbehandlung und Entsorgung ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002) ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002) Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002) Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002) Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr	Preis €
182 Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003) ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183 Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003) ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184 Klärschlamm (2003) ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185 Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003) Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186 Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187 Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004) ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188 CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004) Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189 Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004) Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190 Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004) ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191 Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004) Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr	Preis €
192 Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005) ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
193 Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005) Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
194 Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005) ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
195 Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006) ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
196 Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
197 Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
198 Process based regionalisation of low flows (2006) Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
199 Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen & Realität (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
200 Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007) Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

201	Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007) ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	45
202	Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs (2007) völlige Neubearbeitung - 3. Auflage 2007 ISBN-13 978-3-85234-094-4	70
203	Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 17. April 2007 an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
204	Leitungskataster für Trink - und Abwassernetze (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
205	Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-097-5	35
206	Extreme Abflussereignisse: Dokumentation – Bedeutung – Bestimmungsmethoden (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-098-2	30
207	1. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2007) ÖWAV-Seminar 2007, BOKU ISBN 978-3-85234-099-9	30
208	Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen (2008) ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien ISBN 978-3-85234-100-2	45
209	Kanalmanagement 2008 – Betrieb und Mischwasser (2008) ÖWAV Infoveranstaltung 27. März 2008 an der BOKU Wien ISBN 978-3-85234-101-9	30
210	2. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2008) ÖWAV-Seminar 2008, BOKU ISBN 978-3-85234-102-6	30

Band Nr	Preis €
211 Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -vermeidung in Abwasserdruckleitungen (2008) Saračević E. ISBN 978-3-85234-103-3	30
212 Neue Herausforderungen an die Wassergütwirtschaft (2009) ÖWAV Februar Seminar 2009, TU-Wien ISBN 978-3-85234-104-0	vergriffen
213 Hochwasserentstehung in der nördlichen Grauwackenzone Beobachtung - Messung – Modellierung (2009) Endbericht für Forschungsprojekte im Zeitraum 1990 bis 2008 ISBN: 978-3-85234-105-7	30
214 Linking Land Use to Stream Pollution: Pollutant Dynamics and Management Implications (2009) Yillia, Paul T. ISBN 978-3-85234-106-4	25
215 Kanalmanagement 2009 (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-107-1	30
216 Hochwässer – Bemessung, Risikoanalyse und Vorhersage (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-108-8	30
217 Einsatz der Managementmethode „Benchmarking“ in der Wasserversorgung - spezifische Aspekte der Implementierung, Anwendbarkeit und Folgewirkungen (2009) Neunteufel, R. ISBN 978-3-85234-109-5	i.V.
218 3. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-110-1	30
219 Abwässer aus Gewerbe und Industrie Indirekt- und Direkteinleiter ÖWAV Februar Seminar 2010, TU-Wien ISBN 978-3-85234-111-8	50

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205, 208, 211, 212, 214, 219

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200, 206, 213, 216

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203, 204, 207, 209, 210, 215, 217, 218

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151, 170