

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

## **Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen**

**Band 237 - Wien 2015**

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

**Band 237**

## **Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen**

ÖWAV - Seminar - Wien 2015  
TU Wien  
23. Juni 2015

Herausgeber:  
Univ.-Prof i. R. DI Dr. Norbert Matsché,  
DI Dr. Ernis Saracevic  
Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement  
und Abfallwirtschaft

## Veranstalter



Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte,  
Ressourcenmanagement  
und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13 / 226  
1040 Wien



zukunft  
S E I T 1 9 0 9  
denken

Österreichischer  
Wasser- und  
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5  
1010 Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft  
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien  
Tel.: + 43 1 58801 - 22611  
Fax: + 43 1 58801 - 922611  
E-Mail: [iwag@iwag.tuwien.ac.at](mailto:iwag@iwag.tuwien.ac.at)

Alle Rechte vorbehalten.

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

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2015

Druck: Riegelnik  
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349  
ISBN 978-3-85234-131-6

## Inhaltsverzeichnis

Norbert Matsché	1 - 6
Neues im ÖWAV-Regelblatt 23.	
Matthias Barjenbruch, Stefan Rettig	7 - 20
Verfahren zur Verminderung von Geruch und Korrosion.	
Edda Michaela Androsch	21 - 30
Geruch: Grundlagen – Messung – Beurteilung.	
Gerhard Spatzierer	31 - 38
Rechtliche Aspekte.	
Franz-Bernd Frechen	39 - 64
Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen: Grundlagen und Messtechnik.	
Gottfried Kolbe	65 - 86
Bekämpfung von Geruch - (bauliche) Maßnahmen.	
Alexander Jereb	87 - 102
Bekämpfung von Geruch durch die Dosierung von Metallsalzen.	
Dominik Kohr	103 - 110
Bekämpfung von Geruch durch die Dosierung von Chemikalien.	
Christof Giefing	111 - 126
Bekämpfung von Geruch in Druckleitungen.	
Karl Svardal	127 - 140
Geruchsprobleme bei der Schlammbehandlung.	
Harald Bayer, Karl Wolf	141 - 176
Geruchsbekämpfung bei der Schlamm-trocknung.	
Ernis Saračević, Norbert Matsché	177 - 202
Auswahlkriterien für Verfahren zur Geruchsbekämpfung in Abwasserdruckleitungen.	
Stefan Baumgärtner, Peter Hora	203 - 206
Öffentlichkeitsarbeit und Beschwerdemanagement.	



## Vorwort

Mit dem Bau von Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen in den 80er- und 90er-Jahren hatte die Zahl von Beschwerden über Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen deutlich zugenommen. Es war daher erforderlich, verstärkt Maßnahmen gegen diese Geruchsbelästigungen zu setzen, wobei die Kenntnis der Einflussfaktoren, die zu Geruchsemissionen führen, entscheidend ist.

Der Österreichische Wasserwirtschaftsverband (ÖWWV) hat daher im Rahmen der Fachgruppe „Abwassertechnik und Gewässerschutz“ bereits im Jahre 1991 in einem eigenen Ausschuss das ÖWWV-Regelblatt 23 „Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen“ ausgearbeitet. Schon damals wurde das neue Regelblatt der Fachwelt im Rahmen eines ÖWAV-TU Wien Seminars vorgestellt und die dort gehaltenen Vorträge im Band 99 der Wiener Mitteilungen „Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen“ dokumentiert.

Aufgrund der weiteren Zentralisierung der Abwasserentsorgung mittels langer Freispiegel- und Druckleitungen und einem allgemein rückläufigen Wasserverbrauch sowie der zwischenzeitlichen technischen Entwicklungen war es erforderlich, dieses Regelblatt nach 20 Jahren vollständig zu überarbeiten und an den aktuellen Stand des Wissens heranzuführen.

In der 2. Auflage des Regelblattes werden die verschiedenen Ursachen von Geruchsemissionen erläutert und Möglichkeiten zu deren Vermeidung im Bereich der Planung und der Sanierung bestehender Anlagen sowie hinsichtlich des Betriebes aufgezeigt. Dabei wurde der Abschnitt über Kanalisationsanlagen wesentlich durch Druckleitungen, Vakuumkanalisationen und die Ergebnisse aktueller Forschungsprojekte erweitert sowie Betriebserfahrungen aus bestehenden Anlagen eingearbeitet und auch ein neues Kapitel über rechtliche Bestimmungen erstellt. Weiters wurde ein Abschnitt zum Thema „Immissionsbetrachtung“ aufgenommen.

Auch anlässlich der Neufassung des Regelblattes wurde wieder ein ÖWAV-TU Wien Fachseminar organisiert in dem auch international ausgewiesene Fachleute den derzeitigen Wissensstand einbringen und vor allem Mitglieder des „Geruchsausschusses“ in ausführlicherer Form zu ihren jeweiligen Fachbeiträgen zu Wort kommen. Damit werden die Ergänzungen in der Neufassung des Regelblattes den Teilnehmern des Seminars präsentiert und für die Fachwelt in schriftlicher Form dokumentiert.

Die Leiter des Arbeitsausschusses  
"Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen"

Wien, 10, Juni 2015

Univ.-Prof i.R. DI Dr. Norbert Matsché.

DI Dr. Ernis Saracevic

## Neues im RB 23

Norbert Matsché

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und  
Abfallwirtschaft und der TU Wien

Im Jahre 2011 wurde von Hofrat DI Gerhard Spatzierer angeregt das RB 23 welches vor beinahe 20 Jahren erarbeitet worden war, an den Stand der Technik anzupassen. Wegen der umfangreichen Erfahrungen, die an der TU Wien im Zuge des Projektes KUGPIA (Korrosion- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen) gesammelt worden waren, wurde der Verfasser im Jahre 1991, damals schon im Ruhestand, angesprochen einen Ausschuss für eine neue Bearbeitung des RB 23 zu benennen.

Als Teilnehmer für den Ausschuss wurden neben den Beteiligten aus dem KUGPIA Projekt auch weitere Experten für Geruchsprobleme eingeladen an der neuen Fassung mitzuarbeiten. Dabei hat nur Ing. Baumgärtner auch bei der Erstfassung des Regelblattes 1991 mitgewirkt.

An der Erarbeitung des ÖWWV-Regelblattes haben mitgewirkt:	An der Überarbeitung des ÖWAV-Regelblattes 23 haben mitgewirkt:
o. Univ.-Prof. i R. DDr.-Ing. W. v. d. EMDE, Baden, als Leiter	<u>Als Leiter:</u>
Ing. St. BAUMGÄRTNER, Lenzing	Univ.-Prof. DI Dr. N. MATSCHÉ, Wien
Dipl.-Ing. Dr. A. BEGERT, Bachmanning	DI Dr. E. SARACEVIC, Wien
OBR Dipl.-Ing. Dr. H. BLÖCH, Wien	<u>Ausschussmitglieder:</u>
Bmst. Ing. J. BRABEC, Linz	DI E. M. ANDROSCH, Linz
Dipl.-Ing. Dr. W. FLÖGL, Linz	Ing. S. BAUMGÄRTNER, Lenzing
Dipl.-Ing. W. FREY, Wien	Ing. H. BAYER, Bad Vöslau
Ing. G. GOROZOLLA, Wien	Ing. C. CZVITKOVICH, Guntramsdorf
Dipl.-Ing. P. KRAUS, Wien	Ing. G. ENGELBERT, Pamhagen
o. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. KROISS, Wien	DI C. GIEFING, Schützen am Gebirge
	Ing. P. HORA, Wien



	Ing. E. JENISCH, Guntramsdorf
	DI A. JEREB, Wien
	Dr. D. KOHR, Rottenbach bei Haag
	DI G. KOLBE, Eisenstadt
	DI Dr. L. PRENDL, Himberg-Pellendorf
	w.HR DI G. SPATZIERER, Eisenstadt
	K. WOLF, Knittelfeld

Die konstituierende Sitzung wurde am 23. November 2011 abgehalten.

Schon zu Arbeitsbeginn wurde festgehalten, dass die Erstfassung die Grundlage für die neue Fassung sein sollte, da wesentliche Aussagen der Geruchsproblematik auf Abwasseranlagen noch immer gültig waren.

Lediglich einzelne Themen wurden bei der Erstfassung nicht behandelt und sollten bei der neuen Auflage ergänzt werden. Dabei handelte es sich im Wesentlichen um rechtliche Aspekte, Sonderverfahren der Abwasserableitung (Druckleitung und Vakuumsysteme), Geruchsemissionen bei der Schlamm Trocknung, sowie Fragen der Immissionsproblematik. Diese sind im untenstehenden Inhaltsverzeichnis grau hinterlegt bzw. kursiv gedruckt.

INHALTSVERZEICHNIS	Seite
1. EINLEITUNG	8
<b>2. RECHTLICHE REGELUNGEN</b>	9
<i>2.1 Raumplanung</i>	9
<i>2.2 Wasserrecht</i>	9
<i>2.3 Baurecht</i>	10
<i>2.4 Sonstige landesrechtliche Bestimmungen</i>	10
<i>2.5 Gewerberecht</i>	10
<i>2.6 Abfallrecht</i>	10
<i>2.7 Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)</i>	11
<i>2.8 ArbeitnehmerInnenschutz</i>	11
3. ALLGEMEINES UND GRUNDREGELN	11
3.1 Standortwahl	11
3.2 Planung	11
3.3 Gestaltung	12
3.4 Projektdarstellung, Öffentlichkeitsarbeit und <b>Beschwerdemanagement</b>	13
3.5 Betrieb – Allgemeine Hinweise	15
	15

4. ABWASSERBESCHAFFENHEIT	
4.1 Schwefelverbindungen	16
4.2. Stickstoffverbindungen	16
4.3 Organische Verbindungen	16
4.4 Abwassertemperatur	16
4.5 <i>pH-Wert</i>	16
5. GERUCHSQUELLEN UND VERMEIDUNGSMASSNAHMEN	17
<b>5.1 <i>Vorgeschaltete Maßnahmen und Sonderbauwerke</i></b>	<b>17</b>
5.2 Kanalisation – Freispigelleitungen und Sonderbauwerke	18
5.2.1 Abflussverhältnisse	18
5.2.2 Gegenmaßnahmen	19
<b>5.3 <i>Kanalisation – Druckleitungen</i></b>	<b>21</b>
<b>5.3.1 <i>Allgemeines</i></b>	<b>21</b>
<b>5.3.2 <i>Vermeidungsmaßnahmen</i></b>	<b>21</b>
<b>5.4 <i>Druckluftgespülte Abwasserdruckleitungen</i></b>	<b>23</b>
<b>5.5 <i>Kanalisation – Vakuumkanalisationen</i></b>	<b>24</b>
<b>5.6 <i>Gegenmaßnahmen – Dosierung von Chemikalien</i></b>	<b>24</b>
<b>5.6.1 <i>Produkte für die Dosierung</i></b>	<b>24</b>
<b>5.6.1.1 <i>Eisensalze</i></b>	<b>24</b>
<b>5.6.1.2 <i>Nitrat</i></b>	<b>26</b>
<b>5.6.1.3 <i>Reinsauerstoff, Wasserstoffperoxid:</i></b>	<b>26</b>
<b>5.6.2 <i>Hinweise zur Dosierung</i></b>	<b>26</b>
<b>5.6.2.1 <i>Eisensalze</i></b>	<b>26</b>
<b>5.6.2.2 <i>Nitrat</i></b>	<b>27</b>
5.7 Kläranlagen	27
5.7.1 Mechanische Klärstufe	27
5.7.1.1 Geruchsquellen und Ursachen	27
5.7.1.2 Gegenmaßnahmen	28
5.7.2 Aerobe Biologische Klärstufe	28
5.7.2.1 Geruchsquellen und Ursachen	28
5.7.2.2 Gegenmaßnahmen	29
5.7.3 Anaerobe Verfahren der Abwasserreinigung	29
5.8 Schlammbehandlung	29
5.8.1 Geruchsquellen und Ursachen	29
5.8.2 Gegenmaßnahmen	30
5.8.2.1 Schlammförderung	30
5.8.2.2 Schlammeindickung	30
5.8.2.3 Anaerobe Schlammstabilisierung	31
5.8.2.4 Getrennte aerobe Schlammstabilisierung	31
5.8.2.5 Schlammentwässerung	31
<b>5.8.2.6 <i>Schlamm-trocknung</i></b>	<b>31</b>
5.8.2.7 Schlamm-lagerung	32
5.8.2.8 Schlamm-verbrennung	32
5.8.2.9 Fäkal-schlamm, Senkgruben-räumgut und Chemietoiletten-Übernahme	32
<b>5.8.10 <i>Übernahme von Fettab-scheiderinhalten und Co-Substraten</i></b>	<b>33</b>

6. ABLUFTERFASSUNG UND ABLUFTBEHANDLUNG	33
6.1 Ablufterfassung	33
6.2 Abluftbehandlung	35
6.2.1 Biologische Verfahren	36
6.2.1.1 Biofilter	36
<b>6.2.1.2 Biowäscher</b>	<b>36</b>
6.2.1.3 Einblasen in die Belebung	37
6.3 Chemische Verfahren	37
6.3.1 Bindung oder Oxidation mit Chemikalien (chemische Wäscher)	37
6.3.2 Thermische Oxidation (Abluftverbrennung)	38
6.3.3 Katalytische Oxidation	38
6.4 Physikalische Verfahren	38
6.4.1 Adsorptive Verfahren	38
7. ERMITTLUNG UND ÜBERPRÜFUNG VON GERUCHSQUELLEN	39
7.1 Überprüfung bei der Planung von Anlagen	39
7.2 Überprüfung vorhandener Anlagen	39
7.3 Messmethodik	39
<b>7.3.1 Messtechnik</b>	<b>39</b>
7.3.2 Bestimmung organischer Substanzen	41
7.3.3 Olfaktometrie	41
<b>7.3.4 Geruchsbeurteilung/Geruchsemissionspotenzial – GEP</b>	<b>41</b>
<b>7.4 Geruchsbeurteilung</b>	<b>42</b>
<b>7.5 Immissionsbetrachtungen</b>	<b>43</b>
<b>7.5.1 Feststellung der Geruchsimmission</b>	<b>43</b>
<b>7.5.2 Beurteilung der Geruchsimmission</b>	<b>44</b>
<b>8. Hinweise auf Rechtsgrundlagen, Normen, Richtlinien und Literatur</b>	<b>46</b>
Rechtsgrundlagen	46
Normen	46
ÖWAV-Regelblätter	46
DWA-/ATV-Regelwerk	46
8.4.1 DWA-/ATV-Arbeitsblätter	46
8.4.2 DWA-/ATV-Merkblätter	46
Sonstige Richtlinien	47
Literatur	47
<b>9. Anhang</b>	<b>49</b>

Obwohl ursprünglich nur minimale Ergänzungen angedacht waren, wurden im Laufe der Bearbeitung im „Geruchs Ausschuss“ doch wesentliche neue Inhalte eingebaut, was nahezu zu einer Verdoppelung der Wortanzahl von ca. 8000 auf ca. 14000 führte.

Die Seitenzahlen lassen sich schwer vergleichen, da auch das Format von A5 auf A4 geändert wurde, womit scheinbar auch den neuen Erkenntnissen Rechnung getragen wird.

In drei Jahren wurden 13 Sitzungen abgehalten (10 Sitzungen ÖWAV-Wien, 2 Sitzungen TU Wien und 1 Sitzung KA Bad Vöslau). Um die neue Fassung in möglichst kurzer Zeit zu erarbeiten wurde sehr intensiv, meist ohne Mittagspause, getagt und die neuen Beiträge in das Regelblatt 23 eingefügt.

Den Ausschussmitgliedern sei an diese Stelle für die Bereitschaft zur konstruktiven Mitarbeit auf das herzlichste gedankt.

Vor allem danke ich meinem langjährigen Freund und Wegbegleiter Hofrat Spatzierer für die Initiierung der neuen Fassung und seine maßgeblichen Beiträge während der Bearbeitung.

Danken möchte ich auch meinem Mitarbeiter Dr. Saracevic für seinen aktiven Beistand und Mag. Lehner für die Organisation und die akribische Schriftführung während der Neufassung des Regelblattes.

Nicht zuletzt sei auch dem ÖWAV und seinen beteiligten Mitarbeitern für die aktive Unterstützung gedankt.

**Korrespondenz an:**

Univ.Prof.i.R. Norbert Matsche

TU Wien - Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft  
Karlsplatz 13 / E2261  
A-1040 Wien

Tel.: 0664 605887010

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

# Verfahren zur Verminderung von Geruch und Korrosion

Matthias Barjenbruch, Stefan Rettig, Berlin

TU Berlin, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

**Abstract:** Das Verhindern von Geruch und der damit in Verbindung stehenden biogener Schwefelsäurekorrosion zählt schon seit langem zu den Herausforderungen der Abwasserbetriebe. Insbesondere der Rückgang des spezifischen Abwasseranfalls bei gleichbleibender Schmutzfracht hat die Situation verschärft. Maßgebend sind im üblichen kommunalen Abwasser die Schwefelverbindungen die über die Prozesse der Desulfurikation und Desulfuration Sulfid generieren. Im vorliegenden Artikel wird auf die Einflussfaktoren (Verweilzeit, Temperatur etc.) eingegangen, die Korrosionsphänomene und Bewertungskriterien für die Wirksamkeit von Maßnahmen beschrieben sowie die Orte des Auftretens von Geruch und Korrosion erläutert. Es erfolgt eine Kurzübersicht und Klassifizierung von Gegenmaßnahmen mit Darstellung eigener Erfahrungen des Autors inklusive der Erörterung der Notwendigkeit eines guten Beschwerdemanagements. Abschließend wird geraten, bereits bei der Planung Maßnahmen und Auswirkungen der Geruchs- und Korrosionsbildung zu berücksichtigen und die Teststellung seitens der Hersteller in die Auswahl der Verfahren einzubeziehen.

**Key Words:** Geruchsbekämpfung, Korrosionsvermeidung, Kanalnetz, Schwefelwasserstoff

## 1 Einleitung

In den letzten Jahren wurde die Situation der Abwasserentsorgung deutlich verbessert. So konnte der Anschlussgrad an die zentrale Abwasserbehandlung in Deutschland auf ca. 96% gesteigert werden, wobei auch in den Flächenländern wirtschaftliche zentrale Lösungen geschaffen wurden.

Da bei der Erschließung neuer Wohn- und Gewerbegebiete die volle Anschlussgröße erst sukzessive erreicht wird, ist zumindest zeitweise eine unzureichende Auslastung des Kanalisationssystems unvermeidlich. Gleichzeitig ist oft der Abwasseranfall aus Industrie und Gewerbe zu hoch eingeschätzt worden. Darüber hinaus bewirken vielfach der drastische Rückgang des häuslichen

Abwasseranfalls bei gleichbleibender Schmutzfracht und die Verminderung von Regen- und Fremdwassereinträgen eine entsprechend lange Aufenthaltszeit in den Abwassersystemen. Hierdurch werden folgende Auswirkungen verursacht:

- Geruchsbelästigungen insbesondere bei Übergabestellen aus Drucksystemen in Freispiegelleitungen
- Schwefelsäurekorrosion an Rohrleitungen, Schächten und Sonderbauwerken
- Arbeitsschutzprobleme durch Gefährdung des Personals bei Arbeiten im Kanal
- Negativer Einfluss auf die Abwasserreinigung (Verschlechterung des biologischen Abbaus, Blähschlamm Bildung).

Um die Vielfalt der derzeitigen angebotenen Lösungsansätze zu dieser Problematik besser bewerten zu können, wurde vom Verfasser verschiedene Projekte (u.a. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) mit interaktiven CD) durchgeführt, deren Ergebnisse im Folgenden vorgestellt werden sollen.

## 2 Kurzzusammenstellung der Grundlagen

### 2.1 Geruchsstoffe und deren Entstehung

Bei der Entstehung von Gerüchen in der Kanalisation wird zwischen primären und sekundären Geruchsstoffen (Osmogene) unterschieden [1].

**Primäre Osmogene** werden mit dem Abwasser in die Kanalisation eingeleitet. Sie treten vorwiegend bei gewerblichen und industriellen Abwässern (branchentypische Geruchsstoffe auf (z.B. Schlachthof, Fischverarbeitung, Papierfabrik). Üblicherweise wird das Einleiten von Stoffen mit schädlichen oder unzumutbaren Gerüchen über die Grenzwerte der Entwässerungssatzungen geregelt [2].

**Sekundäre Osmogene** bilden sich erst in der Abwasseranlage. Man unterscheidet zwischen anaerober und aerober Osmogenbildung:

- Beim aeroben Abbau von Abwasserinhaltsstoffen (z.B. Eiweiße) kann es zur Emission von flüchtigen Fettsäuren, Alkoholen und Aldehyden kommen.
- Unter anaeroben Verhältnissen in Teilen der Abwasseranlagen ist eine Freisetzung von Schwefelverbindungen (Schwefelwasserstoff, Mercaptane, Methylsulfide etc.) möglich.

Da die Schwefelverbindungen zu den geruchsintensivsten Stoffen gehören und sie in der kommunalen Praxis meistens abwasserbürtig auftreten, wird der H<sub>2</sub>S-Gehalt häufig als Leitparameter für den Geruch verwendet. Es riecht nach „faulen Eiern“. Die einwohnerspezifische Fracht beträgt i.a. ca. 9,2 g/(E·d) [3], was bezogen auf 150 l/(E·d) zu Rohabwasserkonzentrationen von ca. 60 mg S/l führt. Schwefelwasserstoff entsteht unter anaeroben Bedingungen durch biogene Vorgänge, die im Wesentlichen im Biofilm der Rohrleitungswandungen ablaufen [4]:

- Desulfurikation; dissimilatorische Sulfatreduktion („Sulfatatmung“)  
Reduktion von Sulfat (aus dem Trinkwasser) zu Sulfidionen:  
$$\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{S}_2^- \rightarrow \text{H}_2\text{S} \uparrow$$
- Desulfuration: Proteinabbau, Eiweißfäulnis; Reduktion schwefelhaltiger Eiweiße (Thioproteine) und Detergentien durch hydrolysierende und fermentative Bakterien „R-S“  $\rightarrow \text{S}_2^- \rightarrow \text{H}_2\text{S} \uparrow$

Im kommunalen Abwasser spielt die Desulfurikation die größere Rolle, wobei allgegenwärtige salztolerante Spezies auch unter extremen Bedingungen (5 bis 57°C) überleben.

## 2.2 Einflussfaktoren und Berechnungsansätze zur Sulfidbildung

Die Einflüsse auf die Desulfurikation sind sehr komplex und schwer erfassbar. Um die zu erwartende Geruchsentwicklung und Korrosion in Abwassersystemen abschätzen zu können, sind verschiedene empirische Ansätze zur Sulfidentwicklung aufgestellt worden.

Bei Freispiegleitungen ist die Sulfidentwicklung primär vom mit Sichelhaut benetzten Rohrumfang abhängig und bei einer Begrenzung auf maximal 15 % stellen sich in der Praxis keine Sulfidprobleme ein. Im rechnerischen Überschlagsverfahren von Pomeroy wird ein Korrosionskennwert  $Z_p$  bestimmt. Die wesentlichen Einflussgrößen auf die Sulfidbildung lassen sich wie folgt beschreiben:

- Sulfatgehalt  
mit steigendem Sulfatgehalt steigt die Sulfidentwicklung (Monod);  
Hemmung ab < 30 mg/l [5]
- Temperatur  
mit steigender Temperatur steigt die Sulfidentwicklung
- Organische Verschmutzung  
unterschiedliche Ergebnisse; zum Teil kein Einfluss, zum Teil fördernd



- Sauerstoffgehalt/Nitrat Sulfidbildung nur, wenn sich das Abwasser im anaeroben Bereich ( $< 0,1 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ) befindet; sonst „frischhalten“ bzw. Aufoxidation von  $\text{H}_2\text{S}$
- Sielhaut  
i.d.R. stets vorhanden, aber anaerobes Milieu notwendig
- pH-Wert  
pH-tolerant Spezies in weiten pH-Bereichen ( $<4$  bis  $9,0$ ).
- Fließgeschwindigkeit  
i.a. kein merklichen Einfluss; bei geringeren Fließgeschwindigkeiten bildet sich eine dickere Sielhaut
- Fließzeit  
bei langen Aufenthaltszeiten geht das Abwasser in den anaeroben Zustand über; kritische Aufenthaltszeit schwierig, (ca.  $>4 \text{ h}$ )
- Betriebsweise  
bei kontinuierlichem Pumpenbetrieb und Fließzeiten bis  $6 \text{ h}$  liegen die Werte um  $10$  bis  $20\%$  höher als bei diskontinuierlichem Betrieb [5]

### 2.3 Korrosionsphänomene

Unter Korrosion versteht man alle Reaktionen an nicht metallischen und metallischen Bau- und Werkstoffen mit ihrer Umgebung, die durch chemische, elektrochemische oder mikrobiologische Vorgänge zu einer Beeinträchtigung des Bau/Werkstoffes führen. Folgende Einwirkungen können zu Korrosionserscheinungen in Abwasserbauwerken führen [5]:

- Inhaltsstoffe in Boden- und Grundwasser auf der Außenseite der Bauwerke
- Inhaltsstoffe im Abwasser benetzten Bereich
- Inhaltsstoffe der Kanalluft oder biogene Säurebildung (BSK) oberhalb des Wasserspiegel; insbesondere die BSK kann gravierende Folgen haben.

Gefährdet sind vorrangig metallische Werkstoffe wie un- und niederlegierte Stähle und Gusseisen sowie zementgebundene Werkstoffe wie Beton, Mauerwerksmörtel und Faserzement. Weniger oder nicht gefährdet sind Steinzeug, Kanalklinker, Glas, hochlegierte Stähle und Kunststoffe. Im Allgemeinen lässt sich Korrosion aber niemals vollständig verhindern.

Hinsichtlich des Einflusses von Schwefelwasserstoff in der Kanalatmosphäre konnte in einem norwegischen Forschungsvorhaben für Beton eine Korrosionsrate von  $10 \text{ mm/a}$  bei einer dauerhaften Exposition von  $3 \text{ ppm H}_2\text{S}$  und bei einer Einwirkung von  $20 \text{ ppm}$  eine Korrosionsraten von  $15 \text{ mm/a}$  ermittelt werden ( $T= 25^\circ\text{C}$ ) [6].

## 2.4 Orte des Auftretens von Geruchs- und Korrosionsproblemen

In der Kanalisation können sich je nach Ausbildung (Trenn- oder Mischsystem, Sonderentwässerungsverfahren) kritische Osmogene an verschiedenen Stellen und Randbedingungen bilden. Generell ist zu beachten, dass zur Vermeidung eines Gasaustritts anaerobes Abwasser möglichst schonend transportiert werden sollte. In Anbetracht der vielerorts geänderten Randbedingungen (nur teilweise bebaute Siedlungs- und Gewerbegebiete, verringerter spezifischer Abwasseranfall etc.) sind heutzutage die Übergabepunkte von Druckrohrleitungen mit langen Aufenthaltszeiten besonders problematisch, da hier Geruchsstoffe aus dem Abwasser mit anaeroben Milieu an die Umgebungsluft ausgasen können. Mittelfristig ist hier auch mit starken Korrosionserscheinungen zu rechnen:

- Orte, an denen Abwasser mit geruchsintensiven Stoffen direkt eingeleitet wird; kann über Abwassersatzung beeinflusst werden.
- Freigefällekanäle mit geringem Gefälle, geringer Teilfüllung und langer Aufenthaltszeit
- Stellen mit starken Turbulenzen (Richtungs- oder Gefällewechsel; Absturz-bauwerke etc.), wenn dort anaerobes Abwasser zufließt.
- Orte, in denen sulfidhaltiges mit saurem oder warmen Abwasser zusammenfließt.
- Sammelbehälter (Saugräume) in Pumpstationen
- Dükerober- und -unterhäupter, Rückstaubecken
- Ausmündungen von Druckleitungen auch an den folgenden Schächten

Einbaubeispiel

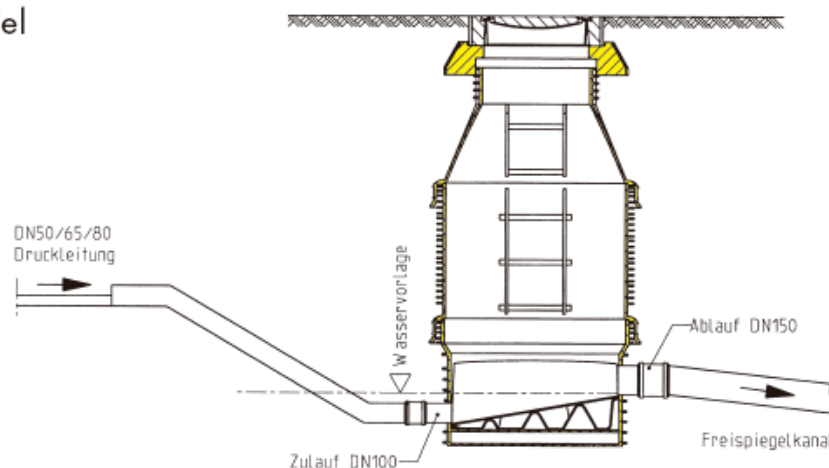


Abbildung 1: Einbaubeispiel eines Druckentspannungsschachtes (Fa. Jung-Pumpen)

## 3 Verfahren der Geruchs- und Korrosionsverminderung

### 3.1 Übersicht der Verfahren

Neben der technischen Abwicklung spielt ein gut funktionierendes Beschwerdemanagement eine zentrale Rolle [7]. Konflikte entstehen häufig, weil die Öffentlichkeit unzureichend informiert wird, keine Möglichkeit des Meinungsaustausches besteht oder Befürchtungen nicht ernst genommen werden. Von besonderer Bedeutung beim Krisenmanagement von Geruchsproblemen ist eine offene Informationspolitik, z.B. mit den Elementen: Ansprechpartner benennen, Ortstermine, Rundschreiben mit neusten Informationen etc. [4]. Die stärkste, aber auch schwierigste, Form ist die Einbindung der betroffenen Bürger bei der Ursachenermittlung durch Fragebögen. Hinweise liefert auch die VDI-Richtlinie 3883 [8].

Die unterschiedlichen verschiedener technischer Lösungsmöglichkeiten zur Geruchs- und Korrosionsverminderung können in folgende Hauptgruppen gegliedert werden:

- **Möglichkeiten in der Planungsphase** zur Verminderung der Geruchs- und Korrosionsbildung in Abwasserkanälen wie Auswahl eines geeigneten Entwässerungskonzeptes, zentrale oder dezentrale Lösung, Integration von Vermeidungsmaßnahmen
- **(Betriebs-)technische Verfahren** zur Verminderung der Geruchs- und Korrosionsbildung in Abwasserkanälen wie angepasste Kanalreinigung, Molchen, fachgerechter Pumpwerksbau, Abdecksysteme, Geruchsfilter
- **Chemisch-biologische Verfahren** zur Verminderung der Geruchs- und Korrosionsbildung in Abwasserkanälen wie Dosierung von Fällungsmitteln (Eisen, Wasserwerksschlamm etc.), von Oxidationsmitteln (Nitrat, Sauerstoff etc.), pH-Wert-Regulatoren, Enzympräparate und Geruchskorrigentien

Entscheidend ist, dass das jeweils gewählte Verfahren auf die spezifischen örtlichen Randbedingungen in technischer und wirtschaftlicher Art abgestimmt wird. Dabei sind die jeweiligen Vor- und Nachteile abzuwägen. Neben einer theoretischen Betrachtung können vergleichende Praxistests hilfreich sein. Gerade in jüngster Zeit werden zunehmend verschiedenste neue Produkte und Maßnahmen auf dem Markt angeboten, so dass hier eine neutrale Beratung, Erprobung und kritische Bewertung gefordert ist. Meistens werden in der Planungsphase vorbeugende oder betriebstechnische Maßnahmen zur Geruchs- und Korrosionsvermeidung weder technisch noch wirtschaftlich berücksichtigt,

so dass anschließend entsprechende Kosten aus Finanzmitteln des laufenden Betriebs gedeckt werden müssen.

## **3.2 Bewertungskriterien für die Wirksamkeit von Maßnahmen**

### **3.2.1 Kriterien für den Geruch**

Geruch wird als subjektive Empfindung des Menschen bezeichnet, die durch die verschiedensten Stoffe („Geruchsstoffe“) hervorgerufen wird [4]. Die Messverfahren sind beim VDI geregelt. Üblicherweise wird die Geruchsstoffkonzentration mittels Olfaktometer bestimmt.

Bei überwiegend kommunalem Abwasser wird zur Bewertung der Leistungsfähigkeit von Gegenmaßnahmen als Leitparameter der Schwefelwasserstoffgehalt in der Kanalluft empfohlen. Der Arbeitsplatzgrenzwert (AGW) beträgt 5 ppm H<sub>2</sub>S. Der messtechnische Mittelwert über 15 Minuten darf den 2-fachen AGW nicht überschreiten. Die Geruchsschwelle liegt bei ca. 0,1 ppm, was in der Praxis einer „Null-Emission“ entspricht. Dieser in der Kanalluft gemessene Wert ist sicherlich zur Vermeidung der Geruchsbeeinträchtigung der Anwohner zu niedrig, da auch Ausbreitungsprozesse, Witterung, Luftdruck, Wind etc. zu berücksichtigen sind. Daher sollte als Bewertungs-kriterium ein Wert < 3 ppm H<sub>2</sub>S in der Kanalluft angestrebt herangezogen werden.

Gemäß der Geruchsimmissionsrichtlinie GIRL (1993) muss grundsätzlich eine zeitliche Komponente für das Wirken von Gerüchen angesetzt werden. Demnach führen Geruchshäufigkeiten < 3% der Jahresstunden zu keinen Belästigungen und müssen von den Anwohnern toleriert werden. Ausnahme stellen hier Gerüche, die Gesundheitsgefahren durch Ekel oder Übelkeit erzeugen, dar. Bei Gerüchen, die >5% der Jahresstunden auftreten, wird dagegen von einer erheblichen Belästigung ausgegangen.

### **3.2.2 Kriterien für die Bewertung der Korrosionsgefährdung**

Als Kriterium für eine unbedenkliche Kanalatmosphäre wird der Mittelwert der Schwefelwasserstoffkonzentration im Untersuchungszeitraum herangezogen. Für eine langfristige Gebrauchsfähigkeit sollte der Wert < 0,5 ppm H<sub>2</sub>S nicht überschritten werden. Feuchtigkeitsentwicklungen an den Bauwerksinnenwänden und an Ausrüstungsteilen begünstigen das Wachstum der Thiobazillen, so dass sich eine biogene Schwefelsäurekorrosion einstellt. Somit ist die Feuchtigkeit im Gasraum ebenfalls auf ein Minimum zu begrenzen.

### 3.3 Ausgewählte Erfahrungen zur Begrenzung von Geruch

Folgende Maßnahmen zur Geruchsverminderung sind unter wissenschaftlicher Begleitung erprobt worden [9]:

- Zugabe eines Fällmittels; Eisen(III)-chloridsulfatlösung (FERRIFLOC); Bildung von schwerlöslichem Eisensulfid (theoretische Dosiermenge 1,17 g  $\text{Fe}^{3+}$ /g  $\text{S}_2$  und bei Verwendung von zweiwertigem Fe: 1,74 g  $\text{Fe}^{2+}$ /g  $\text{S}_2$ ). Nachhaltiges Verfahren, da es auch in unteren Haltungen wirksam ist. Der zusätzliche Schlamm muss auf der Kläranlage abgetrennt werden. In den eigenen Versuchen konnte mit einer Dosiermenge von 0,42 kg FERRIFLOC je  $\text{m}^3$  Abwasser ein Zielgehalt von 1 ppm  $\text{H}_2\text{S}$  in der Kanalluft erreicht und damit Gerucherscheinungen wirksam unterdrückt werden. Gleichzeitig verringerte sich der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt und die abfiltrierbaren Stoffe erhöhten sich.  
Praxisangaben nennen für die Dosierung in Druckrohrleitungen einen Bereich von 0,16 – 0,42  $\text{kg}/\text{m}^3$ . Daraus leiten sich Kosten von 1 ct/ $\text{m}^3$  bis 10 ct/ $\text{m}^3$  ab.
- Dosierung einer Calciumnitratlösung ( $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ) in Form von NUTRIOX<sup>TM</sup>, was in der Praxis als ein bewährtes Verfahren gilt. Hierdurch wird ein anoxisches Milieu eingestellt, so dass die  $\text{H}_2\text{S}$ -Bildung unterdrückt wird. Die Dosierung erfolgt i.d.R. in Abhängigkeit der Pumpenlaufzeit, Temperatur etc. in die Pumpenvorlage einer Druckrohrleitung, wobei die Regeleinheit (Multifunktions-Controller) patentiert ist. Bei diesem Verfahren werden durch die biologische Aktivität organische Kohlenstoffquellen verbraucht, die auf der Kläranlage für die Denitrifikation benötigt würden. Bei fehlenden Be- und Entlüftungsventilen können sich Gaspolster ( $\text{N}_2$ ) bilden, die zum Rückgang der Pumpenleistung führen. In der Praxis werden bei Druckrohrleitungen 0,14  $\text{kg}/\text{m}^3$  bis 0,35  $\text{kg}/\text{m}^3$  dosiert, woraus sich Kosten von 3 ct/ $\text{m}^3$  bis 52 ct/ $\text{m}^3$  ergeben. Bei Zugabe in den Freigefällekanal wird von Dosiermenge 0,06  $\text{kg}/\text{m}^3$  bis 2,4  $\text{kg}/\text{m}^3$  berichtet, die zu Kosten von 1 ct/ $\text{m}^3$  bis 52 ct/ $\text{m}^3$  führen.
- Zugabe von GoSil<sup>TM</sup>, einem Produkt aus aufbereitetem Wasserwerksschlamm, bei dem die aktive Komponente aus Eisenhydroxid besteht. Es ist eine rotbraune niedrigviskose Suspension mit einem Eisengehalt von ca. 3% bei einem pH-Wert ungefähr 3. Die Dosierung erfolgt über eine spezielle Dosierlanze in den Pumpensumpf parallel zum Pumpbetrieb. Über eine Steuereinheit können Tagesganglinie, Temperatur und Pumpzyklen etc. berücksichtigt werden. Der zusätzliche Schlamm muss auf der Kläranlage abgetrennt werden. In eigenen

Versuchen war eine deutliche Reduzierung der H<sub>2</sub>S-Gehalte am Übergabeschacht im Vergleich zur "Null-Messung" zu registrieren, um die angestrebten H<sub>2</sub>S-Gehalte zu erzielen, wären weitere Optimierungen notwendig gewesen.

- Dosierung eines Kombinationsproduktes (ABS-Kanalprogramm), das aus Natriumaluminatlösung NaAl(OH)<sub>4</sub> und einer Eisen(III)-chlorid-Lösung besteht. Die Wirkungsweise beruht zum einen auf die Verschiebung des Dissoziations-gleichgewichts von Schwefelwasserstoff durch die pH – Wertanhebung, wodurch wenig oder kein strippbarer Schwefelwasserstoff mehr vorliegt, andererseits wird eine Abtötung der Sielhaut erwartet und eine zusätzliche Fällung erzielt. Lieferseits wird die Dosierung ca. 250-350 ml/m<sup>3</sup> Abwasser des Produktes ABS 6054 (Natriumaluminat) und ca. 100 ml/m<sup>3</sup> des Produktes ABS 6053 (Eisen(III)-chloridlösung) angeraten. In den eigenen Versuchen konnte nur eine eingeschränkte Wirkung. Es traten noch H<sub>2</sub>S-Spitzen bis zu 30 ppm auf, wobei mit dieser Kombination an anderen Orten gute Erfolge erreicht wurden.
- Erprobung eines Wirkstoffes auf Basis von Pflanzenextrakt und Naturkräutern (Poco), die als „Zellstimulatoren“ die Milieuverhältnisse so einstellen sollen, dass anaerobe Zustände und entsprechende sulfatreduzierte Organismen unterbunden werden. Seitens des Herstellers werden sehr geringe Dosiermengen von 0,3 bis 0,5 l/m<sup>3</sup> Abwasser empfohlen. Der Anwendung dieses Produkts zeigte sich als unwirksam.

### **3.4 Erste Erfahrungen an der Kanalforschungsanlage der BWB**

Die Berliner Wasserbetriebe (BWB) haben für die gezielte Untersuchung der Geruchs- und Korrosionsphänomene eine Kanalforschungsanlage entwickelt und erstellen lassen. Sie wird mit Rohabwasser aus einem Mischwasserpumpwerk beschickt. Die Anlage ist komplett 2-straßig ausgeführt. Zur Bildung des Schwefelwasserstoffes ist eine 300 m lange Druckrohrleitung vorgesehen anschließend folgt eine 25 m langer Freispiegelkanal DN 400. Die wesentlichen Ziele im Projekt „ODOCO II“ mit den Berliner Wasserbetrieben sind als Einstieg in diese Thematik gedacht:

- Gewinnung von Grundlagendaten zur besseren Beschreibung der Prozesse (Einfluss der Temperatur, pH-Wert, Aufenthaltszeit etc.)
- Erlangung von herstellerunabhängigen Erfahrungen über aus der Sicht eines Betreibers optimierten Produkteinsatz
- Optimierter Einsatz verschiedener Produkte zur Vermeidung von Geruch und Korrosion

- Bestimmung des aktuellen Korrosionsgrads und der  $H_2S$ -Konzentrationen in Gas- und Wasserphase
- Ressourcen und Kostenminimierung beim Betrieb von Gegenmaßnahmen

Derzeit beginnen ergänzende Studien im Rahmen des DFG Graduiertenkollegs „Urban Water Interfaces (UWI)“.

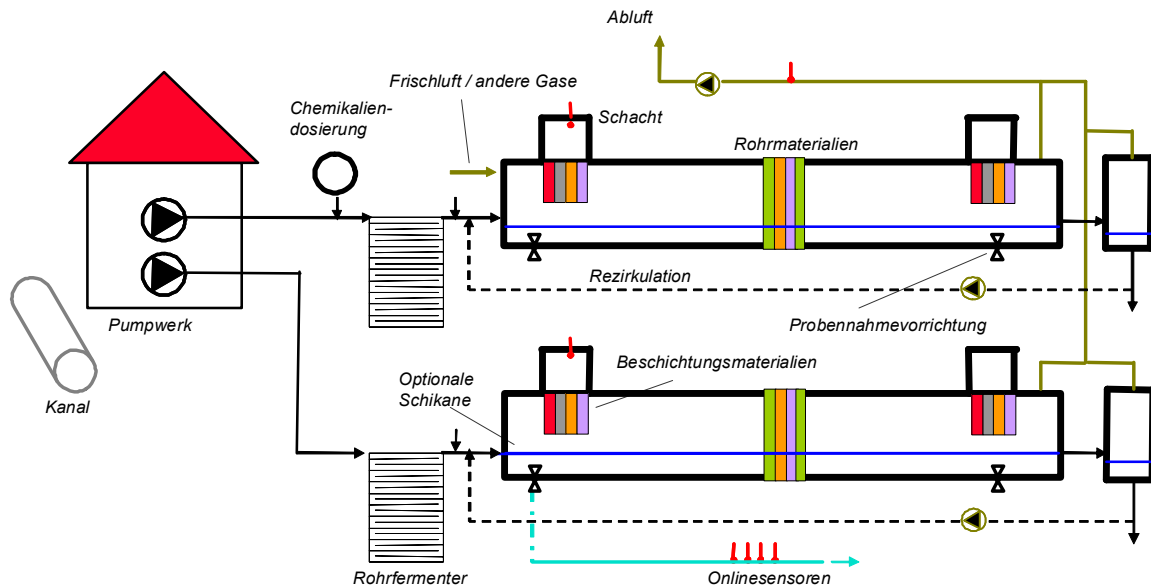


Abbildung 2: Skizze der Kanalforschungsanlage der Berliner Wasserbetriebe (BWB) [Stand Inbetriebnahme]

An der Versuchsanlage wurden im ersten Untersuchungsabschnitt eine konstante Dosiermenge von  $0,04 \text{ l/m}^3 \text{ CaNO}_3$  bei  $Q=6,5 \text{ m}^3/\text{h}$  bzw.  $0,054 \text{ l/m}^3 \text{ CaNO}_3$  bei  $Q=5 \text{ m}^3/\text{h}$  untersucht. In Abbildung 1 und Abbildung 2 ist dargestellt, wie unterschiedlich sich die  $H_2S$ -Konzentrationen in beiden Versuchsstrecken entwickeln, wenn auf einer Strecke dosiert wird. Mit der Dosiermenge  $0,054 \text{ l CaNO}_3/\text{m}^3$ , was deutlich unter den Referenzdaten lag, konnten die  $H_2S$ -Gehalte in der Kanalluft unter  $10 \text{ ppm}$  gehalten werden.

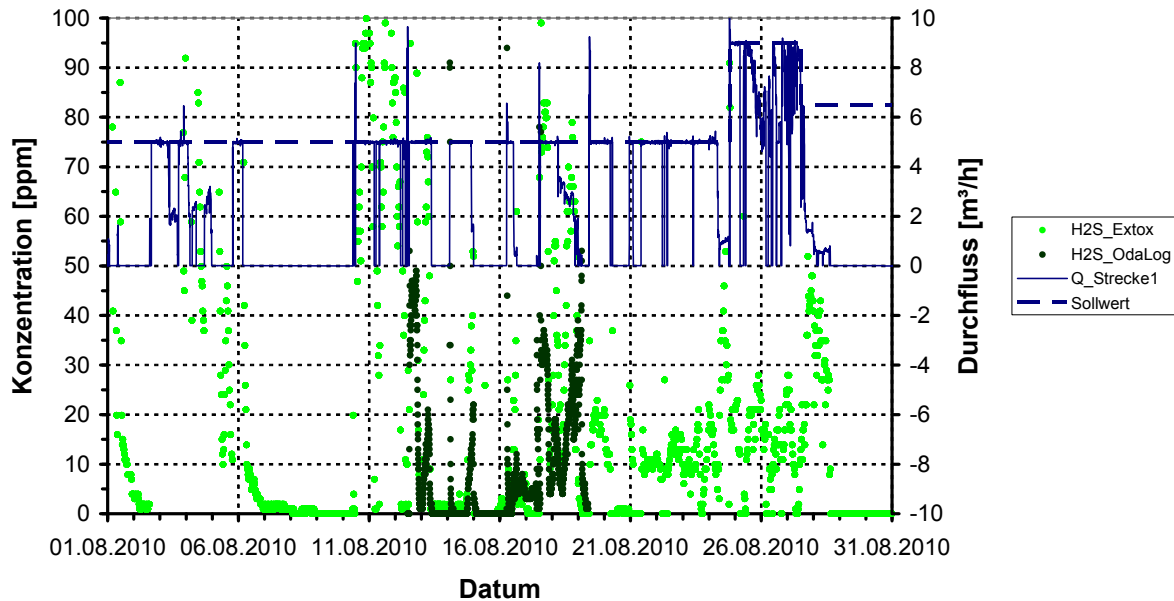


Abbildung 3 Referenzstrecke (ohne Dosierung)

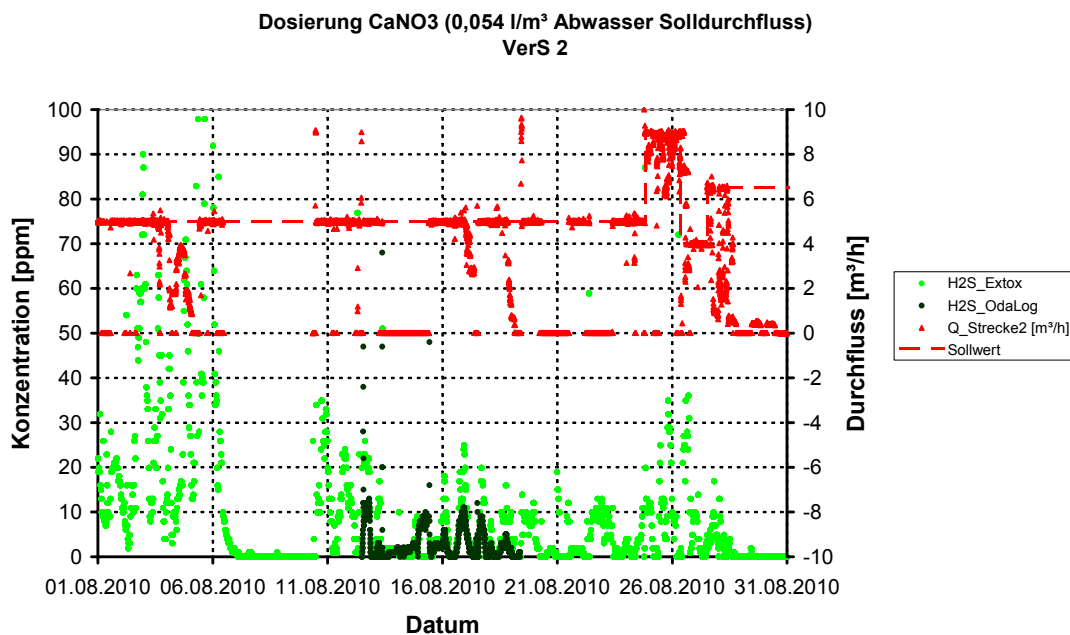


Abbildung 4 Strecke mit Dosierung (0,054 l CaNO<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>)

## 4 Spannbreite der Kosten von Gegenmaßnahmen

Die Spannbreite der spezifischen Behandlungskosten zur Geruchsbekämpfung in Kanalsystemen ist in der Abbildung 5 dargestellt. Aufgrund der geringen Betriebskosten für die Druckbelüftung sind die Gesamtkosten (mit Abschreibung) im untersuchten Anwendungsfall relativ niedrig. Die Spannbreite der Chemikaliendosierung (14 Nennungen) ist sehr breit, da die jeweiligen Kosten wesentlich von der Abwasser-zusammensetzung und örtlichen



Gegebenheiten abhängen. Filtereinsätze und Gelmatten müssen bei hohen Sulfidbeladungen, wie sie bei Druckleitungen auftreten, häufig ausgetauscht werden, so dass hier die genannten Kosten eher zu gering angegeben sind [10].

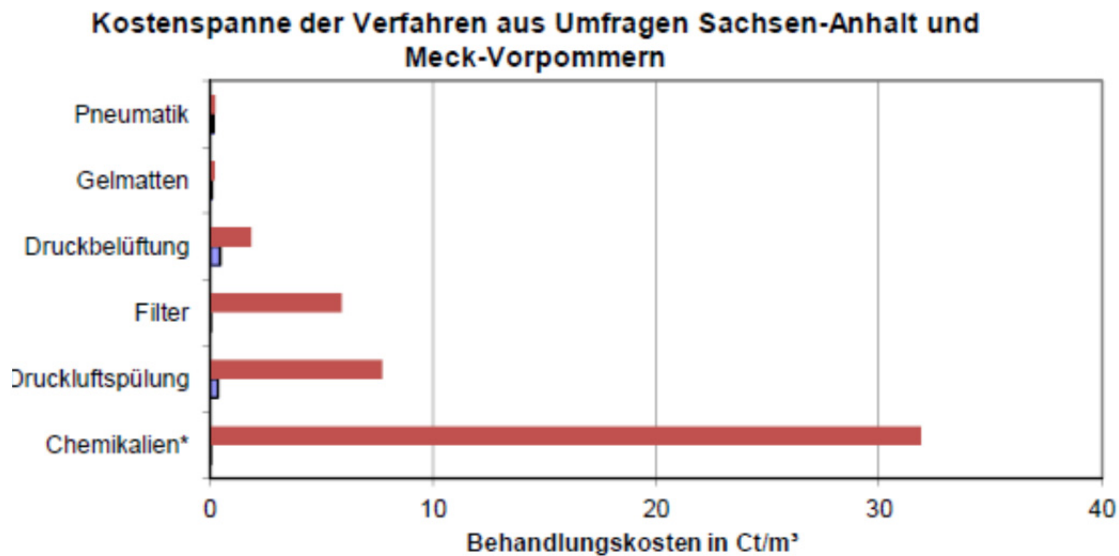


Abbildung 5: Kostenspanne verschiedene Behandlungsmaßnahmen zur Geruchsbekämpfung in Kanalsystemen durch Umfragen in Sachsen-Anhalt und Mecklenburg –Vorpommern [10]

## 5 Zusammenfassung

Am praktischen Vergleich der von verschiedenen Gegenmaßnahmen zur Geruchsvermeidung Zugabe von Eisen Nitrat, GoSil und Pflanzenextrakt, eines Kombinationsprodukts und eines Systemprodukts (Aufwuchsträger + Mikroorganismen) wurde die Leistungsfähigkeit dieser Verfahren getestet, wobei sich bei Dosierung von Eisen, GoSil und Nitrat eine deutliche Verringerung der H<sub>2</sub>S-Gehalte am Druckunterbrecherschacht einstellte. Das Dosierung Know-How liegt im Wesentlichen bei Chemikalienlieferanten. Daher wurde gemeinsam mit den Berliner Wasserbetrieben (BWB) eine Kanalforschungsanlage entwickelt, mit deren Hilfe die wissenschaftlichen Grundlagen erarbeitet werden können, um daraus gezielt Gegenmaßnahmen zu entwickeln, die die Betreiber in Augenhöhe mit den Lieferanten bringt, um gemeinsam wirkungsvoll Maßnahmen umzusetzen.

Es erscheint zwingend notwendig bereits bei der Planung - von der Aufstellung des B-Planes über die Wahl des Entwässerungsverfahrens bis zur Detailplanung - Maßnahmen und Auswirkungen der Geruchs- und Korrosionsbildung zu berücksichtigen. Ebenfalls sind entsprechende Mittel für diese Maßnahmen im Wirtschaftsplan einzustellen.

## 6 Literatur

- [1] Hübner, R.; Seibt, M.; Orte der Entstehung von Abluftemissionen - Abwasserableitung, in Abluftemissionen aus kommunalen Abwasseranlagen ATV-Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis Heft 33, GFA Hennef, 1994
- [2] DWA M 115, Einleiten von nicht häuslichem Abwasser in eine öffentliche Abwasseranlage, GFA Hennef, Teil 2 2003
- [3] Koppe, P.; Stozeck, A.; Kommunales Abwasser, 4.Auflage Vulkan Verlag Essen, 1999
- [4] ATV-DVWK M 154, Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen – Vermeidung oder Verminderung, GFA Hennef, 2002
- [5] Lohse, M; Korrosionsprobleme in Abwasseranlagen, ATV-Landesgruppe Nord-Ost, Mai 2002
- [6] Weissenberger, J.; Betonkorrosion ein Forschungsprojekt aus Norwegen; Schwefelwasserstoff in Abwassersystemen Fachtagung der Hydro-Care am 2.-3. Mai 2002
- [7] Barjenbruch, M., Vermeidung von Geruchsentwicklungen im Kanalnetz, wwt wasserwirtschaft wassertechnik, Heft4/01 S. 35 – 38
- [8] VDI-Richtlinie 3883, Belästigungsmessung durch Befragung – Fragebogentechnik, 1995
- [9] Barjenbruch, M., Übersicht von Maßnahmen zur Vermeidung der Geruchs- und Korrosionsentwicklung 4. Rostocker Abwassertagung “Sanierung und Betrieb von Abwassernetzen, 30.9/01.10.2002, Rostock
- [10] Urban, U., Verhinderung der Sulfidbildung in Abwasserdruckleitungen durch lineare Belüftung, Dissertation 2012, Dresden

**Korrespondenz an:**

Prof. Dr.-Ing. M. Barjenbruch, S. Rettig

TU Berlin, FG Siedlungswasserwirtschaft, Sekr. TIB 1B 16

Gustav-Meyer-Allee 25

D - 13355 Berlin

Tel.: +49 / (0) 30 / 314 72247

Mail: [matthias.barjenbruch@tu-berlin.de](mailto:matthias.barjenbruch@tu-berlin.de)

# Geruch: Grundlagen – Messung – Beurteilung

Dipl. Ing. Edda Michaela Androsch

Amt der OÖ. Landesregierung

**Abstract:** Aufgrund zunehmender Beschwerdefälle bekommt die Beurteilung von Geruch einen immer größeren Stellenwert. Der Beitrag befasst sich mit der Frage, was ist Geruch und wie kann er beschrieben werden. Anhand seiner besonderen Eigenschaften wird erklärt, warum die Messung, Modellierung und Bewertung deutlich komplexer ist als bei den klassischen Luftschadstoffen. Abschließend werden die in Österreich verwendeten Beurteilungsrichtlinien dargelegt.

**Key Words:** Olfaktometrie, Geruchsbegehung, Geruchsbeurteilungsrichtlinie

## 1 Allgemeines:

Gerüche werden von allen anlagenbedingten Emissionen neben Lärm am häufigsten als unangenehm wahrgenommen. Der Grund liegt einerseits in einer zunehmenden Sensibilisierung der Bevölkerung bei gleichzeitig immer stärkerem Zusammenrücken von Wohnbebauung und Geruchsemitenten. Darüber hinaus sind Wahrnehmung und Einstufung von Geruch in hohem Maß von subjektiven und emotionalen Faktoren geprägt, sodass die objektive Feststellung und Bewertung eine große Herausforderung und ein spannendes Beweisthema darstellt.

Geruchstoffe besitzen keine typischen chemischen Eigenschaften. Sie bestehen i.A. aus vielen Einzelsubstanzen, die organischer oder anorganischer Natur sein können. Bis heute ist unklar, welche Strukturmerkmale die geruchstragenden Eigenschaften bedingen; so können strukturell unterschiedliche Verbindungen eine fast identische Geruchsempfindung auslösen, wohingegen z. B. isomere Stoffe geruchsspezifisch zum Teil sehr unterschiedlich wirken. Dieses Fehlen einheitlicher Merkmale erschwert die chemisch-analytische Erfassung und Bewertung von Gerüchen erheblich.

## 1.1 Grundlegende Eigenschaften von Geruchstoffen:

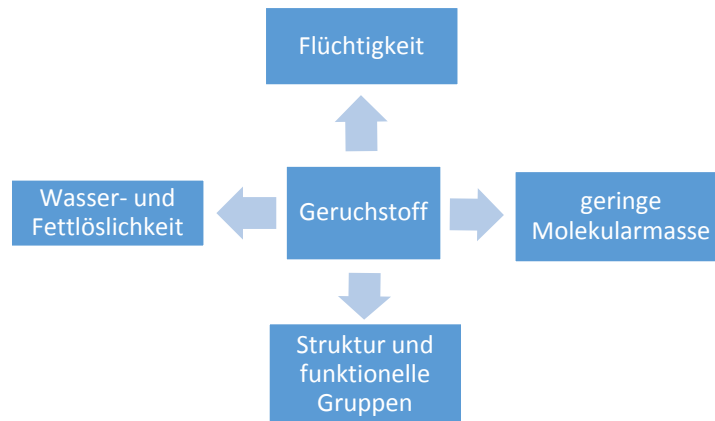


Abbildung 1: Eigenschaften von Geruchstoffen

- Geruchstoffe müssen flüchtig sein, da sie vom Menschen nur im gasförmigen Aggregatzustand wahrzunehmen sind.
- Die Molekülgröße und –struktur sowie das Vorhandensein funktioneller Gruppen beeinflussen über die Flüchtigkeit indirekt die Eigenschaften der Geruchsstoffe (Molekularmasse < 350 g/mol).
- Da bei der Geruchswahrnehmung die jeweiligen Geruchstoffe erst die Geruchsrezeptoren reizen und dazu wie beim Menschen Wasser- oder Schleimschichten sowie Zellmembranen durchdringen müssen, sind sie auch wasser- und fettlöslich.

## 1.2 Geruchsimmissionen sind durch 4 Dimensionen beschreibbar:

### 1.2.1 Häufigkeit der Wahrnehmung

### 1.2.2 Geruchsintensität = Stärke der Empfindung:

Von besonderer Bedeutung für die Geruchswahrnehmung ist, dass zwischen der wahrgenommenen Geruchstärke und der Geruchstoffkonzentration kein linearer sondern ein logarithmischer Zusammenhang besteht (Weber-Fechner'sches Gesetz). Für die Praxis bedeutet das, dass die Konzentration um 90% gesenkt werden muss, um eine Halbierung der Geruchsintensität zu erzielen.

### 1.2.3 Geruchscharakteristik („es riecht nach...“), Geruchsnote:

Obwohl wir viele Gerüche unterscheiden, können wir sie meist nicht benennen. Daher können sie in verschiedene Duftkategorien von blumig, ätherisch und moschusartig bis schweißig und faulig eingeteilt werden. Duftkategorisierungen sind jedoch immer willkürlich. Eines der am häufigsten verwendeten Klassifizierungssysteme für Gerüche ist das System nach John E. Amoore, das sieben Grundgerüche unterscheidet:

Tabelle 1: Grundgerüche nach Amoore

Grundgeruch	Geruchstoff	Beispiel
Kampferartig	Campher	Mottenpulver
Moschusartig	Hydroxypentadecansäurelacton	Angelikawurzelöl
Blumig	Phenylethylmethylethylcarbinol	Rose
Minzig	Menthone	Pfefferminzbonbon
Ätherisch	Ethylendichlorid	Fleckenwasser
Schweißig	Buttersäure	Schweiß
Faulig	Butylmercaptan	Faules Ei

### 1.2.4 Hedonik:

Die gefühlsspezifische Wirkung bezeichnet man als Geruchsqualität oder Hedonik. Sie wird auf einer neunstelligen Bewertungsskala zwischen „angenehm“ und „unangenehm“ erfasst und ist stark subjektiv beeinflusst:

- Persönliche Erfahrungen, Erinnerungen und Vorlieben beeinflussen die Bewertung sehr stark. So wird der Geruch eines Bauernhofs vom Landwirt als „normal“, von den Nachbarn hingegen als Belästigung empfunden. Stadtbewohner bewerten ihn in einem breiten Spektrum von „Gestank“ bis „gesunde Landluft“.
- Die Bewertung kann sich im Lauf der Zeit verändern. So schätzen Kinder Gerüche oft anders ein als Erwachsene. Gerade „aromatische“ Gerüche können mit der Zeit lästig werden.
- Die gesundheitliche, psychische und physische Verfassung beeinflussen die Geruchswahrnehmung und –bewertung ebenfalls sehr stark.

Zusätzlich kann die Geruchsqualität auch von der Konzentration abhängen: manche Geruchsstoffe sind bei geringer Dosierung angenehm, bei hohen Konzentrationen jedoch unangenehm und belästigend (z.B. Skatol: ist der Hauptverursacher des Kotgeruchs, wird aber in Spuren als Jasminnote in der Parfümerie eingesetzt).

## 2 Begriffe, Definitionen:

- **Geruchsschwelle:** Konzentration von Geruchstoffen, die bei 50 % der Probanden zu einer Geruchsempfindung führt, definitionsgemäß  $1 \text{ GE/m}^3$
- **Geruchstoffkonzentration:** Vielfaches der Geruchsschwellenkonzentration, wird in  $\text{GE/m}^3$  angegeben
- **Erkennungsschwelle:** Diejenige Geruchstoffkonzentration, die in 50% der Reizdarbietungen zum Erkennen der Qualität des Geruchsreizes führt („es riecht nach...“). Die Erkennungsschwelle liegt in der Regel  $1-4 \text{ GE/m}^3$  über der Geruchsschwelle.
- **Geruchszeitanteil:** Während eines Messzeitintervalls bestimmen Probanden durch eine Aufzeichnung die Summe der Zeitabschnitte mit Geruchserkennung. Der Anteil dieser Zeitabschnitte am gesamten Messzeitintervall ist der Geruchszeitanteil (= Echtzeit)
- **Geruchsstunde:** Eine Einzelmessung ist dann positiv zu bewerten, wenn der ermittelte Zeitanteil mit eindeutig erkennbarem Geruch einen bestimmten vorher festzulegenden Prozentsatz überschreitet (z.B. 10%).

## 3 Messung, Bestimmung, Berechnung:

### 3.1 Emissionsseitig - Olfaktometrie

Emissionsseitig, d.h. an der Geruchsquelle kann grundsätzlich eine chemisch-analytische Bestimmung von definierten geruchsintensiven Stoffen wie Schwefelwasserstoff, Ammoniak oder auch bestimmten organischen Stoffen in der Abluft durchgeführt werden. Da der Geruchseindruck aber in den seltensten Fällen durch definierte Einzelsubstanzen sondern im Allgemeinen durch ein Stoffgemisch hervorgerufen wird, ist die Olfaktometrie das Messverfahren der Wahl um Geruchstoffkonzentrationen zu bestimmen.

Im ersten Schritt muss eine Probe gezogen werden, wozu ein Teilvolumen des Abgasstromes in geeignete Beutel aus geruchsneutralem Material gesaugt und möglichst umgehend der olfaktometrischen Untersuchung zugeführt wird. Der sach- und fachgerechten Probenahme (repräsentativ, keine Verfälschungen) kommt in Hinblick auf die nachfolgende Bestimmung, Bewertung der Ergebnisse und allenfalls daraus abgeleitete Maßnahmen besondere Bedeutung zu.

Anschließend wird das geruchsbehaftete Gas im Labor den Probanden über das sogenannte Olfaktometer in verschiedenen Konzentrationen dargeboten. Die Probe wird dabei solange mit geruchsneutraler Luft verdünnt, bis nur mehr 50 % der Probanden einen Geruch wahrnehmen können. Das bedeutet, dass die Geruchsschwelle erreicht ist. Jene Geruchstoffkonzentration beträgt dann definitionsgemäß 1 Geruchseinheit pro Kubikmeter, abgekürzt GE/m<sup>3</sup>. Die Konzentration der Probe ist demnach je nach Verdünnungsfaktor ein Vielfaches einer GE.

Für das Probandenkollektiv (mindestens 4) gelten strenge Regelungen und Voraussetzungen. Jeder Proband muss sich vor der Teilnahme umfangreichen Untersuchungen auf Geruchsempfindlichkeit und Wiederholpräzision unterziehen, wobei die ÖNORM EN 13725 n-Butanol als Referenzmaterial vorschreibt. Unmittelbar vor den Messungen wird noch auf kurzfristige Irritationen, wie z.B. Schnupfen, getestet. Vor den Messungen darf nicht geraucht oder gegessen und keine geruchsintensiven Körperpflegemittel benützt werden.

### **3.2 Immissionsseitig - Geruchsbegehungen:**

Um Geruchsimmissionen festzustellen, kann die tatsächliche Geruchssituation an Ort und Stelle mittels Raster- oder Fahnenbegehungen durch Probanden erfasst werden. Dabei wird die Erkennungsschwelle als Entscheidungskriterium herangezogen, wobei auch eine Differenzierung nach verschiedenen Geruchsarten möglich ist. Die Höhe der Geruchsbelastung an einem bestimmten Ort wird dabei nicht durch die Konzentrationen bestimmt, sondern durch die Häufigkeit des Überschreitens der Erkennungsschwelle.

Die Ermittlung der Geruchsimmissionen erfolgt nach den Vorgaben der VDI-Richtlinie 3940 und der Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL). Wesentlich ist dabei die Bestimmung des Geruchszeitanteils. Eine Einzelmessung an einem Messpunkt wird während eines Messzeitintervalls von 10 Minuten durchgeführt. Zur Protokollierung der Zeitanteile mit erkennbaren Gerüchen innerhalb des Messzeitintervalls muss der Proband nach jedem Atemzug oder alle 10 Sekunden nach verschiedenen Geruchsqualitäten differenzieren.

Der Begriff einer Geruchsstunde ist in der VDI 3940 wie folgt definiert: „Unter einer Geruchsstunde wird eine positiv bewertete Einzelmessung verstanden. Eine Einzelmessung ist dann als positiv zu bewerten, wenn der ermittelte Zeitanteil mit eindeutig erkennbarem Geruch einen bestimmten, vorher festzulegenden Prozentsatz überschreitet.“ Nach der GIRL ist das Geruchsstundenkriterium erfüllt, wenn in mindestens 10 % der Zeit des Messzeitintervalls erkennbare Gerüche aufgetreten sind.



### 3.2.1 Rasterbegehung:

Bei Rasterbegehungen wird als Beurteilungsgebiet oft eine kreisförmige Fläche mit einem Radius von mehreren hundert Metern rund um die Emissionsquelle gewählt, kann aber je nach Aufgabenstellung variieren. Üblich sind beispielsweise Radien, die dem 30fachen der Schornsteinhöhe entsprechen, bzw. mindestens 600 m. Jedenfalls sollten Gebiete mit Beschwerde führenden Nachbarn miterfasst werden, auch wenn sie sich in größerer Entfernung befinden. Im Allgemeinen wird anschließend das Beurteilungsgebiet mit einem Netz äquidistanter Punkte überzogen, z. B. 100 m, 250 m oder 500 m Gitterabstand. Bei niedrigen oder diffusen Quellen werden die Flächen in der Nähe der Emissionsquellen teilweise auf bis zu 50 m x 50 m verkleinert.

Die VDI-Richtlinie schreibt als Beurteilungszeitraum 1 Jahr vor. Innerhalb dieses Zeitraumes sind pro Messpunkt 26 Begehungen durchzuführen, das ergibt insgesamt bei vier Eckpunkten einen Erhebungsumfang von  $26 \times 4 = 104$  Begehungen je Beurteilungsfläche. Demgegenüber sieht die GIRL eine Verkürzung des Beurteilungszeitraumes auf ein halbes Jahr, u. U. sogar auf drei Monate vor, wenn die Repräsentativität gewährleistet ist. Es wird in dieser Richtlinie auch ein auf 52 Begehungen verringerter Erhebungsumfang zugelassen. In der Praxis wird üblicherweise ein Erhebungsumfang von 52 Begehungen in einem halben Jahr angesetzt. Die konkreten Begehungstermine sollten repräsentativ für Wochen- und Tageszeiten sein und daher entsprechend verteilt festgelegt werden.

### 3.2.2 Fahnenbegehung::

Bei Fahnenbegehungen werden nur im Bereich der „Geruchsfahne“, d. h. im Lee der emittierenden Anlage, Erhebungen durchgeführt. Somit lassen sich auch nur für diesen Bereich, der von den während der Messungen herrschenden Windverhältnissen abhängt, Aussagen bezüglich der Geruchsimmissionen ableiten. Daraus kann man u. a. unter zu Hilfenahme von Ausbreitungsmodellen die Quellstärke einer diffusen Geruchsstoffquelle bestimmen. Bei der Bestimmung der Reichweite einer Geruchsfahne werden während einer definierten Ausbreitungssituation einzelne Geruchsmessungen in Abhängigkeit von der jeweiligen meteorologischen Situation durchgeführt. Die Abstände der einzelnen Begehungslinien und Messpunkte müssen nicht unbedingt äquidistant sein. Nähere Bestimmungen zur Durchführung von Fahnenbegehungen durch Probanden sind durch die VDI 3940 festgelegt. Die eigentliche Geruchsmessung erfolgt dann wie bei der Rasterbegehung beschrieben.

### 3.2.3 Befragung:

Deutlich weniger aufwendig, für manche Fragestellungen, z.B. bei der Ursachenfeststellung aber durchaus geeignet, sind die Durchführung von Nachbarbefragungen oder das Führen von Geruchsprotokollen, wo die Anrainer genau die Häufigkeit und Intensität der Geruchsbelästigung mit Datum und Uhrzeit festhalten.

### 3.3 Immissionsprognose – Ausbreitungsrechnung:

Mithilfe von Ausbreitungsmodellen kann man die Verdünnung und Verteilung der Geruchsemissionen in der Atmosphäre beschreiben und so die Immissionsbelastung an ausgewählten Aufpunkten abschätzen.

Die Quantifizierung der in die Atmosphäre freigesetzten Geruchsstoffe erfolgt entweder über Emissionsfaktoren aus der Literatur oder durch olfaktometrische Messungen am Emittenten.

Für die Ausbreitungsrechnung stehen je nach Problemstellung, geforderter Genauigkeit, Aufwand an Daten und Rechenzeit unterschiedlichste Modelle zur Verfügung – vom einfachen Screeningmodell für eine erste Grobabschätzung bis zu komplexen Langrange'schen Partikelmodellen.

Die Komplexität dieser Modellierung lässt sich erahnen, wenn man sich vor Augen führt, wie viele Randbedingungen die Transmission beeinflussen:

- Emissionsparameter: Konzentration, Massenstrom, Austrittsimpuls, thermischer Auftrieb, Quellhöhe und -geometrie...
- Meteorologie: Windrichtung, Mäandern der Windrichtung, Windgeschwindigkeit, vertikale Windscherung, atmosphärische Stabilität oder Labilität (vertikaler Temperaturgradient) der atmosphärischen Schichtung, Bedeckungsgrad, Wolkenart, Ausbreitungsklasse, Feuchtigkeit und Niederschläge, periodisch lokale Strömungen (z.B. Kaltluftabflüsse), lokale (thermisch bedingte) Windsysteme (z.B. Berg-, Hang-, Tal-, Seewinde) oder periodisch regionale Strömungen
- Topographie und Orographie: Bodenrauigkeit, Landnutzung, Strömungshindernisse (Gebäude, Wälle, Vegetation), Geländere relief (Hangneigung, Hügel), Ausprägung der Geländegliederung, Strömungskanäle (z.B. Schneisen, Täler)

Als Ergebnis liegt für jeden Aufpunkt im Umfeld des Emittenten eine mittlere Konzentration (Halbstunden-, bzw. Stundenmittelwert) der Geruchstoffimmission vor. Im Unterschied zu „klassischen“ Luftschadstoffen wie SO<sub>2</sub> oder NO<sub>x</sub> sind diese Immissionsmittelwerte für eine Beurteilung von Geruchs-

wahrnehmungen jedoch nicht geeignet, hier sind kurzfristige Konzentrationspitzen von Bedeutung:

In der Literatur sind Zeiträume von etwa 3 Sekunden angegeben, in welchen die Immissionskonzentration den Geruchsschwellenwert überschreiten muss, um eine Geruchswahrnehmung hervorzurufen. Das bedeutet, dass bei mittleren Geruchsstoffkonzentrationen unter der Geruchsschwelle ( $1 \text{ GE/m}^3$ ) dennoch ein anhaltender Geruchseindruck entstehen kann und zwar in Abhängigkeit davon, wie sehr die Konzentration um den Mittelwert schwankt.

Als geruchsbelastet wird eine Stunde üblicherweise dann gezählt, wenn der Zeitanteil mit Geruchswahrnehmungen mind. 10 % beträgt.

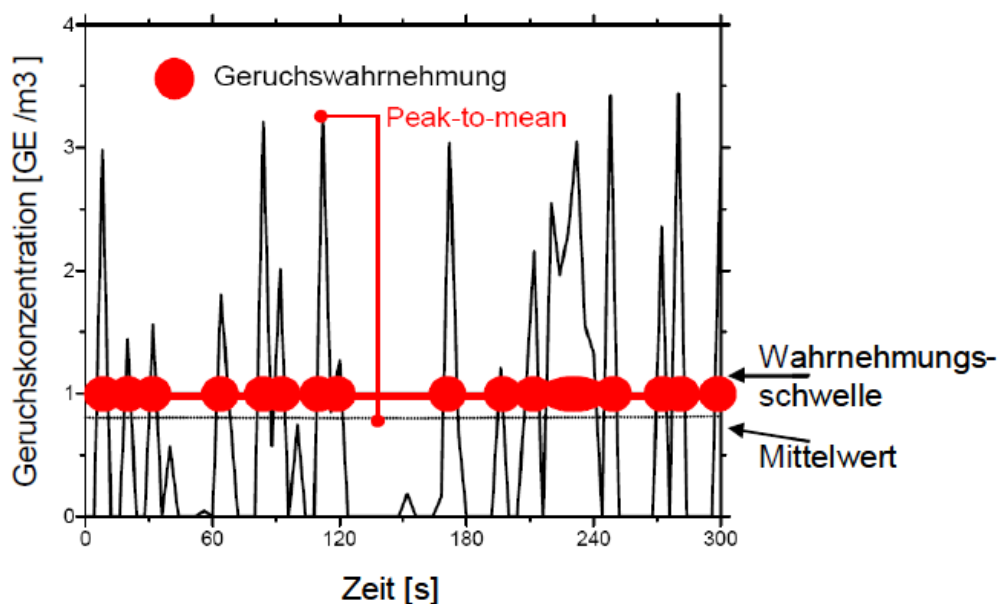


Abbildung 2: Schematische Darstellung eines Geruchsimmissionskonzentrationsverlaufes mit Mittelwert, einzelnen Momenten der Geruchswahrnehmung und des Peak-to-mean-Verhältnisses (verändert nach SCHAUBERGER et al., 2007)

Aus Abb.2 ist zu erkennen, dass, obwohl der Mittelwert von  $0,8 \text{ GE/m}^3$  die Geruchsschwelle von  $1 \text{ GE/m}^3$  unterschreitet, Geruchswahrnehmungen durch die Konzentrationsfluktuationen zu erwarten sind.

Die Berücksichtigung der Fluktuationen durch einen sogenannten Peak-to-mean-Ansatz kann auf unterschiedliche Weise erfolgen: in manchen Modellen (z.B. AUSTAL2000G) wird die maximal zu erwartende Immissionskonzentration einfach mit dem konstanten Faktor 4 abgeschätzt, in anderen Fällen wird ein stabilitätsabhängiger und entfernungsabhängiger Faktor zur Bestimmung des Maximalwertes herangezogen (z.B. AODM).

## 4 Geruchsbeurteilungsrichtlinien:

gehen üblicherweise von der Jahresverteilung an Geruchsstunden aus. Gesetzlich festgelegte Grenzwerte gibt es in Österreich nicht, im Wesentlichen werden folgende Richtlinien für die medizinische Beurteilung, ob eine allfällige Geruchsbelästigung oder Gesundheitsgefährdung vorliegt, herangezogen:

### 4.1 Österreichische Akademie der Wissenschaften:

Die Österreichische Akademie der Wissenschaften empfiehlt im Rahmen des Nationalen Umweltplanes für die Bereiche Klima, Luft, Lärm und Geruch folgende Bewertungskriterien für zumutbare Geruchsbelastungen:

- stark wahrnehmbare Gerüche  $\leq 3$  % der Jahresstunden
- Gesamtgeruchsbelastung (wahrnehmbar und stark wahrnehmbar)  $\leq 8$  % der Jahresstunden

Die Schwellenwerte für die Wahrnehmbarkeit bzw. für die starke Wahrnehmbarkeit werden jedoch nicht durch die ÖAW festgelegt und es ist auch nicht ganz klar definiert, ob mit den Jahresstunden Geruchsstunden oder der Echtzeitanteil gemeint sind.

### 4.2 GIRL:

Die Geruchsimmissionsrichtlinie des Landes Nordrhein-Westfalen wertet eine Geruchsbelastung als erhebliche Belästigung, wenn die Gesamtbelastung – das ist die Summe aus der vorhandenen Belastung und der zu erwartenden Zusatzbelastung für einen neuen Emittenten – einen Geruchsstundenanteil von 10 % der Jahresstunden in Wohn-/Mischgebieten bzw. 15 % in Gewerbe-/Industriegebieten überschreitet. Die Genehmigung für eine Anlage soll aber auch bei Überschreitung dieses Immissionswertes nicht wegen der Geruchsimmissionen versagt werden, wenn der von der zu beurteilenden Anlage zu erwartende Immissionsbeitrag auf keiner Beurteilungsfläche einen Geruchsstundenanteil von 2 % der Jahresstunden überschreitet. Die Intensität des Geruchs fließt in die Beurteilung nach der GIRL üblicherweise nicht ein, jedoch ist zum Beispiel bei Ekel oder Übelkeit auslösenden Gerüchen eine Sonderfallprüfung durchzuführen.

Zu beachten ist in jedem Falle die Vorbelastung und somit der Umstand, dass der Geruchsstundenanteil von 10 % nach der GIRL bzw. von 3 % bis 8 % nach dem NUP nicht durch einen Emittenten allein ausgeschöpft werden darf.

## 5 Literatur

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) (2013): Gerüche und Geruchsbelästigungen. Autorin Dr. Katharina Stroh (2005), Überarbeitung September 2013, Augsburg
- Gallmann E.(2011): Beurteilung von Geruchsemissionen aus der Tierhaltung, Habilitationsschrift an der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim, Stuttgart
- GIRL (Geruchsimmissions-Richtlinie) 2008: Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008. Düsseldorf, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- ÖNORM EN 13725 (2006): Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, Österreichisches Normungsinstitut, Wien
- Österreichische Akademie der Wissenschaften (1994): Umweltwissenschaftliche Grundlagen und Zielsetzungen im Rahmen des Nationalen Umweltplans für die Bereiche Klima, Luft, Lärm und Geruch. In: Kommission für Reinhaltung der Luft der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Schriftenreihe der Sektion I des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Band 17, Wien.
- Schauberger, G.; M. Piringer, E. Petz, G. Rau (2007): Konzept eines empirischen Verfahrens zur Abschätzung von Geruchsemissionen von Stallungen und deren Bewertung. Endbericht BMLFUW-UW.1.3.3/0011-V/4/2007, Institut für medizinische Physik und Biostatistik, Veterinärmedizinische Universität Wien.
- Schön, M. und R. Hübner (1996): Geruch – Messung und Beseitigung. Vogel Buchverlag, Würzburg, 1. Auflage, ISBN 3-8023-1561-8
- VDI Richtlinie 3940 Blatt 1(2006): Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen – Bestimmung der Immissionshäufigkeit von erkennbaren Gerüchen – Rastermessung, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN (Hrsg.), Beuth Verlag GmbH, Berlin

### **Korrespondenz an:**

Dipl. Ing. Edda Michaela Androsch

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung  
Direktion Umwelt- und Wasserwirtschaft  
Abteilung Umwelt-, Bau- und Anlagentechnik  
4021 Linz, Kärntnerstraße 10-12

Tel.: +43/732/7720 DW 14514

Mail: michaela.androsch@ooe.gv.at

# Rechtliche Aspekte

Dipl.-Ing. Gerhard Spatzierer

Amt der Burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt

**Abstract:** Kommunale Abwasseranlagen werden im Regelfall einer wasserrechtlichen Bewilligung unterzogen. Dabei werden allerdings mögliche Geruchsemissionen und deren Auswirkungen nicht oder nur unzureichend berücksichtigt. Zumeist erfolgt die Berücksichtigung im Baurecht (ausgenommen Kanalisationsanlagen), wo auf die Flächenwidmung Bezug genommen wird. Bei gewerblichen Abwasseranlagen und großen kommunalen Abwasseranlagen, die dem UVP-Gesetz bzw. dem AWG unterliegen, sind Geruchsemissionen jedenfalls zu berücksichtigen. Zuletzt wird auch auf die Bestimmungen des ArbeitnehmerInnenschutzes hingewiesen.

**Key Words:** Abwasseranlagen, Geruch, Gesetze, Österreich.

## 1 Einleitung

Die Toleranzgrenze gegenüber Gerüchen ist in den letzten Jahren deutlich gesunken. Damit steigt in der Bevölkerung aber auch das Schutzbedürfnis vor derartigen Emissionen und Einwirkungen. Wie diese Problematik in rechtlicher Sicht geregelt wird und welche Möglichkeiten und Grenzen aus rechtlicher Sicht in Österreich bestehen, soll in diesem Beitrag behandelt werden.

Oftmals bestehen bei den Behörden, Projektanten, Amtssachverständigen, nichtamtlichen Gutachtern und bei den Betreibern unterschiedliche Einschätzungen, welche rechtlichen Bestimmungen im jeweiligen Fall anzuwenden sind und ob Abwassergerüche über die Belästigung hinaus auch hygienische Gefährdungen bringen können.

Die maßgeblichen Bestimmungen hinsichtlich Bau, Betrieb und Instandhaltung von Abwasseranlagen finden sich in verschiedenen gesetzlichen Regelwerken. Im Detail wird hier oftmals auf den Stand der Technik hingewiesen, der in technischen Regelwerken (Normen, ÖWAV-, DWA- und VDI-Regelwerk, etc.) festgelegt ist. Diese legen das technische Anforderungsniveau fest.

In den folgenden Kapiteln werden die dzt. in Österreich geltenden rechtlichen Bestimmungen auf Bundes-, Landes- und Gemeindeebene dargestellt.

## 2 Erforderliche Unterlagen – Aufgaben der Sachverständigen

Je nach Rechtsmaterie wird es erforderlich sein, für die rechtliche Beurteilung von Geruchsemissionen und deren möglichen Auswirkungen für das behördliche Verfahren entsprechende Unterlagen für das jeweilige Projekt beizubringen:

- Übersichtsplan inkl. Flächenwidmung
- Lageplan inkl. Anlagenstandort, nächstgelegene Liegenschaften/Nachbarn und sonstiger Emittenten
- Technische Beschreibung der Anlagen inkl. Angabe von möglichen Geruchsemissionen
- Beschreibung der Vorkehrungen zur Geruchsminimierung (z.B. Abdeckung, Einhausung, Reinigung von Manipulationsflächen, udgl.)
- Ablufterfassung und Abluftreinigung (Pläne, techn. Beschreibung, etc.)

Eine besondere Rolle kommt hier im behördlichen Verfahren dem medizinischen und dem technischen Sachverständigen zu. Es ist dabei zu klären, ob es sich um eine Gefährdung bzw. unzumutbare Belästigung von Nachbarn handelt. Der Beurteilung ist dabei die ungünstigste Situation (worst case) zugrunde zu legen. Vom techn. Sachverständigen sind die Art, Intensität, Dauer und das Ausmaß der von der Anlage zu erwartenden Immissionen festzustellen. Der medizinische Sachverständige hat sodann die Aufgabe darzulegen, welche Einwirkungen die zu erwartenden unvermeidlichen Immissionen nach Art und Dauer auf den menschlichen Organismus ausüben können.

Hinsichtlich der Gesundheitsgefährdung sind in einem ersten Schritt die konkret betroffenen Personenkreise zu ermitteln. Danach ist zu prüfen, ob bei diesen Gruppen, z. B. gebrechlichen Personen, bei einer Durchschnittsbetrachtung nach dem Stand der medizinischen Wissenschaft mit einer Gefährdung des Lebens und der Gesundheit aufgrund der Geruchsimmissionen konkret zu rechnen ist.

Liegt eine Gesundheitsgefährdung nicht vor, so hat der medizinische Sachverständige zu prüfen, ob die Geruchsimmissionen belästigend oder sonst beeinträchtigend wirken. Hierbei wird - anders als bei der Gefährdung - nicht auf die konkreten Betroffenen abgestellt, sondern auf ein Normmaß. Dieser Maßstab wird durch das gesunde, normal empfindende Kind und den gesunden, normal empfindenden Erwachsenen gebildet, wobei zumutbare Einwirkungen von diesen zu erdulden sind.

Können gesundheitsgefährdende bzw. belastende, unzumutbare Immissionen auch durch Auflagen nicht vermieden werden, so hat die Behörde dem medizinischen Gutachten folgend die Anlagengenehmigung zu versagen.

Auf Grund der Sachverständigengutachten hat sich sodann die Behörde im Rechtsbereich ihr Urteil zu bilden.

### 3 Rechtliche Regelungen

#### 3.1 Raumplanung

In den Raumplanungsgesetzen der Bundesländer ist grundsätzlich festgelegt, dass die Bevölkerung durch richtige Standortwahl dauergenutzter Einrichtungen unter Berücksichtigung der Siedlungsstruktur u. a. vor Umweltschäden, -gefährdungen und -belastungen bestmöglich zu schützen ist. Dabei ist auch die langfristige Entwicklung der Infrastruktur zu berücksichtigen.

Die örtliche Raumplanung obliegt den Gemeinden und erfolgt durch die Erstellung von Flächenwidmungsplänen. Die Errichtung von Bauten darf dem Flächenwidmungsplan nicht widersprechen.

Bereits bei der Raumplanung sind also mögliche Umweltbelastungen durch eine Kläranlage bzw. Pumpstationen, Rückhaltebecken u. dgl. zu berücksichtigen. Durch eine entsprechende Standortwahl sollte bereits hier auf mögliche Geruchsbelästigungen Bedacht genommen werden.

#### 3.2 Wasserrecht

Im wasserrechtlichen Verfahren werden Geruchsemissionen von Kanalisations- und Kläranlagen grundsätzlich **nicht** behandelt. Es wird lediglich gefordert, dass die Anlagen dem Stand der Technik entsprechen müssen, der durch Emissionsgrenzwerte für die Einleitung von Abwasser festgelegt ist.

Gemäß § 50 Abs. 1 Wasserrechtsgesetz (WRG) 1959 „haben die Wasserberechtigten ihre Wasserbenutzungsanlagen (...) in dem der Bewilligung entsprechenden Zustand (...) derart zu erhalten und zu bedienen, dass keine Verletzung öffentlicher Interessen oder fremder Rechte stattfindet.“

Nach § 50 Abs. 7 WRG 1959 stellt „auch die offensichtliche Vernachlässigung von Anlagen, deren Errichtung oder Erhaltung aus öffentlichen Mitteln unterstützt wurde“, eine „Verletzung öffentlicher Interessen“ dar.

Für Kanalisationsanlagen ist in der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) im § 3, Abs. 5 festgelegt, dass Kanalisationsanlagen in regelmäßigen Zeitabständen kontrolliert, gewartet und auf Bestand und Funktionsfähigkeit überprüft werden sollen (§§ 50 und 134 WRG 1959).

Gemäß § 3 Abs. 13 der AAEV sollen Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen durch geschulte Personen unter Beachtung von



Betriebs- und Wartungsanleitungen, die laufend auf dem Stand der Technik gehalten werden, derart betrieben und gewartet werden, dass

1. eine Beherrschung aller vorhersehbaren - auch außergewöhnlichen - Betriebszustände sichergestellt ist,
2. Maßnahmen zur Wartung aller Anlagenteile und Geräte so rechtzeitig erfolgen, dass ein Ausfall nicht zu befürchten ist,
3. für gefährdete Anlagenteile und Geräte, die einem besonderen Verschleiß unterworfen sind, ausreichend Ersatzteile vorrätig gehalten und organisatorische Maßnahmen zur raschen Reparatur getroffen werden,
4. durch Überwachung des Zulaufes und einzelner wesentlicher Verfahrensschritte der Abwasserreinigung sichergestellt ist, dass vorhersehbare außergewöhnliche Betriebszustände erkannt werden können und
5. eine Einhaltung behördlicher Auflagen für alle vorhersehbaren Betriebszustände sichergestellt ist.

Bei Beachtung der oben angeführten Bestimmungen kann abgeleitet werden, dass bei einem ordnungsgemäßen Betrieb und regelmäßiger Überprüfung auch Geruchsemissionen vermindert werden können.

### **3.3 Baurecht**

In der Regel ist eine zusätzliche baurechtliche Genehmigung für kommunale Abwasseranlagen (ausgenommen Kanäle) nur für Hochbauten erforderlich. Grundsätzlich ist die Errichtung von Bauten nur auf für die Bebauung geeigneten Grundstücken zulässig, wenn sie dem Flächenwidmungsplan, dem Bebauungsplan/Teilbebauungsplan oder den Bebauungsrichtlinien nicht widerspricht. Weiter müssen diese Bauten bezüglich Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz dem Stand der Technik entsprechen und durch ihre bestimmungsgemäße Benützung eine Gefährdung oder das ortsübliche Ausmaß übersteigende Beeinträchtigungen der Nachbarn nicht erwarten lassen. Hier sind auch mögliche Geruchsemissionen zu berücksichtigen.

Ergibt sich nach bewilligungsgemäßer Fertigstellung eines Bauvorhabens, dass durch dessen bestimmungsgemäße Benützung eine Gefährdung von Personen oder eine das ortsübliche Ausmaß übersteigende Beeinträchtigung für die Nachbarn eintritt, hat die Baubehörde nach Durchführung einer mündlichen Verhandlung an Ort und Stelle unter Beiziehung der erforderlichen Sachverständigen dem Eigentümer entsprechende Auflagen mit Bescheid vorzuschreiben, die geeignet sind, die Gefährdung oder Beeinträchtigung zu beseitigen.

Wenn Emissionen in gefährlichen Konzentrationen nicht ausgeschlossen sind, müssen zur Vermeidung von Gesundheitsbeeinträchtigungen bauliche oder sonstige Maßnahmen (z.B. Be- und Entlüftungseinrichtungen, Abluftbehandlungsmaßnahmen) getroffen werden.

Im Detail sind die baurechtlichen Bestimmungen der Bundesländer zu beachten.

### **3.4 Sonstige landesrechtliche Bestimmungen**

Auch in den landesgesetzlichen Regelungen für die Bereiche Energie, Gas und Naturschutz sind Bestimmungen enthalten, die zu berücksichtigen sind.

### **3.5 Gewerberecht**

Für Abwasseranlagen von Gewerbe- und Industriebetrieben sind die Bestimmungen der Gewerbeordnung zu beachten. Zentrale Bestimmungen des nachbarrechtlichen Gesundheitsschutzes sind im § 77 in Verbindung mit § 74 Abs. 2 der Gewerbeordnung festgelegt.

Hier wird dezidiert auch die Belästigung der Nachbarn durch Geruch angeführt. Jedenfalls müssen eine Gefährdung des Lebens oder der Gesundheit der Nachbarn vermieden und Belästigungen/Beeinträchtigungen auf ein zumutbares Maß beschränkt werden. Dies kann bereits durch entsprechende Maßnahmen im Projekt oder durch Auflagen der Behörde erfolgen.

Hinsichtlich der Gesundheitsgefährdung sind vorerst die konkret betroffenen Personenkreise zu ermitteln (z. B. Ergebnis einer Ausbreitungsrechnung). Sodann ist zu prüfen, ob aus medizinischer Sicht konkret mit einer Gefährdung der Gesundheit und des Lebens zu rechnen ist. Liegt keine Gesundheitsgefährdung vor, so ist zu prüfen, ob die Geruchsmissionen belästigend oder sonst beeinträchtigend wirken. Können gesundheitsgefährdende bzw. belastende, unzumutbare Immissionen auch durch Auflagen nicht vermieden werden, so kann keine Betriebsanlagengenehmigung erteilt werden.

### **3.6 Abfallrecht**

Sofern in den Abwasseranlagen auch sonstige Abfälle (z. B. Co-Substrate) angenommen und z. B. im Bereich der Faulung mitbehandelt werden sollen, so muss diese Anlage auch nach dem Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) genehmigt werden. Eine Genehmigung von Anlagen darf gemäß § 43 Abs. 1 (3) nur dann erteilt werden, wenn Nachbarn u. a. nicht durch Geruch unzumutbar belästigt werden. Sonst analoge Vorgangsweise wie bei Anlagen nach der

Gewerbeordnung. Eine eigene baurechtliche Genehmigung ist bei Anlagen, die dem AWG unterliegen, nicht erforderlich.

### **3.7 Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)**

Abwasserreinigungsanlagen mit einem Bemessungswert von mindestens 150.000 Einwohnerwerten bzw. Anlagen in schutzwürdigen Gebieten mit einem Bemessungswert von mehr als 100.000 Einwohnerwerten – wenn die Bemessungswassermenge der Abwasserreinigungsanlage größer ist als  $Q_{95\%}$  des Vorfluters an der Einleitungsstelle – sind einem UVP-Verfahren zu unterziehen. Hier sind vom Projektanten im Rahmen der Umweltverträglichkeitserklärung (UVE) u. a. auch die Geruchsemissionen der Anlage bekannt zu geben und es ist eine Immissionsprognose vorzunehmen. Die Bewertung dieser Angaben erfolgt sodann im Rahmen des UVP-Verfahrens durch den medizinischen Amtssachverständigen auf Basis der Ausbreitungsrechnungen. Ebenso werden bei Bedarf entsprechende Maßnahmen zur Verringerung der Geruchsemissionen festgelegt.

### **3.8 ArbeitnehmerInnenschutz**

Im ArbeitnehmerInnenschutzgesetz ist festgelegt, dass Arbeitsplätze und Arbeitsvorgänge so gestaltet werden müssen, dass u. a. auch sonstige Belastungen wie z. B. übler Geruch möglichst gering gehalten werden. Zudem müssen Aufenthalts- und Bereitschaftsräume zur Verfügung gestellt werden, wenn die Arbeitnehmer aus Gesundheitsgründen (z. B. üble Gerüche) ihre Pausen nicht an ihren Arbeitsplätzen verbringen können. Darüber hinaus sind die Bestimmungen der VEXAT zu beachten.

## **4 Literatur**

### **4.1 Bundesgesetzliche Bestimmungen**

Wasserrechtsgesetz (WRG) 1959, BGBl. 215/1959 idgF.

Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV), BGBl. 186/1996 idgF.

1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser, BGBl. 210/1996 idgF.

ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (ASchG), BGBl. Nr. 450/1994 idgF.

Verordnung explosionsfähige Atmosphären (VEXAT), BGBl. II Nr. 309/2004 idgF.

Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) 2002, BGBl. I 102/2002 idgF.

Gewerbeordnung (GewO) 1994, BGBl. 194/1994 idgF.

Bundesgesetz über die Prüfung der Umweltverträglichkeit (UVP) 2000, BGBl. I Nr. 89/2000 idgF.

### **4.2 Landesgesetzliche Bestimmungen**

Raumplanungsgesetze

Bauordnung, Baugesetze

Naturschutz

Energiegesetze

Gasgesetze

### **4.3 Sonstige**

Leitfaden: Medizinische Fakten zur Beurteilung von Geruchsimmissionen. Land Steiermark, 2007.

**Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Gerhard Spatzierer

Amt der Burgenländischen Landesregierung

Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft

Europaplatz 1

7000 Eisenstadt

Tel.: +43/664/4026168

Email: [gerhard.spatzierer@bgld.gv.at](mailto:gerhard.spatzierer@bgld.gv.at)

# Geruchsemissionen aus Abwasser- anlagen: Grundlagen, Messtechnik, Strategie

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

Universität Kassel, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

**Abstract:** Abwasseranlagen – Kanäle, Kläranlagen und weitere – können Gerüche emittieren, die die Anwohnerschaft manchmal erheblich belästigen. Ganz wichtig zu beachten, aber leider oft übersehen, ist der Umstand, dass das Abwasser selbst die Quelle der Emissionen ist. Dem muss die angewendete Mess-Strategie und die eingesetzte Messtechnik Rechnung tragen. Dazu gehört neben der Nutzung der richtigen Probenahmetechnik auch die Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration im Abwasser selbst. Bei den in der Kanalisation oft anzutreffenden Strategien der Chemikaliendosierung ist es entscheidend, bedarfsgerecht zu dosieren, Das gelingt nur bei Erfassung der richtigen Messgrößen am richtigen Ort und dem Einsatz einer Regelung mit Selbstlern-Fähigkeit, die letztlich sicherstellt., dass immer genug und dennoch nie zu viel dosiert wird. Elektronische Nasen, all ihren Schwächen zum Trotz, sind in solchen Regelungskreisen unabdingbar, weswegen man sich auch mit dieser Messtechnik befassen muss. Allerdings setzt dies vertiefte Kenntnisse in der mathematischen Auswertung der Daten voraus.

**Key Words:** Dosierregelung; elektronische Nase; Geruchsemissionspotenzial; Vorhersagemodelle

## 1 Einleitung

Es liegt in der Natur der Sache, dass Abwasser nicht geruchsfrei ist. Ansonsten wäre dieses Seminar überflüssig – das ist es aber nicht.

Abwasseranlagen waren und sind Emittenten von Gerüchen, und dies wird in zunehmendem Maße von allen Beteiligten wahrgenommen: Planer, Betreiber, Anwohner und Aufsichtsbehörden.

Geruch kann nach der Definition des deutschen Bundes-Immissionsschutzgesetzes zu den **schädlichen Umwelteinflüssen** zählen. Im Falle von Geruch aus Abwasseranlagen wird in aller Regel die Schädlichkeit nicht aus direkter humantoxologischer Bedeutsamkeit, sondern aus der durch

Gerüche aus Kläranlagen unter Umständen verursachten **erheblichen Belästigung** hergeleitet. Ein Problem bleibt insoweit, als Anwohner eine „einfache“ Belästigung hinnehmen müssen. Dies ist oft schwer zu vermitteln; noch schwerer fällt die Erläuterung, warum die eine Belästigung über, die andere unter der „Erheblichkeitsschwelle“ liegt.

Bei der Minderung von schädlichen Immissionen sind zunächst die **Erkennung** der Emissionsquellen und die **Bewertung unter Beachtung geltender Rechtsvorschriften** erforderlich. Daran müssen sich geeignete **Maßnahmen** zur Emissionsminderung anschließen.

Zwar ist der Bereich „Geruch“ nicht gerade das alltägliche Brot des Abwasser-ingenieurs, aber im Zuge des Seminars sind die Grundlagen zu Gerüchen und deren Messung bereits ausreichend erläutert worden. Daher reichen hier einige wenige ergänzende Worte zu speziellen Themen aus.

## 2 Grundlagen

### 2.1 Entstehung von Geruchsstoffen in Abwasseranlagen

Gern unterscheidet man zwischen primären und sekundären Osmogenen (=Geruchsstoffen), was zunächst nur besagen will, dass – abhängig von der Blickrichtung des Betrachters – die Geruchsstoffe entweder schon existieren oder sich in dem betrachteten Abschnitt eines Abwassersystems bilden (können). Man kann auch sagen: Primäre Osmogene werden dem Kanalnetzbetreiber angeliefert, ob er will oder nicht; ob dann sekundäre Osmogene entstehen, liegt in seiner Hand – mehr oder weniger.

Der primäre Geruch von Abwasser wird von seinen Inhaltsstoffen bestimmt. Bei häuslichem Abwasser sind das vorwiegend Fäzes, Urin, Speisereste und auch Haushaltschemikalien. Der typische Eigengeruch von häuslichem Abwasser wird im frischen Zustand als „schwach dumpfer Geruch“ empfunden. Gewerbliche Abwässer weisen einen ihrer Branche entsprechenden Geruch auf (z.B. Schlachthöfe, Brauereien etc).

Sekundäre Osmogene werden in den Abwasseranlagen, hier also im Kanalnetz, gebildet. Hierbei wird zwischen der aeroben und anaeroben Geruchstoffbildung unterschieden: Beim aeroben Abbau von Abwasserinhaltsstoffen (z.B. Eiweiß) kann es zur Emission von flüchtigen Fettsäuren, Alkoholen und Aldehyden kommen; in allen Bereichen von Abwasseranlagen kann es unter anaeroben Verhältnissen zur Faulprozessen und daher Freisetzung von Schwefelverbin-

dungen (Schwefelwasserstoff, Mercaptanen, Methylsulfiden) kommen, die äußerst unangenehme Gerüche emittieren.

**Generell entstehen durch anaerobe Vorgänge deutlich unangenehmere Geruchsstoffe als durch aerobe Vorgänge.**

## 2.2 Bedeutung wichtiger Komponenten

### 2.2.1 Sauerstoffgehalt

Für die Entstehung wie auch die Vermeidung oder zumindest die Verminderung von Geruchsstoffen ist der Sauerstoffhaushalt ein entscheidender Faktor.

Im Freispiegelkanal findet laufend eine Wiederbelüftung des Abwassers durch die Oberfläche statt; gleichzeitig wird im Abwasser selbst Sauerstoff gezehrt. Entscheidend für den Sauerstoffhaushalt ist, welcher der beiden Prozesse schneller abläuft. Ist kein gelöster Sauerstoff mehr vorhanden, so entstehen anaerobe Zustände, verbunden mit Geruchstoffentstehung.

Es wirken verschiedene Faktoren auf den Zehrungsprozess ein, die zu einer Sauerstoffabsenkung führen. Ebenfalls zu betrachten sind gleichzeitig aber auch die vielen – oft baulichen – Faktoren, die sich auf den Wiederbelüftungsprozess auswirken.

Dominante Einflussfaktoren auf den Sauerstoffhaushalt – und damit also auch auf die Geruchstoffentstehung im Kanal – sind:

- ➔ Hohe Temperaturen:
  - ↳ Sind bestimmend für die Umsetzungsgeschwindigkeit mikrobieller Vorgänge im Abwasser. Die biologische Aktivität steigt mit der Abwassertemperatur. Als grobe Schätzung gilt: Eine Temperaturerhöhung von 10 °C bewirkt eine Verdopplung der biologischen Aktivität.
  - ↳ Sind bestimmend für die Sauerstoffsättigung, also für die Geschwindigkeit der Wiederbelüftung, da die Löslichkeit von Gasen in der wässrigen Phase beeinflusst wird. Je höher die Abwassertemperatur, desto geringer ist die Löslichkeit der gasförmigen Moleküle im Abwasser und desto geringer die Wiederbelüftungsrate, so dass es bei warmen Witterungsperioden schneller zu anaeroben Bedingungen im Wasser kommt
- ➔ Hohe organische Belastung als Verursacherin der Sauerstoffzehrung bis hin zur Anaerobie.
- ➔ Hohe Belastung mit gelösten und ungelösten organischen Schwefelverbindungen im Abwasser, da Schwefel eine Hauptkomponente stark geruchsinstensiver Stoffe ist (Vergleiche: H<sub>2</sub>O riecht nicht, H<sub>2</sub>S riecht stark); auf die Bedeutung des Schwefels wird später noch weiter eingegangen.



- ➔ Geringe Fließgeschwindigkeiten ( $< 0,5$  m/s) verschlechtern die Fließbedingungen. Es entstehen infolge geringerer Schleppkraft Ablagerungen, die Aufenthaltszeiten verlängern sich, anaerobe Zustände werden wahrscheinlicher.
- ➔ Geringe Abwassermengen, z.B. durch Wassersparmaßnahmen oder falsche Bemessung (siehe Einleitung) führen zu geringen Fließgeschwindigkeiten, s.o.
- ➔ Geringes Kanalgefälle, zumeist bedingt durch Kanalnetzlänge und Geländeneigung, wegen seiner Bedeutung für die Fließgeschwindigkeit, s.o.
- ➔ Geringe bauwerksbedingte Turbulenz als Parameter für eine Belüftung des Abwassers, lange Aufenthaltszeiten.
- ➔ Reinigungsintervallbedingte Kanalablagerungen.
- ➔ Sielhaut als belebte Zone, in der Abbauvorgänge beschleunigt stattfinden können.

Von diesen Faktoren sind einige wie die räumlichen Randbedingungen Geländeneigung und Kanalgefälle oder auch die bauwerksbedingte Turbulenz nicht oder nur selten beeinflussbar, da die fraglichen Kanäle und Bauwerke meist schon existieren und eine wesentliche Umgestaltung, die ein deutlich größeres Gefälle mit sich bringen würde, aus Kostengründen nicht vertretbar ist. Dasselbe gilt für die Verkürzung von Kanalnetzen durch Dezentralisierung. Allerdings sind hier Faktoren involviert, die im Falle von Neugestaltungen – Stichwort alternative Entwässerungskonzepte – eine Rolle spielen können.

### 2.2.2 Schwefelverbindungen

Schwefelverbindungen wie die Sulfide im Abwasser und vor allem Schwefelwasserstoff  $H_2S$  in der Kanalatmosphäre mit seinem als sehr unangenehm empfundenen Geruchs bereits bei Konzentrationen von wenigen Mikrogramm pro Kubikmeter sind von großer Bedeutung für Geruchsbelästigungen. Daher und auch wegen der vergleichsweise einfachen und leichten Messbarkeit wird  $H_2S$  gern als Leitparameter für die Geruchsproblematik genutzt. Dabei ist aber wichtig zu beachten, dass es eben nicht nur  $H_2S$  bzw. Sulfid ist, welches Geruchsprobleme verursachen kann: Gibt es kein Geruchsproblem, so gibt es auch kein Sulfid-/ $H_2S$ -Problem.

#### Aber:

**Gibt es kein Sulfid-/ $H_2S$ -Problem, so kann es dennoch durchaus ein – durch andere Geruchsstoffe dominiertes – Geruchsproblem geben.**

Neben den anorganischen sind auch organische Schwefelverbindungen starke Geruchsstoffe. Im Abwasserbereich sind neben Schwefelwasserstoff oft Mercaptane, verschiedene Methylsulfide und andere in relevanten Konzentrationen zu finden.

Schwefel als Ausgangsprodukt der Schwefelwasserstoffbildung kommt im Abwasser unvermeidlich vor. Nach Koppe und Stozek (1999) enthält bereits Trinkwasser Sulfat  $\text{SO}_4^-$  in Höhe von etwa 4 g S/(E\*d) im Mittel, hinzu kommt Schwefel aus Lebensmittel, der dann durch Fäzes und vor allem Harn in das Abwasser gelangt, sowie Schwefel aus Waschmitteln, eiweißhaltigen Küchenabfällen, Kosmetika, Farben etc., so dass man von etwa 9 g S/(E\*d) ausgehen kann. Die im häuslichen Abwasser vorkommenden Schwefelverbindungen stammen aus dem Abbau von Proteinen (Eiweißen).

Abwässer aus Gewerbe und Industrie (Chemische Industrie, Holzverarbeitende Industrie, Nahrungs- und Lebensmittelindustrie) können sehr hohe Emissionen an Schwefelverbindungen wie organischen Polysulfiden, organischen Sulfiden und auch an Schwefelwasserstoff aufweisen. Schwefelwasserstoff ist der häufigste Geruchstoff in Entwässerungssystemen und wird wie nach „verfaulten Eiern“ empfunden.

Abbildung 1 zeigt die Entstehung von Schwefelwasserstoff anhand eines schematischen Aufbaus einer Sielhaut und der sich im Kanal und in der Sielhaut abspielenden Vorgänge.

Unter anaeroben Bedingungen wird durch biogene Vorgänge, die hauptsächlich in der Sielhaut ablaufen, Schwefelwasserstoff gebildet. Nährstoffe und Sulfate dringen bis in die anaerobe sulfidierende Zone vor. Bakterien der Art *Desulfovibrio desulfuricans* reduzieren Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) zu Sulfidionen ( $\text{S}^{2-}$ ). Die Sulfidionen diffundieren aus der Sielhaut in das Abwasser. Ein Teil wird in der aeroben Zone zum Sulfat oxidiert. Sulfid wird, abhängig vom pH-Wert, im Abwasser sofort zu Hydrogensulfid ( $\text{HS}^-$ ) und Schwefelwasserstoff umgewandelt. Schwefelwasserstoff  $\text{H}_2\text{S}$  kann dann ausgasen und zu Geruchsbelastungen wie auch – nach Oxidation zu Schwefelsäure  $\text{H}_2\text{SO}_4$  – zu biogener Schwefelsäurekorrosion (BSK) führen.

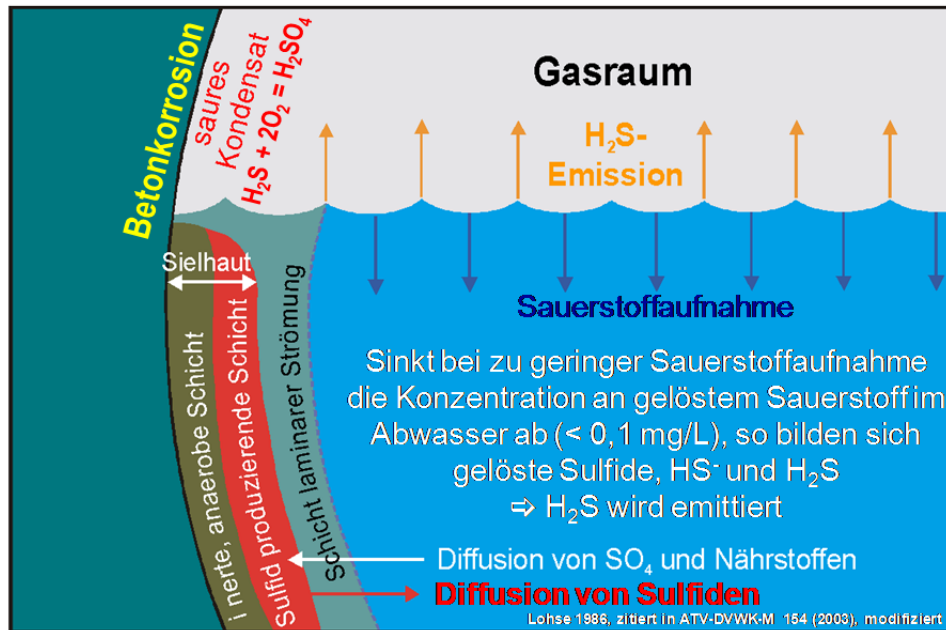


Abbildung 1: Schichtverteilung der Sichelhaut und Vorgänge in einer Freispiegelleitung bei anaerobem Abwasser

Zwischen Schwefelwasserstoff, Hydrogensulfid und Sulfid im Wasser besteht ein Dissoziationsgleichgewicht. In welcher Form der Schwefel dann vorliegt, richtet sich in erster Linie nach dem pH-Wert, wie Abbildung 2 zeigt.

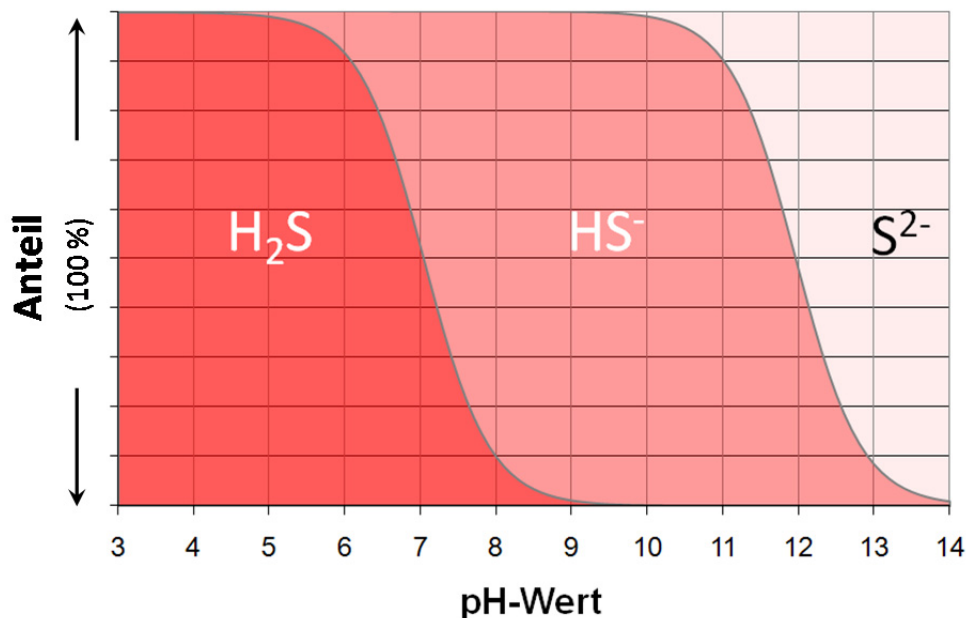


Abbildung 2: Sulfid – Anteile in Abhängigkeit vom pH-Wert

Die Geschwindigkeit der in der Sichelhaut ablaufenden mikrobiologischen Vorgänge ist stark temperaturabhängig, wie Abbildung 3 zeigt. Ein Temperaturanstieg bei geringen Ausgangstemperaturen hat zunächst eher geringe Auswirkungen, die aber exponentiell zunehmen.

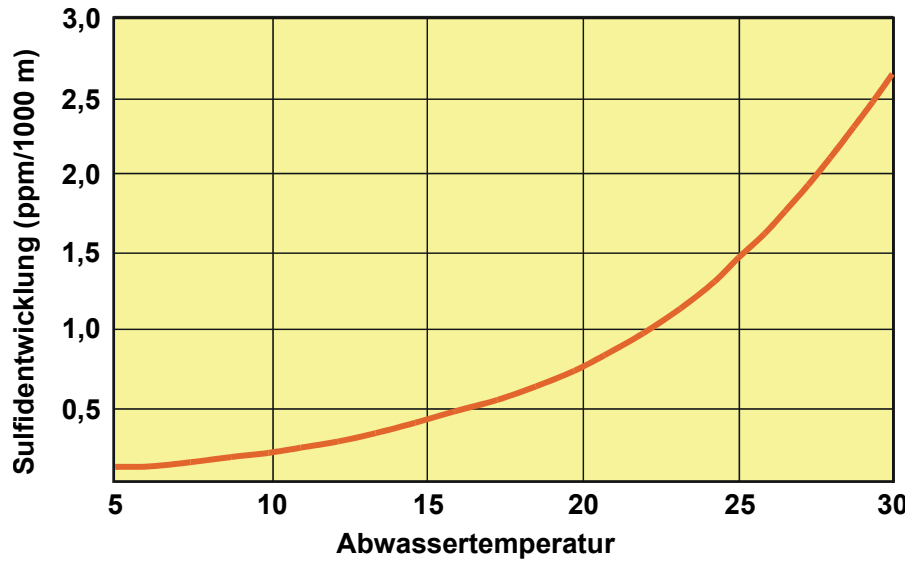


Abbildung 3: Sulfidentwicklung in Abhängigkeit der Abwassertemperatur

### 2.2.3 Stickstoffverbindungen

Der im Abwasser vorkommende organische Stickstoff liegt überwiegend in Form von Proteinen (Eiweißen) vor. Beim Abbau von Proteinen wird von der Aminosäure Ammonium abgespalten. Bei einem pH-Wert  $> 7$  entsteht aus Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) Ammoniak, wie aus Abbildung 4 deutlich wird.

Der Geruch wird als scharf und urinähnlich definiert.

Abbildung 4 zeigt die Gehalte von gelöstem, also freisetzbarem Ammoniak und von Schwefelwasserstoff über den pH-Wert. Hier wird das Dilemma bei Vorliegen beider Stoffe deutlich: (fast) egal, wo der pH-Wert liegt, einer der Stoffe ist immer in relevanten Mengen gelöst und daher strippbar – sofern er im Wasser vorhanden ist.

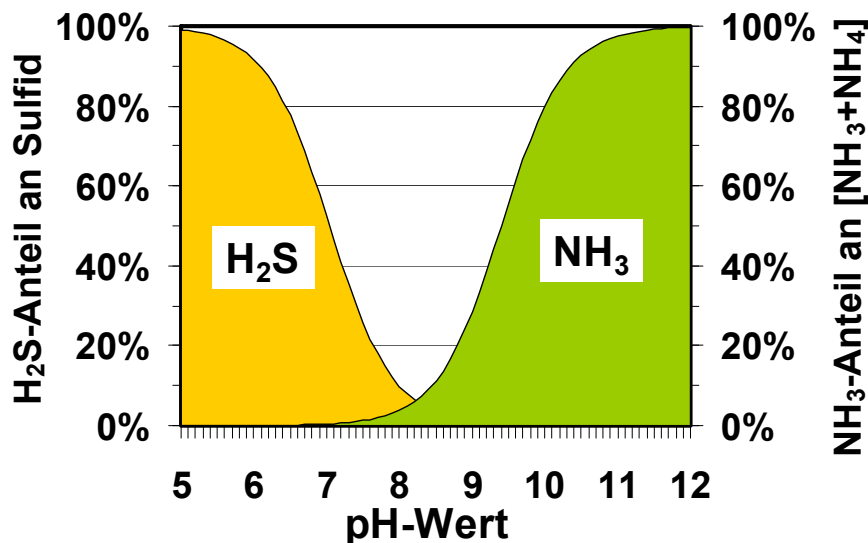


Abbildung 4: Abhängigkeit der Ammoniak- und der Schwefelwasserstoffkonzentration vom pH-Wert, FRECHEN und POPPE (2006)

### 2.3 Emission von Geruchsstoffen aus Abwasseranlagen

Die Kette von der Geruchsentstehung bis hin zur Belästigung ist in Abbildung 5 am Beispiel eines Kanals skizziert, und es wird deutlich, dass die Einflussmöglichkeiten auf das Geschehen um so geringer werden, je weiter rechts in dem dargestellten Verlauf man sich befindet. Umgekehrt erhöhen sich die zur Bekämpfung nötigen Kosten von links nach rechts. Die Verhinderung von Geruchsbelastungen – besser: Geruchsbelästigungen – aus Abwässern muss also möglichst weit links und damit möglichst früh im Prozess ansetzen.

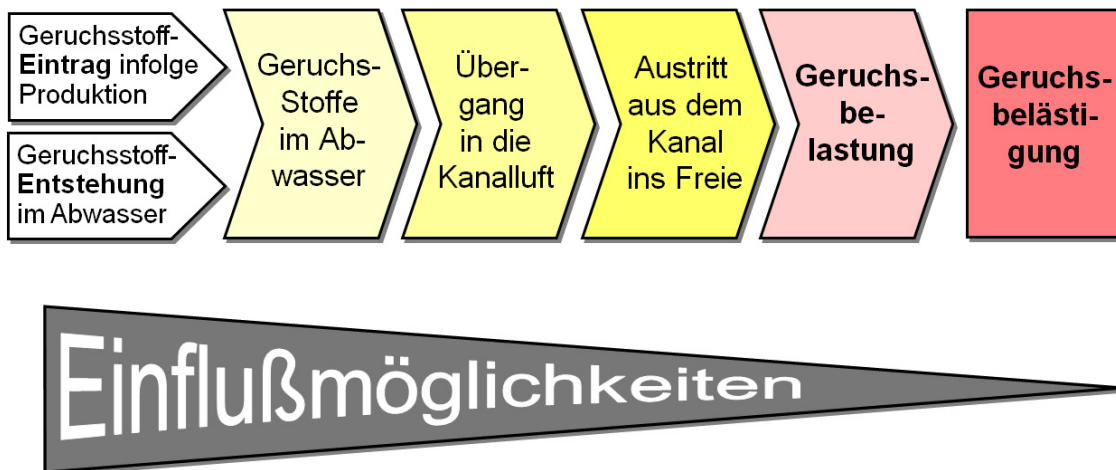


Abbildung 5: Geruchsemissionen aus einem Kanal – Prinzipielle Skizze

Als Konsequenz daraus muss natürlich auch die Messung des Problems möglichst weit links ansetzen. Findet die „Messung“ in Form eines Anwohners statt, der sich über eine Geruchsbelästigung beschwert, so ist dies sicher der falsche Weg und viel zu spät.

Aber auch eine Messung des Geruchs erst in der Kanalatmosphäre ist nur die zweitbeste Lösung. Da das Abwasser selbst die Quelle darstellt, ist es viel vorteilhafter, bereits die Geruchsstoffkonzentration **im Abwasser selbst** zu messen.

Hinsichtlich der Emission aus dem Kanal sind Parameter wie Lufttemperatur, Abwassertemperatur, Temperatur in der Kanalatmosphäre, Gehalt des Abwassers an Geruchsstoffen, Turbulenz und somit physikalische Randbedingungen für den Übergang von Geruchsstoffen aus dem Abwasser in die Kanalatmosphäre, Gestaltung der Verbindungen zwischen Kanal und Außenluft von Bedeutung. Die entscheidende Kenngröße aus diesem Satz an Einflussfaktoren ist aber der **Gehalt an Geruchsstoffen in der flüssigen Phase**, denn sie entscheidet – bei ansonsten gleichen Randbedingungen – über die Stärke der Emission: wo keine Geruchsstoffe enthalten sind, können auch keine austreten, wo viele enthalten sind, werden auch viele austreten.

Ein weiteres Argument spricht eindeutig für eine Messung bereits in der **Flüssigkeit** und nicht erst im Gasraum eines Kanals.

Sicher ist man versucht, die Messanstrengungen auf  $H_2S$  in der Kanalatmosphäre zu richten: zum einen ist  $H_2S$  ein ganz wesentlicher Geruchsstoff, und zum anderen sind  $H_2S$ -Messgeräte für Messungen in Luft einfach und kostengünstig. Andererseits bringt dies bei Kanälen mit natürlicher Lüftung ein wesentliches Problem mit sich, wie die Skizze in Abbildung 6 verdeutlicht.

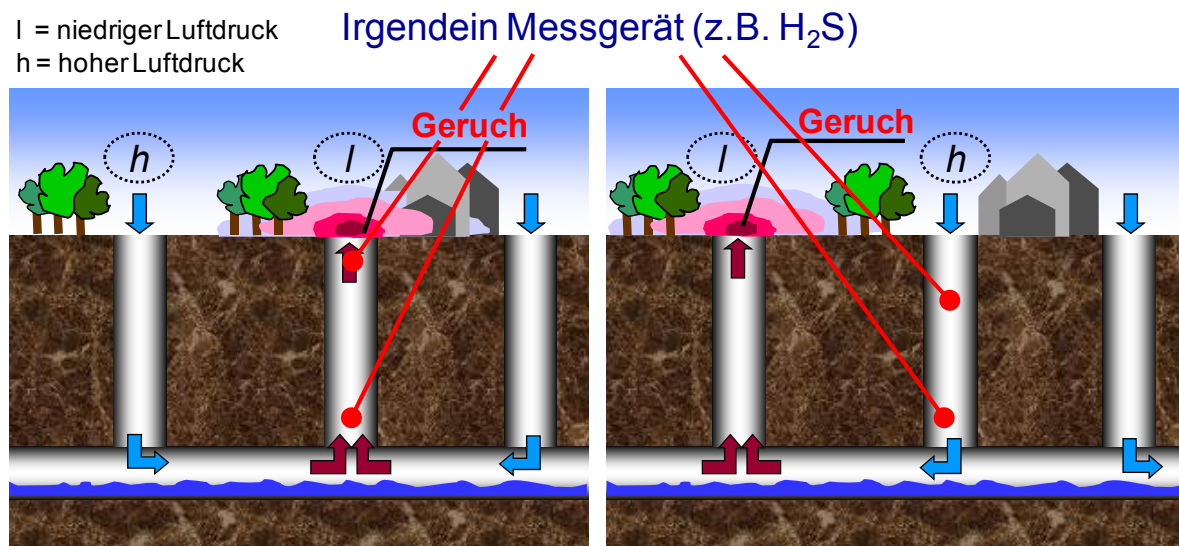


Abbildung 6: Messungen im Gasraum eines Freispiegelkanals mit natürlicher Lüftung

Je nach den Durchlüftungsgegebenheiten – in Abbildung 6 ist als treibende Kraft der Luftdruck an verschiedenen Orten im Bereich des Kanals angedeutet – wird sich in einem mit Messgerät ausgestatteten Schacht ein Luftaustritt oder ein Lufteintritt einstellen. Findet ein Luftaustritt durch den Schacht statt, so wird das Messgerät – gleichgültig ob hoch oder tief im Schacht angebracht – die Qualität der Kanalluft richtig erfassen. Findet in dem mit einem Messgerät ausgestatteten Schacht ein Lufteintritt statt, so wird selbst ein tief im Schacht angebrachtes Gerät nur die einströmende Frischluft messen, auch wenn die Kanalatmosphäre selbst stark mit  $H_2S$  belastet ist.

Daraus kann man schließen, dass es recht gleichgültig ist, ob ein Messgerät weit oben oder tief unten im Schacht montiert ist, und man kann daraus vor allem – deutlich bedeutsamer – schließen, dass ein Ausschlag am Messgerät die Kanalluft richtig quantifiziert, dass es aber, wenn das Messgerät nichts anzeigt, entweder daran liegt, dass in der Kanalatmosphäre tatsächlich kein  $H_2S$  vorhanden ist, oder aber dass der Schacht aufgrund der Luftströmungsverhältnisse zum Zeitpunkt der Messung ein Belüftungsschacht und kein Entlüftungsschacht war. Kurz: wird  $H_2S$  gemessen, so dürfte dies korrekt sein, wird aber kein  $H_2S$  gemessen, so ist die Ursache hierfür unklar.

Um also Ergebnisse solcher Messungen für die Zeiten, zu denen kein Wert angezeigt wurde, richtig interpretieren zu können, müsste man den messtechnischen Nachweis erbringen, ob Luft ein- oder ausgeströmt ist. Dies wird aber in aller Regel nicht möglich sein.

Also ist der **Gehalt an Geruchsstoffen im Abwasser** ein entscheidender Einflussfaktor hinsichtlich der potentiellen Emission und nachfolgenden Belastung und Belästigung. Ihn gilt es zu messen. Dies gelingt durch die sog. „GeruchsEmissionsPotenzial-Messung“ (GEP-Messung), die im nachfolgenden Abschnitt beschrieben wird.

Ebenso wichtig ist es im Abwasserbereich, den **Sulfidgehalt im Abwasser** zu messen, denn dieser entscheidet über die potenzielle Emission von Schwefelwasserstoff, wie weiter oben gezeigt wurde.

### **3 Messtechnik**

#### **3.1 Olfaktometrische Messung von Luftproben**

Geruch als menschliche Sensation wird gemäß EN 13725:2003 sensorisch unter Zuhilfenahme von Testpersonen gemessen. Das Ergebnis ist die Geruchsstoffkonzentration  $c_{od}$ , die in  $GE_E/m^3$  ("Geruchseinheiten pro  $m^3$ ") angegeben wird.

In Deutschland ist in Ergänzung hierzu im Februar 2015 die Richtlinie VDI 3884 „Olfaktometrie – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie – Ausführungsweise zur NORM DIN EN 13725“ erschienen, die das Messverfahren näher beschreibt und an kritischen Stellen Präzisierungen vorgibt.

Die Messung der Geruchsstoffkonzentration von Luftproben ist Gegenstand anderer Vorträge in diesem Seminar und wird hier daher als bekannt vorausgesetzt.

#### **3.2 Messung des Gehaltes an Geruchsstoffen in Flüssigkeiten – das Geruchsemissionspotenzial GEP**

Will man Geruchsbelästigungen verhindern, so ist es wichtig, in der in Abbildung 5 gezeigten Abfolge möglichst weit links anzusetzen. Dies gilt für die möglichen Maßnahmen, aber natürlich vor allem auch für die Feststellung des Problems und seines Umfangs. Dies bedeutet auch: Wartet man, bis die im Abwasser enthaltenen Geruchsstoffe in die Gasphase übergegangen sind, so verschenkt man einen Prozessschritt, wertvolle Zeit und begibt sich evtl. auch prinzipieller Möglichkeiten zur Verhinderung von Geruchsbelästigungen.

So mag ein in einem Kanal fließendes Abwasser bei ruhigem Fließverhalten wenig Geruchsstoffe an die Kanalluft abgeben, so dass kein Problem gegeben zu sein scheint. Folgt dann jedoch ein Absturz mit hoher Turbulenz, der den Gasaustausch – im Vergleich zur Fließstrecke – massiv begünstigt, so wird die Freisetzung von Geruchsstoffen umso stärker sein, je mehr Geruchsstoffe im Abwasser vorhanden sind. Daher ist es **zwingend erforderlich, den Gehalt an Geruchsstoffen bereits im Abwasser** und nicht erst beispielsweise in der Kanalluft zu messen. Dazu dient die Messung des Geruchsemissionspotentials, abgekürzt GEP (englisch “odour emission capacity” OEC). Diese Messung wurde von Frechen und Köster (1998) im Jahre 1998 international vorgestellt.

Die Messmethodik wird gerade in der VDI-Richtlinie 3885/1 fixiert. Der Grün- druck wird Mitte 2015 erscheinen.

Das GEP ist die Gesamtmenge an in einer Flüssigkeit enthaltenen Geruchsstoffen, die unter standardisierten Bedingungen aus der Flüssigkeit ausgetrieben werden können. Es wird angegeben in  $GE_E/m^3_{\text{Flüssigkeit}}$ . Zur Messung muss die zu untersuchende Flüssigprobe in einen Testreaktor gefüllt werden, wie ihn Ab- bildung 7 zeigt.

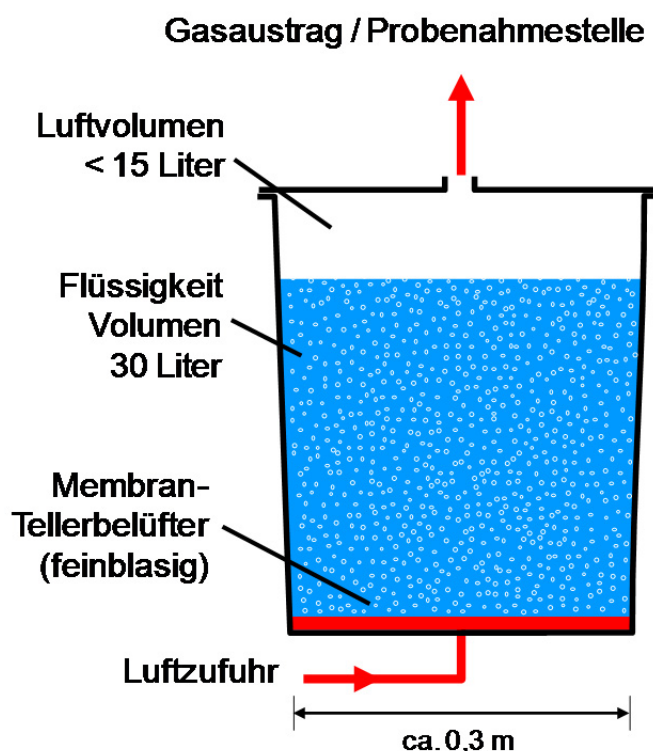


Abbildung 7: GEP-Testreaktor (links), 3 Reaktoren mobil im Anhänger (rechts)

Im rechten Teil finden sich zwei Photos des mobilen GEP-Test-Anhängers des FG SWW. Da es sehr darauf ankommt., dass die Flüssigkeit nach der Proben-



ahme unmittelbar dem GEP-Test unterworfen wird, ist es praktisch immer erforderlich, den GEP-Test vor Ort sofort nach der Probenahme durchzuführen. Im mobilen GEP-Test-Anhänger des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW) können bis zu drei GEP-Tests zeitgleich stattfinden.

Dann wird die Flüssigkeit mit geruchsneutraler Luft belüftet, wodurch die Geruchsstoffe ausgetrieben werden. Am Gasaustrag werden Proben der abgehenden Luft genommen und olfaktometrisch auf ihre Geruchsstoffkonzentration hin untersucht. Mit zunehmender Belüftungsdauer nimmt die Geruchsstoffkonzentration dabei normalerweise deutlich ab, bis praktisch keine Geruchsstoffe mehr aus der Flüssigkeit ausgetrieben werden.

Da die olfaktometrische Messung allerdings nicht online erfolgt, ist dieser Zeitpunkt während des Tests nicht direkt ermittelbar, sondern obliegt der Erfahrung des Versuchsleiters.

Die Auswertung der Messergebnisse ist in Abbildung 8 skizziert.

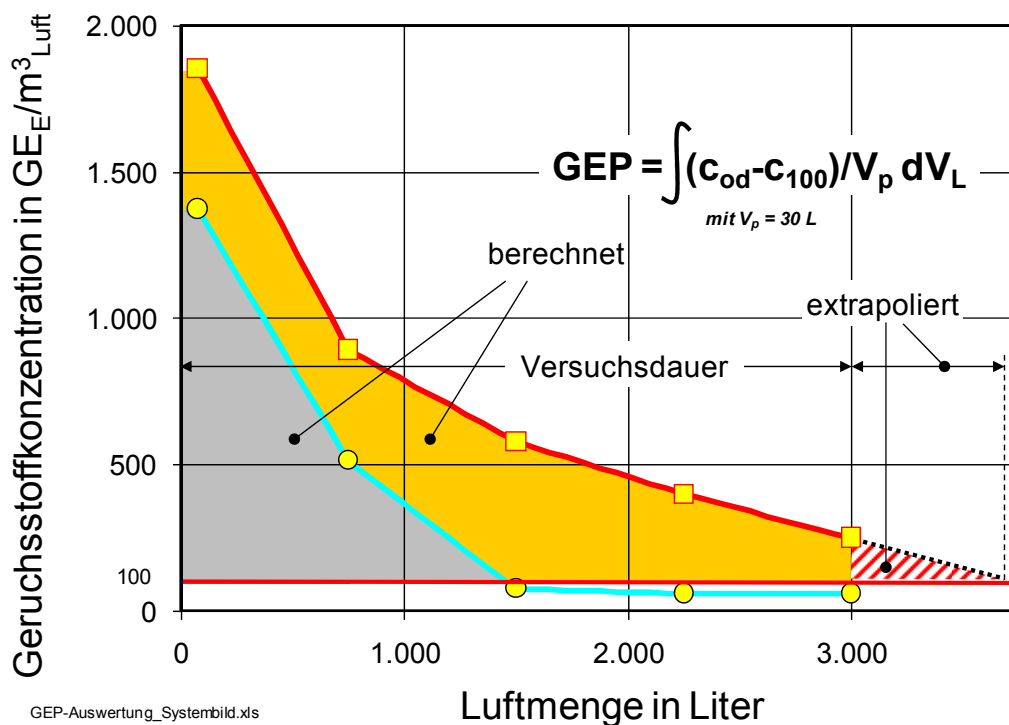


Abbildung 8: Rechnerische Ermittlung des GEP

Das GEP wird durch Integration über die ausgeblasene Luftmenge errechnet und entspricht der Fläche zwischen der Messkurve und der unteren Integrationsgrenze von  $c_{od} = 100 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ , wie in Abbildung 8 gezeigt.

Das GEP liefert Antworten auf eine Vielzahl von Feststellungen:

- ➔ Flüssigkeiten können bezüglich ihrer Geruchsrelevanz quantifizierend charakterisiert werden.
- ➔ Probleme können lokalisiert werden, da die maßgeblich mit Geruchsstoffen belasteten Flüssigkeitsströme identifiziert werden können.
- ➔ Der transportierte Geruchsstoffstrom z.B. industrieller Indirekteinleitungen, ist quantifizierbar. Hierdurch ist das Mess-Instrumentarium geschaffen, um die übermäßige Belastung der öffentlichen Kanalisation mit Geruchsstoffen aus Indirekteinleitungen zu begrenzen und die Einhaltung dieser Begrenzung auch messtechnisch zu überwachen. Eine Deutschland- und auch weltweit erste entsprechende Auflage wird gerade im Falle eines neu zu erstellenden Fleischwerkes, dessen Abwasser über einen bestehenden Kanal durch Wohngebiete abgeleitet werden soll, von den Aufsichtsbehörden gefordert.
- ➔ Die Auswirkung von Verfahrensumstellungen können überprüft werden: was passiert, wenn ein (Industrie-)Abwasser statt wie gehabt über einen Freispiegelkanal nun über eine Druckrohrleitung abgeführt werden soll? Wie verändert sich das Abwasser infolge dieses neuen Sachverhaltes, wie wird sich seine Gehalt an Geruchsstoffen am Ende der Druckrohrleitung darstellen? Solche Fragestellungen wurden und werden auf dem Versuchsfeld des FG SWW in Kassel in einer Modell-Druckrohrleitung untersucht, die Parameter der Sielhautbildung werden gemessen etc..
- ➔ Die Wirksamkeit der Dosierung von Chemikalien zur Geruchsunterdrückung/Geruchsbindung in Flüssigkeiten können durch das GEP objektiv quantifiziert werden.
- ➔ In Verbindung mit einem onlinefähigen Geruchsmessgerät („elektronische Nase“) kann das GEP sogar online gemessen werden. Erst dies ermöglicht den Aufbau eines Regelkreises zur Chemikaliendosierung, und erst dadurch wird eine effiziente und gleichzeitig sparsame Chemikaliendosierung möglich, statt nach dem Motto „viel hilft viel“ teure Chemikalien unkontrolliert überzudosieren – oder im kritischen Fall zu wenig zu dosieren, was die Bürger auf den Plan bringen und noch mehr Geld kosten kann.

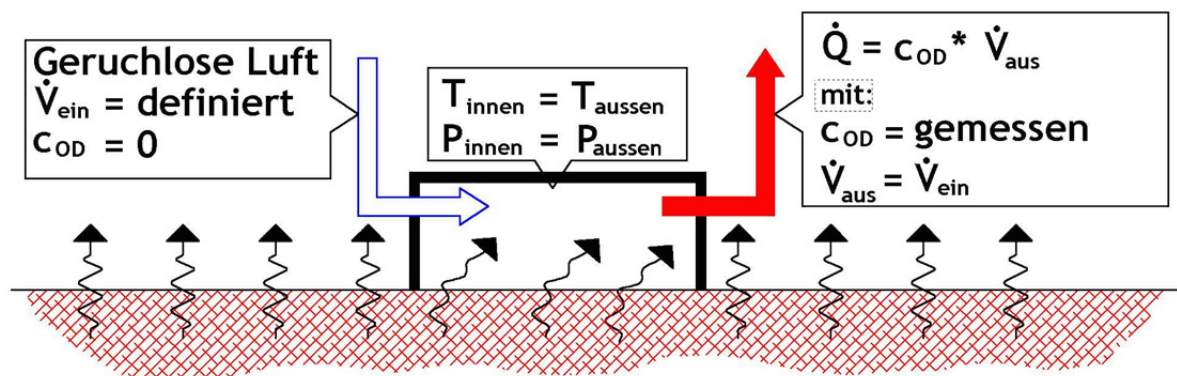
### 3.3 Probenahmetechnik bei der Luftprobenahme

Wie stets ist die Probenahme ein wesentliches Glied in der Kette, die zu einem korrekten Messergebnis führt. Zur Quantifizierung von Emissionen ist es dabei notwendig, den emittierten Massenstrom pro Zeiteinheit angeben zu können. Bei geführten Emissionsquellen – Beispiel Schornstein – ist dies möglich, indem Luftproben aus dem Strömungsquerschnitt entnommen und olfaktometrisch auf ihre Geruchsstoffkonzentration in  $\text{GE}_E/\text{m}^3$  untersucht werden, und zeitgleich der

im Strömungsquerschnitt emittierte Luftvolumenstrom, z.B. in  $\text{m}^3/\text{h}$ , gemessen wird. Dann lässt sich die Emission durch Multiplikation errechnen und z.B. in  $\text{GE}_E/\text{h}$  angeben. Die einschlägigen VDI-Richtlinien für solche Probenahmen sind zu beachten.

Problematischer wird es, wenn es sich um passive Quellen handelt, bei denen ein emittierter Luftvolumenstrom nicht vorhanden bzw. nicht quantifizierbar ist. Dieser Quellentyp ist allerdings im Abwasserbereich recht oft anzutreffen – Stichwort Eindicker, Schlamm, Vorklärung etc..

Hier ist eine geeignete Probenahme notwendig, mit der sich – trotz fehlenden emittierten Luftvolumenstromes – die emittierte Geruchsfracht bestimmen lässt. Abbildung 9 zeigt das Probenahmeprinzip.



BOXd

geruchsemitterendes Material (Abfall, Schlamm, .... )

Abbildung 9: Prinzip der Probenahme auf passiven Flächenquellen

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

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

Aus den so gewonnenen Größen lässt sich daher der emittierte bezogene Emissionsmassenstrom in  $GE_E/(m^2 \cdot h)$  bzw. durch Multiplikation mit der gesamten Oberfläche des jeweiligen Bauwerks der absolute Emissionsmassenstrom in  $GE_E/h$  ermitteln. Dasselbe gilt natürlich auch für analytische Messungen, bei denen Stoffkonzentrationen ermittelt werden; dann ergibt sich der absolute Emissionsmassenstrom zu  $mg/h$  o.ä.. Die VDI-Richtlinie 3880 (2011) behandelt die Probenahme für Geruchsmessungen.

Es sei an dieser Stelle nachdrücklich darauf hingewiesen, dass eine solche standardisierte Probenahme erforderlich ist, weil ansonsten eine Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Messungen nicht möglich ist. Vergleichbar sind bei passiven Flächenquellen also nicht die Geruchsstoffkonzentrationen in  $GE_E/m^3$ , sondern nur die bezogenen Emissionsmassenströme in  $GE_E/(m^2 \cdot h)$ . Findet sich in Ausarbeitungen nur die Angabe von Geruchsstoffkonzentrationen ohne nähere Beschreibung der Probenahme-Randbedingungen, so ist dies unseriös.

## 4 Strategie

Die generell einzuhaltende Strategie kann wie folgt beschrieben werden:

- ➔ **Einleitung** von Sulfid und von Geruchsstoffen **verhindern**
- ➔ **Bildung** von Sulfid und von Geruchsstoffen **verhindern**:
  - ↳ Bildung von **Sulfid** verhindern – **Sauerstoffgehalt** ausreichend hoch halten, Milieu in der **Sielhaut** nicht anaerob werden lassen: Dosieren von z.B. Nitratverbindungen (→  $CaNO_3$  etc.),  $O_2$ , Luft ...
  - ↳ Bildung der **Geruchsstoffe** verhindern -> Anaerobe Zustände vermeiden, **Sauerstoffgehalt** ausreichend hoch halten: Dosieren von z.B. Nitratverbindungen (→  $CaNO_3$  etc.),  $O_2$ , Luft ...
- ➔ Hat sich bereits **Sulfid** gebildet:
  - ↳ **Ausfällen**, z.B. durch Dosieren von Eisensalzen, Eisenhydroxidschlamm
- ➔ Haben sich bereits **Geruchsstoffe** gebildet:
  - ↳ **Oxidieren**, z.B. durch Dosieren von Wasserstoffperoxid  $H_2O_2$  o.ä.
  - ↳ Maskierung (?)

Wir haben es also mit 2 Problemkreisen zu tun:

1. Sulfid (mit nachfolgender Ausgasung von  $H_2S$  in Abhängigkeit vom pH-Wert)
2. Geruchsstoffe

Hierzu haben wir i.W. 3 Handlungsoptionen:

1. Sauerstoffzugabe
2. Fällmittelzugabe
3. Oxidationsmittelzugabe

Jede der drei Handlungsoptionen bedingt aber stets das richtige Zudosieren des jeweiligen Wirkstoffes in den Abwasserstrom.

"Richtig" bedeutet in diesem Zusammenhang: bedarfsgerecht, also

- ➔ immer genug
- ➔ nie zu viel

## 5 Dosierregelung der Wirkstoffzugabe auf der Basis einer online-Sulfid- und GEP-Messung unter Nutzung elektronischer Nasen

### 5.1 Einführung

Je nach Größe des Einzugsgebietes geben europäische Großstädte/Regionen bis zu 5 Mio. € pro Jahr allein für Chemikalien zur Geruchsbekämpfung im Kanal aus. Es besteht hier ein interessantes Einsparpotential. Dies wird in Abbildung 10 deutlich.

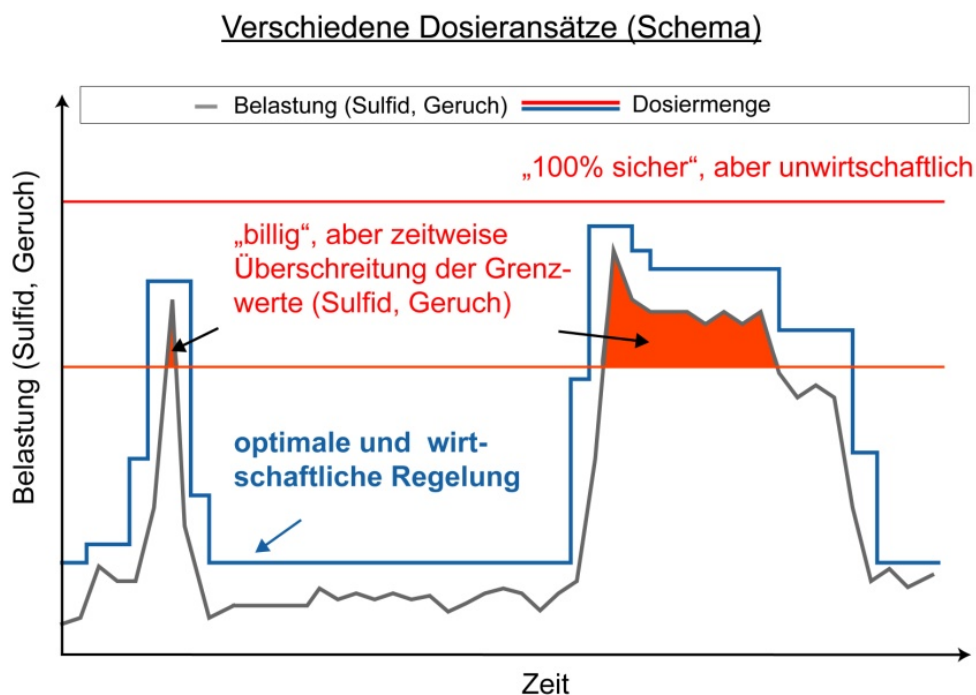


Abbildung 10: Prinzipielle Darstellung verschiedener Dosieransätze

Drei Dosieransätze sind hier prinzipiell dargestellt.

- ➔ Meist startet der Betreiber mit einer Dosiermenge (statisch oder anhand einfacher Größen **gesteuert**, also ohne Erfolgskontrolle), die – im Rahmen des chemisch überhaupt möglichen – einen 100%igen Erfolg sicherstellt.
- ➔ Schnell stellt sich aber dann heraus, dass das ein recht teurer Spaß ist und dass eigentlich permanent mehr oder weniger stark überdosiert wird. Dann wird die Dosierung herabgesetzt. Dies hat oft gleich zwei Folgen:
  - ↳ Es gibt Zeiten, in denen nun zu wenig dosiert wird. Dann beschweren sich – zu Recht – die Anwohner, was „mittelbare“ Kosten neu produziert – und dennoch
  - ↳ wird immer noch während eines erheblichen Zeitraumes überdosiert.
- ➔ Die Lösung muss heißen, eine Dosier**regelung** zu installieren, die eine bedarfsgerechte Dosierung „stets genug, nie zu viel“ sicherzustellen in der Lage ist.

## 5.2 Was wird für eine optimierte Dosierregelung benötigt?

### 5.2.1 Voraussetzungen

Voraussetzung für eine im obigen Sinne erfolgreiche Dosierregelung ist es,

- ➔ an der richtigen Stelle
- ➔ die richtigen Parameter
- ➔ mit minimalem Zeitverzug

zu messen.

In kommunalen Abwässern ist sicher der wichtigste Parameter "Schwefelwasserstoff", der eigentlich "Sulfid" heißen muss. Zudem verursacht Sulfid erhebliche Schäden an den Bauwerken durch Korrosion an Beton und metallischen Werkstoffen.

Da nun aber – im industriellen Bereich öfter als bei kommunalen Abwässern – neben Sulfid auch andere, nicht schwefelbürtige Geruchsstoffe maßgeblich sind, muss als weiterer Parameter „Geruch“ als online-Messwert verfügbar sein, und das vorzugsweise im Rahmen einer automatisierten GEP-Messung.

### 5.2.2 Die richtige Stelle – Messen im Abwasser

Obwohl die  $H_2S_g$ -Konzentration für Korrosionserscheinungen äußerst relevant und für Geruchsbelästigungen ebenfalls sehr wichtig ist, kann dieser Parameter in einem Regelkreis aus verschiedenen Gründen nicht eingesetzt werden.  $H_2S_g$  stammt aus  $H_2S$  im Abwasser, dies beeinflusst von der Sulfidkonzentration und dem pH-Wert. Hier ergibt sich bereits eine für jede Regelung hinderliche Tot-

zeit. Noch schlimmer ist, dass der Massentransfer von  $\text{H}_2\text{S}$  aus dem Abwasser in die Gasphase von verschiedenen weiteren Faktoren beeinflusst wird, wie oben angesprochen, was eine erhebliche Variation bewirken kann. Zudem wäre der Luftfluss im Kanal mit zu berücksichtigen – der also mit gemessen werden müsste.

Aus sehr ähnlichen Gründen ist auch ein in der Kanalluft evtl. direkt gemessenes Signal für „Geruch“, z.B. mit Hilfe sog. „elektronischer Nasen“, siehe auch weiter unten, nicht sinnvoll einsetzbar.

Es wird also, wie bereits eingangs im Kapitel 2.3 "Emission von Geruchsstoffen aus Abwasseranlagen" erläutert, deutlich, dass man, um eine **ursachen**abhängige Regelung zu installieren, messtechnisch an den Ort des Geschehens heran muss: **das Abwasser**.

### 5.2.3 Die richtigen Parameter – Sulfid und GEP

Dies bedeutet im Falle von Schwefel, dass man **Sulfid in der fließenden Welle** messen muss. Es bedeutet zudem, dass man auch **Geruch in der fließenden Welle** messen muss. Warum, und wie das geht, wurde bei Frechen und Köster (1998) bereits beschrieben: hier ist generell das Verfahren der Geruchsemissionspotenzialbestimmung anzuwenden. Wie aus Frechen (2014) hervorgeht, steht dieses Verfahren kurz vor der Standardisierung als VDI-Richtlinie 3885 Blatt 1. Allerdings handelt es sich dabei um ein offline-Verfahren; daher ist es ohne Modifikation nicht direkt für einen Einsatz in Regelkreisen geeignet. Wie diese Modifikation aussehen muss, wird weiter unten beschrieben.

## 5.3 Technische Umsetzung

### 5.3.1 Automatische Sulfid-Messung

Zur Messung von Sulfid in der fließenden Welle wird ein automatisiertes Verfahren benötigt, das in Anlehnung an die DIN 38405, Teil 27 (1992) arbeitet. Das Prinzip besteht darin, durch pH-Wert-Absenkung auf 4, siehe Abbildung 2, Sulfid in das gelöste Gas  $\text{H}_2\text{S}$  zu überführen, aus der Probe auszustrippen und zu quantifizieren.

Zur Quantifizierung können dann im Abgas des Strip-Reaktors  $\text{H}_2\text{S}_g$ -Messgeräte verwendet werden.

### 5.3.2 Automatische GEP-Messung

Ebenfalls, wie im Falle von Sulfid, nach dem Prinzip des Ausstrippens und der Messung der Gasphase (Abluft aus dem Strippreaktor) arbeitet das GEP-Verfahren.

Will man dieses Verfahren aber für eine Dosierregelung einsetzen, so muss man von der bei diesem Verfahren eigentlich erforderlichen olfaktometrischen Messmethodik nach DIN EN 13725 (2003) abweichen und anstelle von Testpersonen ein geeignetes "Geruchsmessgerät" einsetzen, da ja ein online-Messwert notwendig ist. Hier kommen multi-sensor-arrays, sog. „elektronische Nasen“ ins Spiel, wie aus Frechen und Giebel (2012) hervorgeht. Diese ersetzen in diesem Fall die Olfaktometrischen Messungen – notgedrungen.

### 5.3.3 Elektronische Nasen

Frechen und Giebel (2012) haben über elektronische Nasen bereits des Öfteren berichtet (z.B. 2012). Um die Signale elektronischer Nasen in Zusammenhang mit Geruch auswerten zu können, werden geeignete mathematische Modelle benötigt. Dabei müssen die Voraussetzungen der Modelle wie die Unabhängigkeit der erklärenden Variablen sorgfältig geprüft werden. Bei Vernachlässigung der Voraussetzungen ist entweder die Relevanz der Variablen anhand des Modells oder das gesamte Modell und seine Übertragbarkeit fraglich.

In der Regel kann bei elektronischen Nasen nicht von einer Unabhängigkeit der Sensoren gesprochen werden. Eine Substanz kann von zwei oder mehreren Sensoren gleichzeitig gemessen werden.

Üblicherweise wird die Erklärung der Messdaten durch ein Modell präsentiert. Wichtiger ist jedoch zu prüfen, ob das Modell neue Daten richtig vorhersagt. Die fragliche Übertragbarkeit bzw. Prognosefähigkeit des Modells kann durch die Prüfung des Modells an unbekanntem Daten erfolgen.

Eine fehlende Übertragbarkeit stellt zunächst nicht das Modell in Frage, sondern die Vergleichbarkeit der Daten, die zur Modellerstellung verwendet wurden, und der Daten, die zur Prüfung dienen. Bei einigermaßen sicher gestellter Vergleichbarkeit ist darüber nachzudenken, ob das verwendete Modell zu komplex ist und möglicherweise zu sehr an die gegebenen Daten sowie den zufälligen Schwankungen angepasst ist, um auf unbekanntem Daten übertragen zu werden.



Im Projekt ODOCO in Berlin wurden erstmalig die im Sulfid- und Geruchsmessschrank, siehe nächsten Abschnitt, gewonnenen Daten der elektronischen Nasen nicht nur im Zusammenhang mit Geruch in GE/m<sup>3</sup>, sondern auch mit GEP ausgewertet<sup>1</sup>.

In Abbildung 11 ist die Auswertung anhand der multivariaten linearen Regression (MLR) und der multivariaten nicht-linearen Regression anhand bekannter Daten dargestellt, also die Erklärung, deren Güte durch  $R^2$  charakterisiert wird.

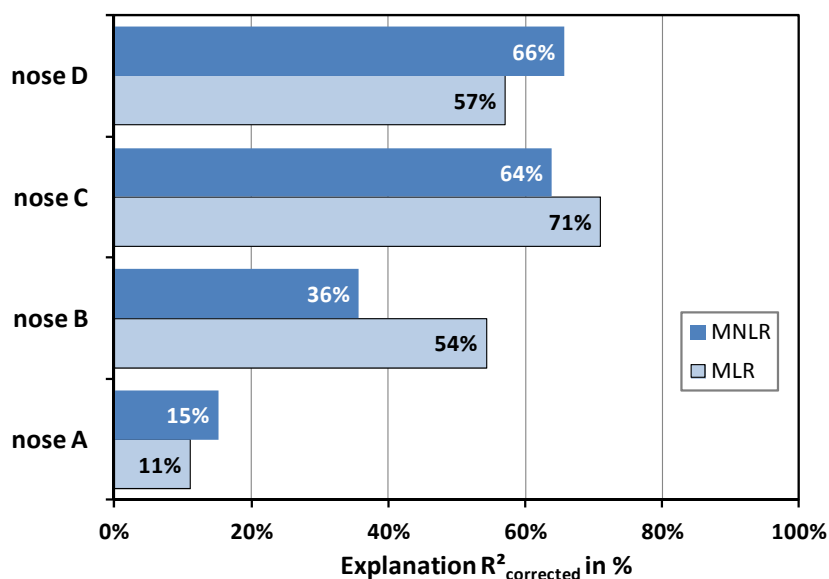


Abbildung 11: Erklärungsgüte verschiedener elektronischer Nasen

#### 5.3.4 Die Messgeräte-Hardware: der Sulfid- und Geruchs-Messschrank SGM

Am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel wurde ein Meßschrank realisiert, in dem parallel GEP und Sulfidgehalt der Flüssigkeit quasi-kontinuierlich gemessen werden und so für weitere nachgeordnete Dosierregelungen zur Verfügung stehen.

Abbildung 12 zeigt den sogenannten „**Sulfid- und Geruchs-Meßschrank (SGM)**“. Mit einem solchen Meßschrank eröffnet sich – über die durch offline-Messungen möglichen historischen Messungen und Effizienz- und Ökonomie-Nachweise hinaus – die Möglichkeit der online-Dosierregelung anhand der quasi-kontinuierlichen Messung des Sulfid- und des GEP-Gehaltes.

<sup>1</sup> Die in der Arbeit verwendeten Daten wurden im Projekt ODOCO-Artnose erzeugt, ein Projekt des Kompetenzzentrums Wasser Berlin. Das im Juni 2012 abgeschlossene 2-jährige Vorhaben ODOCO-Artnose wurde von Veolia Eau und den Berliner Wasserbetrieben finanziert. Die Verwendung Daten erfolgte im Einvernehmen mit dem Kompetenzzentrum Wasser Berlin

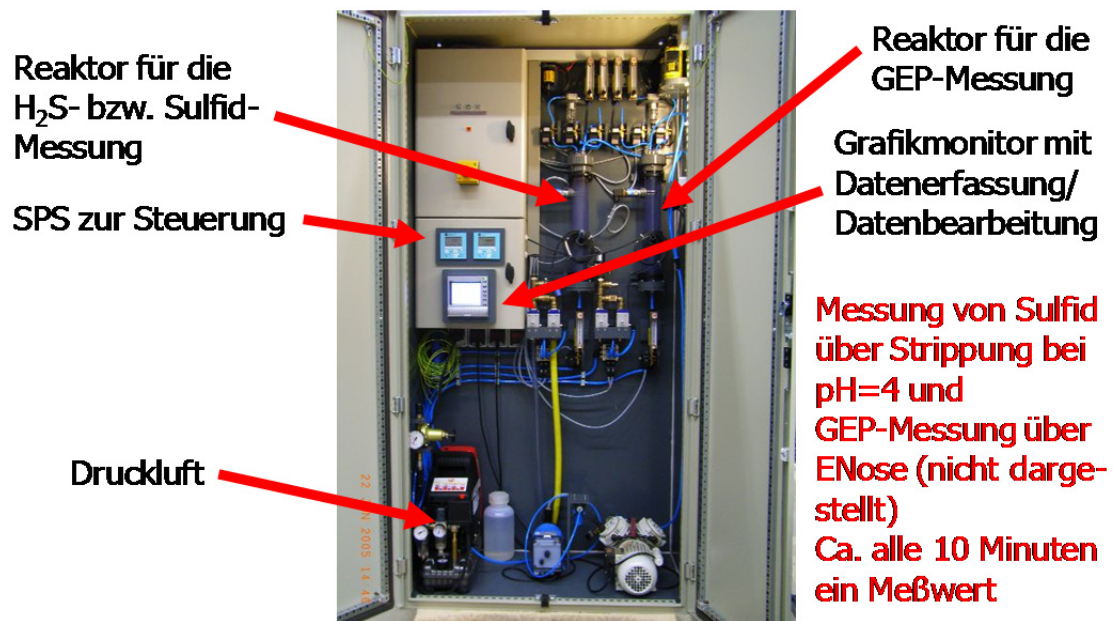


Abbildung 12: Ansicht des entwickelten „Sulfid- und Geruchs-Meßschrank (SGM)“

Dies wurde bereits in verschiedenen Forschungsprojekten untersucht. Derzeit werden weitere Projekte an konkreten Kanalisationsanlagen bearbeitet.

#### 5.4 Fallbeispiele und erste Ergebnisse

Abbildung 13 zeigt den vom Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft speziell für Forschungszwecke in Berlin gebauten Sulfid- und Geruchsmessschrank (SGM).

In einem Forschungsvorhaben, durchgeführt vom Kompetenzzentrum Wasser Berlin und den Berliner Wasserbetrieben, wurden an einem vom FG SWW speziell für diesen Zweck gebauten SGM vier verschiedenen Fabrikate an elektronischen Nasen gleichzeitig getestet. Die gesamte mathematische Auswertung wurde durch das FG SWW durchgeführt.

Roualt et al. (2013) haben über die Ergebnisse dieses Projektes bereits berichtet.

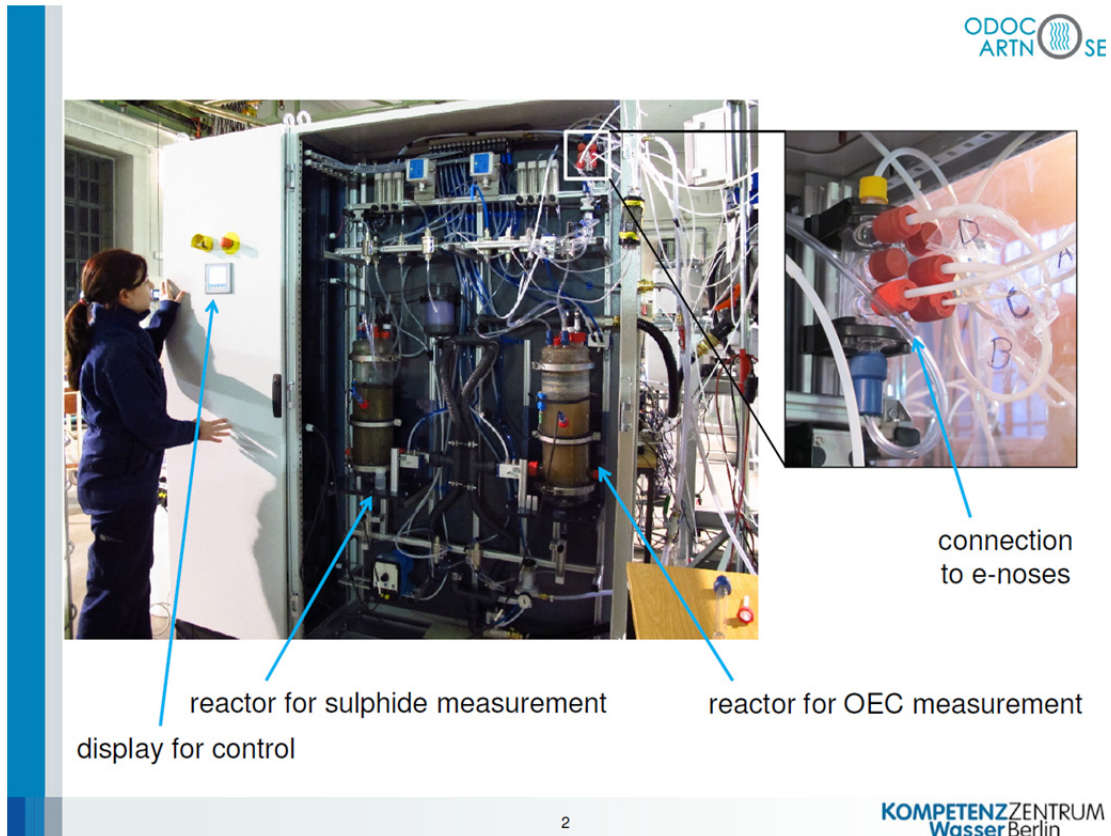


Abbildung 13: SGM für Forschung in Berlin

Derzeit läuft das Projekt in Hannover, siehe Frechen et al. (2014), in dem diese Systematik getestet wird. Abbildung 14 zeigt den dort installierten SGM.



Abbildung 14: SGM Hannover

Erste Ergebnisse der Messungen in Hannover sind in Abbildung 15 dargestellt und vermitteln einen Eindruck von der Dynamik der Geruchs- und Sulfidbelastung des Abwassers.

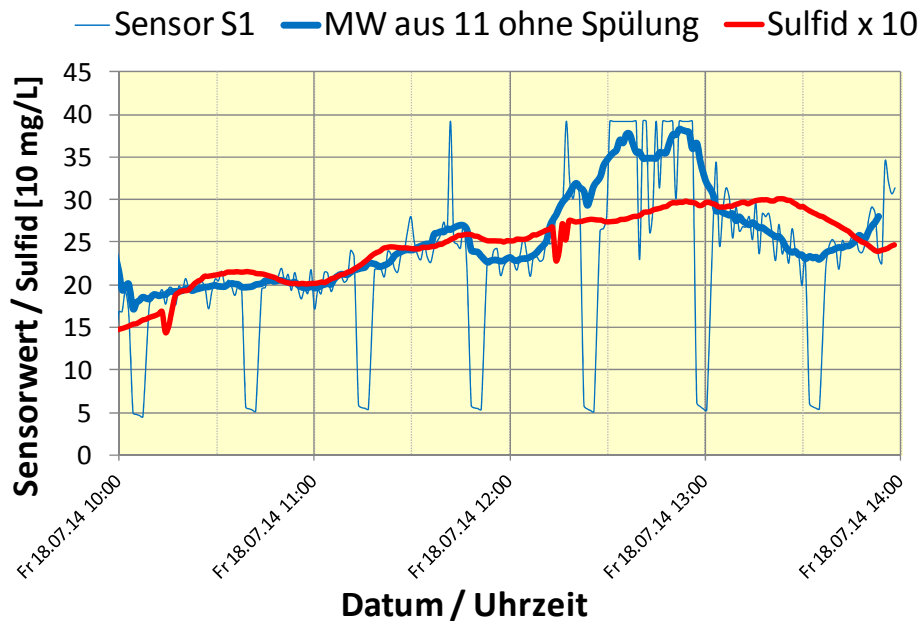


Abbildung 15: SGM für Forschung in Berlin

Derzeit laufen Optimierungsarbeiten, bevor in die Implementierung weiterer Schränke und die Erstellung eines Regelkonzeptes, wie es in Abbildung 16 skizziert ist, eingestiegen wird.

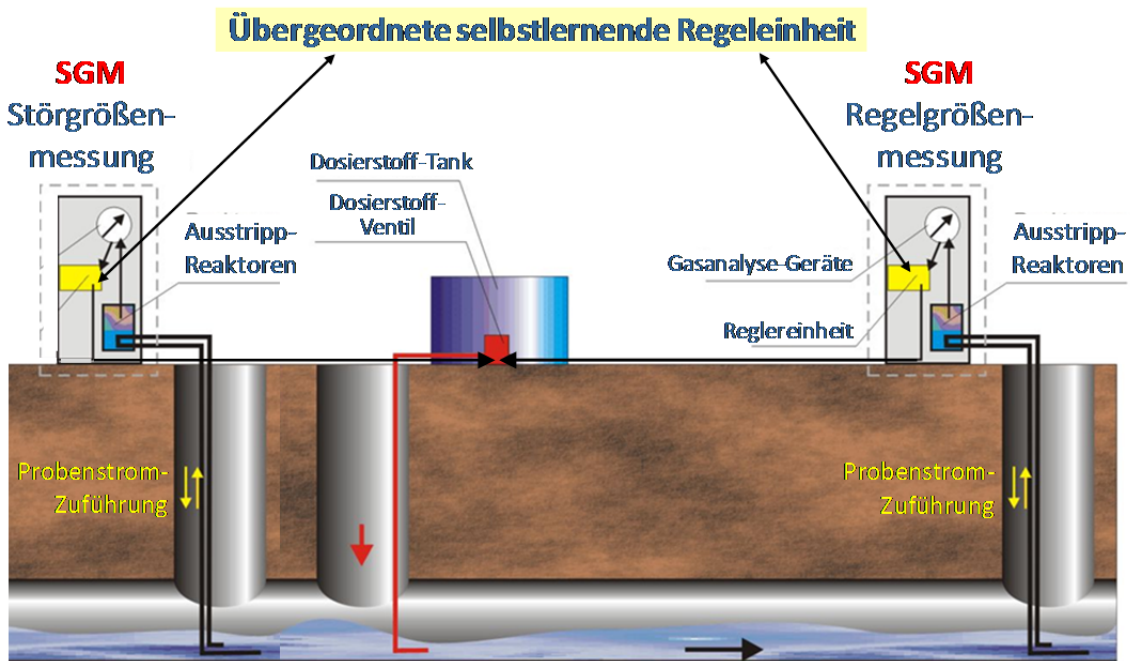


Abbildung 16: SGM für Forschung in Berlin

In einem Jahr werden hierzu umfassende weitere Ergebnisse vorliegen.

## 6 Zum Schluß

Geruchsbelästigungen aus Quellen der Siedlungswasserwirtschaft kommen vor, und sie müssen seriös ernst genommen und entschieden angegangen werden.

Beim Verständnis von Geruchsproblemen im Abwasserbereich ist es wichtig, sich klar zu machen, dass das Abwasser die originäre Quelle der Gerüche ist – Schlamm lagerplätze, Kompostierungsanlagen etc. sind in diesem Artikel nicht Gegenstand der Betrachtung. Sucht man in seinem System nach der Schwachstelle, so sind Messungen z.B. in der Kanalluft wichtige Indikatoren auf dem Weg zur eigentlichen Quelle. Eine Quellen-Identifikation gelingt aber erst, wenn die Messung das Abwasser selbst mit einschließt.

Grundlegende Strategien für Gegenmaßnahmen wurden aufgezeigt. Aus diesen allgemein gültigen Hinweisen ergeben sich allerdings keine allgemein gültigen Maßnahmenempfehlungen. Maßnahmen, die in einem Fall sinnvoll sein können, können unter anderen Randbedingungen genau das Verkehrte sein. Ist ein Abwasser beispielsweise nur sehr gering mit Geruchsstoffen belastet, so ist eine Belüftung durch Abstürze etc. sinnvoll, um den Sauerstoffgehalt zu stützen. Enthält das Abwasser aber bereits viele Geruchsstoffe, werden diese an solchen Stellen durch die Turbulenzerhöhung ausgestrippt und können zu Belästigungen führen. Solche konträren Situationen können auch saisonal bedingt auftreten.

Man sieht also, dass es gerade im Bereich "Geruch" auf Erfahrung und kreative, angepasste Ingenieurösungen ankommt.

## 7 Literatur

ATV-DWK-M 154 (2003)

Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen – Vermeidung oder Verminderung  
Merkblatt ATV-DVWK-M 154, Oktober 2003

BImSchG

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge – Bundes-Immissionsschutzgesetz – BImSchG  
In seiner jeweils neuesten Fassung

DIN 38 405 Teil 27(1992)

Bestimmung von leicht freisetzbarem Sulfid (D 27)  
Juli 1992

DIN EN 13725 (2003)

Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie  
Juli 2003

- FRECHEN, F.-B. (2009)  
10 Years of OEC measurement: Methodology, application, results and future development  
in: Wasser - Abwasser - Umwelt. Schriftenreihe des Fachgebiets  
Siedlungswasserwirtschaft, Band 31. Hrsg. F.-B. Frechen. Kassel University Press.  
2009. ISBN 978-3-89958-608-4
- FRECHEN, F.-B. (2014). Verhinderung von Geruchsbelastungen aus industriellen Abwässern. in: DWA WasserWirtschafts-Kurs O/5 Behandlung von Industrie- und Gewerbeabwasser Kassel, 5. bis 7. März 2014, DWA, Hennef, 2014. ISBN 978-3-944328-58-4
- FRECHEN; F.-B.; Franke, W. (2009)  
Geruchsemissionen aus Entwässerungsnetzen  
in: DWA-WasserWirtschafts-Kurs N/1 - Entwässerungskonzepte. S. 349-388.  
DWA, Hennef 2009. ISBN 978-3-941089-55-6
- FRECHEN, F.-B.; GIEBEL, S.M. (2012)  
Odour emission measurement of liquids and the need for electronic noses  
in: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, S. 418-424, Oktober 2012
- FRECHEN; F.-B.; KÖSTER, W. (1998)  
Odour Emission Capacity of Wastewaters - Standardization of Measurement Method and Application  
Water Science and Technology, Vol. 38, No. 3, pp. 61-69, 1998, IAWQ, Elsevier Science Ltd., Oxford, Great Britain  
ISBN 0 08 043391 X
- FRECHEN, F.-B.; POPPE, A. (2006)  
Geruchsentstehung und -verminderungsmaßnahmen in Kanalnetzen  
Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, Band 9, "7. Kölner Kanalkolloquium 2006", S. 14/1 bis 14/19, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen  
ISBN 3-938 996-02-1, ISBN 978-3-938 996-02-7
- FRECHEN, F.-B.; ROMAKER, J.; GIEBEL, S.M.; BEHRENS, A. (2014)  
Regelung der Dosierung von Chemikalien in die Kanalisation zur Geruchs- und Korrosionsbekämpfung  
in: 15. Kölner Kanal- und Kläranlagen Kolloquium, 1.+2.10.2014, Band 18 der Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, 2014. ISBN 978-3-938996-74-4
- GIRL (2008)  
Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL – )  
i.d.F. vom 29. Februar/ 10. September 2008, Länderausschuß für Immissionsschutz, mit Begründung und Auslegungshinweisen i.d.F. vom 29. Februar 2008
- KÖSTER, W. (1996)  
Die Bedeutung von Geruchsemissionen und Geruchsimmissionen für die Planung und den Betrieb von Abwasser- und Abfallentsorgungsanlagen  
Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Band 154, Aachen, 1996
- KOPPE, P.; STOZEK, A. (1999)  
Kommunales Abwasser  
Vulkan-Verlag, Essen, 1990

## MUNLV NRW (2005)

Beeinflussung von Gewässern und Abwasserreinigung durch die Zugabe von Stoffen in Freispiegelkanälen zur Geruchsminimierung.  
Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Abschlussbericht, September 2005

## ROUAULT, P.; SCHWARZBÖCK, T.; FREY, M.; GIEBEL, S.; FRECHEN, F.-B. (2013).

Multigas-sensor systems for sewer odour measurement - Evaluation of four different E-noses based on tests under realistic conditions. Paper presented at the 7th International Conference on Sewer Processes & Networks, Sheffield, United Kingdom, 28th to 30th August 2013

## THISTLETHWAYTE, D.K.B. (1972)

Sulfide in Abwasseranlagen  
Verlag Bau + Technik, Düsseldorf, 1972, Deutsche Ausgabe 1979

## VDI 3880 (2011)

Olfaktometrie – Statische Probenahme  
VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1 a. ICS 13.040.01. Oktober 2011

## VDI 3884 (2015)

Olfaktometrie – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie – Ausführungsweise zur NORM DIN EN 13725. Februar 2015

## VDI 3885 Blatt 1

Olfaktometrie – Messung des Geruchs-Emissions-Potenzials von Flüssigkeiten  
Richtlinie derzeit in Erarbeitung

**Korrespondenz an:**

Univ.-Prof. Dr.-Ing. F.-B. Frechen

Universität Kassel, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft  
Kurt-Wolters-Str. 3  
34125 Kassel  
Deutschland

Tel.: +49 (0) 561/804-2795

Mail: [frechen@uni-kassel.de](mailto:frechen@uni-kassel.de)

# **Bekämpfung von Geruch (bauliche) Maßnahmen**

Dipl. Ing. Gottfried Kolbe

Zivilingenieur für Bauwesen

geschäftsführender Gesellschafter der Bichler & Kolbe ZT-GmbH

allgemein beeideter und gerichtlich zertifizierter Sachverständiger

**Abstract:** Geruchsemissionen werden zunehmend von der Öffentlichkeit nicht mehr toleriert. Geruchsemissionen, im Besonderen Schwefelverbindungen, führen im Weiteren zur sehr unangenehmen biogenen Sulfidkorrosion (BSK), die extrem zerstörerisch auf Metall- und Betonteile wirken kann. Durch konstruktive Maßnahmen im Bereich Planung und Errichtung von Abwasseranlagen können grundsätzlich Probleme vermieden werden. Ergänzend zur vorhandenen Literatur wird vom Autor auf besondere Problempunkte hingewiesen.

**Key Words:** Geruchsemission, biogene Sulfidkorrosion (BSK), Sulfid, Schwefelwasserstoff, Fettabscheider, Abwasserdruckleitungen, Pneumatische Abwasserförderung

## **1 Einleitung**

Während im öffentlichen Raum technische Fragen und Funktionalitäten sowie naturwissenschaftliche, mathematische, physikalische und/oder chemische Zusammenhänge generell kaum wahrnehmbar sind, stehen Umweltbeeinträchtigungen wie z. B. Geruch, Lärm und Aerosole unabhängig von Intensität und Ausmaß zunehmend im Mittelpunkt des öffentlichen Interesses. Die Bevölkerung ist heute beispielweise nicht mehr bereit unangenehme Gerüche zu tolerieren.

Das neue Regelblatt 23, Geruchsemissionen auf Abwasseranlagen soll helfen die Zusammenhänge zwischen Einflussfaktoren, Geruchsemissionen und geruchskritischen Bereichen von Abwasseranlagen zu erfassen.

Sowohl bei der Standortfrage als auch bei geplanten Maßnahmen von Abwasseranlagen muss auf mögliche Geruchsbelästigungen Bedacht genommen



werden. Bereits im Planungsstadium sind daher Maßnahmen zur Vermeidung von Geruchsemissionen zu ergreifen.

Abwasser ist grundsätzlich mit Geruchsstoffen belastet. Man unterscheidet zwischen primären Geruchsstoffen (sind dem Abwasser bereits eigen) und sekundären Geruchsstoffen (sind solche die erst bei der Abwasserableitung, der Abwasserreinigung oder bei der Schlammbehandlung) entstehen.

Häufig auftretende Geruchsstoffe im Abwasser sind Schwefelverbindungen, Stickstoffverbindungen (Ammoniak, Amine als Abbauprodukte organischer Stickstoffverbindungen) sowie andere organische Verbindungen (vor allem als sekundäre Geruchsstoffe wie organische Fettsäuren).

Geruchsemissionen, im Besonderen Schwefelverbindungen, führen im Weiteren zur sehr unangenehmen biogenen Sulfidkorrosion (BSK), die extrem zerstörerisch auf Metall- und Betonteile wirken kann. Die biogene Sulfidkorrosion ist immer auch mit Geruchsemissionen verbunden. Es wird sehr angeraten die Problematik der Geruchsemission gemeinsam mit dem Problem der biogenen Sulfidkorrosion zu betrachten und die BSK in alle Überlegungen angefangen von Grundsatzentscheidungen, von Planungen bis hin zu den Umsetzungsmaßnahmen von abwassertechnischen Anlagen miteinzubeziehen.

Theoretische Zusammenhänge, technische Abhandlungen, Planungshinweise, Planungsregeln etc. finden sich in Regelwerken von ÖWAV, ATV bzw. DWA, in der einschlägigen Fachliteratur sowie in Forschungsberichten und in zahlreichen Beiträgen im Internet. Auf Wiederholungen soll im gegenständlichen Aufsatz so weit als möglich verzichtet werden. Es sollen lediglich in Ergänzung Denkanstöße geboten werden, die teilweise auf der persönlichen Erfahrung des Verfassers beruhen.

## **2 Ausgangssituation**

Unter längeren, sauerstofffreien Bedingungen haben alle organisch belasteten Abwässer die Tendenz anzufaulen und Schwefelwasserstoff zu bilden. Dieser Anfaulvorgang ist umso intensiver, je konzentrierter das Abwasser und je höher die Temperatur des Abwasser ist. Beim Austritt bzw. beim Wiedereintritt des angefaulten Abwassers an die Luft tritt der gebildete Schwefelwasserstoff in die Atmosphäre aus, was sich durch Geruchsbelästigung manifestiert.

Das Problem einer Geruchsbelästigung kann unter Umständen durch Absaugung der Luft und deren Behandlung gelöst werden. Der Schwefelwasserstoff löst sich jedoch im Kondenswasser, das an Innenwänden und Abdeckungen haftet.

Es kommt zu weiteren mikrobiologischen Umsetzungsprozessen - nämlich der bakteriellen Oxidation des Schwefelwasserstoffs zu Schwefelsäure, die eine extrem starke Korrosionswirkung ausübt. Diese biogene Sulfidkorrosion (BSK) kann große Schäden an Betonoberflächen und Metallteilen anrichten.

Um über dieses wichtige Phänomen und seine Vermeidung mehr Wissen anzusammeln, wurden beispielhaft auf mehreren Kläranlagen im ostösterreichischen Raum in den Jahren 2003-2005 im Rahmen des Forschungsprojektes Kugpia (Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen) vom Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien, intensive Untersuchungen und Messungen durchgeführt.

Die biochemischen Zusammenhänge und Mechanismen der Korrosions- und Geruchsprobleme im Zusammenhang mit der Bildung von H<sub>2</sub>S können beispielhaft im ATV Regelwerk ATV DVWK M154 und im Forschungsbericht Kugpia gut nachgelesen werden.

Im Forschungsbericht Kugpia werden die Probleme die durch Schwefelwasserstoffentwicklung entstehen können, wie folgt aufgezählt:

- Gefahr für Mitarbeiter von Abwasseranlagen (H<sub>2</sub>S wirkt toxisch; ab 10 ppm können Sehstörungen auftreten, ab 200 ppm Kopfschmerzen und Übelkeit, ab 500 ppm kann Atemlähmung auftreten)
- Geruchsprobleme, Geruchsbelästigungen
- Korrosion an Bau- und Werkstoffen
- Schwierigkeiten bei der Abwasserreinigung durch Blähschlamm-entwicklung

### **3 Schadensbild – biogene Sulfidkorrosion**

Generell kann angemerkt werden, dass Geruchsbelästigungen und die biogene Sulfidkorrosion oftmals gemeinsam auftreten und aufgrund der Ursache - H<sub>2</sub>S Bildung, eine gemeinsame Problematik darstellen. Die Auswirkungen bzw. das Schadensausmaß stehen in einem zeitlichen Zusammenhang.

Besonders gefährdet durch die biogene Sulfidkorrosion sind Betonbauteile nach der Ausmündung von Pumpleitungen bzw. Betonbauwerke und Rohrleitungen im Bereich von Hochpunkten mit Entlüftungsventilen von Pumpleitungen.



Abbildung 1: BSK im Anschluss an einen Hochpunkt mit Entlüftung; Pumpleitung 2 mal DN 400 mm, Länge ca. 7.600 m; nach ca. drei Betriebsjahren



Abbildung 2: Zerstörtes Be- und Entlüftungsventil am Hochpunkt; Korrosion am Gussrohr, Pumpleitung DN 300 mm, Länge 8.500 m; nach ca 16 Betriebsjahren



Abbildung 3: Ablagerungen und Sielhautschicht in einer Pumpleitung; DN 300 mm, Länge ca. 8.500 m; nach ca. 16 Betriebsjahren

Wie aus den vorigen Beispielen klar ersichtlich ist und aus dem allgemein möglichen Gefahren- und Schadenspotential erkenntlich ist, gibt es durchaus Sinn, Maßnahmen gegen die BSK zu ergreifen und sich nicht im Anlassfall mit Symptombekämpfung gegen Geruchsemissionen zu begnügen.

Wesentliche Einflussfaktoren der H<sub>2</sub>S Produktion bzw. von Geruchs- und Korrosionserscheinungen sind:

- hohe Abwassertemperaturen; mit steigender Temperatur steigt auch die Geschwindigkeit fast aller chemischen und biologischen Reaktionen, gleichzeitig nimmt die Löslichkeit von Gasen im Wasser ab
- geringe Abwassermengen, verbunden mit hohem Anteil an organischen Verbindungen, hoher Sulfatgehalt, hohe Konzentrationen leicht abbaubarer organischer Verbindungen
- lange Fließstrecken und lange Fließzeiten bzw. Aufenthaltszeiten in Druckleitungen; bei Druckleitungssystemen mit hintereinander geschalteten Druckleitungen führt die Vorbelastung des Abwassers mit Sulfid zu einer Verstärkung des Sulfidbildungspotentials.
- organische Ablagerungen, Oberfläche des Biofilms (Sielhaut) innerhalb von Druckleitungen, große Sielhautflächen
- hydraulische Faktoren wie lange Aufenthaltszeiten, geringe Abwassermengen, geringe Fließgeschwindigkeiten (kleiner 0,5 m/sek) und geringe Wandschubspannungen

In weiterer Folge wird in Anlehnung an das neue Regelblatt 23 auf Maßnahmen zur Geruchsvermeidung eingegangen.

## **4 Vorgeschaltete Bauwerke und Sonderbauwerke; Geruchsquellen, Maßnahmen zur Vermeidung**

### **4.1 Abfallzerkleinerer und Abfallpressen**

Betreiber von Kanalisations- und Kläranlagen sind häufig mit Geruchsemissionen und auch mit hohen Wartungskosten konfrontiert, die durch unsachgemäße Abwassereinleitungen verursacht werden. In letzter Zeit werden so genannte Küchenabfallzerkleinerer und Abfallpressen sowohl in Großküchen als auch in Haushalten vermehrt eingesetzt. Die zerkleinerten Küchenabfälle, Speisereste, biologischen Abfälle usw. werden über die Kanalisation entsorgt und führen zu Ablagerungen und damit zu Geruchsemissionen.

Die Entsorgung bzw. das Einbringen von zerkleinerten Abfällen und Presswässern aus Kompaktoren, Zerkleinerern, Verdichtern oder Pressen ist abzulehnen. Entsprechende Verbote oder restriktive Einleitbedingungen können über die Indirekteinleiterverordnung oder über das gewerberechtliche Bewilligungsverfahren geregelt werden. Richtwerte für die Beschaffenheitskriterien von Abwasser sind den fachspezifischen Abwasseremissionsverordnungen, dem ÖWAV-Leitfaden „Küchen- und Speiseabfälle sowie ehemalige Lebensmittel tierischer Herkunft“ und u.a. der ATV-DVWK-A 115 zu entnehmen.

### **4.2 Fettabscheider**

Lange Aufenthaltszeiten, erhöhte Abwassertemperaturen und lange Räumungsintervalle führen zu Faulungs- und Zersetzungsprozesse und damit zu H<sub>2</sub>S Bildung und zu äußerst unangenehmen Geruchsemissionen. Bezüglich Bemessung, Wartung und Betrieb wird auf das ÖWAV Regelblatt 39 verwiesen.

Abscheidern dürfen nur jene Abwässer zugeleitet werden, die Fette enthalten, vor allem sind das Abwässer aus Küchenspülen und Geschirrspülern. Es wird empfohlen die Fettabscheider, wenn möglich, gut zugänglich und in geschlossenen Systemen zu errichten. Es ist auf entsprechende Be- und Entlüftung der Zu- und Ablaufleitungen zu achten. Es wird empfohlen bei alter Bausubstanz oder bei gegebenenfalls widrigen Umständen die vorhandene Hauskanalisation mittels Geruchsverschlüssen vom Luftraum des Fettabscheiders abzuschotten. Gute Lüftung vom Kanal über den Fettabscheider, über die Falleleitungen bis über das Dach ist für ordnungsgemäßen Betrieb und Funktion von z. B. Geruchsverschlüssen und damit verbundener minimaler Geruchsentwicklung erforderlich.

Die Materialwahl des Abscheiders und - wichtiger noch - aller Zu- und Ableitungen sowie der Entlüftungsleitungen hat so zu erfolgen, dass Korrosionserscheinungen zufolge der biogenen Sulfidkorrosion (BSK) vermieden werden.

Bei jeder Räumung des Abscheiders sind die Inhalte vollständig zu entsorgen. Die Wiederbefüllung des Abscheiders mit Recyclingwasser ist nicht zulässig, da damit sofort eine Wiederbeimpfung des Fettabscheiders erfolgt und Geruchsemissionen nicht hintangehalten werden können.



Abbildung 4: Fettabscheider Nenngröße NS7 in Wien 1; Aufstellung in einem adaptierten Kellerraum mit direkter Entlüftung über Dach und einer Saugleitung zur Entleerung in die Hauseinfahrt

### 4.3 Mischwasserüberlaufbecken

Geruchsprobleme treten im Wesentlichen dann auf, wenn die Beckenreinigung nach einem Regenereignis nicht gegeben ist. Erfahrungen haben gezeigt, dass bei ordnungsgemäßen Betrieb der Anlagen d. h.

- nach Befüllung möglichst rasche Entleerung und
- darauffolgende zeitnahe Entfernung der abgesetzten Stoffe sowie nachfolgende Nassreinigung

es zu keinen nennenswerten Geruchsproblemen aus Mischwasserbehandlungsanlagen kommt. Eine dem Stand der Technik entsprechende Planung hat die Beckenentleerung und Beckenreinigung zu berücksichtigen. Dabei ist auch zu achten, dass es in der allfällig vorhandenen weiterführenden Kanalisation nicht zu zusätzlichen Ablagerungen aufgrund der Beckenreinigung kommt.

Bei Errichtung oder Anordnung der Mischwasserbehandlungsanlagen in sensiblen Siedlungsgebieten oder anderen sensiblen Bereichen empfiehlt sich

die Errichtung oder Nachrüstung mit einer Abdeckung zu prüfen. Die sachgerechte Be- und Entlüftung der eingehausten Anlagen ist erforderlich.

Bei der baulichen Grundsatzkonzeption der Anlage ist bereits auf das System der Beckenreinigung zu achten. Dabei ist auch zu beachten ob Brauchwasser im für das Reinigungssystem erforderlichem Ausmaß und allenfalls auch erforderliche elektrische Energie zur Verfügung stehen.

Im Wesentlichen stehen nachfolgend Reinigungseinrichtungen zur Wahl:

- Spülkippen oder –klappen  
System Schwallspülung, sehr gute Erfahrung in Bezug auf Reinigung der Beckensohle;  
die Reinigung soll direkt nach der Beckenentleerung erfolgen; das Volumen bzw. der gesamte Wasserinhalt der Spülkippe muss in einem Auffangtrichter oder Pumpensumpf wieder gesamthaft aufgenommen werden können, von dort wird dann das verschmutzte Spülwasser weitergeleitet.
- Rührgeräte oder Injektorpumpen  
halten die Schmutzstoffe in Schwebelage bzw. wirbeln abgesetzte Stoffe wieder auf.  
Betrieb während der Beckenentleerung, der Reinigungseffekt hängt stark vom Gefälle und von der Geometrie der Beckensohle ab.
- Beckenreinigung von Hand,  
hoher Wasserbedarf und hoher -druck bzw. ausreichender Wasseranschluss erforderlich  
Reinigung kurzfristig im Anschluss an Beckenentleerung unbedingt erforderlich um in weiterer Zeitfolge (vor allem bei heißen Wetterlagen) Geruchsemission zu vermeiden.
- Automatische Reinigung mit Wasserwerfern  
hoher Wasserbedarf und hoher -druck erforderlich  
Reinigung nach Beckenentleerung, Reinigung von Wänden und Beckensohle gegeben, rasche Beckenreinigung möglich  
Referenzanlage: Wasserverband Ossiacher See (siehe Korrespondenz Abwasser, Betriebsinfo Nr. 2/12)

## **5 Behandlungsmöglichkeiten, Verfahren zur Vermeidung von Korrosions- und Geruchsproblemen in der Kanalisation**

Es sei in diesem Zusammenhang ausdrücklich darauf hingewiesen, dass zwischen Maßnahmen zur Symptombekämpfung und Maßnahmen zur aktiven Bekämpfung (Vermeidung, Verhinderung) von Geruchsemissionen, zu unterscheiden ist.

Maßnahmen zur Symptombekämpfung, wie Einsatz von Biofiltern, Abluftanlagen, Abluftanlagen mit Luftwäscher oder Abkapselungen sind nur anzuwenden, wenn sichergestellt ist, dass Bausubstanz nicht zu Schaden kommen kann. In Ausnahmefällen ist es möglicherweise aus anderen Gründen erforderlich, Sofortmaßnahmen zu setzen, um z.B. Anrainerbeschwerden kurzfristig zu entsprechen.

### **5.1 Verfahren zur Bekämpfung von Geruchsproblemen**

#### **5.1.1 Ausreichende Belüftung der Anlage bzw. des Abwassers**

Vor Inangriffnahme einer Maßnahme muss geprüft werden, ob aerobe Abwasserzustände oder bereits anaerobe Abwasserzustände (angefaultes Abwasser) vorherrschen.

Im aeroben Bereich sind Abstürze bzw. Bauteile die Turbulenzen hervorrufen sinnvoll. Dazu dienen unter anderem Absturzvorgänge in Schachtbauwerken, wodurch Abwassergut gut belüftet wird. Turbulenzen aller Art begünstigen den Gasaustausch. Das Abwasser wird mit Sauerstoff angereichert.

Bei anaeroben Abwasserzuständen oder bei bereits angefaulten Abwasser sind Turbulenzen tunlichst zu vermeiden. Mit dem Gasaustausch werden Sulfide ausgestrippt, die Folge führt zu BSK. Sohlgerinne in Schächten müssen eine strömungsgünstige Gerinneführung aufweisen. Scharfe Richtungshindernisse etc. in der Sohle sind zu vermeiden.

Abstürzendes Wasser sollte hier immer strömungsgünstig z.B. durch Tauchrohre geführt werden und unter dem niedrigsten Wasserspiegel eingeleitet werden. Eine Verlagerung von solchen Schachtbauwerken von den Wohngebieten in unbewohnte Gebiete ist anzustreben.



### 5.1.2 Biofilterverfahren, Luftwäscherverfahren (Symptombekämpfung)

Beim Einsatz von Biofilter-, Biowäscher-, Luftwäscherverfahren, etc. ist besonders auf die Materialwahl und den Aufstellungsort zu achten. Zum Betrieb dieser Anlagen sind Betriebs- und oder Zusatzmittel erforderlich, die wiederum Kosten verursachen. Die Situierung der Luftansaugung ist gut auszuwählen. Aus der Erfahrung des Autors heraus, kann die Aussage getroffen werden, dass der gewünschte Erfolg (Vermeidung von Geruchsbelästigungen im Zusammenhang mit BSK) nur sehr eingeschränkt bzw. nicht immer gegeben ist.

### 5.1.3 Konstruktive Maßnahmen

Oberstes Prinzip der Vermeidung von Geruchsemissionen bzw. Geruchsbelästigungen und BSK ist für kurzen, direkten Abwassertransport zu sorgen, sowie lange Aufenthalts- und Standzeiten zu vermeiden.

Sehr häufig gehen Geruchsprobleme in Entwässerungssystemen von Druckleitungen aus. Sie treten am Pumpwerk selbst, insbesondere aber an der Übergabestelle der Druckleitung zur Freispiegelleitung konzentriert auf. Grundregeln bei der Planung von Pumpwerken sind:

- Abwasser darf nicht in den ankommenden Kanal zurückstauen; Gefahr von Ablagerungen.
- Das Volumen des Saugraumes, die Pumpleistung und das Pumpenspiel sind mit der Zulaufmenge abzustimmen; es soll sich eine möglichst kurze Aufenthaltszeit ergeben.
- Eine trichterförmige Ausbildung des Pumpensumpfes ist anzustreben.
- Bei einem neu zu entsorgenden Gebiet sind die Ein- und Ausschaltpunkte der Pumpen von Zeit zu Zeit umzustellen und den Abwassermengen anzupassen.

Grundregeln für die Planung und den Betrieb von Druckleitungen sind:

- In sich entwickelnden Entsorgungsgebieten sind bei Druckleitungen die Abflussbedingungen während der ersten Betriebsjahre und die des Endzustands in der Planung zu untersuchen.
- Die zulässigen Aufenthaltszeiten des Abwassers sind durch planerische und betriebliche Maßnahmen so kurz wie möglich zu halten.
- Druckleitungen sollten vorzugsweise stetig steigend verlegt werden und so kurz wie möglich sein.

- Zwei Druckleitungen mit kleinerem Durchmesser können günstiger sein, wenn dadurch die Aufenthaltszeit des Abwassers verkürzt und die Fließgeschwindigkeit erhöht wird, als ein großer Querschnitt.
- Ablagerungen und Sielhäute sind durch Mindestfließgeschwindigkeit zu vermeiden, ggf. sind sie durch regelmäßige Spülung mit erhöhter Fließgeschwindigkeit zu beseitigen. Dafür sind ggf. zuschaltbare Pumpaggregate erforderlich. Hohe Fließgeschwindigkeiten führen zu hohen Wandschubspannungen und dadurch zu Sielhautabrieb (Wandschubspannung  $\geq 4 \text{ N/m}^2$ ).
- Bei langen Standzeiten des Abwassers sollten Druckleitungen leer laufen, mit Reinwasser gespült oder ausgeblasen werden können.
- Wenn mehrere Druckleitungen vorhanden sind, dürfen nur die tatsächlich erforderlichen genutzt werden.
- Eventuell sind Maßnahmen der Symptombekämpfung anzuwenden.
- Um in bestehende Abwasserpumpwerke nachträglich ggf. erforderliche Anlagen und Einrichtungen problemlos einbauen zu können, sollte in der Erstplanung genügend Platzreserve vorgehalten werden.

Am Übergabeschacht von der Druck- zur Freispiegelleitung können vermehrt Geruchsprobleme auftreten. Deshalb sind die örtliche Lage des Übergabeschachtes und die der Schächte nachfolgender Haltungen zur Vermeidung von Geruchsproblemen mit Abstand zur Wohnbebauung zu wählen. Hinweise auf die Gestaltung des Übergabeschachtes enthält nachfolgende Abbildung (Darstellung aus ATV-DVWK-M 154):

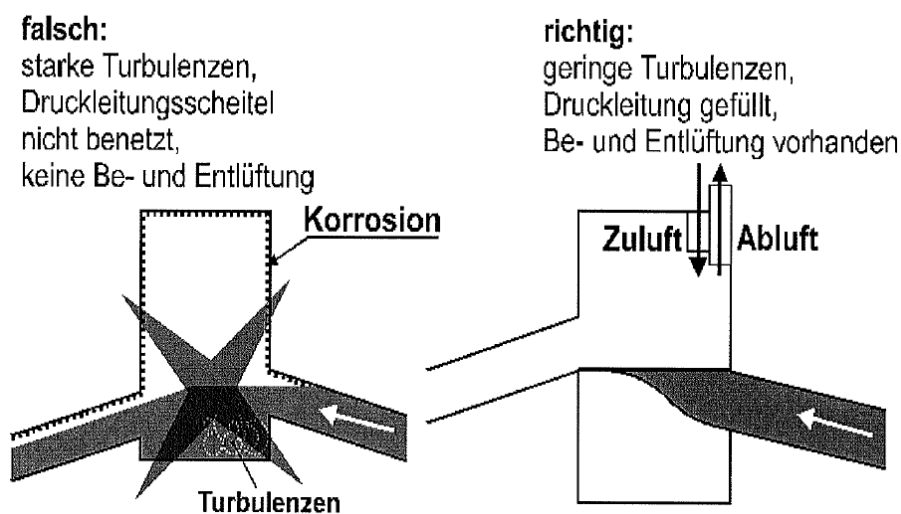


Abbildung 5: Übergabeschacht Druck-/ Freispiegelleitung

### 5.1.4 Optimierung von Betriebseinstellungen

Treten im Pumpleitungssystem Probleme auf, empfiehlt sich als Sofortmaßnahme nachfolgende Optimierungsschritte zu prüfen:

- Aufenthaltszeit des Abwassers im Pumpensumpf durch tiefersetzen des Einschaltpunktes zu verringern.
- Regelmäßige Spülung bzw. Reinigung des Pumpensumpfes um Ablagerungen hintanzuhalten. Eventuell ist die Nachrüstung einer automatischen, intervallartigen Kreislaufführung von Abwasser zur Spülung bzw. zur Aufwirbelung möglich. Im Bereich größerer Pumpwerke ist der Einsatz von Rührwerken möglich, um ein Absetzen von Stoffen zu verhindern.
- Erhöhung der Pumpgeschwindigkeit  
In der Literatur wird vielfach eine Mindestgeschwindigkeit von  $v > 0,5$  m/sek gefordert, um ein Absetzen von Inhaltsstoffen in der Druckleitung selbst zu verhindern. Aus Beobachtungen im Rahmen des Forschungsprojektes Kugpia beim RHV Region Neusiedlersee-Westufer lässt sich ableiten, dass bei Geschwindigkeiten in Druckleitungen von  $v > 1,5$  m/sek die Sielhaut nachhaltig gestört bzw. abgebaut wird. Nach längerem Betrieb mit höherer Geschwindigkeit war jedenfalls die Geruchsproblematik einige Tage lang nicht bemerkbar gewesen.

## 5.2 Techn. Verfahren zur Vermeidung Geruchsemissionen und von BSK

In der Regel ist davon auszugehen, dass wenn Maßnahmen zur Vermeidung von BSK gesetzt werden, automatisch Geruchsemissionen hintangehalten sind. Prinzipiell ist der Einsatz von nachfolgenden Verfahren möglich:

### 5.2.1 Spülen von Druckleitungen durch:

- Spülen mit Wasser; z. B. in regelmäßigen Zeitabständen mit Reinwasser das gesamte Volumen der Druckleitung füllen und freipumpen
- Ständiger oder zyklischer Betrieb mit erhöhter Pumpgeschwindigkeit  $v > 1,5$  m/sek; Wandschubspannung  $> 4$  N/m<sup>2</sup>  
Voraussetzung für den Betrieb von mehreren Pumpen in einem Pumpwerk (um höhere Geschwindigkeiten zu erzielen) ist, dass vorhandenen Pumpen nicht gegenseitig verriegelt sind. Die Kennlinien der Pumpaggregate müssen bei gleichzeitigem Betrieb eine höhere Fließgeschwindigkeit ermöglichen.

- Spülen mit Druckluft  
Einsatz von Druckluft, siehe nachfolgenden Pkt. 5.2.2. „Druckluftgespülte Abwasserdruckleitungen“
- Molchen  
Es erscheint durchaus möglich, Pumpdruckleitungen ständig und regelmäßig in kurzen regelmäßigen Zeitabständen (z.B. 1 x pro Woche) mittels Molchen als ständige Betriebsmaßnahme zu reinigen. Voraussetzung ist die einfache Zugänglichkeit zur Molchschleuse, eine Einrichtung zur Rückgewinnung des Molches und ein Notfallplan für Störfälle.

Molchen in mittel- oder langfristigen Zeitabständen ist demgegenüber viel aufwändiger und sollte gegebenenfalls aus Haftungsfragen nur mit Fachfirmen ausgeführt werden.

Die Voraussetzung für die Molchreinigung ist ein einheitlich vorhandener Rohrdurchmesser und die Hindernisfreiheit der Druckleitung im Innenbereich. Bei PE-HD Leitungen, Rohrverbindung mittels Spiegelschweißungen, müssen die Schweißwülste innen abgehobelt sein.

In letzter Zeit kommen bei Verlegung von PE-HD Druckleitungen vermehrt Sonderverfahren zur Rohrverlegung, wie z. B. das Pflügen zur Anwendung. Bei Anwendung des Pflügens ist darauf zu achten ob das Rohrmaterial als Stangenware oder auf Rollen angeliefert wird. Bei Anlieferung als Stangenware sind Elektroschweißverfahren zu vermeiden, es wird das Spiegelschweißverfahren empfohlen.

Bei Vorhandensein von abrupten Richtungsänderungen, sowie Querschnittsverengungen (z.B. Düker) ist eine Molchreinigung nicht möglich. Es ist auf die richtige Wahl von großen Biegeradien zu achten.

### 5.2.2 Druckluft gespülte Abwasserdruckleitungen

Vielfach werden weitere Sonderverfahren wie z.B. pneumatische Hebeanlagen oder auch systemübergreifende Lösungen wie Kombinationsanlagen Pneumatik – Verdrängung, Hebewerke mit Druckspülanlagen, trocken aufgestellte Druckleitungsspülanlagen, pneumatische Nachspülanlagen etc. eingesetzt. Im Wesentlichen erfolgt die Wahl des Anlagenaufbaues so, dass die Funktionen Förderung, Belüftung und Druckleitungsspülung abgedeckt werden können. Die Dimensionierung und Auslegung solcher Anlagen erfolgt in der Regel durch den Systemhersteller selbst.

Die wesentlichen Vorteile der Abwasserförderung mittels Pneumatik/Druckluft bzw. von Druckleitungen mit Druckluftspülanlagen (Kombinationsanlagen) können wie folgt aufgezählt werden:

- keine Geruchsbelästigungen aufgrund von mit Sauerstoff angereicherten Abwasser
- keine biogene Sulfidkorrosion (BSK)
- keine Ablagerungen im Druckleitungssystem aufgrund regelmäßiger Reinigung durch Spülstöße, Druckluftwalzen oder Nachblasen
- keine Sielhautbildung
- einfache und kostengünstige Verlegung der Druckleitungen in frostsicherer Tiefe, Verlegetiefe dem Geländeverlauf angepasst, der Einsatz von Sonderverlegeverfahren ist möglich
- keine Be- und Entlüftungsventile in den Druckleitungen erforderlich
- Errichtung langer Druckleitungssysteme mit großem Leitungsvolumen aufgrund der Luft- und Sauerstoffzugabe möglich
- keine Druckstoßprobleme
- lange Lebensdauer der Anlagen aufgrund der trocken aufgestellten Bauweise und der Prozessabwärme gegeben

In Österreich sind derzeit im Wesentlichen nachfolgende 3 Systeme im Einsatz:

- **Druckleitung mit Abwasserförderung durch Pumpen und Druckluftspülung (Kombinationsanlage z.B. System Bühler)**  
Das Abwasser wird aus einem Pumpenschacht mittels konventioneller Abwasserpumpen zur Ausmündungsstelle (Kanalsystem oder Kläranlage etc.) gepumpt. In die Druckleitung wird aus einem Druckluftbehälter gezielt Druckluft zugegeben (definierte Menge, definierter Druck, definierter Zeitpunkt). Diese bewirkt das Austreiben einer größeren Menge Abwasser aus dem Druckleitungssystem, wobei die Fließgeschwindigkeit im Rohrsystem so erhöht wird, dass Ablagerungen nicht entstehen bzw. abgebaut werden. Bei der impulsartigen Zugabe von Druckluft wird an der Kontaktfläche zwischen Druckluft und Abwasser ein Schwallkopf mit sehr starken Turbulenzen ausgebildet. In diesem Schwallkopf entstehen Verwirbelungen, die vorhandene Ablagerungen (auch die Sielhaut) abbauen und aus dem System austreiben.

Der Pneumatikteil dieser Kombinationsanlage kann bei Erfordernis relativ einfach nachgerüstet werden, wenn ausreichende Platzreserven vorhanden sind.

- **Druckleitung mit pneumatischer Förderung (z.B. System Hoelscher [Gulliver] oder Oeckermann Abwassertechnik)**

Das Abwasser fließt im freien Gefälle in einen Arbeitsdruckbehälter. Ist dieser Behälter gefüllt, werden die Zulauf- und Entlüftungsleitung abgesperrt und es wird Druckluft in den Behälter gepresst und das Abwasser damit aus dem Behälter in die Druckleitung verdrängt, wodurch es auch zu einer Sauerstoffanreicherung des Abwassers im Zuge des Fördervorganges kommt. Im Anschluss werden die Zulauf- und Entlüftungsleitung wieder geöffnet und der Behälter wieder gefüllt. Eine eventuell erforderliche Nachblasung bewirkt eine weitergehende Entleerung der Druckleitung und eine Spülung der Leitung mit der erforderlichen Mindestfließgeschwindigkeit. Zur Erhöhung der Betriebssicherheit und zur Gewährleistung eines gleichmäßigeren Abwasserzuflusses kann mit einem zweiten Druckbehälter gearbeitet werden. Die pneumatische Förderanlage wird grundsätzlich trocken aufgestellt.

- **Gefälledruckleitung mit Druckluftspülung (Kanalbläser)**

Das Abwasser fließt im freien Gefälle in einen Arbeitsdruckbehälter. Die anschließende Gefälledruckleitung hat mindestens einen Tiefpunkt und einen ausreichenden Höhenunterschied zwischen Zu- und Auslauf. Alle Hochpunkte der Druckleitung müssen unter der Drucklinie liegen. Im Normalbetriebsfall fließt das Abwasser im freien Gefälle durch den Arbeitsdruckbehälter und die anschließende Gefälledruckleitung. In definierten Zeitintervallen wird der Zulauf abgesperrt und Druckluft in die Leitung gepresst. Durch die in der Leitung vorhandenen Tiefpunkte bilden sich bei der Druckluftspülung lange Wasserkörper mit einer Deckwalze an der Front, die abgelagerte Feststoffe bzw. die Sielhaut aufwirbelt und entfernt.

### 5.2.3 Kanalisation – Vakuumkanalisation

Vakuumsysteme arbeiten im Vergleich zu Systemen mit Schwergewichtsentwässerung im umgekehrten Prinzip. Das Abwasser wird aus dem System, unabhängig von den Gefällsverhältnissen unter Aufbau von Unterdruck zu einem definierten Punkt hin abgesaugt.

Kern der Anlage ist die Vakuumstation am Ende des Leitungsnetzes. Hier wird der nötige Unterdruck (ca. 0,5 bis 0,7 bar) erzeugt, der im gesamten angeschlossenen Rohrleitungsnetz herrscht. Die Vakuumstation besteht im Wesentlichen aus dem Abwassertank, den Abwasserpumpen und den Vakuumpumpen, die Luft aus dem Tank und dem anschließenden Rohrleitungsnetz saugen und somit den Unterdruck aufrecht erhalten.

Ein Netz von Rohrleitungen verbindet die Vakuumstation mit den Hausanschlusschächten bei den Gebäuden. Der Hausanschlusschacht mit der Absaugeventileinheit ist der Übergang vom Hausanschluss zur Vakuumkanalisation. Schmutzwasser läuft vom Haus im Freispiegel in den Sumpf des Schachts. Wenn eine bestimmte Menge Abwasser gesammelt ist, öffnet das Ventil automatisch und das Abwasser wird abgesaugt.

Diese Systeme eignen sich besonders gut in sehr flachem Gelände mit hohem Grundwasserstand. Durch den raschen und vollständigen Abtransport des anfallenden Abwassers werden im gesamten System Ablagerungen vermieden. Es kommt im praktischen Betrieb zu keinen Geruchsemissionen.

Für die entstehende Abluft der Vakuumpumpen sind geruchsreduzierende Maßnahmen zu treffen. Gut geeignet und gut bewährt hat sich der Einsatz von Biofilteranlagen.

Im Regelfall wird das Abwasser in weiterer Folge aus dem Sammel tank mittels konventionellen Tauchmotorpumpen abgepumpt. Wird das Abwasser über lange Strecken bis zur Einmündung in die weiterführende Kanalisationsanlage gepumpt, sind ebenfalls geruchsreduzierende Maßnahmen zu setzen.

Gute Erfahrungen hat der Verfasser des gegenständlichen Aufsatzes mit der Dosierung von Eisensalzen (insbesondere Fe II) gemacht. Es sei in diesem Zusammenhang auch angemerkt, dass das im Abwasser enthaltenen Eisen in der Kläranlage wieder reaktiviert werden können und somit die Fallmittelzugabe für die Phosphorelimination auf der Kläranlage vermindert.

#### 5.2.4 Einsatz von Dosiermittel

- Zugabe von Kalk
- Zugabe von Eisensalzen
- Zugabe von Nitraten

Auf die oben angeführten Verfahren wird im Einzelnen nicht eingegangen. Diese Verfahren werden in gesonderten Vorträgen des gegenständlichen Seminars behandelt

## **6 Behandlungsmöglichkeiten, Verfahren zur Vermeidung von Korrosions- und Geruchsproblemen auf Kläranlagen**

Auf die Problematik von Geruchsemissionen auf Kläranlagen wird hier nicht eingegangen. Es wird auf das neue Regelblatt 13 verwiesen, welches dieses Thema ausführlich behandelt.

## **7 Empfehlung aus Sicht der Planung und Konstruktion**

Im deutschsprachigen Raum finden sich vor allem in den ATV-Regelwerken ATV - DVWK - M 154 und ATV - M 168 wertvolle Hinweise für die Planung und den Betrieb von Druckleitungssystemen. Das Studium der zuvor angeführten Regelwerke wird unbedingt empfohlen, um den Themenkreis Geruchsproblematik und Korrosionserscheinungen in seiner Komplexität zu begreifen.

Nachfolgend angeführte Punkte sind bei der Planung von Abwasserdruckleitungssystemen im Besonderen zu beachten:

- Abschätzung des Gefahrenpotentials
- Maßnahmen zur Minimierung des Gefahrenpotentials
- Maßnahmen zum Schutz der Bausubstanz, Materialwahl
- Maßnahmen in Wartung und Betrieb

### **7.1 Abschätzung des Gefahrenpotentials**

Vor allem bei Neuplanungen wie z.B. der Aufschließung von neuen Siedlungs- und Gewerbegebieten ist eine Abschätzung der Art und der Menge des Abwassers oft nur schwer möglich und vielfach eine schwierige, oft unlösbare Aufgabe. In manchen Fällen ist es aus diesem Grunde sinnvoll, von einer kurz- bzw. mittelfristigen Betrachtung (z.B. geringer Aufschließungsgrad) und zusätzlich einer langfristigen Betrachtungsweise auszugehen.

Jedenfalls unterliegt das Gefahrenpotenzial einer zeitlichen Komponente, die nur schwer abschätzbar ist. Wird z.B. ein neu gewidmetes Siedlungs- und Gewerbegebiet nur langsam aufgeschlossen bzw. besiedelt, so ist naturgemäß der zugehörige Abwasseranfall sehr gering. Lange Stand- und Fließzeiten verbunden mit Fäulnisprozessen sind in der Anfangsphase der Aufschließung die logische Folge.



Andererseits kann es in bestehenden Betriebsgebieten zu unerwarteten konjunkturell bedingten Betriebsschließungen von abwasserintensiven Betrieben kommen, die schlagartig die Gesamtsituation eines Kanalanlagenbetreibers verbessern können. Fremd- und Drainagewasser können ebenfalls theoretische Abschätzung des Gefahrenpotenzials erschweren.

Grundsätzlich können zur Vermeidung von Schäden, Investitionsmaßnahmen (Luftpülungen, pneumatischer Abwassertransport, etc.) oder Betriebsmaßnahmen (Zudosierung, in der Herstellung kostengünstiger) gesetzt werden.

Vielfach sind das tatsächliche Szenarium und der Zeitablauf einer Besiedelung nicht vorhersehbar. Hier erscheint eine schrittweise Vorgangsweise bzw. ein wohl durchdachter Stufenplan erforderlich. Zum Beispiel können bei der Errichtung Vorkehrungen zur Nachrüstung von Dosieranlagen oder pneumatischen Nachspülanlagen berücksichtigt werden. Bei kurzen Pumpleitungen kann sich der Einbau von Molchschleusen in weiterer Folge bewähren.

Um das Gefahrenpotential gesamthaft abschätzen zu können, ist unbedingt das Gesamtsystem sowie die Abwasserzusammensetzung vom Punkt des Abwasseranfalls bis zur Kläranlage zu betrachten.

## **7.2 Minimierung Gefahrenpotential**

Als einfache konstruktive und betriebliche Maßnahmen zur Minimierung des Gefahrenpotentials können genannt werden:

Minimierung der Aufenthaltszeit in Abwasserdruckleitungssystemen, durch entsprechende Ausbildung von Pumpensumpf und Minimierung der Rohrdurchmesser von Druckleitungen.

Betrieb der Druckleitungen mit einer ausreichend hohen Fließgeschwindigkeit.

Jedenfalls ist es bei Abwasserdruckleitungssystemen mit geringem Abwasseranfall von Vorteil, mit kleineren Querschnitten (Rohrdurchmesser) und größeren Betriebsgeschwindigkeiten zu operieren. Zwei Druckleitungen mit kleinem Durchmesser können günstiger sein, wenn dadurch die Aufenthaltszeit des Abwassers verkürzt und die Fließgeschwindigkeit erhöht wird. Sind mehrere Druckleitungen parallel vorhanden, dürfen nur die tatsächlich erforderlichen genutzt werden. Bei langen Standzeiten sollten die nicht genutzten Druckleitungen leer laufen und/oder mit Reinwasser gespült und/oder ausgeblasen werden können.

Die erforderlichen Energiekosten sollten jedenfalls nicht als einziges Entscheidungskriterium für die Wahl der Leitungsdimensionierung herangezogen werden.

Die Möglichkeit, eine Pumpdruckleitung in regelmäßigen Abständen mit einer erhöhten Fließgeschwindigkeit von z.B. größer 1,5 m/sek betreiben zu können, vermindert die Gefahr von Ablagerungen (organisch und anorganisch) und zerstört zumindest teilweise die Sielhaut. Hohe Fließgeschwindigkeiten führen zu hohen Wandschubspannungen und dadurch zu Sielhautabrieb. Als positiver Nebeneffekt kann die hydraulische Leistungsfähigkeit des Gesamtsystems durch Vermeidung von Ablagerungen und Querschnittseinengungen erhalten bleiben.

Überlegenswert ist grundsätzlich schon bei der Planung die Errichtung von selbstreinigenden Druckentwässerungssystemen. In einer Forschungsarbeit haben Szabó und Schmidt bereits 1996 aufgezeigt, dass der Einsatz von Pumpaggregaten mit sehr steilen Kennlinien ermöglicht, Druckleitungen selbstständig zu reinigen. Diese Aggregate besitzen in der Regel die nötigen Reserven um auf Verengungen des Rohrquerschnittes (hervorgerufen durch Ablagerungen oder Sielhautbildung) durch Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit zu reagieren. Besonders im Bereich von Druckrohrleitungen mit kleinem Durchmesser und Pumpaggregaten mit Zerkleinerungseinrichtungen sind die Selbstreinigungskräfte aus dem System heraus mobilisierbar.

*Anmerkung: Pumpaggregate mit Zerkleinerungseinrichtungen können im Mischwasser nicht eingesetzt werden. Körniges scharfkantiges Material zerstört die Zerkleinerungseinrichtung. Bei Leitungsdurchmessern kleiner 95 mm ist sicherzustellen, dass sich im Betrieb keine Verstopfungen ergeben können.*

Kommt Druckluft als zusätzliche Maßnahme zur Geruchs- und/oder Korrosionsbekämpfung zum Einsatz, so kann zusätzlich die Belüftung des Pumpensumpfes in Erwägung gezogen werden.

Im Detail sind Checklisten bzgl. technisch sinnvoller Möglichkeiten dem ATV Regelwerk ATV DVWK M 154 zu entnehmen.

### **7.3 Maßnahmen zum Schutz der Bausubstanz vor Korrosionserscheinungen**

Zementgebundene Werkstoffe wie Beton, Mauerwerksmörtel, Faserzement etc. und metallische Werkstoffe wie un- und niederlegierte Stähle, sowie Gusseisen sind prinzipiell korrosionsgefährdet. Im Gefahrenbereich empfiehlt sich vor allem der Einsatz von Kunststoffen, Poloplastmaterialien, hochlegierten Stählen eventuell Steinzeug und Klinker.

Besonders zu achten ist auf die richtige Einschätzung des Gefahrenbereiches. Gefährdet sind jedenfalls Bereiche nach Ausmündungen von Druckleitungen (Ausstrippung von H<sub>2</sub>S). Es ist zusätzlich sinnvoll, in diesen Bereichen, wenn möglich, Turbulenzen zu vermeiden bzw. zu reduzieren. Sind die gefährdeten Bereiche ausreichend gegen Betonkorrosion geschützt, ist der Einsatz von Biofilter zur Geruchsvermeidung gerechtfertigt. Werden Biofilter zur Geruchsbekämpfung eingesetzt, muss bewusst sein, dass es sich um Symptombekämpfung handelt.

#### **7.3.1 Druckrohrleitungen Materialwahl**

Besonders gefährdet durch BSK in Druckrohrleitungen sind die Bereiche um Hochpunkte, insbesondere wenn diese mit Be- und Entlüftungsventilen ausgestattet sind. Aus Literaturangaben und Werknormen können die Eignungskriterien für einzelne Rohrmaterialien hergeleitet werden. Aus Eigenerfahrung des Autors kann ausgesagt werden, dass bei Verwendung von PE-HD Druckrohren Problemen „großräumig aus dem Weg gegangen wird“. Dieses Rohrmaterial ist generell für die Herstellung von Druckrohrleitungen sehr gut geeignet. Nicht nur im Gasversorgungsbereich, sondern auch im Abwasserbereich ist dieses Rohrmaterial vielfach vollkommen ohne Betriebsstörungen im Einsatz.

### **7.4 Maßnahmen im Bereich Wartung und Betrieb**

Im Bereich Betrieb ist jedenfalls aufzuzeigen, dass die Einleitung von fäulnisfähigem Abwasser aus Betriebsbereichen minimiert werden sollte. Die vom Gesetzgeber vorgesehenen Möglichkeiten (Indirekteinleiterverordnung) sollten von den Betreibern durchaus ausgeschöpft werden.

Prinzipiell kann durch regelmäßige Wartungs- und Reinigungsarbeiten im Kanalsystem die Bildung von angefaultem Abwasser in Druckleitungssysteme reduziert werden. Im Einzelnen sind sinnvolle Maßnahmen der entsprechenden Fachliteratur zu entnehmen.

Das regelmäßige Spülen von Druckrohrleitungen mit hohen Pumpgeschwindigkeiten, sollten als Sofortmaßnahme nicht außer Acht gelassen werden.

## **8 Entscheidungsfindung**

Um die einzelnen Verfahren und Möglichkeiten im Einzelfall gegenüberstellen zu können und um zu einer Entscheidung zu kommen, sind Kostenvergleichsrechnungen oder Lebenszykluskostenrechnungen sinnvoll und von der Förderstelle vorgegeben. In der Abwasserwirtschaft haben diese Berechnungen nach den Vorgaben der LAWA zu erfolgen.

Dabei ist jedenfalls möglichst mit tatsächlichen Marktpreisen zu rechnen. Besonders im Bereich Chemikalieneinsatz kann die Erhebung des tatsächlichen Marktpreises eine sensible Aufgabe darstellen.

Unabhängig von Kostenvergleichsrechnungen sollte bedacht auf den einfachen, pragmatischen, vorausschauenden Lösungsansatz genommen werden. Trotz gesetzlicher Einleitungskriterien und bescheidmäßiger Auflagen für Einleiter- und Kanalnetzbetreiber kann die Qualität des Abwassers vom Betreiber nicht beeinflusst werden. Durch die Wahl geeigneter Verfahren, wie der Einsatz von Druckluft z.B. nach System „Bühler“ oder Druckluftförderung und geeigneter Materialwahl

(z.B. PE-HD Druckrohre) ist die BSK-Problematik an der „Wurzel zu packen“.

## **9 Schlussbetrachtung**

Aus planerischer Sicht besteht noch in manchen Bereichen Aufklärungs- bzw. Lernbedarf. Im Besonderen erscheint es erforderlich, den technisch maschinellen Bereich der Pumpentechnik mit dem verfahrenstechnischen Bereich der Chemie und Biochemie wissenschaftlich-technisch zusammenzuführen.

Weiterer Erfahrungsaustausch und Transparenz über eingesetzte Methoden und deren Auswirkungen ist unabdingbar erforderlich.

## 10 Literatur

- ATV-Regelwerk, ATV DVWK M 115-3 (2004), Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers, Teil 3: Praxis der Indirekteinleiterüberwachung
- ATV-Regelwerk, ATV DVWK M 154 (2003), Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen – Vermeidung oder Verminderung, ISBN 3-924063-82-6
- ATV-Regelwerk, ATV M 168 (1998), Korrosion von Abwasseranlagen – Abwasserableitung
- Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien (2005); Forschungsbericht Kugpia, Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen
- KSB Aktiengesellschaft (1989), Kreiselpumpen Lexikon
- Matsché (2003), Ursachen und Lösungsansätze für Geruchs- und Korrosionsprobleme, Wiener Mitteilungen Band 182
- Matsché (2007), Korrosions- und Geruchsprobleme in der Kanalisation, Wiener Mitteilungen Band 205, Tagungsband ÖWAV Seminar Wien 20. Juni 2007
- ÖWAV Regelblatt 23 (2015), Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen
- ÖWAV Regelblatt 39 (2008), Einleitung von fetthaltigen Betriebsabwässern aus Gastronomie, Küchen und Lebensmittelverarbeitung in öffentliche Abwasseranlagen
- Saračević, Svardal, Bertran de Lis (2003), H<sub>2</sub>S-Analytik, Wiener Mitteilungen Band 192
- Saračević (2009), Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -vermeidung in Abwasserdruckanlagen, Wiener Mitteilungen Band 211
- SIHI-Halberg (1978), Grundlagen für die Planung von Kreiselpumpen-Anlagen
- Szabó, Schmidt (1996), Forschungsbericht Fraunhofer IRB Verlag, ISBN 3-8167-5402-3
- Weismann und Lohse (2007); Sulfid- Praxishandbuch der Abwassertechnik; Biogene Korrosion, Geruch, Gefahr verhindern und Kosten beherrschen, erschienen im Vulkan Verlag, ISBN 978-3-8027-2845-7

### Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Gottfried Kolbe

Bichler & Kolbe ZT-GmbH

A-7000 Eisenstadt; Colmarplatz 1; Austria

Tel.: 02682/61 900

Fax: 02682/61 900 12

E-Mail: [office@bic-kol.at](mailto:office@bic-kol.at)

Homepage: [www.bic-kol.at](http://www.bic-kol.at)

# Bekämpfung von Geruch durch die Dosierung von Metallsalzen

DI Alexander Jereb

Donau Chemie AG, Brückl

**Abstract:** In Abwasseranlagen wird eine Reihe von Geruchsstoffen freigesetzt, die neben dem unangenehmen Geruch auch kostspielige Korrosionsschäden an Bauwerken und Einbauten verursachen können. Der Ausbau der Kanalisation vor allem in Form von Druckleitungen und die erhöhte Sensibilität der Bevölkerung haben in den letzten Jahren zu einem verstärkten Interesse nach Lösungsansätzen geführt. Die Zugabe von Metallsalzen – im Speziellen Eisenchloridlösungen, wie Donau Bellair<sub>green</sub> der Donau Chemie AG – haben sich als sehr selektive und sichere Methode erwiesen, H<sub>2</sub>S zu binden, wobei der Wirkstoff auch mehrfach genutzt werden kann. Dadurch ist eine effektive, sowie effiziente Geruchsbekämpfung möglich.

**Key Words:** Metallsalze, Eisenchloridlösungen, Sulfidfällung, Fällungsreaktionen, Kanalgeruch, Donau Bellair<sub>green</sub>

## 1 Einleitung

Die Bildung von Sulfiden ist eine der Hauptursachen für Geruch und Korrosion in Abwassersammelsystemen und –behandlungsanlagen, wobei Sulfide im Abwasser als freier Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S), dissoziierte Sulfide (HS<sup>-</sup> und S<sup>2-</sup>) und Metallsulfide (MeS) vorliegen können. Wird H<sub>2</sub>S freigesetzt, werden unerwünschte und zum Teil auch schädliche Vorgänge im Abwasser (unangenehmer Geruch, Korrosion) in Gang gesetzt. Wird der Schwefelwasserstoff in eine andere Form, nämlich in schwer lösliche Metallsulfide umgewandelt, kann diese Freisetzung von Schwefelwasserstoff verhindert werden.

## 2 Theoretische Grundlagen

In der Abwasserreinigung sind Fällungsreaktionen schon seit langer Zeit in Einsatz und haben sich bewährt. So beruht die Phosphatentfernung bekanntlich auf diesem Prinzip. Aber auch die Entfernung von Metallionen gelingt häufig durch Fällung dieser als schwer lösliche Hydroxide oder auch Sulfide.

Gerade letztere Reaktion kann aber auch umgekehrt zur Bindung von Sulfiden in Abwässern genutzt werden. Damit wird eine Freisetzung von  $H_2S$  weitgehend verhindert.

### 2.1 Fällungsreaktionen

Als Fällungsreaktion bezeichnet man eine chemische Reaktion, bei der 2 Reaktionspartner, die zunächst als gelöste Ionen vorliegen, zu einer Verbindung reagieren, die ein niedriges Löslichkeitsprodukt besitzt und daher als Feststoff (Niederschlag) abgeschieden wird.

Das Löslichkeitsprodukt ist die chemisch-physikalische Grundlage zur Beurteilung der Löslichkeit:

Reagieren das Kation  $K^+$  und das Anion  $A^-$  miteinander so kann die Reaktion wie folgt beschrieben werden:



Das Löslichkeitsprodukt berechnet sich aus der Konzentration der beteiligten Ionen im Gleichgewicht (gesättigte Lösung):

$$K_L = [K^+][A^-] \quad (2)$$

Je niedriger das Löslichkeitsprodukt desto geringer ist auch die Löslichkeit.

Beispiele für schwer lösliche Verbindungen sind in Tabelle 1 dargestellt (Wiesböck 2005):

Tabelle 1: Schwer lösliche Ionenverbindungen (Löslichkeit <1g/l, , außer \*):  
Löslichkeit 1-10g/l)

<b>Sulfide</b>	$S^{2-}$	außer $(NH_4)_2S$ , Erdalkalimetallsulfide
<b>Carbonate</b>	$CO_3^{2-}$	außer $(NH_4)_2CO_3$
<b>Phosphate</b>	$PO_4^{3-}$	außer $(NH_4)_3PO_4$
<b>Hydroxide</b>	$OH^-$	außer $Ba(OH)_2$ , $Sr(OH)_2$ , $Ca(OH)_2^*$

Dagegen sind die in Tabelle 2 angeführten Verbindungen als leicht löslich zu bezeichnen:

Tabelle 2: Leicht lösliche Ionenverbindungen (Löslichkeit >10g/l, außer \*):  
 Löslichkeit 1-10g/l)

<b>Nitrate</b>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	alle
<b>Acetate</b>	CH <sub>3</sub> COO <sup>-</sup>	alle
<b>Chlorate</b>	ClO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	alle
<b>Chloride</b>	Cl <sup>-</sup>	außer AgCl, Hg <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> , CuCl, PbCl <sub>2</sub> *)
<b>Bromide</b>	Br <sup>-</sup>	außer AgBr, Hg <sub>2</sub> Br <sub>2</sub> , CuBr, PbBr <sub>2</sub> *), HgBr <sub>2</sub> *)
<b>Iodide</b>	I <sup>-</sup>	außer AgI, Hg <sub>2</sub> I <sub>2</sub> , CuI, PbI <sub>2</sub> , HgI <sub>2</sub>
<b>Sulfate</b>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	außer Ag <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , CaSO <sub>4</sub> , SrSO <sub>4</sub> , BaSO <sub>4</sub> , PbSO <sub>4</sub> , Hg <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>

Die Konsequenz für die Wasserbehandlung ist, dass sich schwer lösliche Verbindungen im Schlamm anreichern lassen, leicht lösliche jedoch nicht und so in der Wasserphase verbleiben.

## 2.2 Die Sulfidfällung

Eisen bildet nicht nur mit Phosphat eine schwer lösliche Verbindung sondern auch mit Sulfid, wobei dies in folgender Reaktionsgleichung ausgedrückt werden kann:



bzw.



Wie oben dargestellt, reagiert das Eisen in der zweiwertigen Form (S<sup>2-</sup>) mit dem Sulfid. Aber auch die Zugabe von 3-wertigem Eisen (Fe<sup>3+</sup>) resultiert unter geeigneten (reduktiven) Bedingungen in der Fällung des Sulfids, wobei das Fe<sup>3+</sup> durch eine Reihe von komplexen Redoxreaktionen letztendlich zum Eisen in der 2-wertigen Form umgewandelt wird und damit Gleichung 3a bzw. 3b ablaufen können.

Dasselbe gilt für Eisenhydroxid (Fe(OH)<sub>3</sub>). Unter reduzierenden Bedingungen wird dieses am Ende ebenso zu Fe<sup>2+</sup> und reagiert mit vorhandenem Sulfid bzw. H<sub>2</sub>S.



Diese chemischen Zusammenhänge sind die Grundlage für die Geruchs- und Korrosionsbekämpfung in der Abwasserbehandlung.

Das dazugehörige Löslichkeitsprodukt

$$K_{L,FeS} = [Fe^{2+}][S^{2-}] \quad (4)$$

ist im Vergleich zu denen der Konkurrenzreaktionen (Hydroxidfällung, Phosphatfällung) sehr niedrig. Es wird bei Hartinger (1995) mit  $3,7 \times 10^{-19}$  angegeben, während für  $Fe(OH)_2$  zum Beispiel  $2 \times 10^{-15}$  zu finden ist. D.h. das Löslichkeitsprodukt von Eisenhydroxid ist um mehr als das 5000fache höher als das von FeS, entsprechend niedriger ist die Löslichkeit von Eisensulfid.

Von den theoretisch im Abwasser möglichen schwer löslichen Eisenverbindungen besitzt FeS das geringste Löslichkeitsprodukt. Daher fällt auch FeS zuerst aus. Ebenso ergibt sich aus dessen sehr niedriger Löslichkeit eine sehr feine Partikelgröße. Die Keimbildungsgeschwindigkeit ist sehr hoch und man erhält eine feindisperse Partikel-Suspension (Hartinger 1995), die sich nur sehr langsam absetzt. So ist auch die Gefahr gering, dass sich im Verlauf des Abwassersammlers Eisensulfidschlämme ablagern können.

Da auch Eisenhydroxid, wie zuvor erwähnt, nach Reduktion für die Sulfidfällung verfügbar ist, können Eisenlösungen zur Geruchsbekämpfung bereits vor dem Ort der Sulfidentstehung dosiert werden. Denn die Eisenionen, die kein Sulfid als Reaktionspartner finden, bilden Eisenhydroxide, die aber wiederum mit Sulfiden zu FeS reagieren können, sobald welche zur Verfügung stehen. Außerdem ist es aus diesen Gründen auch ausreichend, das eisenhaltige Geruchsbekämpfungsprodukt an einer einzigen, geeigneten Stelle im Kanalstrang zu dosieren, was einen wesentlichen Vorteil gegenüber anderen chemischen Produkten zur Kanalgeruchsbekämpfung darstellt.

Zu beachten ist, dass Löslichkeitsprodukte und damit die Fällungsreaktionen neben der Konzentration auch von anderen Faktoren wie der Temperatur oder dem pH-Wert abhängen.

Bei Yang und Hobson (2001) findet man die in Abbildung 1 dargestellte pH-Wert Abhängigkeit:

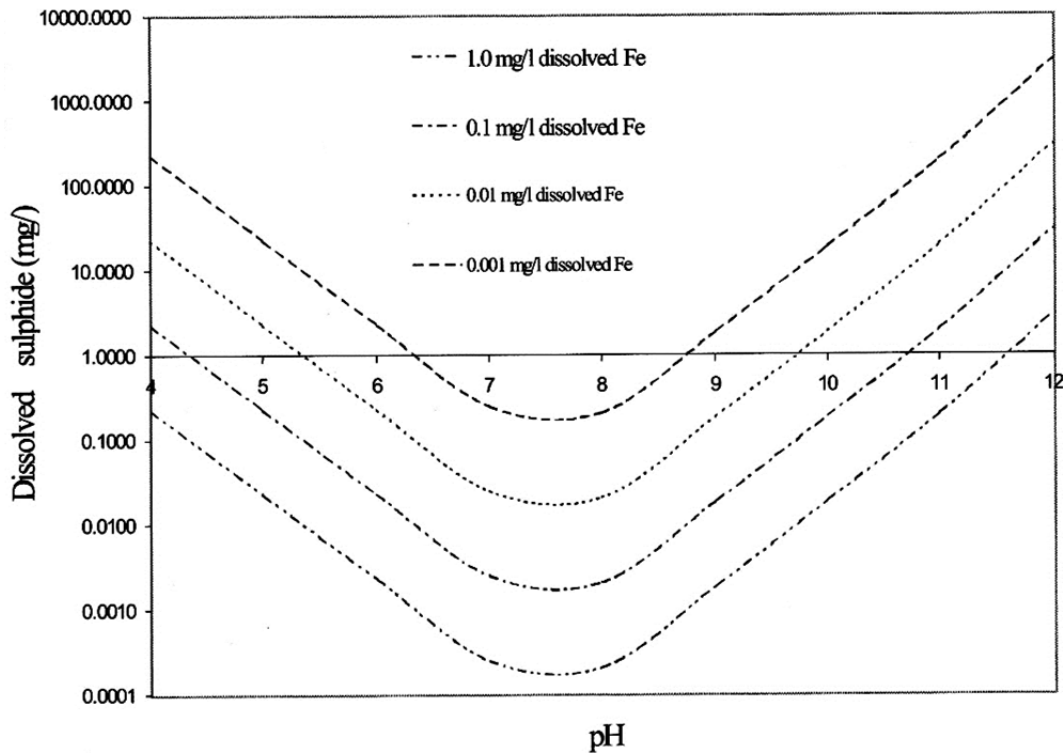


Abbildung 1: Einfluss des pH-Werts und des Gehalts an gelöstem Eisen auf den Restsulfidgehalt (Yang und Hobson 2001)

Demnach liegt der ideale pH-Wert zwischen 6,5 und 7,5. Ebenso erkennt man, dass nur geringe Konzentrationen an gelöstem Rest-Eisen nötig sind, um den Sulfidgehalt möglichst niedrig zu halten (0,1mg/l Fe für Sulfide < 0,01mg/l).

### 2.3 Wirkstoffbedarf für die H<sub>2</sub>S-Fällung

Eisensalzlösungen können Sulfide stöchiometrisch fällen und der Bedarf an Eisenionen kann daher folgendermaßen abgeschätzt werden (ÖWAV Regelblatt 23, 2015):

$$c_{Fe} = f \times \beta \times c_{H_2S} \tag{2.1}$$

wobei  $f = M_{Fe} / M_S = 55,845 / 32,066 = 1,74$  (Verhältnis der Molmassen von Eisen und Schwefel)

$\beta$  = Korrekturfaktor für die Sulfidfällung, abhängig von lokalen Faktoren

$c_{H_2S}$  = Sulfid Konzentration [mg/l], als Richtwert kann für kommunales Abwasser von einem Wert von 10mg/l ausgegangen werden

$c_{Fe}$  = spezifischer Eisenbedarf [mg/l bzw. g/m<sup>3</sup>]

Man kann diesen Bedarf als Startwert für die Produktdosierung heranziehen und diese anschließend mit Hilfe von H<sub>2</sub>S-Messungen in der Kanalatmosphäre an die

Gegebenheiten und Besonderheiten vor Ort anpassen. Der hierfür erforderliche Analysenaufwand ist gering.

## 2.4 Mehrfachnutzung des Wirkstoffs

Wie oben (Abschnitt 2.2) beschrieben, setzt sich der Eisensulfidschlamm aufgrund seiner geringen Partikelgröße nicht im Kanalsystem ab und wird so bis in die Abwasserbehandlungsanlage transportiert. Ist eine Vorklärung vorhanden, wird ein Teil dieser Partikelsuspension über den Primärschlamm (je nach Gegebenheiten in der Vorklärung (Aufenthaltszeit, etc.)) abgeschieden. Der Rest gelangt in die biologische Stufe. Hier findet in der aeroben Zone eine weitere Redoxreaktion statt, nämlich die Oxidation des Eisensulfids mithilfe des Sauerstoffs zu Eisensulfat. Dieses besitzt eine deutlich höhere Löslichkeit als FeS, weshalb wieder fällungsaktive Eisenionen freigesetzt werden.

Je nachdem, wie hoch der Anteil des Abwassers ist, bei dem vor der Kläranlage die H<sub>2</sub>S-Elimination mit Eisenlösungen durchgeführt wird, kann entsprechend Fällmittel auf der Kläranlage eingespart werden. Bei Anlagen, die nahezu 100 % des Zulaufs im Vorfeld der Kläranlage zwecks H<sub>2</sub>S-Entfernung mit Eisenionen behandeln, kann die Fällmitteldosierung auf der Anlage vollständig entfallen und die PO<sub>4</sub>-Fällung trotzdem vollständig aufrechterhalten werden (Jereb (2007), siehe Abbildung 2).

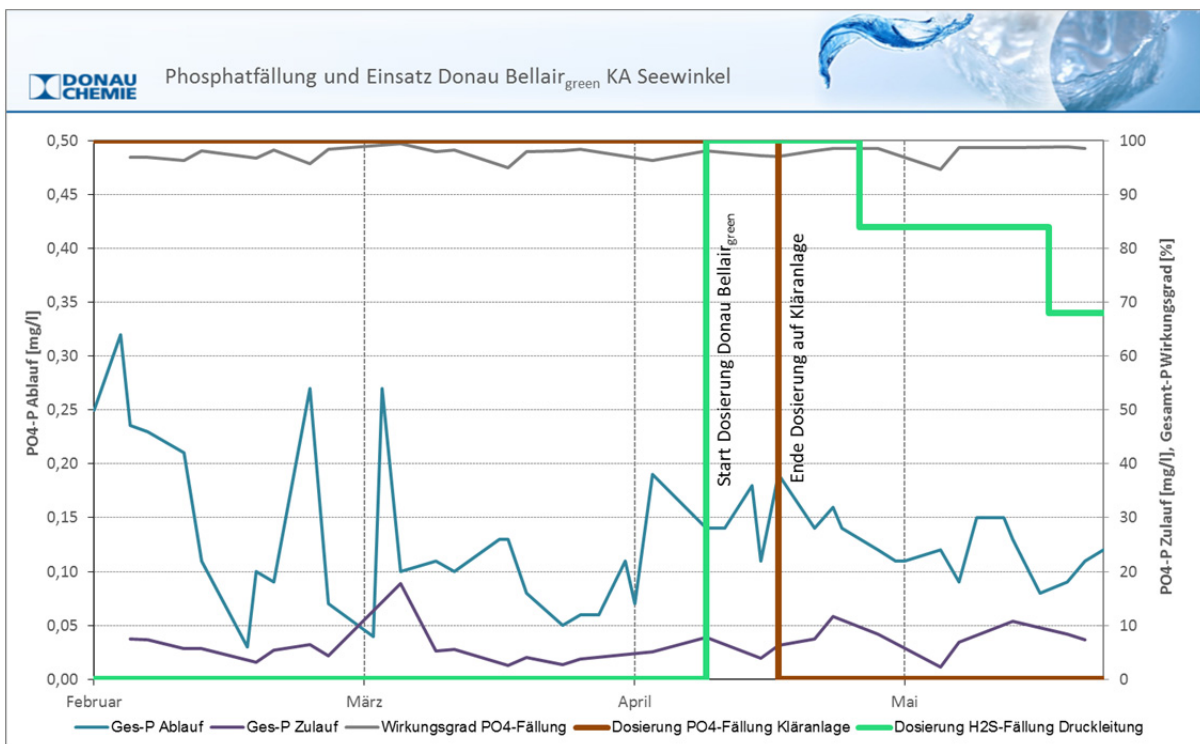


Abbildung 2: Anwendungsbeispiel Seewinkel

Es hat sich auch gezeigt, dass bei Anwendungen, bei denen nur ein Bruchteil des Zulaufs zur  $\text{H}_2\text{S}$ -Fällung behandelt wurde, die Dosierung des Phosphatfällungsmittels auf der Kläranlage reduziert werden konnte (siehe Abbildung 3).

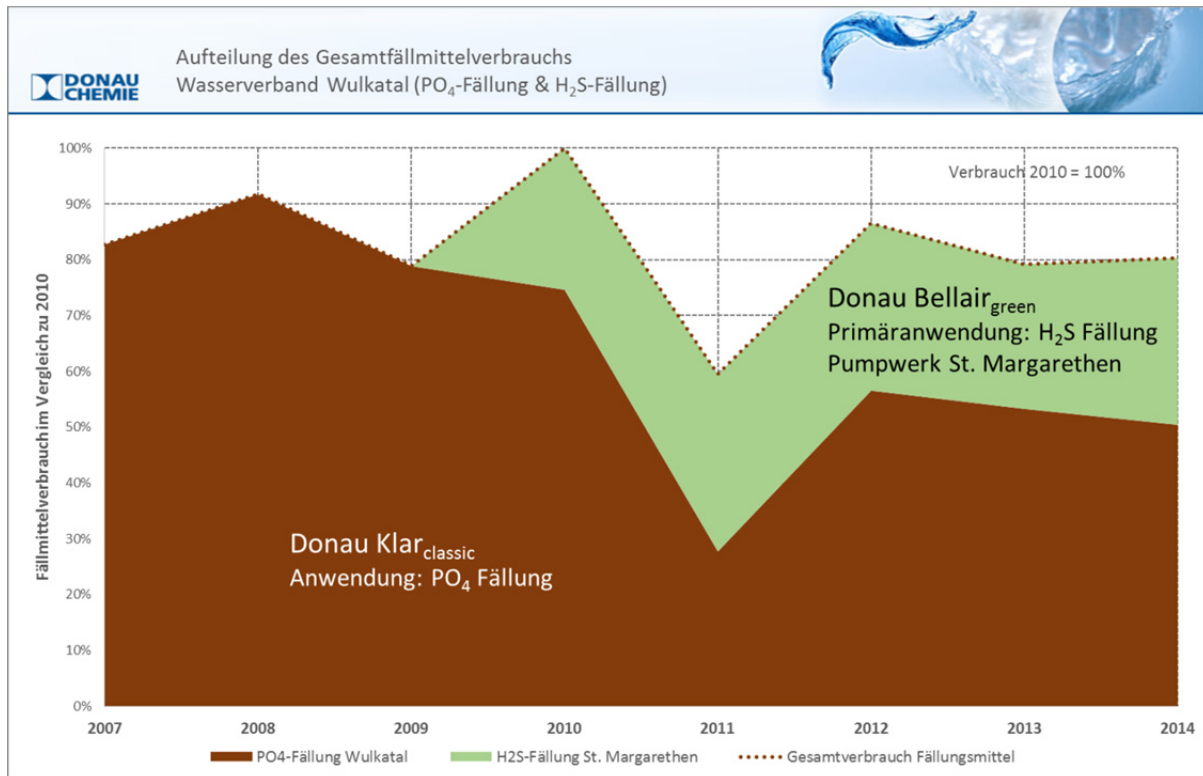


Abbildung 3: Anwendungsbeispiel Wasserverband Wulkatal

So führte auf der Anlage des Wasserverbands Wulkatal die zusätzliche Dosierung von Donau Bellair<sub>green</sub> in der Pumpstation St. Margarethen zu keinem Mehrverbrauch an Fällungsmittel. Die Dosiermenge an Phosphatfällungsmittel auf der Kläranlage reduzierte sich, der Wirkstoffbedarf wurde dann offensichtlich wie aus der vorhergehenden Abbildung hervorgeht, durch re-oxidiertes Eisensulfid aus der Donau Bellair<sub>green</sub> Dosierung ersetzt. Die  $\text{PO}_4$ -Fällung wurde dadurch nicht beeinträchtigt: Die Ablaufwerte bleiben mit 0,2-0,3mg/l  $\text{P}_{\text{ges}}$  deutlich unter dem Grenzwert von 0,5mg/l  $\text{P}_{\text{ges}}$  und auch die Wirkungsgrade für die Fällung bleiben konstant hoch (84% Mittelwert 2014).

### 3 Geruchsbekämpfung in der praktischen Anwendung

Um eine effektive Geruchs- und Korrosionsbekämpfung zu gewährleisten, hat sich für uns eine standardisierte Vorgehensweise etabliert und bewährt.

Diese besteht aus folgenden Schritten:

### 3.1 Aufnahme der lokalen Gegebenheiten / Erfassung des status quo

Zunächst gilt es ausreichend Informationen zur Aufgabenstellung zu sammeln. Dazu gehört die Erfassung folgender Daten:

- Länge und Durchmesser der Druckleitung
- Verlauf der Druckleitung (vor und nach dem betrachteten Leitungsabschnitt)
- Abwassermenge und charakteristische Parameter des Abwassers (CSB, BSB<sub>5</sub>, P<sub>ges</sub>, etc.)
- technische Daten der Pumpstation (Fördermenge, Pumpintervalle, Größe des Pumpensumpfes, Aufenthaltszeit des Abwassers im Pumpensumpf etc.)
- Wo tritt die Geruchsbelästigung und / oder Korrosion auf?
- Wer sind die Betroffenen?
- Welche weiteren Maßnahmen wurden / werden getroffen?
- Sind Spitzen in der Geruchs- / H<sub>2</sub>S Belastung bekannt (z.B. durch Berichte von Anrainern) und können daraus bereits charakteristische Verläufe (Tages-, Wochen-, Jahresmaxima) hergeleitet werden?

### 3.2 Analyse des zu behandelnden Abwassers

Meist sind keine chemischen Analysen der zu behandelnden Abwässer vorhanden. Da sich der Bedarf aber wie schon zuvor beschrieben aus dem Schwefel- bzw. Sulfidgehalt nach stöchiometrischen Gesetzmäßigkeiten rechnen lässt, wird empfohlen, möglichst repräsentative Proben im Zuge der Problemaufnahme zu ziehen und zu analysieren. Sollte das nicht möglich sein, kann man zunächst mit Erfahrungswerten rechnen.

Wie man aus Abbildung 4 und Abbildung 5 erkennen kann, liegt der Schwefelgehalt kommunaler Abwässer nach unseren bisherigen Analysen in 50% der Fälle unter ca. 22mg/l und zumeist zwischen 10-30mg/l.

Die Sulfidgehalte liegen zumeist unter 10mg/l, sind aber schwierig zu bestimmen, da sich die Proben sehr rasch verändern und daher Sulfidgehalte bestimmt werden, die nicht dem Zustand des Abwassers zum Zeitpunkt der Probenahme entsprechen.

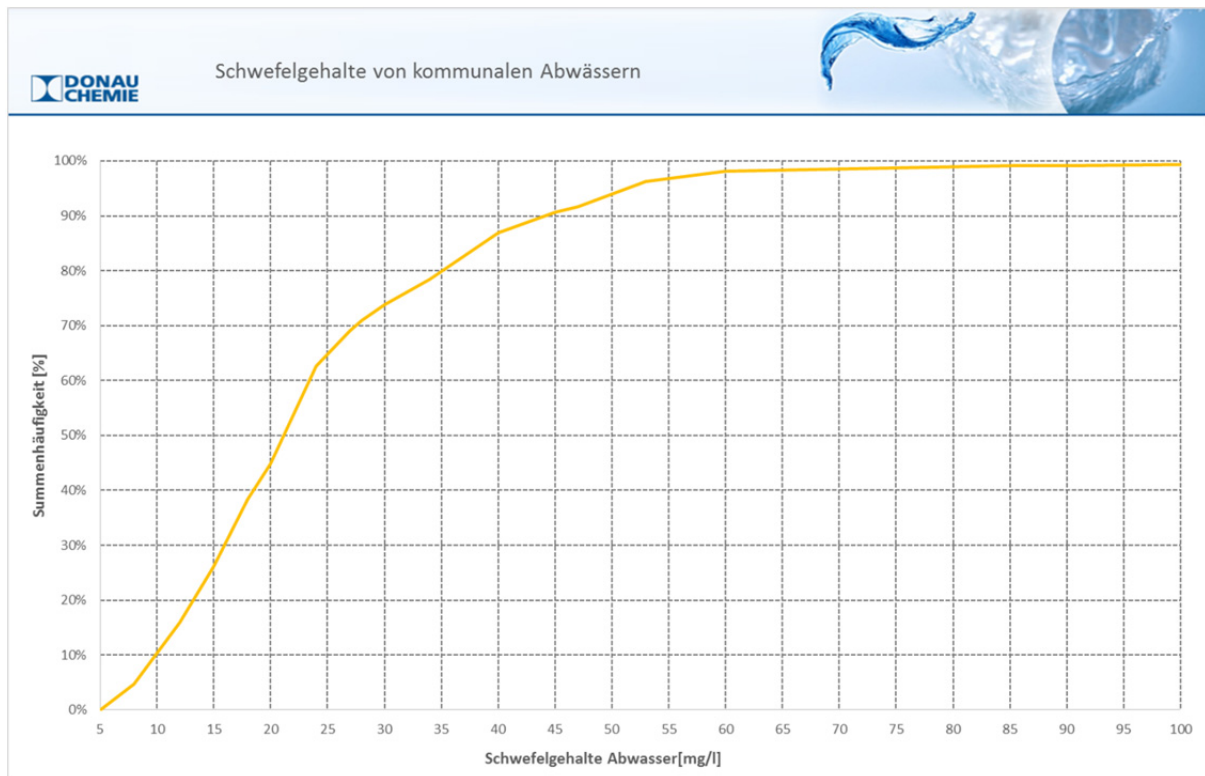


Abbildung 4: Typische Schwefelgehalte (gesamt) von kommunalen Abwässern (Summenhäufigkeit)

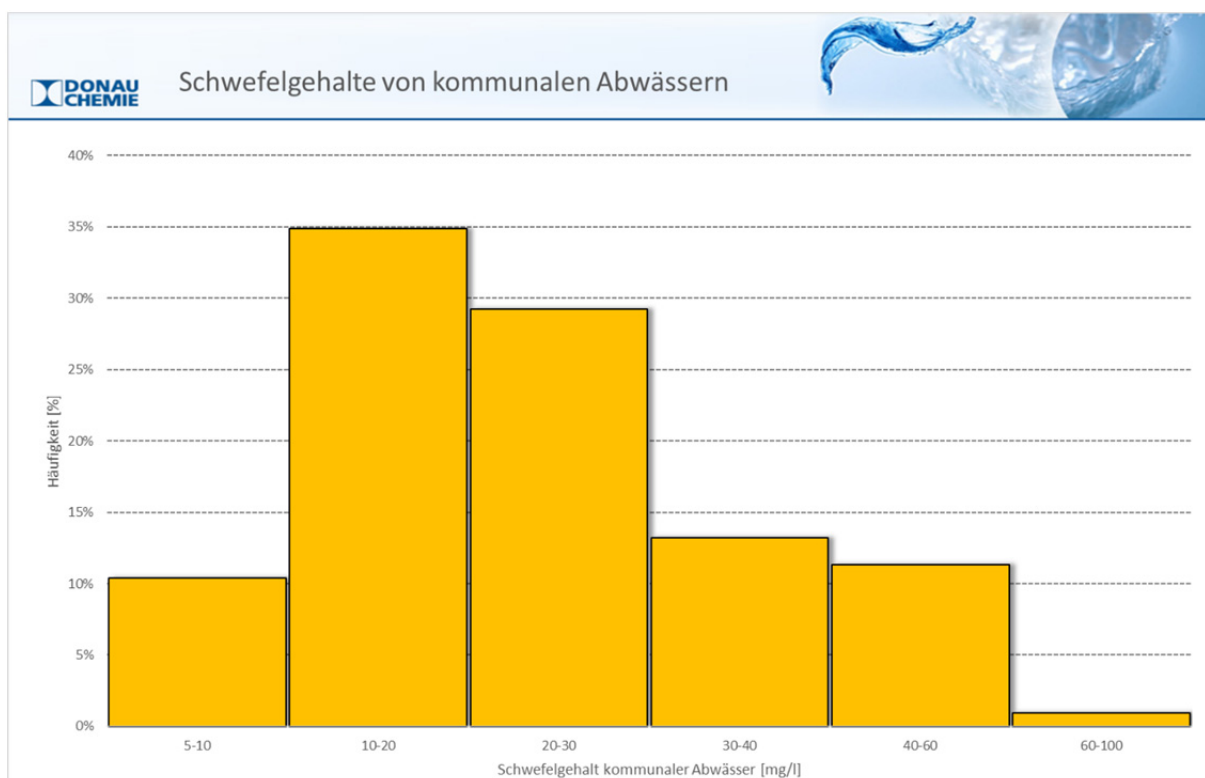


Abbildung 5: Typische Schwefelgehalte (gesamt) von kommunalen Abwässern (Intervallhäufigkeit)

Die verwendeten Metallsalze sind in der Regel Chloride, daher wird von uns auch der Chloridgehalt des Abwassers genau beobachtet. Chlorid findet man in jedem Abwasser in einem breiten Konzentrationsbereich, abhängig von der Herkunft des Abwassers (industrielle Einleiter) und des Trinkwassers, aber auch der Jahreszeit (Salzstreuung) (siehe Abbildung 6).

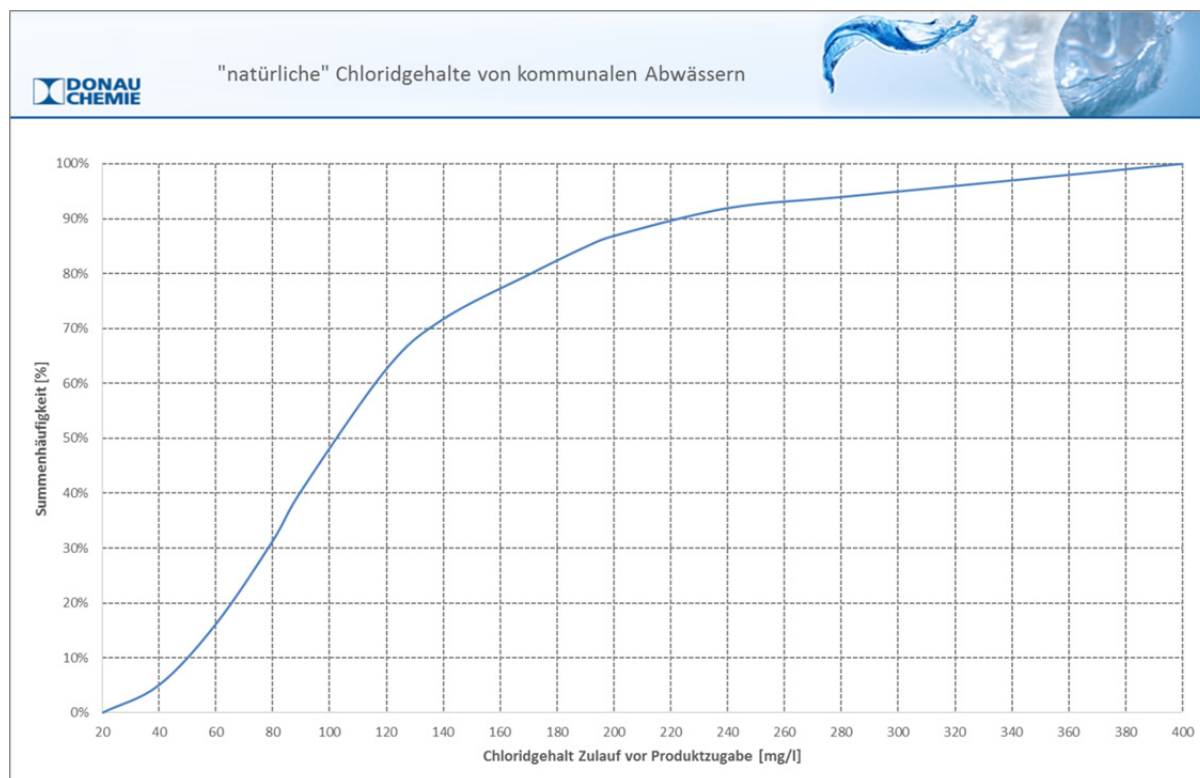


Abbildung 6: Chloridgehalte kommunaler Abwässer

Chloridgehalte von 100mg/l und darüber sind häufig zu finden und alle Anlagenteile müssen entsprechend ausgelegt sein. Der Einfluss der verwendeten Produkte ist aus diesem Grund meist vernachlässigbar (der Chlorideintrag aus eingesetzten Produkten liegt bei üblichen Dosiermengen bei 10-20mg/l und trägt daher zu keiner wesentlichen Aufsalzung bei).

Das neben dem Chlorid vorhandene Eisen, der eigentliche Wirkstoff, reagiert bei der Eindosierung in das Abwasser augenblicklich zu schwer löslichen, praktisch inerten und für Korrosion nicht relevanten festen Reaktionsprodukten wie  $\text{FeS}$ ,  $\text{Fe(OH)}_2$ ,  $\text{Fe(OH)}_3$ ,  $\text{FePO}_4$ ,  $\text{FeCO}_3$  etc..

Bei einer ordnungsgemäßen Produktdosierung ist somit mit keiner erhöhten Korrosion infolge Produktzugabe zu rechnen. Im Gegenteil, durch die Fällung des  $\text{H}_2\text{S}$  wird die für Beton- als auch Metallbauteile gefährliche durch biogene Schwefelsäure ausgelöste Korrosion effektiv verhindert!

Eine Analyse kann beispielhaft wie folgt aussehen:

Tabelle 3: Beispiel für eine chemische Analyse (Pumpwerk St. Margarethen vor und nach Druckleitung)

Parameter	Zulauf Pumpstation (ohne Produkt)	Ablauf Druckleitung (mit Produkt)	Einheit
pH-Wert	7,1	7,2	-
Leitfähigkeit	1,09	1,04	mS/cm
Säurekapazität	6,3	6,1	mmol/l
Chlorid	89	99	mg/l
Aluminium	0,9	0,8	mg/l
Calcium	80	78	mg/l
Eisen	0,4	27,4	mg/l
Magnesium	29	30	mg/l
Schwefel <sub>gesamt</sub>	28,3	26,5	mg/l
Phosphor	3,1	4,2	mg/l

Wie man in Tabelle 3 erkennen kann, liegen die wesentlichen Werte wie Chlorid und Schwefel im mittleren Bereich. Zudem sieht man, dass die Aufsalzung (d.h. Zunahme Chlorid) infolge der Produktdosierung mit 10mg/l von 89mg/l auf 99mg/l (Spalte Ablauf Druckleitung) nur geringfügig ist. Es ist auch keine Absenkung des pH-Werts festzustellen, trotz eher niedriger Pufferkapazität.

### 3.3 Berechnung des Produktbedarfs / Erstellung eines Versuchskonzepts

Aus den erhobenen Daten bzw. der chemischen Analyse kann eine Produktauswahl getroffen, sowie ein Produktbedarf für einen Pilotversuch ermittelt werden. Wir gehen dazu zunächst vom Gesamtschwefelgehalt aus, der auch den maximalen Produktbedarf darstellt, für den eher unwahrscheinlichen Fall, dass Schwefel nur als Sulfid vorliegt.

Gemeinsam mit den Kunden wird dann ein Konzept für einen Versuchsbetrieb erstellt. Vor Beginn der Produktzugabe ist es sinnvoll, den „Belastungszustand“ mittels H<sub>2</sub>S Messung in der Kanalatmosphäre nach der Druckleitung zu erfassen, wie in Abbildung 7 beispielhaft dargestellt. Hier wie in vielen anderen Fällen erkennt man bereits einen für kommunale Abwassersammler typischen Tages- / Wochenverlauf der H<sub>2</sub>S Belastung mit Spitzenwerten zu den Morgen, Mittags- und Abendstunden sowie am Wochenende. Daraus lässt sich in weiterer Folge eine Dosierstrategie ableiten.

Schließlich muss noch eine geeignete Einbringungsstelle und ein Dosiersystem ausgewählt werden.



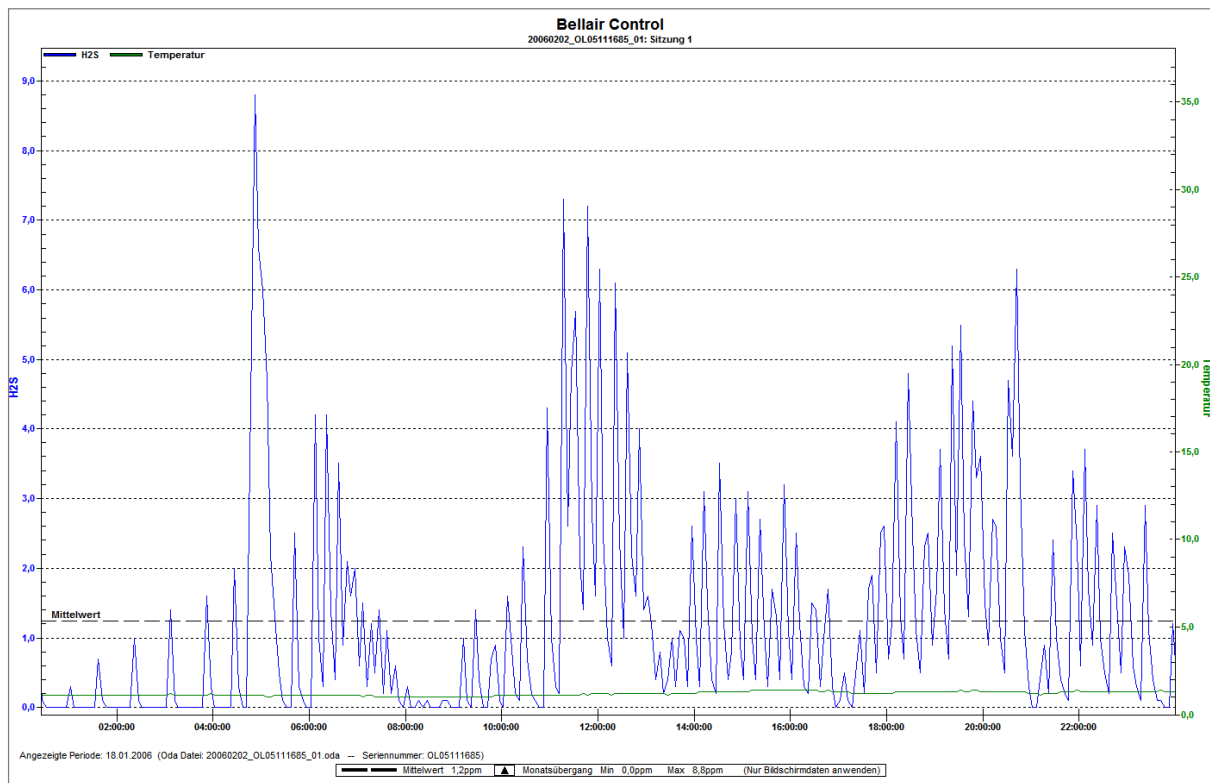


Abbildung 7: Tagesverlauf nach einer Druckleitung vor Produktdosierung mit Morgen-, Mittags- und Abendspitzenbelastungen

### 3.4 Optimierung

Nach Start der Produktzugabe kann durch Erfassung der Schwefelwasserstoffbelastung in der Kanalatmosphäre (Gasmessung), durch chemische Analysen (Verhältnis Eisen/Sulfid bzw. Schwefel<sub>gesamt</sub>) und Berichten über das subjektive Empfinden der Anrainer eine Optimierung der Dosierung erfolgen.

Wie bereits im letzten Abschnitt erwähnt, folgt die H<sub>2</sub>S Belastung häufig einem typischen Tagesgang. Dieser korreliert in der Regel mit dem Abwasserdurchfluss und den damit verbundenen Frachten. Daher ist eine einfach umzusetzende Optimierungsmaßnahme, die Produktzugabe proportional zum Abwasseranfall durchzuführen (z.B. Dosierung immer nur dann, wenn die Abwasserpumpe läuft - das ist auch aus Gründen der Effektivität und Effizienz sinnvoll, da dann das Produkt ausschließlich und rasch dorthin gelangt, wo das Problem primär entsteht: in die Druckleitung). Bei Bedarf kann auch noch ein Faktor für die Temperatur berücksichtigt werden, da die H<sub>2</sub>S bzw. Sulfidkonzentration im Allgemeinen mit der Temperatur ansteigt.

Wurde die Optimierung zufriedenstellend durchgeführt bzw. das Dosiersystem entsprechend eingestellt und hat sich über einen längeren Zeitraum bewährt, sind keine weiteren, oft kostenaufwändigen Steuerungs-, Analyse- oder Messmaßnahmen nötig, sofern das Abwasser überwiegend kommunalen Ursprungs ist. Sollte sich die Qualität des Abwassers (z.B. neue Einleiter) oder andere wesentliche Rahmenbedingungen geändert haben, ist eine Überprüfung der Einstellungen zu empfehlen und sind gegebenenfalls Anpassungen vorzunehmen.

### 3.5 Darstellung der Ergebnisse

Häufig sind Anrainer von der Geruchsbelastung betroffen und daher entsprechend an Lösungen interessiert. Daher sollten diese auch über die getroffenen Maßnahmen informiert und die Ergebnisse entsprechend präsentiert werden. Dafür ist eine Darstellung der Belastung vor und nach der Produktzugabe hilfreich (Abbildung 8).

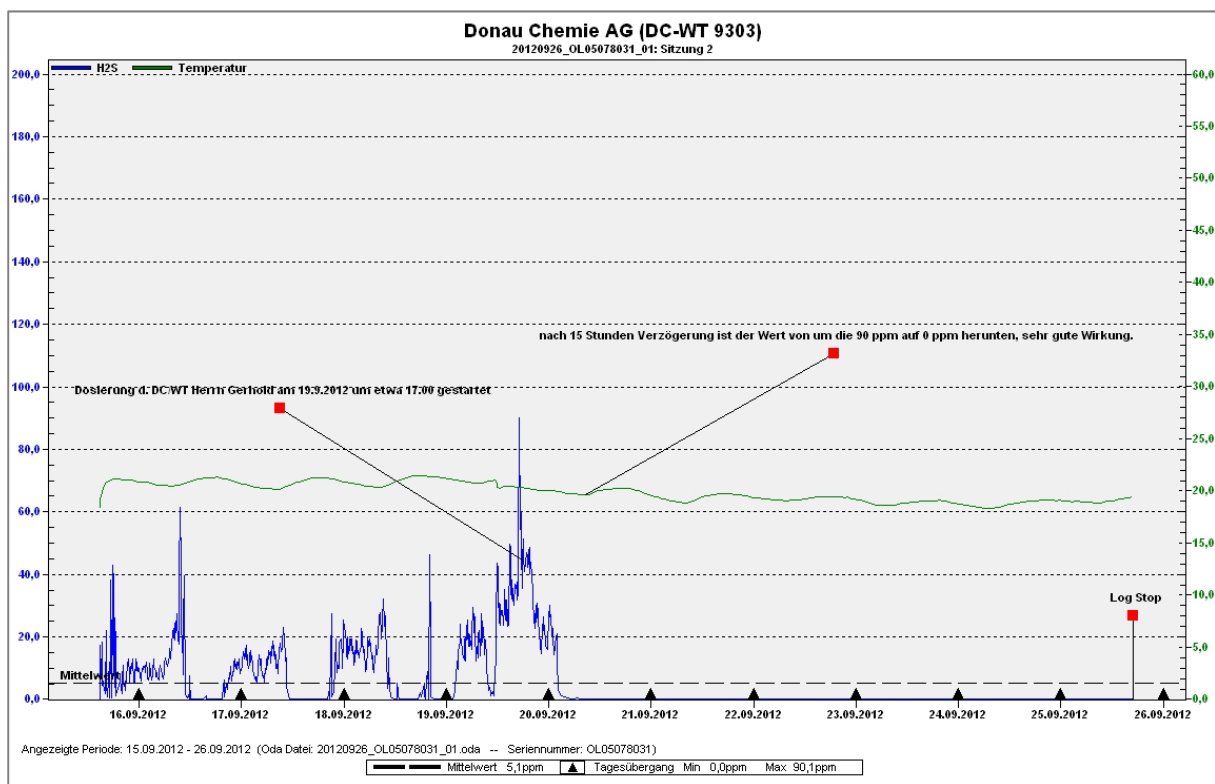


Abbildung 8: H<sub>2</sub>S Belastung vor und nach Dosierbeginn

## 4 Zusammenfassung

Metallsalze haben seit vielen Jahren ihren fixen Platz in der modernen Abwasserreinigung – als Phosphatfällungs- und Koagulationsmittel. In den letzten zwei Jahrzehnten hat das Thema Geruchsbekämpfung in der Abwasserreinigung an Bedeutung gewonnen, durch den erhöhten Anschlussgrad an die Kanalisation und der damit verbundenen Errichtung von Pump-Druckleitungen einerseits und durch die erhöhte Sensibilität der Bevölkerung andererseits. Dadurch müssen Betreiber von Abwassersammel- und –behandlungsanlagen vermehrt entsprechende Maßnahmen zur Lösung dieser Probleme treffen.

Die Ursachen und mögliche Maßnahmen sind im ÖWAV Regelblatt 23 gut beschrieben.

Ein Lösungsansatz ist die Zugabe von Metallsalzlösungen (Eisenlösungen). Diese sind in der Abwasserreinigung schon lange als Fällungsmittel (zur Phosphatentfernung) bekannt und haben sich bewährt. Dasselbe Wirkprinzip kann auch zur Geruchs- und Korrosionsbekämpfung in Abwasseranlagen genutzt werden, indem Schwefelwasserstoff ( $H_2S$ ) und Sulfide als unlösliche Eisensulfide ( $FeS$ ) gefällt werden. So kann die Freisetzung des übel riechenden, toxischen  $H_2S$  in die Atmosphäre und in weiterer Folge Korrosionsschäden an Bauwerken und Einbauten verhindert werden.

Die Vorteile der Metallsalze sind unter anderen

- Hohe Selektivität
- Rasche Reaktion
- Einfache Bedarfsermittlung nach klaren, nachvollziehbaren chemischen Gesetzmäßigkeiten
- Sichere Wirkung
- Mehrfachnutzung des Wirkstoffs

Diese Vorzüge und insbesondere die Möglichkeit den Wirkstoff für zwei oder sogar drei Anwendungen nutzen zu können ( $H_2S$  Entfernung in der Kanalisation, Phosphatfällung in der Kläranlage,  $H_2S$  Entfernung im Faulturn) haben dazu beigetragen, dass Produkte wie die Donau Bellair Familie (z.B. Donau Bellair<sub>green</sub>) bereits seit vielen Jahren erfolgreich eingesetzt werden und sich bewährt haben.

## 5 Literatur

- Hartinger, Ludwig: Handbuch der Abwasser- und Recyclingtechnik für metallverarbeitende Industrie, Carl Hanser Verlag (München, Wien 1991, Nachdruck 1995).
- Wiesböck Rainer: Grundlagen für den Einsatz von Fällungs- und Flockungschemikalien, Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer, Band 192 (Wien, 2005).
- Gong Yang und John Hobson, Use of Chemicals for septicity and odour prevention in sewer networks in: Stuetz R., Frechen F.-B. (ed.), Odours in Wastewater Treatment, IWA Publishing (London 2001).
- Norbert Matsché et al.: Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen. Endbericht, Lebensministerium (Wien 2005).
- Jereb Alexander: Ionische Eisenprodukte und ihre vielfältige Wirkung beim Einsatz zur Kanalgeruchsbekämpfung – Theorie und Praxis, Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer, Band 205 (Wien, 2007).
- ÖWAV Regelblatt 23: Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen (Wien 2015)

**Korrespondenz an:**

DI Alexander Jereb

Donau Chemie AG

A-9371 Brückl

Tel.: +43 4214 2326-0

Email: [alexander.jereb@donau-chemie.com](mailto:alexander.jereb@donau-chemie.com)

# Bekämpfung von Geruch durch die Dosierung von Chemikalien

Dr. Dominik Kohr

VTA Austria GmbH, Umweltpark 1, 4681 Rottenbach

**Abstract:** Eine Möglichkeit um üble Gerüche zu unterbinden ist die Dosierung von Chemikalien. Vor allem konzentrierte Nitratlösungen spielen hierbei eine wichtige Rolle. Aber auch der Einsatz von Reinsauerstoff, Ozon oder anderer Oxidationsmittel ist möglich. Der Wirkmechanismus unterscheidet sich dabei teils erheblich. Die richtige Wahl des Produktes gewährleistet eine effektive und wirtschaftliche Geruchsbekämpfung.

**Key Words:** Geruchsbekämpfung, Schwefelwasserstoff, Chemikalien, Nitrat

## 1 Für jede Anwendung die passende Lösung

Schwefelwasserstoff stellt die wohl häufigste und auch bekannteste Ursache üblen Geruchs im Kanal dar. Doch selbst hier gibt es unterschiedliche Möglichkeiten diesen zu bekämpfen, bzw. zu verhindern. Um für jeden individuellen Fall das optimale Produkt zu finden, ist eine Ursachenforschung meist unumgänglich. So hat jedes Mittel seine Vor- und Nachteile. Abbildung 1 zeigt grob zusammengefasst die Entstehung von Geruchsstoffen.

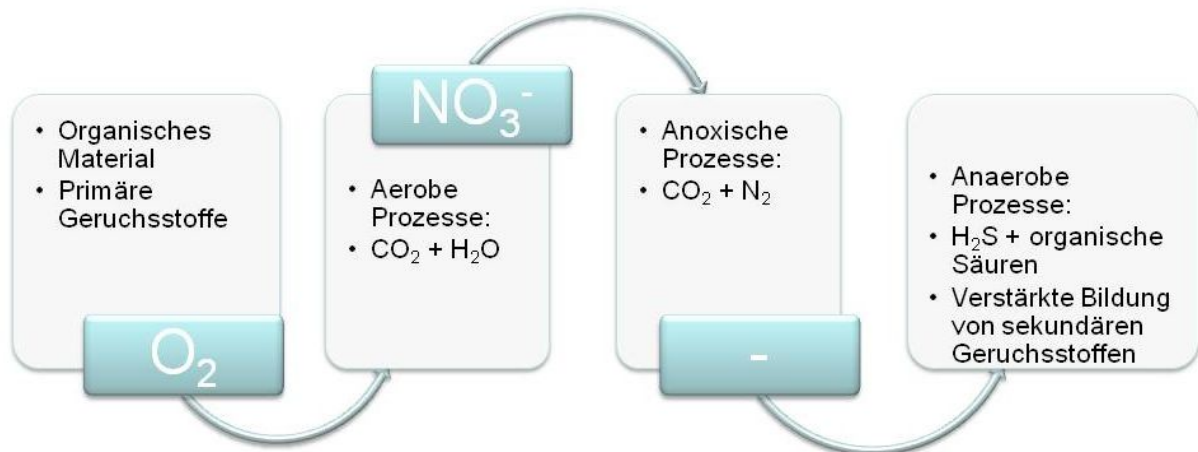


Abbildung 1: Geruchsentstehung im Kanal

Zunächst sind im Kanal nur Geruchsstoffe vorhanden, die direkt mit dem Abwasser zugeführt werden. Hier spricht man von primären Geruchsstoffen. Solange noch gelöster Sauerstoff vorhanden ist, finden aerobe Prozesse im Kanal statt. Ist dieser verbraucht, befindet man sich zunächst im anoxischen Bereich. Hier bedienen sich die Mikroorganismen allen voran Nitrat als Sauerstoffquelle. Ist auch dieses nicht mehr vorhanden geht es in den anaeroben Bereich. Hier findet eine verstärkte Bildung von sekundären Geruchsstoffen statt, wie z.B. dem vorher angesprochenen Schwefelwasserstoff. Auch verschiedene organische Säuren sind Abbauprodukte, die mitunter übel riechen. Einher geht meist auch eine Absenkung des pH-Wertes was eine Ausgasung von  $H_2S$  begünstigt.

Da die Gerüche und deren Entstehung sehr vielfältig sind, ist auch die Lösung dementsprechend individuell. Oft bieten sich auch kombinierte Lösungen an.

Eisensalze sind Thema des vorhergehenden Vortrags und werden dementsprechend hier nicht näher behandelt.

## **2 Dosierung von nitrathaltigen Lösungen**

Eine weit verbreitete und auch mittlerweile zum Standard zählende Möglichkeit üble Gerüche zu vermeiden ist die Dosierung von nitrathaltigen Lösungen. Mit diesen Mitteln wird an einer sehr frühen Stelle der Geruchsentwicklung eingegriffen. So wird ein anaerobes Milieu und somit der Bereich, indem die meisten sekundären Geruchsstoffe erst entstehen, verhindert. So kann nicht nur einer Bildung von Schwefelwasserstoff vorgebeugt werden, sondern auch weiterer geruchsintensiver Stoffe. Da Schwefelwasserstoff erst gar nicht entsteht, ist auch die dadurch verursachte Betonkorrosion kein Thema. Weiterhin handelt es sich im Allgemeinen nicht um Gefahrgut, was die Handhabung vereinfacht. Bei den neutralen Produkten kommt es zudem zu keinem Absinken des pH-Wertes. Da es zu keinem Abrutschen in den anaeroben Bereich kommt, ist auch das Abwasser im Zulauf der Kläranlage nicht angefault. Zudem können durch die Wahl des Nitratsalzes positive Effekte auf der Kläranlage erzeugt werden.

Auch wenn es sich um eine elegante und bewährte Art der Geruchsbekämpfung handelt, müssen einige Sachen beachtet werden. Im anoxischen Zustand werden vor allem leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen verbraucht. Sollte der Fall eintreten, dass es zu einem Mangel dieser in der Kläranlage kommt, kann dem mit einer Dosierung von z.B. Glycerin auf der Kläranlage vorgebeugt werden. Weiterhin ist der Dosierort von entscheidender Bedeutung. Denn wenn bereits

Schwefelwasserstoff entstanden ist, ist es zu spät. Nitrat verhindert die Entstehung von Sulfid, kann dieses aber nicht binden. Deshalb ist auch die wichtigste Herausforderung bei der Dosierung von nitrathaligen Lösungen die Dosiermenge. Unterdosierungen können nicht kompensiert werden und eine starke Überdosierung sollte ebenso vermieden werden um die Stickstofffracht auf der Kläranlage nicht unnötig zu erhöhen. Da die benötigte Dosiermenge von derart vielen Faktoren abhängig ist, wird häufig auf eine Regelung zurückgegriffen. Hierzu wird mit Hilfe einer Sonde an geeigneter Stelle die Schwefelwasserstoffkonzentration in der Gasphase gemessen und mit dieser Information die Dosiermenge einer örtlich weiter vorne gelegenen Dosierstelle bestimmt. Abbildung 2 veranschaulicht dies am Beispiel von VTA Dolomin.

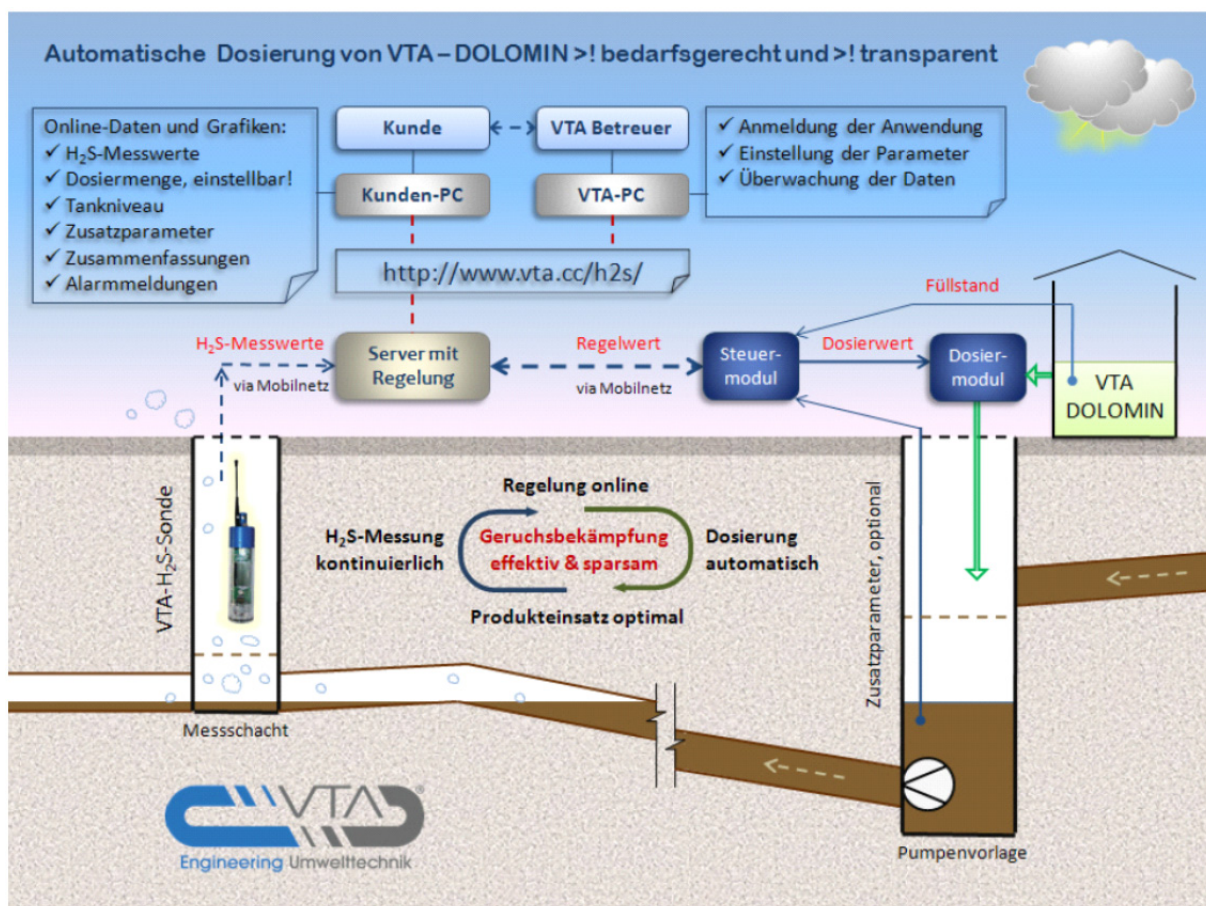


Abbildung 2: Darstellung MRT – Technik

Die Regeltechniken sind mittlerweile soweit gereift, dass nicht ausschließlich auf Veränderungen der H<sub>2</sub>S Konzentration reagiert wird, sondern beliebige Parameter mit berücksichtigt werden. Ein häufig verwendeter Parameter ist die Programmierung von Regenereignissen, an denen die Dosierung automatisch reduziert wird. So bleiben bei der individuellen Gestaltung der Regelung kaum Wünsche offen:



- Beliebige Parameter können berücksichtigt werden
- Maximalwerte, Minimalwerte, Verzögerungen und Steilheit der Dosieränderung
- Rechtegestaltung
- Grafische Auswertungen
- Alarmmeldungen
- Individuelle Rechenkanäle

Bei der Dosierung von nitrathaltigen Lösungen handelt es sich also um eine elegante Methode der Geruchsbekämpfung, die nicht ausschließlich auf Schwefelwasserstoff zielt, sondern alle sekundären Geruchsstoffe, welche im anaeroben Bereich entstehen verhindert. Die technischen Herausforderungen, wie die Wahl der Dosierstelle und die richtige Dosiermenge können durch eine kompetente Beratung gemeistert werden. Abbildung 3+4 zeigen den Verlauf der Schwefelwasserstoffkonzentration ohne und mit Einsatz einer Nitratlösung inkl. Regelung.

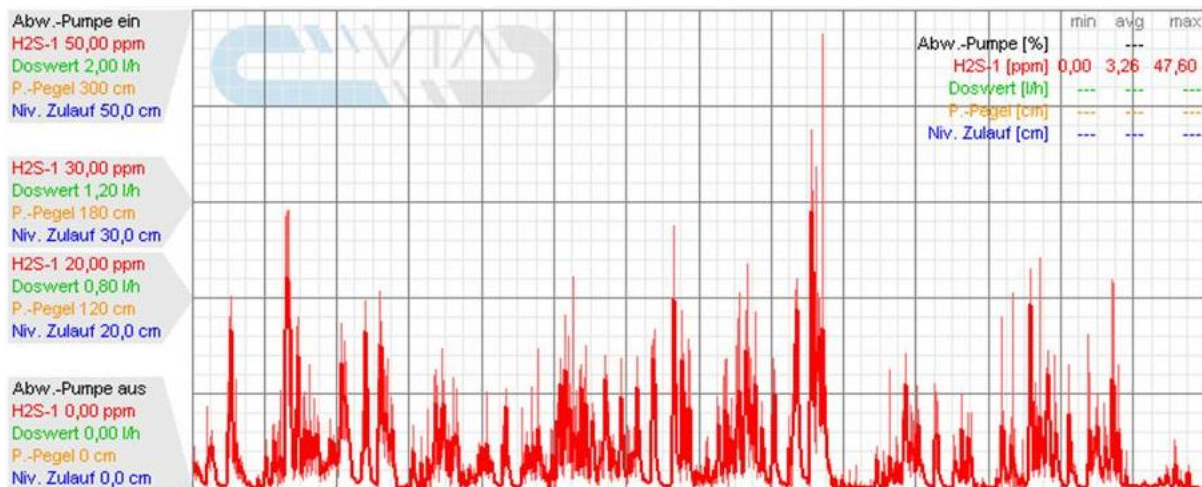


Abbildung 3: Verlauf der Schwefelwasserstoffkonzentration ohne Dosierung von Chemikalien

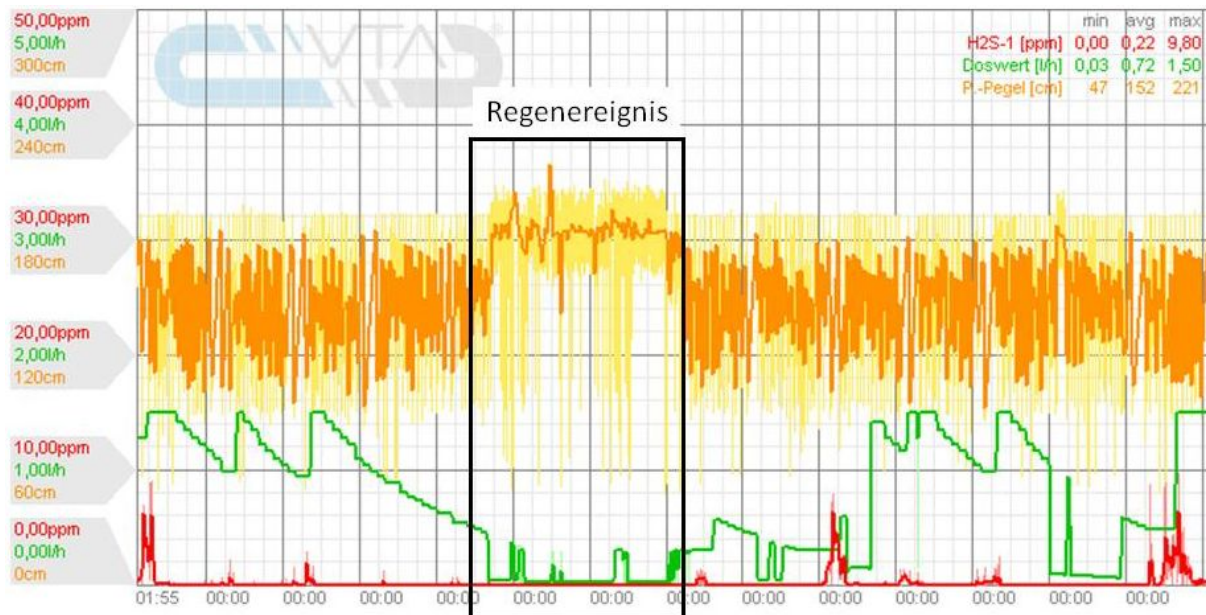


Abbildung 4: Verlauf der Schwefelwasserstoffkonzentration mit Dosierung einer Nitratlösung, inkl. Regelung

### 3 Sonderfall Eisennitrate

Eisennitrate und auch Eisen-Calcium-Nitrate sind Produkte die zwei Lösungen kombinieren. So werden wie auch bei allen anderen nitrathaltigen Produkten anaerobe Bedingungen verhindert; mit allen oben beschriebenen Vorteilen. Weiters wird durch den Eisenanteil auch bereits entstandenes Sulfid gebunden. Das hat den Vorteil, dass in einigen Fällen auf eine Regelung, wie im Falle anderer Nitratsalze verzichtet werden kann. Da es sich hier wie auch bei anderen Eisensalzen um saure Lösungen handelt, ist eine Absenkung des pH-Wertes möglich. Weiterhin handelt es sich bei den Produkten um Gefahrgut.

### 4 Luft / Reinsauerstoff

Das Einblasen von Luft, bzw. Reinsauerstoff geht noch einen Schritt weiter. Hier hält man das Milieu im aeroben Bereich. Dadurch wird die Entstehung sekundärer Geruchsstoffe, welche später entstehen können verhindert und zugleich einer Betonkorrosion vorgebeugt. Bei Luft hat man weiter den Vorteil, dass keine Chemikalien gekauft und transportiert werden müssen, da überall frei verfügbar. Da jedoch die Löslichkeit von Sauerstoff im Abwasser begrenzt ist und dieser schnell verbraucht wird, sind meist viele Dosierstellen nötig. Der Einsatz ist daher sehr aufwendig, die Energie- und Wartungsanforderungen dementsprechend hoch.

## 5 Oxidationsmittel

Die Dosierung von Oxidationsmitteln (Ozon, Wasserstoffperoxid, Kaliumpermanganat, Chlordioxid, ...) stellt eine Methode dar, mit der sogar primäre Geruchsstoffe effektiv bekämpft werden können. Es handelt sich hierbei jedoch meist um eine vergleichsweise kostspielige und je nach Oxidationsmittel technisch aufwendige Methode. Oft handelt es sich sogar um giftige Stoffe. Weiterhin sind die Produkte sehr unspezifisch und müssen stöchiometrisch stark überdosiert werden. Dennoch kann deren Einsatz im Einzelfall sinnvoll sein.

## 6 Zusammenfassung

Tabelle 1: Vor- und Nachteile der hier beschriebenen Methoden zur Geruchsbekämpfung mittels Chemikaliendosierung

Methoden	Vorteile	Nachteile
Nitratsalze	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verhindert anaerobe Bedingungen und damit die verstärkte Bildung sekundärer Geruchsstoffe</li> <li>• Kein angefaultes Abwasser im Zulauf der KA</li> <li>• Wirkt Betonkorrosion entgegen</li> <li>• Einfaches Handling, da pH-neutral und kein Gefahrgut</li> <li>• Wahl des Nitratsalzes kann weitere positive Eigenschaften induzieren</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kann bereits entstandenes H<sub>2</sub>S nicht binden</li> <li>• Meist ist eine Regelung notwendig</li> <li>• Verstärkter Verbrauch leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen</li> </ul>
Eisennitrate	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wie andere Nitrate (bis auf Einstufung)</li> <li>• Bindet zusätzlich Sulfid</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gefahrgut</li> <li>• Verstärkter Verbrauch leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen</li> </ul>
Luft / Reinsauerstoff	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aerober Bereich verhindert die Entstehung vieler sekundärer Geruchsstoffe</li> <li>• Luft ist überall und frei verfügbar</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Löslichkeit von Sauerstoff ist beschränkt</li> <li>• Viele Dosierpunkte notwendig</li> <li>• Hoher Energie- und Wartungsaufwand</li> </ul>
Oxidationsmittel	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bekämpfung von primären Geruchsstoffen möglich</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Meist kostspielige und toxische Substanzen</li> <li>• Unspezifisch und daher hohe Dosierungen notwendig</li> </ul>

## 7 Literatur

- Takatoshi O, Mitsuo K, Syuji T. Controlling sulphide generation in force mains by air injection. *Water Sci Technol* 1998;37 (1):87–95.
- Derek CWS. The control of septicity and odours in sewerage systems and at sewage treatment works operated by Anglian water service limited. *Water Sci Technol* 1995;31(7):283–272.
- USEPA. Design manual for odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants. Center for Environmental Research Information, USEPA, Office of Research and Development, Cincinnati; 1985. EPA/625/1-85/018.
- Holder GA, Leow JM. In-sewer oxygenation of wastewater using venturi side-stream dissolvers. *Water Sci Technol* 1994;30(1):185–94.
- Tanaka N, Takenaka K. Control of hydrogen sulfide and degradation of organic matter by air Injection into a wastewater force-main. *Water Sci Technol* 1995;31(7):273–82.
- Bentzen G, Smith AT, Bennett D, Webster NJ, Reinholt F, Sletholt E, Hobson J. Controlled dosing of nitrate for prevention of H<sub>2</sub>S in a sewer network and the effects on the subsequent treatment processes. *Water Sci Technol* 1995;31(7):293–302.
- Tomar M, Abdullah TA. Evaluation of chemicals to control the generation of malodorous hydrogen sulfide in waste water. *Water Res* 1994;28(12):2542–52.
- Boon AG. Septicity in sewers: causes, consequences and containment. *Water Sci Technol* 1995;31(7):237–53.
- Sercombe DCW. The control of septicity and odors in sewerage systems and at sewage treatment works operated by Anglian Water Services Limited. *Water Sci Technol* 1995;31(7):283–92.
- Charron I, Feliens C, Couvert A, Laplanche A, Patria L, Requieme B. Use of hydrogen peroxide in scrubbing towers for odor removal in wastewater treatment plants. *Water Sci Technol* 2004;50(4):267–74.
- Poulton WS, Krom MD, Rijn JV, Raiswell R. The use of hydrous iron (III) oxides for the removal of hydrogen sulphide in aqueous systems. *Water Res* 2002;36(6):825–834.

**Korrespondenz an:**

Dr. Dominik Kohr

VTA Austria GmbH

Umweltpark 1

4681 Rottenbach

Tel.: 07732 4133

Mail: [vta@vta.cc](mailto:vta@vta.cc)

# Bekämpfung von Geruch in Druckleitungen

Christof Giefing

Reinholdungsverband Region Neusiedler See - Westufer

**Abstract:** Der Reinholdungsverband Region Neusiedler See – Westufer betreibt Druckleitungen von 35km Länge. Wenige Jahre nach Inbetriebnahme kam es zu Beschwerden hinsichtlich Geruchsbelästigungen sowie zu biogener Sulfidkorrosion in mehreren Anlagenteilen.

In der Folge wurden diese Bereiche mittels verschiedener Verfahren saniert. Um Schwierigkeiten im Bereich der Arbeitssicherheit und teure Sanierungsmaßnahmen hintanzuhalten, wurde in Zusammenarbeit mit dem Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien das Forschungsprojekt Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen (KUGPIA) durchgeführt. Zur Verbreiterung der Ausgangsbasis wurden die Anlagen des AWV Seewinkel sowie die in benachbarten Bundesländern gelegenen AWV Fürstenfeld sowie die ARA der Marktgemeinde Guntramsdorf in das Forschungsprojekt miteinbezogen.

Ziel des mehrjährigen, geförderten Forschungsprojektes war die Entwicklung von wirtschaftlichen Strategien zur nachhaltigen Vermeidung von Geruchsemissionen, die Verringerung bzw. Vermeidung der biogenen Sulfidkorrosion und die Verbesserung der Arbeitsbedingungen für das beschäftigte Personal.

**Key Words:** Abwasserdruckleitung, biogene Sulfidkorrosion, Sanierungsverfahren, aktive Korrosionsbekämpfung, Forschungsprojekt KUGPIA

## 1 Einleitung

Der Reinholdungsverband Region Neusiedler See – Westufer (RHV NSW) besteht aus neun Mitgliedsgemeinden im nördlichen Burgenland, am Westufer des Neusiedler Sees.

Der Standort der Verbandskläranlage für 66.500 EW liegt nahe der Gemeinde Schützen/Geb.. Bedingt durch fehlende bzw. geringe Gefälleverhältnisse im Vorland des Neusiedler Sees werden die Abwässer aller neun Gemeinden

mittels Pumpwerken und Druckleitungen zur Verbandskläranlage gefördert. Die Verbandsanlagen sind seit Mai 2000 in Betrieb.

## 1.1 Transportleitungen

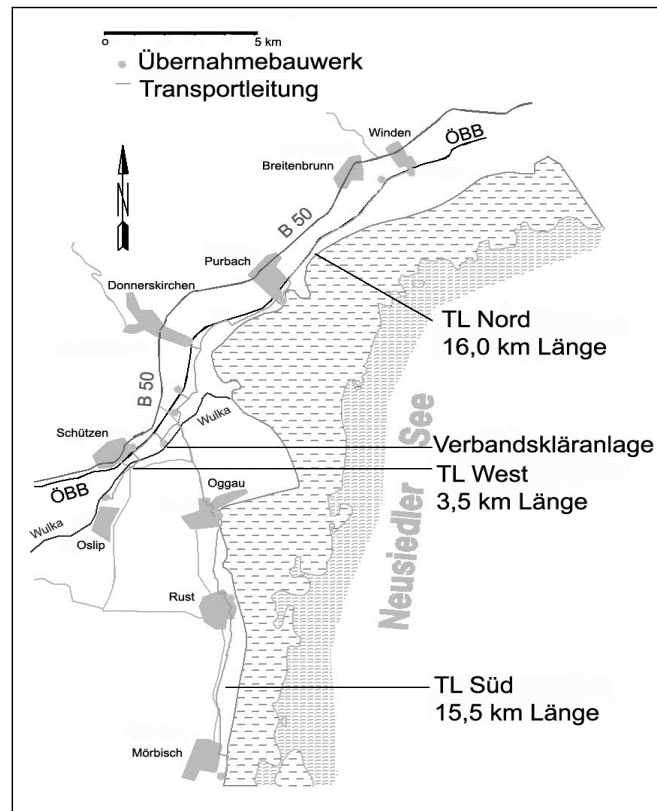


Abbildung 1: Lageplan Transportleitungen

Die Transportleitungen ergeben eine Gesamtlänge von ca. 35km und bestehen aus drei Teilsträngen (siehe Abb. 1).

- Transportleitung Nord: 16,0km Länge. Angeschlossen sind die Gemeinden Winden am See, Breitenbrunn am Neusiedler See, Purbach am Neusiedler See, Donnerskirchen
- Transportleitung Süd: 15,5km. Angeschlossen sind die Gemeinden Mörbisch am See, Rust, Oggau am Neusiedler See
- Transportleitung West: 3,5km. Angeschlossen sind die Gemeinden Oslip, Schützen am Gebirge

Als Rohrmaterial wurde HD-PE (PE 100) aufgrund der besonderen Widerstandsfähigkeit gegen mechanische und chemische Belastungen sowie aufgrund der hohen Zugfestigkeit gewählt. Die streckenweise äußerst ungünstigen Lagebedingungen der Druckleitungen, wie sumpfiges Gelände und anstehendes Grundwasser, gaben den Ausschlag für diesen Kunststoff. Der RHV NSW ist der erste Verband in Österreich, der ausschließlich HD-PE Leitungen im Einsatz hat.

## 1.2 Pumpwerke

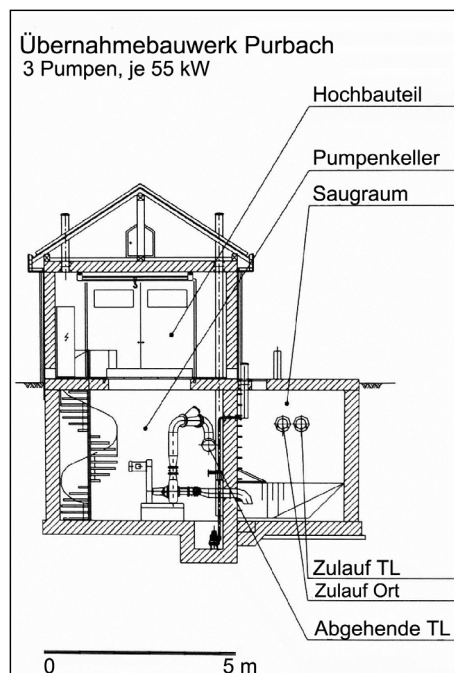


Abbildung 2: Schnitt Pumpwerk Purbach am Neusiedler See

In jeder der neun Verbandsgemeinden wurde eine Pumpstation zur Übernahme der Abwässer aus dem Ortsgebiet errichtet. Eine Schnittdarstellung eines typischen Pumpwerkes ist in Abbildung 2 zu finden.

Der Transport der Abwässer erfolgt im Sägezahnprinzip. Das bedeutet, dass Schmutzwasser von einer Gemeinde in das Pumpwerk der nächstfolgenden Gemeinde gefördert wird, sich dort mit dem Abwasser dieser Gemeinde vereinigt und zum nächsten Pumpwerk weitergepumpt wird. Die Fördermengen betragen zwischen 50m<sup>3</sup>/h und 750m<sup>3</sup>/h.

Zur Förderung werden großteils trocken aufgestellte Horizontalpumpen verwendet, welche in Abhängigkeit von der anfallenden Abwassermenge automatisch geregelt werden. Im Trockenwetterfall wird eine Abwassergeschwindigkeit von ca. 0,8m/s erreicht, im Mischwasserfall 1,4m/s.

Somit ist bei Regenereignissen ein Spüleffekt in den Druckleitungen durch die höhere Abwassergeschwindigkeit gegeben.

Die Standorte der Pumpwerke in den Gemeinden sind generell durch die Lage der ehemaligen Ortskläranlagen vorgegeben. Nachdem diese bereits in den 60er bzw. 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts gebaut wurden, sind sie aufgrund von Siedlungserweiterungen mittlerweile nahe an die Gemeinden herangerückt, z.T. an die Ortsgrenze, z.T. direkt ins Siedlungsgebiet. Ausgehend von diesen Rahmenbedingungen wurden im Zuge der Errichtungsbautätigkeit der



Verbandsanlagen zur Vermeidung möglicher Geruchsbelästigungen bei den Pumpwerken Biofilteranlagen installiert.



Abbildung 3: Biofilter PW Donnerskirchen Ortsgebiet

Die Biofilter entnehmen die Abluft aus dem Saugraum des Pumpwerkes und blasen sie in den Reaktionstank ein. Die in diesem Tank auf mehreren mit Substrat belegten Ebenen aufwachsenden Bakterien werden periodisch mit fein verdüstem Wasser versorgt und sorgen im Idealfall für die Reinigung des Luftstromes.

## 2 Problemstellung

Im Zuge des Forschungsprojekts wurden Problemstellungen mehrerer Anlagen untersucht und mittels Feldversuchen geeignete Lösungsansätze für den praktischen Betrieb erprobt.

### 2.1 Reinhaltungsverband Region Neusiedler See – Westufer

Die Inbetriebnahme der Anlagen des RHV NSW erfolgte schrittweise ab Mai 2000.

Im Verlauf der Sommermonate des darauffolgenden Jahres kam es zu einigen Beschwerden hinsichtlich Geruchsbelästigung, ausgehend einerseits von der Verbandskläranlage als auch von einzelnen Verbandspumpwerken. Von Verbandsseite erhoffte man sich mit erhöhter Detailschärfe der Bearbeitung des Indirekteinleiterkatasters in Kombination mit der Errichtung eines Luftwäschers im Rechengebäude der Abwasserreinigungsanlage (ARA) zum damaligen Zeitpunkt die Lösung des Problems (siehe Abb. 4). Besonderes Interesse daran

war natürlich aufgrund der Situierung der ARA in der Nähe der Tourismusgemeinden am Neusiedler See gegeben.

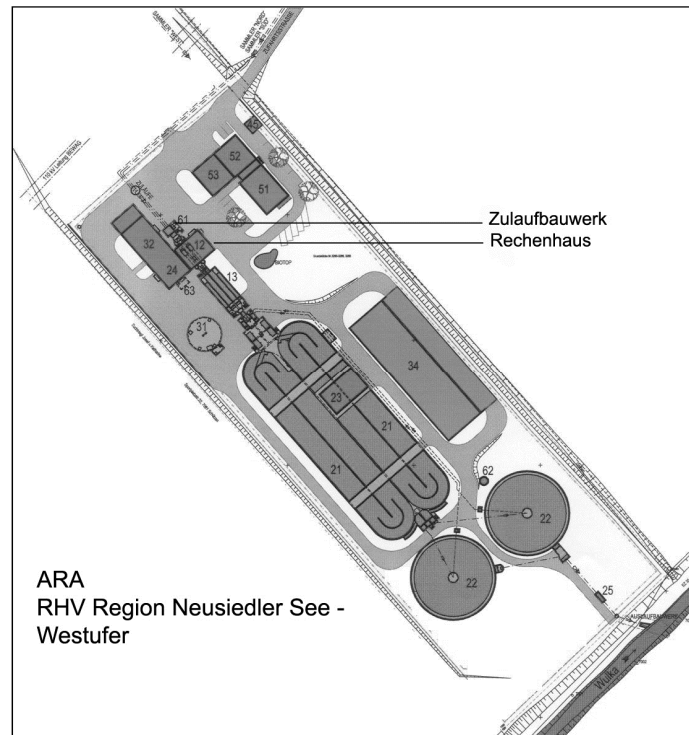


Abbildung 4: Lageplan ARA

Im Jahr 2002, trotz mehrerer Optimierungsversuche, führte die Geruchsbelästigung zu gehäuften Beschwerden.

Ein Betontechnologe wurde daraufhin beauftragt, sämtliche Anlagenteile zu befunden. Wie sich herausstellte, war es im Zulaufbauwerk und Rechenhaus der ARA (vgl. Abb. 5 und 6) bereits zum lösenden Angriff an der Zementmatrix gekommen. Die Schäden bewegten sich in einem Bereich von wenigen Millimetern bis zu 3cm Tiefe und deckten die Verwirbelungszone von Abwasser und Luft weitgehend ab. Betonzuschlagsstoffe sowie Bewehrung waren nicht angegriffen, da die Betonrezeptur bereits in der Bauausführung vorsorglich auf karbonatfreie Zuschläge umgestellt wurde.

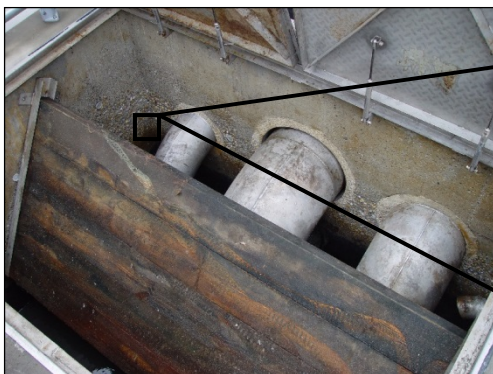


Abbildung 5: Schäden Zulauf

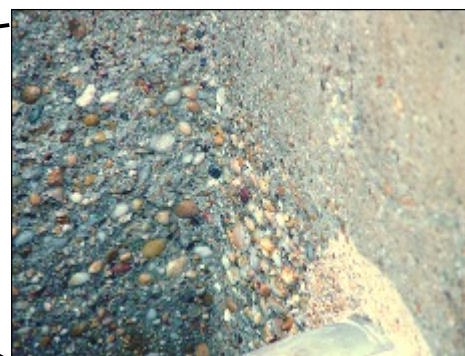


Abbildung 6: Detailansicht

In den folgenden Betriebsjahren mussten weitere Anlagenteile saniert werden. Betroffen waren zwischenzeitlich auch Saugräume von Pumpwerken.

Genauere Analysen ergaben, dass die Schäden durch Umsetzungsprozesse in den Druckleitungen verursacht wurden, deren Produkte auf Beton bzw. metallische Werkstoffe korrosiv wirken.

## **2.2 Abwasserverband Seewinkel**

Der Abwasserverband Seewinkel (AWV Seewinkel) entsorgt mit seinen vier Mitgliedsgemeinden Apetlon, Illmitz, Pamhagen und Wallern einen Teil der Abwässer des Ostufers am Neusiedler See. Die Reinigung erfolgt in der Verbandskläranlage für 26.300 EW abseits der Gemeinde Pamhagen.

Auch hier wurden, bedingt durch Umsetzungsprozesse des Abwassers in Druckleitungen, Geruchs- und erhebliche Korrosionsprobleme sowie Überschreitungen von MAK- Werten registriert.

Korrosionserscheinungen zeigten sich vorwiegend im Rechengebäude der Verbandskläranlage sowie in geringerem Ausmaß im nachfolgenden Sandfang. Neben metallischen Werkstoffen, ausgenommen hochlegierter Stahl, waren einzelne Bauwerke aus Beton angegriffen.

## **2.3 Abwasserverband Raum Fürstenfeld**

Der Abwasserverband Raum Fürstenfeld (AWV Raum Fürstenfeld) betreibt neben Pumpwerken und Transportleitungen in seinen Verbandsgemeinden Altenmarkt, Bad Blumau und Fürstenfeld unter anderem eine Verbandskläranlage für 38.000 EW.

Im Bereich von Pumpwerken und Ausmündungen von Druckleitungen kam es zu Problemen mit Geruch und Korrosion.

## **2.4 Abwasserreinigungsanlage Guntramsdorf**

Nach Inbetriebnahme der neuen Kläranlage der Marktgemeinde Guntramsdorf für 27.000 EW im Jahr 2001 traten im Folgejahr Störungen und vereinzelt Schäden hauptsächlich an elektrischen Bauteilen auf.

Die Probleme häuften sich nach und nach vor allem im Bereich der mechanischen Vorreinigung. Verstärkt wurden diese durch die neu hinzukommende Einleitung einer ca. 2km langen Druckleitung der Autobahnraststätte Guntramsdorf. Nachdem Raumluftmessungen und Berauchungsversuche in den gefährdeten Bereichen keinen Lösungsansatz aufzeigten, entschloss man sich zur Teilnahme am Forschungsprojekt.

### 3 Sanierung

Im Jahr 2002 wurde beim RHV NSW begonnen Schutzmaßnahmen in den betroffenen Bauwerken zu treffen und vereinbart, Maßnahmen im Bereich der Druckleitungen zu veranlassen, die die Entstehung der unerwünschten Reaktionen verhindern.

#### 3.1 Umgesetzte Sanierungsmaßnahmen

Im weniger stark betroffenen Rechenhaus wurde nach Abtrag der vorgeschädigten Angriffszone und anschließender Reprofilierung betroffener Bereiche eine Beschichtung mit mehrschichtigen, chemisch hochbeständigen Epoxidharzen vorgenommen (siehe Abb. 7).



Abbildung 7: Epoxidharzbeschichtung

Eine ähnliche Vorgangsweise wurde für die Sanierung der angegriffenen Saugräume bei betroffenen Pumpwerken gewählt. Zusätzlich mussten aufgrund von Korrosionserscheinungen verbindende Rohrleitungen aus niederlegiertem Stahl auf hochlegierten Stahl getauscht werden.

Im stärker geschädigten Zulaufbereich der Verbandskläranlage kam es nach Abtrag der geschädigten Bereiche und Wiederherstellung zur Einbringung einer dicht abschließenden Edelstahlwanne der Güte 1.4571 (siehe Abb. 8).

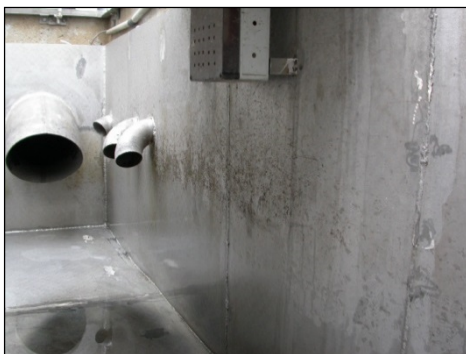


Abbildung 8: ausgestaltete Wanne im Zulauf ARA

Seit nunmehr 12 Jahren sind die anfänglich sanierten Bereiche in wunschgemäßem Zustand.

## 4 Aktive Korrosionsbekämpfung

In einem ersten Schritt wurde im Zuge einer Literaturrecherche die aktuelle Situation im Jahre 2002 erhoben. Es zeigte sich, dass dieses Thema vor allem im Ausland (Deutschland, Skandinavien,...) von einigen Publikationen behandelt wurde. Aus den uns zum damaligen Zeitpunkt vorliegenden Quellen war keine eindeutige und allgemein gültige Problemlösung abzuleiten.

Auch von am Markt befindlichen Anbietern div. Produkte und Verfahren zur Korrosionsvermeidung konnten keine wissenschaftlich belegten Studienergebnisse eingebracht werden.

Wie sich bald herausstellte, gab es auch zum damaligen Zeitpunkt nur wenige bzw. unvollständig dokumentierte Erfahrungswerte österr. Anlagen.

Eine Zusammenstellung dieser wenigen Daten zeigte, dass Handlungs- und Forschungsbedarf gegeben war.

Nach Kontaktaufnahme mit dem Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien und ersten Gesprächen mit Univ. Prof. Matsché und Dr. Saracevic zu diesem Thema wurde gemeinsam beschlossen, ein Forschungsprojekt zu initiieren.

Dieses wurde von der Kommunalkredit Public Consulting GmbH sowie den Bundesländern Burgenland, Niederösterreich und Steiermark finanziell unterstützt.

Neben den Fördermittelvereinbarungen und der wissenschaftlichen Betreuung seitens der TU Wien wurden etwa zeitgleich Anlagen bzw. Verbände mit ähnlichen Problemstellungen, jedoch anderen Rahmenbedingungen als Projektpartner gewonnen.

Dies waren:

- AWV Seewinkel (Burgenland)
- AWV Raum Fürstenfeld (Steiermark)
- ARA Guntramsdorf (Niederösterreich)

Der Reinhaltungsverband Region Neusiedler See – Westufer fungierte als Projektträger des Forschungsprojektes Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen sowie ebenfalls als Versuchsstandort.

Nach Klärung sämtlicher Rahmenbedingungen erfolgte der offizielle Projektstart am 30. Juli 2003. Ende März 2006 wurden die letzten Fördermittel freigegeben und das Projekt endabgerechnet.

## 4.1 Versuche

### 4.1.1 Laborversuche

Mit Hilfe von Laboruntersuchungen im Institutslabor an der TU Wien sollten vorab Erkenntnisse über die Kinetik und den Chemismus der H<sub>2</sub>S-Bildung gewonnen werden und nachfolgend die Ergebnisse der praktischen Versuche bei den teilnehmenden Anlagen überprüft werden.

Unter anderem wurden biochemische Untersuchungen der abgeschwemmten Sielhaut vorgenommen. In abgedichteten Versuchsreaktoren wurden Sauerstoffverbrauch und Umsetzungsraten von Denitrifikation und Desulfurikation unter Zugabe von Substrat ermittelt.



Abbildung 9: Laborversuchsanlage

Es konnte unter anderem nachgewiesen werden, dass die Sielhaut hauptsächlich im anaeroben Bereich aktiv ist.

Weitere Versuche zeigten unter Laborbedingungen, dass ein großer Teil des zur H<sub>2</sub>S-Bekämpfung in eine Abwasserdruckleitung dosierten Eisens im biologischen Teil der Kläranlage wieder frei verfügbar wird.

### 4.1.2 Freilandversuche

Bei den am Forschungsprojekt beteiligten Anlagen wurden in Summe 31 Versuche im großtechnischen Maßstab durchgeführt.

Tabelle 1: Versuchsindex

Versuch	Datum	Durchführungsort		Versuchsziel	Anmerkungen
		Verband	Anlagenteil		
1	08.07.2003	RHV NSW	TL Nord, Teilabschnitt N1 bis ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	
2	14.07.2003	AWV Seewinkel	PL Biologische Station	Molchen – Gewinnung von Sielhaut	
3	15.07.2003	AWV Seewinkel	PL Seebad	Molchen – Gewinnung von Sielhaut	Molchfreispülen mit Druckluft
4	11.08.2003	RHV NSW	TL Nord Doki - ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	
5	18.08.2003	RHV NSW	TL West W2 Schützen - ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	mit Leca T und HD
6	02.09.2003	RHV NSW	TL West W7 Oslip – ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	Mit Leca T, HD und Hydro plus ca. 6 l Spülmittel
7	Jul 2003 Sep 2003	RHV NSW	Beprobung Biofilter ÜBW Donnerskirchen	H <sub>2</sub> S- Bildungspotential	Beprobung des Rücklaufes jeweils bei TW u. RW
8	ab Aug. 03 lfd.	RHV NSW	Beprobung Biofilter ÜBW Schützen	Abschätzung von Dauer und Wirkung der Leitungsreinigung	Beprobung des Rücklaufes
9	ab 22. Sept	RHV NSW	Kläranlagenzulauf	Reduzierung Geruchsbelästigung	Zugabe von Rücklaufschlamm direkt zum Kläranlagenzulauf
10	02.10.2003	AWV Seewinkel	PL Seebad	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Zeolithen
11	08.01.2003	AWV Seewinkel	PL Seebad	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Nitrat
12	Sommer 03	AWV Seewinkel	PL Seebad - Biofilter Beprobung Rücklauf	Abschätzung H <sub>2</sub> S- Potential	Beprobung vom Ablauf Biofilter und Abwasser DL
13	10.12.2003	Guntramsdorf	PL A2 Raststation	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Zeolithen
14	17.12.2003	Guntramsdorf	PL A2 Raststation	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Eisen Salz

Versuch	Datum	Durchführungsort		Versuchsziel	Anmerkungen
		Verband	Anlagenteil		
15	11.02.2004	Guntramsdorf	PL A2 Raststation	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Zeolithen
16	18.03.2004	Fürstenfeld	AWV PWL2	Spülung mit Leca Kugeln -	Mit Leca T, HD und Leca Hydro
17					plus 3 l Spülmittel
18	22.04.2004	Guntramsdorf	PL A2 Raststation	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Nitrat
19	Jul 2004	RHV NSW	TL West, TL Nord, TL Süd	H <sub>2</sub> S-Bekämpfung	Nutriox Dosierung- YARA
20	Jul 2004	AWV Seewinkel	DL Panonnia	H <sub>2</sub> S-Bekämpfung	Anaerite Dosierung- ACAT
21	Jul 2004	Fürstenfeld	TL Übersbach	H <sub>2</sub> S-Bekämpfung	DONAUCHEMIE
22	Aug 2004	Guntramsdorf	HPW	H <sub>2</sub> S-Bekämpfung	DONAUCHEMIE
23	01.09.2004	RHV NSW	TL West	Spülung mit Leca Kugeln -	Mit Leca T, HD und Hydro
			W2 Schützen - ARA	Gewinnung von Sielhaut	plus 3 l Spülmittel
24	10.09.2004	AWV Seewinkel	DL Panonnia	Lecamolchen –	Mit Leca T, HD, und Hydro
				Gewinnung von Sielhaut	plus 3 l Spülmittel
25	22.09.2004	RHV NSW	TL West	Spülung mit Leca Kugeln -	
			W2 Schützen - ARA	Gewinnung von Sielhaut	
26	07.10.2004	AWV Seewinkel	DL Panonnia	Spülung mit Kalk	Zugabe von 10% Kalkmilch
27	Feb 2005	Guntramsdorf	DL BP	H <sub>2</sub> S-Bekämpfung	Druckluftdosierung - BÜHLER SYSTEM
28	01.10.2005	Guntramsdorf	DL BP	Zolith Dosierung	Zolith Dosierung
29	19.10.2004	AWV Seewinkel	DL Panonnia	Spülung mit Kalk	Zugabe von 10% Kalkmilch
30	Feb 2005	Guntramsdorf	DL BP	H <sub>2</sub> S-Bekämpfung	Druckluftdosierung - BÜHLER SYSTEM
31	Jul 2005	Paltendorf	Sammler Ringelsdorf-Niedreabsdorf	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Pneumatische Hebeanlage

Eine Zielsetzung war, durch Abtrag der Sielhaut bzw. Spülung der Druckleitung mittels eigens entwickeltem Molchungsverfahrens das H<sub>2</sub>S-Bildungspotential zu verringern. Andere Versuche beschäftigten sich mit der Zudosierung von div. Chemikalien in die Druckleitung. Ein weiterer Schwerpunkt war, alternative



Abwassertransportmethoden (pneumatische Förderung, Druckluftdosierung und Schwallspülung) genauer unter die Lupe zu nehmen.

## **5 Umsetzungsmaßnahmen**

### **5.1 RHV NSW**

Nach Abschluss des Forschungsprojektes und Abwägung der für unsere Rahmenbedingungen am besten geeigneten Maßnahme wurde die Errichtung jeweils einer Dosierstation zur Eisenzugabe pro Transportleitung vorgenommen.

Die ursprünglich ebenfalls angedachte pneumatische Abwasserförderung bzw. alternativ dazu das Druckluftsystem nach Bühler konnte aufgrund von fehlenden technischen Voraussetzungen nicht realisiert werden.

Die Dosierstationen wurden im Bereich der Abwasserdruckleitungen nach wasserrechtlicher Bewilligung und Einholung von Förderzusagen 2007 installiert und fördern Eisenlösung direkt in die jeweilige Druckleitung. Nach mittlerweile acht Betriebsjahren ist festzuhalten, dass der erhoffte Erfolg im Kampf gegen die biogene Sulfidkorrosion eingetreten ist.

### **5.2 AWW Seewinkel**

Auch beim AWW Seewinkel scheiterte die Realisierung des Druckluftsystems nach Bühler an technischen Randbedingungen. Die zu beaufschlagende Abwasserdruckleitung wurde ursprünglich mit Rohrmaterial in Nenndruck 6 bar ausgeführt, für das System Bühler wären 10 bar Nenndruck erforderlich gewesen.

Nachfolgend wurde eine Dosierstation zur Eisenzugabe am Gelände der Verbandskläranlage im Jahre 2009 realisiert. Die Dosierung erfolgt ca. 30 Meter vor Austritt des Abwassers aus den Druckleitungen in das Rechengebäude. Diese Entfernung und der damit in Zusammenhang stehende Reaktionsraum ist gemäß den mittlerweile sechsjährigen Betriebserfahrungen des AWW Seewinkel für die Reaktion von Sulfid mit Eisen ausreichend.

### **5.3 AWW Raum Fürstenfeld**

Der AWW Raum Fürstenfeld dosiert seit 2006 erfolgreich Eisenlösung an der ursprünglich problematischen Abwasserdruckleitung Übersbach. Weiters wurde gezielt mittels Be- und Entlüftung von Schächten im Vorfeld kritischer Punkte des Kanalnetzes zur Entlastung der Situation beigetragen.

## **5.4 ARA Guntramsdorf**

Die Abwasserdruckleitung der Autobahnraststation Guntramsdorf wird seit Abschluss des Forschungsprojekts mit Druckluftsystem nach Bühler betrieben. Dies erweist sich nach nunmehr knapp 10 Jahren Betriebszeit und bei regelmäßiger und sorgfältiger Wartung als sehr zuverlässig.

Für die Transportleitung des Hauptpumpwerks wird aufgrund der guten Erfahrungen die Realisierung des oben erwähnten Druckluftsystems angestrebt.

Übergangsweise erfolgt in diesem Bereich die Dosierung mittels Eisennitratlösung, die ebenfalls zufriedenstellende Ergebnisse liefert.

## **6 Projektziele**

Im Forschungsprojekt KUGPIA wurden die Ursachen der Entstehung von korrosions- und geruchsbildenden Prozessen in Druckleitungen und deren Vermeidung untersucht. Die Untersuchungen wurden einerseits im Labor mit Versuchsmaterial aus den Rohrleitungen und andererseits im praktischen Einsatz in den Rohrleitungen bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen durchgeführt.

Ziel des Forschungsprojektes war die Entwicklung von wirtschaftlichen Strategien zur nachhaltigen Vermeidung von Geruchsemissionen und damit zusammenhängend Hintanhaltung der biogenen Sulfidkorrosion. Die angesprochenen Probleme sollen zielgerichtet im erforderlichen Ausmaß bekämpft werden können. Die große Umweltrelevanz und die beachtlichen wirtschaftlichen Folgen der Korrosionsprozesse waren Hauptbeweggründe für dieses Projekt. Außerdem sollen besonders in sensiblen Lebensräumen unangenehme Geruchsbelästigungen nachhaltig beseitigt und gesundheitsschädliche H<sub>2</sub>S-Emissionen für das Anlagenpersonal reduziert bzw. vermieden werden.

## **7 Zusammenfassung**

Der Reinhaltungsverband Region Neusiedler See – Westufer betreibt Druckleitungen von 35km Länge. Wenige Jahre nach Inbetriebnahme der Verbandsanlagen gab es bereits Beschwerden hinsichtl. Geruchsbelästigungen bei Anrainern bzw. Tourismusbetrieben im Umland sowie biogene Betonkorrosion im Zulaufbereich und Rechenhaus der ARA, ausgelöst durch Umsetzungsprozesse in den Druckleitungen und deren Produkte.

In der Folge wurden diese Bereiche mittels technischer Verfahren saniert. Um künftige Schwierigkeiten und teure Sanierungsmaßnahmen zu vermeiden, wurde das Forschungsprojekt Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen (KUGPIA), in Zusammenarbeit mit dem Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien gestartet. Damit ähnliche Probleme bei anderen Anlagen miterfasst werden und die Ausgangsbasis verbreitert wird, wurden weitere Anlagen in das Forschungsprojekt miteinbezogen. Zeitgleich konnten Projektförderungen sichergestellt werden.

In einer mehr als zweijährigen intensiven Untersuchungs- und Versuchsphase wurden die Ursachen der korrosions- und geruchsbildenden Prozesse in Druckleitungen und deren Vermeidung untersucht. Ziel des Forschungsprojektes war die Entwicklung von wirtschaftlichen Strategien zur nachhaltigen Vermeidung von Geruchsemissionen und damit zusammenhängend die Hintanhaltung der biogenen Sulfidkorrosion. Konkrete Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von Abwasserdruckleitungen und Abwasserreinigungsanlagen wurden erarbeitet. Durch das Wissen um die Problemstellung sollen sowohl in Herstellung wie auch in Betrieb überzogene Maßnahmen sowie Kosten vermieden werden.

## **8 Danksagung**

Das Forschungsprojekt KUGPIA wurde durch die Unterstützung des Instituts für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien sowie der beteiligten Abwasseranlagen und -verbände ermöglicht.

Besondere Erwähnung gilt den engagierten Firmenpartnern und Ziviltechniker Dipl.-Ing. Kolbe aus Eisenstadt.

Den zahlreichen Personen, die oft in ihrer Freizeit und bis spät in die Nacht im Sinne der Sache mitarbeiteten, sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Finanzielle Unterstützung wurde gewährt von:

- Kommunalkredit Public Consulting GmbH, dieses Projekt wurde gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
- Bundesland Burgenland,
- Bundesland Niederösterreich,
- Bundesland Steiermark.

## 9 Literatur

- ATV-DVWK-M 154 (2003), Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen – Vermeidung oder Verminderung -. Hennef
- Barjenbruch, M. (2000), Vermeidung von Geruchs- und Korrosionsentwicklung in der Kanalisation. Tagungsband der 3. Rostocker Abwassertagung 18./19.09.2000, S. 109- 124
- Barjenbruch, M.; Dohse, C. (2004), Bewertung von Maßnahmen zur Verringerung von Geruchs- und Korrosionserscheinungen im Kanalnetz des ländlichen Raumes. Abschlussbericht interaktiv. LAWA- Forschungsvorhaben im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser und Boden“2001, Stand 12/2004, Compact Disc
- Barjenbruch, M. (2005), Möglichkeiten zur Verringerung von Geruchs- und Korrosionserscheinungen im Kanalnetz. Tagungsband des Lehrer- und Obmanntages des DWA Landesverbandes Sachsen/Thüringen 16./17.03.2005, 17 S.
- Ecker, E. (2003), Geruchsprobleme auf Kläranlagen. KA- Betriebs- Info 2003 (33), Nr. 2 S. 1145- 1148
- Ericksen, A.C.; Andersen, K.K.; Mark, O. (1999), Sulphide Occurence in Sewer Networks - a New Topic in MOUSE Trap. 3rd DHI Software Conference
- Fachnormenausschuss 120 – Abwasserbeseitigung: ÖNORM EN 12255-9 (2002), Kläranlagen- Teil 9: Geruchsminderung und Belüftung. Österreichisches Normungsinstitut
- Frechen, F.-B. (2004) Geruchsemissionen aus dem Kanalnetz – Grundlagen, Ursachen, Maßnahmen, neue Entwicklungen-. Tagungsband des Kongresses Vedunia 28.10.2004, Wien, 24 S.
- Hvitved-Jacobsen, T.; Vollertsen, J.; Yongsiri, C.; Nielsen, A.H.; Abdul-Talib, S (2002), Sewer microbial processes, emissions and impacts. Proceedings Sewer Processes and Networks, Paris, France
- KUGPIA- Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, BMLFUW, 2005
- ÖWAV (2015), ÖWAV- Regelblatt 23 – Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen., 2., vollständig überarbeitete Auflage. 2015.

**Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Christof Giefing

Reinholdungsverband Region Neusiedler See - Westufer  
Pappelwiesen 1, A- 7081 Schützen/ Gebirge

Tel.: +43 2684 25 25- 0

Mail: [christof.giefing@rhv-nsw.at](mailto:christof.giefing@rhv-nsw.at)

Web: [www.rhv-nsw.at](http://www.rhv-nsw.at)

# Geruchsprobleme bei der Schlammbehandlung

Karl Svardal

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

**Abstract:** Die Schlammbehandlung führt häufig zu Geruchsemissionen. Es wird auf die einzelnen Verfahrensstufen der Schlammbehandlung eingegangen und deren Potential zur Geruchsemission erörtert. Es folgt eine Darstellung der Verfahren der Schlammstabilisierung und ihre Bedeutung für die Schlammbehandlung und -lagerung. Des Weiteren werden Kriterien zur Beurteilung diskutiert.

**Key Words:** Schlammbehandlung, Schlammstabilisierung, Geruch, Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S)

## 1 Einleitung

Die verschiedenen im Zuge der Abwasserreinigung anfallenden Schlämme sind oftmals die Hauptquellen für das Auftreten von Geruchsemissionen auf Kläranlagen. All diese Schlämme haben einerseits eine hohe Konzentration an organischen Stoffen und andererseits den hohen Gehalt an fakultativ anaeroben Bakterien gemein. Infolge der zu geringen Sauerstoffdiffusion kommt es sehr schnell zu anaeroben Abbauprozessen, die wiederum zur Bildung von geruchsintensiven und flüchtigen Abbauprodukten führen.

Das Ziel der Schlammbehandlung ist im Wesentlichen ein „Produkt“ zu erzeugen, von dem keine nennenswerte Geruchsbelastung mehr ausgeht. Der entscheidende Schritt dabei ist die Stabilisierung des Schlammes. Eine Möglichkeit hierzu ist die Verringerung von abbaubaren organischen Stoffen, sodass geruchsbildende anaerobe Prozesse aufgrund von Substratmangel nicht mehr stattfinden können. Darüber hinaus könnten biologische Prozesse auch durch Veränderung der Milieubedingungen unterbunden werden.

## 2 Verfahrensschritte der Schlammbehandlung

### 2.1 Quellen der Schlämme

Auf Kläranlagen fallen in Abhängigkeit vom Verfahren der Abwasserreinigung unterschiedliche Schlämme an, die in ihrem Geruchsemissions- und Geruchsbildungspotential differieren. Meist unterscheidet man:

- Primärschlamm (PS)
- Überschussschlamm (ÜS)
  - aus hochbelasteten biologischen Reinigungsstufen
  - aus schwachbelasteten biologischen Reinigungsstufen
- Fäkalschlämme
- Co-Substrate

### 2.2 Schlammförderung

Besonders bei Schlämmen, die bereits geruchsintensive Stoffe enthalten (z.B. Primärschlamm), sind bei der Förderung spezielle Maßnahmen in Hinblick auf die Vermeidung von Geruchsemissionen zu berücksichtigen. Grundsätzlich sollte der Transport in geschlossenen Leitungen bzw. geschlossenen Systemen erfolgen. Ist der Luftkontakt aus hydraulischen Gründen notwendig, sollte der mögliche Stofftausch durch Minimierung der freien Oberfläche und der Turbulenz klein gehalten werden.

Die Einleitung von Schlämmen in offene Behälter sollte unter dem Flüssigkeitsspiegel erfolgen. In Becken mit variablem Volumen (Vorlage- oder Speicherbecken) sollte auch bei niedrigem Füllstand der Schlamm nicht auf die freie Oberfläche fallen.

Geruchsemissionen aus Schlammröcken lassen sich in den meisten Fällen durch geeignete Abdeckungen – ohne Abluftbehandlung – vermeiden.

Der Luftkontakt von geruchsbelasteten Schlämmen sollte besonders aufgrund der darin ablaufenden anaeroben Prozesse vermieden werden. Oft kommt es bei Kontakt mit Luft zu einem Austrag von Schwefelwasserstoff ( $H_2S$ ), der auf den feuchten Oberflächen mit dem Sauerstoff der Luft biologisch zu Schwefelsäure oxidiert wird und in weiterer Folge zu erheblichen Korrosionsproblemen führt.

Fäkalschlämme und Senkgrubenräumgut sind vergleichbar mit Primärschlamm und stellen in Bezug auf Geruchsemissionen ein sensibles Gut dar. Bei der Einrichtung von Übernahmestationen ist deshalb auf Aspekte der Geruchsproblematik höchstes Augenmerk zu legen. Generell ist anzustreben,

dass die Übernahme durch fix verlegte Leitungen in geschlossenen Systemen erfolgen kann. Da Fäkalschlämme üblicherweise nicht sofort der Schlammstabilisierung zugeführt werden können, ist ein abgedeckter Schlammspeicher notwendig. Die Abluft ist erforderlichenfalls einer Behandlung zuzuführen. Grundsätzlich ist eine möglichst kurze Lagerzeit anzustreben.

Die Annahme von Fetten und energiereichen Substraten zur Cofermentation stellt oftmals eine weitere potentielle Geruchsquelle dar. Um die Substrate bzw. Fette dosiert der Schlammfäulung zuführen zu können ist eine entsprechende Zwischenspeicherung erforderlich. Dies hat unbedingt in abgedeckten Behältern zu erfolgen. Es besteht immer die Gefahr, dass bei anaeroben Prozessen vor allem Sulfatreduktionen stattfinden. Durch Mischung mit frischem Substrat, welches einen niedrigeren pH-Wert aufweist als der Speicherinhalt, kann es zu einem spontanen Freisetzen von  $H_2S$  kommen. Dies ist nicht nur wegen des Geruchs sondern auch wegen der Toxizität von  $H_2S$  zu beachten. Die Speicherbehälter sollten gezielt bewettert und die abgesaugte Luft über entsprechende Behandlungsanlagen geführt werden.

### **2.3 Schlammeindickung**

Um den Volumenstrom in der nachfolgenden Behandlung möglichst gering zu halten, werden Rohschlämme eingedickt. Dafür kommen statische oder maschinelle Eindicker zur Anwendung.

Für eine ausreichende statische Eindickung ist eine Aufenthaltszeit von mehreren Stunden bis zu einem Tag notwendig. Während dieser Zeit laufen besonders bei Primärschlämmen anaerobe Prozesse ab, wodurch die Konzentration an geruchsintensiven Stoffen weiter steigt. Obwohl die Oberfläche von Eindickern nicht sehr bewegt ist, kommt es zum Austritt von Geruchsstoffen. Das kann durch Gasproduktion im Zuge der biologischen Vorgänge im Schlammbett (hauptsächlich  $CO_2$ ) verstärkt werden.

Offene Voreindicker sind sehr häufig massive Geruchsquellen auf Kläranlagen. Es ist daher empfehlenswert, Voreindicker abzudecken. In günstigen Fällen, d. h. bei geringen Abluftmengen, kann damit bereits eine wirksame Geruchsminderung erreicht werden. Sollte diese Maßnahme jedoch nicht ausreichen, muss die Abluft aus dem Eindicker abgesaugt und behandelt werden.

Eine andere Alternative ist der gänzliche Verzicht auf Voreindicker. Durch eine optimierte Abzugstrategie für den Primärschlamm aus den Vorklärbecken (z.B. geregelt über Trockensubstanz im PS), können bereits so hohe Feststoffgehalte



erzielt werden, dass eine weitere Eindickung nicht mehr notwendig ist. Durch die deutlich geringere hydraulische Verweilzeit des über das Schlammbett fließenden Abwassers kann der Austritt von Geruchsstoffen in die Atmosphäre gering gehalten werden. Zu beachten ist, dass bei den Ablaufschwelen der Vorklärbecken die Fallhöhen gering gehalten werden, um die Strippung von Geruchsstoffen zu verhindern.

Die maschinelle Eindickung mittels Seihbändern, -trommeln oder Zentrifugen hat unter anderem den Vorteil, dass die Aufenthaltszeit des Schlammes deutlich geringer ist. Zumeist wird Überschussschlamm maschinell eingedickt (MÜSE). Der Überschussschlamm schwach belasteter Anlagen enthält kaum Geruchsstoffe, diese bilden sich erst nach einiger Zeit mit dem Beginn anaerober Prozesse. Wird Überschussschlamm in frischem Zustand maschinell entwässert, ist in der Regel mit keiner großen Geruchsbelastung zu rechnen.

Überschussschlamm aus hochbelasteten Anlagen, etwa aus der ersten Stufe 2-stufiger Belebungsanlagen ist wesentlich kritischer, da dieser noch sehr viele organische, leicht abbaubare Bestandteile enthält. Oftmals laufen bereits im Zwischenklärbecken anaerobe Prozesse ab, sodass der Schlamm bereits an der Anfallstelle Geruchsstoffe enthält. Grundsätzlich ist zu überlegen, den Überschussschlamm aus einem gesichert aeroben Bereich im Belebungsbecken zu entnehmen, da dort das Geruchspotential am geringsten sein sollte. Voraussetzung ist natürlich die ausreichende hydraulische Kapazität der Eindickaggregate. Der Polymerbedarf ist im Wesentlichen von der Feststofffracht abhängig und sollte damit trotz größerer hydraulischer Fracht nicht größer werden.

Kann nicht sichergestellt werden, dass der Schlamm keine geruchsintensiven Stoffe enthält, ist eine Absaugung der Luft erforderlich. Zusätzliche Maßnahmen (z. B. Abluftbehandlung) können im Einzelfall notwendig sein.

## **2.4 Schlammstabilisierung**

Lt. DWA-Merkblatt-M 368 (2003) werden unter dem Begriff „Stabilisierung“ Verfahren der Schlammbehandlung zur weitgehenden Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen und der organischen Feststoffe verstanden. Die Stabilisierung von Klärschlamm ist somit eine zentrale Grundoperation der Klärschlammbehandlung und hat die Überführung von Klärschlamm in einen fäulnisunfähigen Zustand zum Hauptziel.

Zusätzlich zur Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen werden im DWA-Merkblatt-M 368 die folgenden Nebenziele der Schlammstabilisierung genannt:

- Verringerung der Schlamm-/Feststoffmenge
- Verbesserung der Entwässerbarkeit des Schlammes
- Verminderung von Krankheitserregern
- Gewinnung von Biogas (nur bei anaerober Stabilisierung)

#### 2.4.1 Getrennte aerobe Stabilisierung

Bei der getrennten aeroben Stabilisierung wird der abgezogene Überschussschlamm in einem separaten Becken weiterbelüftet, bis der gewünschte Stabilisierungsgrad erreicht wird.

Grundsätzlich kann eine getrennte aerobe Stabilisierung auch über kurze Phasen anoxisch (nur chemisch gebundener Sauerstoff vorhanden) betrieben werden, um den rückgelösten und nitrifizierten Stickstoff denitrifizieren zu können. Die getrennte aerobe Stabilisierung unterhalb des thermophilen Bereiches ist das einzige biologische Stabilisierungsverfahren, bei dem eine Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation erfolgen kann. Vor allzu langen anoxischen Phasen sei jedoch gewarnt, da einerseits das Ziel der aeroben Stabilisierung gefährdet ist und andererseits der Prozess anaerob werden könnte. Beim darauffolgenden Einschalten der Belüftung kann es dann zur Ausstrippung von Geruchsstoffen kommen, die während der anaeroben Phase gebildet wurden.

#### 2.4.2 Anaerobe Schlammstabilisierung

Die kalte anaerobe Schlammstabilisierung z.B. in Emscherbrunnen oder Schlammteichen findet heute kaum noch Anwendung. Infolge der offenen Prozessführung entweichen die gebildeten Gase in die Atmosphäre. Durch die sehr langen Aufenthaltszeiten des Schlammes in diesen Anlagen werden die meisten anaerob gebildeten geruchsintensiven Zwischenprodukte auch anaerob weiter metabolisiert, sodass bei richtiger Prozessführung nur wenige Geruchsstoffe emittiert werden. Eine leichte Geruchsbelastung ist aber immer gegeben. Eine Fassung und Behandlung der Abgase ist bei Emscherbrunnen denkbar, dabei ist jedoch auf die Explosionsgefahr zu achten.

Die mesophile Schlammfäulung erfolgt in geschlossenen Systemen (Faulbehältern). Der Schlammablass ist jedoch bei vielen Faulbehältern so gestaltet, dass der unter (hydrostatischem) Druck stehende und damit gasübersättigte Faulschlamm direkt mit der Luft in Kontakt kommt. Der dort spontan auftretende Druckabfall, die Turbulenz und die Änderung der Gasatmosphäre (Faulgas – Luft) führen zu einem massiven Ausgasvorgang. Außerdem enthält Faulschlamm im Faulbehälter infolge seiner hohen Viskosität

meist noch viele kleine Gasbläschen, die durch die Turbulenz beim Auslauf ebenfalls entweichen. Solange der Faulprozess ordnungsgemäß abläuft, ist trotzdem mit keiner allzu großen Geruchsbelastung zu rechnen. Die Faulgasverluste und die Explosionsgefahr sind aber nicht zu unterschätzen. Grundsätzlich wäre dieses Problem konstruktiv leicht zu verhindern. Der Faulschlamm sollte aus dem Faulbehälter durch ein geschlossenes Leitungssystem in einen mit dem Faulgassystem verbundenen, geschlossenen Stapelbehälter geführt werden. Durch den dort wesentlich geringeren Wasserstand und damit geringeren hydrostatischen Druck sinkt die Gaslöslichkeit. Durch sanfte Umwälzung gelangt ein Großteil der Mikrobbläschen an die Oberfläche und damit ins Gassystem. Der aus diesem Behälter zur weiteren Verarbeitung abgezogene Faulschlamm emittiert nur mehr geringe Gasmengen, die sich durch die Partialdruckänderung ergeben.

Bei einem ordnungsgemäß ablaufenden Faulprozess sollten alle extrazellulär auftretenden organischen Zwischenprodukte letztlich zu  $\text{CO}_2$  und  $\text{CH}_4$  umgewandelt werden. Es verbleiben allerdings die anorganischen Geruchsstoffe  $\text{H}_2\text{S}$  und  $\text{NH}_3$  (Ammoniak), die anaerob nicht weiter umgebaut werden.  $\text{H}_2\text{S}$  kann durch Zugabe von Eisensalzen (Fällmittel) in den Schlamm gefällt werden. Werden für die Phosphorentfernung Eisensalze verwendet, reicht der Eisengehalt des Überschussschlammes zumeist aus, um das während der Faulung gebildete  $\text{H}_2\text{S}$  weitestgehend als festes Eisensulfid ( $\text{FeS}$ ) zu binden. Der größte Teil des verdrängten Phosphats reagiert zu anderen schwerlöslichen Phosphaten und wird nur zu einem kleinen Teil zurückgelöst (Rückbelastung). Ammoniak dissoziiert bei dem im Faulschlamm vorliegenden pH-Wert größtenteils zu (geruchlosem) Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Erst durch einen etwaigen Anstieg des pH-Werts bei der weiteren Verarbeitung und einer damit verbundenen Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichts kommt es zur Emission von Ammoniak.

## 2.5 Schlammmentwässerung

Generell werden die Geruchsemissionen bei der Schlammmentwässerung umso geringer, je besser die Schlämme biologisch stabilisiert sind. Bei aerob stabilisierten Schlämmen sind nahezu keine Geruchsemissionen zu erwarten. Anaerob stabilisierte Schlämme enthalten immer Ammonium und bei keiner oder zu geringer Eisendosierung auch  $\text{H}_2\text{S}$ . Durch das Ausgasen von  $\text{CO}_2$  an der Luft (geringer  $\text{CO}_2$ -Partialdruck) steigt der pH-Wert im Faulschlamm an. Damit verschiebt sich das  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -Gleichgewicht und Ammoniak wird vermehrt frei. Extrem wird das bei der Konditionierung mit Kalk-Hydrat, wodurch der pH-Wert über 10 ansteigt. Dadurch kann es bei der Entwässerungsanlage zu massiven Geruchsemissionen bis zum Überschreiten der MAK-Werte

(Maximale Arbeitsplatz Konzentration) kommen. In diesen Fällen ist eine Ablufterfassung an der Anfallstelle einzurichten.

Schlammmentwässerungsanlagen stellen immer eine mögliche Quelle von Geruchsemissionen dar und sind daher einzuhausen und gezielt zu be- und entlüften. Die Ablufterfassung muss in Abhängigkeit von den eingesetzten Entwässerungsmaschinen bzw. des zu entwässernden Schlammes erfolgen.

In Abhängigkeit der Anlagengröße und den örtlichen Gegebenheiten ist über die Notwendigkeit einer Abluftbehandlung zu entscheiden.

Bei Entwässerungsanlagen für Rohschlamm ist in jedem Fall eine Abluftreinigung vorzusehen.

## **2.6 Schlamm Trocknung**

Die bei der Konvektions- und der Kontakt Trocknung von Klärschlamm durch das Entweichen von nicht bzw. schwer kondensierbaren Gasen aus der Brüdenkondensation entstehenden Emissionen, lassen sich z. B. durch eine geeignete Temperaturwahl und gute Kondensation der im geschlossenen System abgesaugten Brüden verringern. Die relativ geringe Menge der nicht bzw. schwer kondensierbaren Gase sollte einer Abluftreinigungsanlage zugeführt werden. Häufig treten bei derartigen Anlagen Geruchsstoffe auch aus anderen Quellen aus. Diese Geruchsstoffe können mit der Raumluft erfasst und erforderlichenfalls behandelt werden (ÖWAV, 2015).

Einen Sonderfall stellt die Strahlungstrocknung (solare Trocknung) dar. Aufgrund der langsamen Trocknung und der damit verbundenen hohen Aufenthaltszeit des Schlammes ist es unbedingt erforderlich, dass der in die Anlage eingebrachte Klärschlamm bereits sehr gut stabilisiert wurde (getrennt aerob oder anaerob, Schlammalter > 25 Tage). Darauf soll im nächsten Kapitel noch genauer eingegangen werden. Andernfalls sind starke Geruchsemissionen und dadurch Geruchsbelästigungen in der Umgebung der Anlage (bedingt durch den erforderlichen Luftaustausch) unvermeidbar. Werden in die Faulung Co-Substrate eingebracht, können durch diese Stoffe weitere Geruchsstoffe entstehen, die bei der Trocknung zu Geruchsemissionen führen.

Entwässerter Schlamm, der in die Trocknungshalle eingebracht wird, sollte eine Trockensubstanz von mindestens 22 % aufweisen (allenfalls Beimischung von getrocknetem Schlamm), da sonst die Gefahr von „Teigbildung“ und Entstehung anaerober Verhältnisse (Geruchsemissionen) besteht. Der in der Halle befindliche Schlammkuchen sollte oft und regelmäßig gewendet werden, um anaerobe Zustände zu vermeiden (ÖWAV, 2015).

Wenn die Abluft einer Behandlung zugeführt werden muss (Biofilter, Luftwäscher), ist wegen der hohen Luftaustauschmengen mit erheblichen Zusatzkosten zu rechnen.

Problematisch bei derartigen Anlagen ist der Betrieb in der kalten Jahreszeit, wenn die Trocknung weitgehend zum Erliegen kommt. Durch die Zufuhr von Fremdenergie (Abwärme vom BHKW) können zu diesen Zeiten die Trocknungsleistung (Erwärmung der Zuluft, Beheizung der Bodenfläche) gesteigert und damit die Geruchsemissionen verringert werden. Ohne Einsatz von Fremdenergie kann es erforderlich werden, die Beschickung der Trocknungshallen im Winter zu unterbrechen.

Hohe Temperaturen in der Trocknungshalle im Sommer (50 °C und mehr) führen zu einer intensiven Trocknung unmittelbar nach der Einbringung des entwässerten Schlammes und damit zu erhöhten Emissionen.

Durch verfahrenstechnische Maßnahmen (geringe Schütthöhen, intensivere Durchmischung, Erhöhung des Luftwechsels) können anaerobe Zustände hintangehalten und damit Geruchsemissionen verringert werden.

Die Beimischung von ungelöschtem Kalk zur Hygienisierung (Geruchsverminderung) führt zu Schwierigkeiten bei der Trocknung. Das Gemisch wird schmierig, lässt sich schlechter belüften und behindert die Absorption der Solarstrahlung.

Die Zugabe von Chemikalien zur Geruchsbindung oder Geruchsüberlagerung ist wegen der hohen zu behandelnden Luftmengen weder aus technischer noch aus wirtschaftlicher Sicht zu empfehlen (ÖWAV, 2015).

## **2.7 Schlamm Lagerung**

Bei der Lagerung von entwässertem, gut stabilisiertem Klärschlamm treten nur geringe Geruchsemissionen auf. Schlamm Lagerflächen sollten auf jeden Fall abgedeckt werden (Flugdach). Etwaig anfallendes Sickerwasser sollte gezielt abgeleitet und der Abwasserreinigungsanlage zugeführt werden können.

Bei unzureichender Stabilisierung können durch die Freisetzung von Ammoniak und Aminen erhebliche Geruchsemissionen entstehen. Ein Ansteigen des pH-Wertes und der Temperatur bewirken, dass vermehrt Gerüche freigesetzt werden.

Geruchsemissionen werden v. a. bei Umlagerungen (Be- und Entladen) der gelagerten Schlämme auftreten. Der Zeitraum der Manipulation ist möglichst kurz zu halten.

Ist eine Lagerung im Freien nicht möglich, ist das Schlammager abzudecken und eine Abluftbehandlung vorzusehen.

## **2.8 Schlammverbrennung**

Die mit der Schlammverbrennung verbundenen Emissionen werden nach Abgasreinigung über Kamine in die Atmosphäre abgeleitet. Wegen der heute geforderten hohen Anforderungen an die Verbrennungstechnologie und die Rauchgasreinigungsanlagen ist das Geruchsproblem von untergeordneter Bedeutung (ÖWAV, 2015).

Die Schlammverbrennung ist jedenfalls auch das sicherste Verfahren der Schlammstabilisierung. Das entstehende Produkt (Asche) ist frei von organischen Verbindungen und es besteht auch bei langer Lagerung keine Gefahr der Geruchsbildung (Wertstofflager für die Zukunft?). Allerdings ist die Verbrennung auch die teuerste Art der Stabilisierung.

## **3 Anforderungen an die Stabilisierung von Klärschlämmen**

In Bezug auf die Beurteilung des Stabilisierungsgrades von Klärschlamm ist anzumerken, dass der Begriff „Stabilisierung“ eines Klärschlammes nicht allgemein definiert ist. Stabilisierter Schlamm wird als „fäulnisunfähig“ bezeichnet. Ein Schlamm der „fäulnisunfähig“ ist, kann nicht in saure Gärung übergehen und daher keine entsprechenden Gerüche hervorrufen.

Nun enthält jeder stabilisierte Schlamm noch organische Feststoffe, die nicht gänzlich inert sind, sondern mehr oder weniger langsam biologisch zerlegt werden. Je besser ein Schlamm stabilisiert ist, desto geringer sind die biologischen Umsätze.

Die Anforderungen an den Stabilisierungsgrad ergeben sich aus der gewünschten Lagerdauer des Schlammes. Am anspruchsvollsten in dieser Hinsicht ist die solare Schlamm-trocknung, weil dabei lange Lagerzeiten mit solchen Temperaturen zusammen auftreten, bei denen die Aktivität der Mikroorganismen steigt.

Bezüglich „Stabilitätskriterien“ gibt es zahlreiche Literaturstellen, genannt seien hier beispielsweise Dichtl (1984) bzw. Dichtl und Eck-Düpont (1986). In diesen Arbeiten wurden insgesamt 53 mögliche Kennwerte für die Beurteilung des Stabilisierungsgrades von Klärschlämmen aufgelistet und diskutiert. Von allen in diesen Arbeiten aufgelisteten Kennwerten erscheint nur die Atmungsaktivität bei aerob stabilisierten Schlämmen als Kriterium sinnvoll.

Aus eigenen Untersuchungen, aber auch aufgrund von Arbeiten aus Australien (Tonkovic, 1999) lässt sich ableiten, dass der spezifische Sauerstoffverbrauch eines aerob stabilisierten Schlammes, gemessen bei 20 °C, einen Wert von 2,0 bis 2,5 mg O<sub>2</sub>/(g oTS.h) nicht überschreiten sollte.

Bei anaerob stabilisierten Schlämmen stellt ein Gehalt an flüchtigen Fettsäuren von kleiner 100 mg/L ein notwendiges aber nicht hinreichendes Kriterium dar.

Der TTC- oder Formazan-Test, der allgemein Aussagen über die Bakterienaktivität gibt, hat sich in eigenen Untersuchungen als ungeeignet erwiesen.

Der Glühverlust, das Verhältnis oTS/TS, ist ebenfalls kein geeignetes Kriterium für den Stabilisierungsgrad eines Schlammes. Der Glühverlust ist in hohem Maße abhängig vom Eintrag an mineralischen (anorganischen) Stoffen in die Abwasserreinigungsanlage, die sich letztlich im Klärschlamm anreichern. Die anorganischen Stoffe können aus dem Abwasser stammen, aber auch aus Fäll- oder Konditionierungsmitteln resultieren. Der Anteil an anorganischen Stoffen im Klärschlamm steht daher in keiner Beziehung zum Stabilisierungsgrad.

Am kritischsten bei der Erreichung eines ausreichenden Stabilisierungsgrades ist sicher die simultane aerobe Schlammstabilisierung. Bei dieser wird der Klärschlamm im Zuge der biologischen Abwasserreinigung im Belebungsbecken stabilisiert, weshalb i.d.R. kein Vorklärbecken vorhanden ist. Diese Art der Stabilisierung wird hauptsächlich auf kleinen bis mittleren Kläranlagen angewendet. Durch ein hohes Schlammalter sollen vermehrt partikuläre, langsam abbaubare organische Stoffe abgebaut werden.

Für den vermehrten Schlammabbau ist Sauerstoff notwendig, und zwar mehr als für die Einhaltung der Emissionsvorgaben für die Abwasserreinigung erforderlich. Wird die für die Stabilisierung notwendige Sauerstoffmenge nicht zugeführt, ist das aus den im Rahmen der Eigenüberwachung analysierten Werten nicht zu erkennen. Unter anoxischen Bedingungen ist die Aktivität eines Belebtschlammes hinsichtlich des Abbaus von partikulären Stoffen deutlich herabgesetzt (Nowak, 2002).

Für die Entwässerung und kurze Lagerung (Tage) ist die simultane aerobe Schlammstabilisierung meist ausreichend. Bei längerer Lagerung sollte zumindest die Atmungsaktivität des stabilisierten Überschussschlammes gemessen werden (Svardal, 1997). Für eine solare Schlamm Trocknung ist die simultane aerobe Schlammstabilisierung meist nicht ausreichend.

Bei der getrennten aeroben Stabilisierung wird der Überschussschlamm gezielt eine bestimmte Zeit belüftet. Durch phasenweises Abschalten der Belüftung gelingt es, auch Stickstoff zu entfernen. Allerdings sind diese anoxischen Phasen nicht der Stabilisierungszeit zuzurechnen. Um Volumen zu sparen, wird der Überschussschlamm vorher eingedickt. Diese konzentrierten Schlämme sind nur mehr mit Oberflächenbelüftern (Kreisel) sinnvoll zu belüften. Druckbelüfter haben bei diesen Feststoffgehalten infolge der Blasenkoaleszenz so geringe  $\alpha$ -Werte (Günkel-Lange, 2013), dass der Ertrag unter dem von Kreiseln liegt. Bei stark eingedicktem Schlamm ist u.U. auch die Erwärmung zu beachten (ca. 14 MJ/kg veratmetem CSB od. ca. 20 MJ/kg abgebauter TS). Kritisch bei der getrennten aeroben Stabilisierung ist der Winterbetrieb. Durch die lange Aufenthaltszeit kann es bei niedrigen Außentemperaturen zu einer erheblichen Abkühlung kommen. Bei geringerer Temperatur verringert sich die Aktivität der Bakterien und es sind höhere Aufenthaltszeiten zur Erzielung des gewünschten Ergebnisses notwendig. Eine Isolierung und Abdeckung ist empfehlenswert.

Mit der getrennten aeroben Stabilisierung lassen sich bei richtigem Betrieb jedoch sehr gute Ergebnisse erzielen. Diese Schlämme sind auch für eine solare Schlamm-trocknung geeignet. Eine Überwachung des Stabilisierungsgrades mithilfe der Atmungsmessung wird unbedingt empfohlen.

Mit der anaeroben Klärschlammstabilisierung (Schlammfäulung) lassen sich bei ordnungsgemäßem Betrieb gute Stabilisierungsergebnisse erzielen. Anaerob stabilisierter Schlamm enthält immer Geruchsstoffe (v.a. Ammoniak), welche meist bei der Entwässerung frei werden. Während der kurzfristigen Lagerung werden aber meist kaum zusätzliche Geruchsstoffe gebildet. In manchen Fällen kann es nach der Fäulung zur Bildung von sehr unangenehm riechenden Aminen kommen (z.B. Skatol, eine Indolverbindung aus dem Proteinabbau, typischer Leichengeruch). Die Gründe dafür sind nicht geklärt, vermutlich ist eine unzureichende Einmischung dafür verantwortlich.

Eingehende Untersuchungen am Institut für Wassergüte der TU Wien haben gezeigt, dass der Gehalt an organischen Feststoffen von gut ausgefäulten Schlämmen bei anschließender aeroben Behandlung (Belüftung) noch erheblich verringert werden kann ([Abbildung 1](#)~~Abbildung 1~~). Dies bedeutet, dass auch anaerob stabilisierte Schlämme abbaubare Stoffe enthalten, die längerfristig ein Geruchsbildungspotential darstellen.



Die sicherste Art der biologischen Stabilisierung stellt sicher eine 2-stufige Verfahrensweise dar. In der anaeroben Stufe wird ein großer Teil der organischen Feststoffe mit geringem Energieaufwand in nutzbares Methan umgewandelt. In der darauffolgenden aeroben Behandlungsstufe werden schwer zugängliche organische Feststoffe abgebaut, zusätzlich werden Geruchstoffe, die aus dem Anaerobprozess stammen, oxidiert. Infolge der Temperatur des Faulschlammes reicht in der Aerobstufe eine Verweilzeit von wenigen Tagen aus, um Ammonium zu nitrifizieren und bei geeigneten Prozessbedingungen auch teilweise zu denitrifizieren. Damit wird die Rückbelastung auf die Abwasserreinigung deutlich reduziert und es ist keine zusätzliche Prozesswasserbehandlung und Speicherung notwendig. Die zu entsorgende Feststofffracht wird verringert, die Entwässerbarkeit wird tendenziell verbessert.

Obwohl für diese Verfahrensweise zusätzliche Investitions- und Betriebskosten anfallen, kann unter Betrachtung der Gesamtkosten der Kläranlage, vor allem infolge der geringeren Schlammfrachten, ein Kostenvorteil resultieren (Parravicini, 2008). In jedem Fall wird die Gefahr von Geruchsemissionen aus der Schlammbehandlung minimiert.

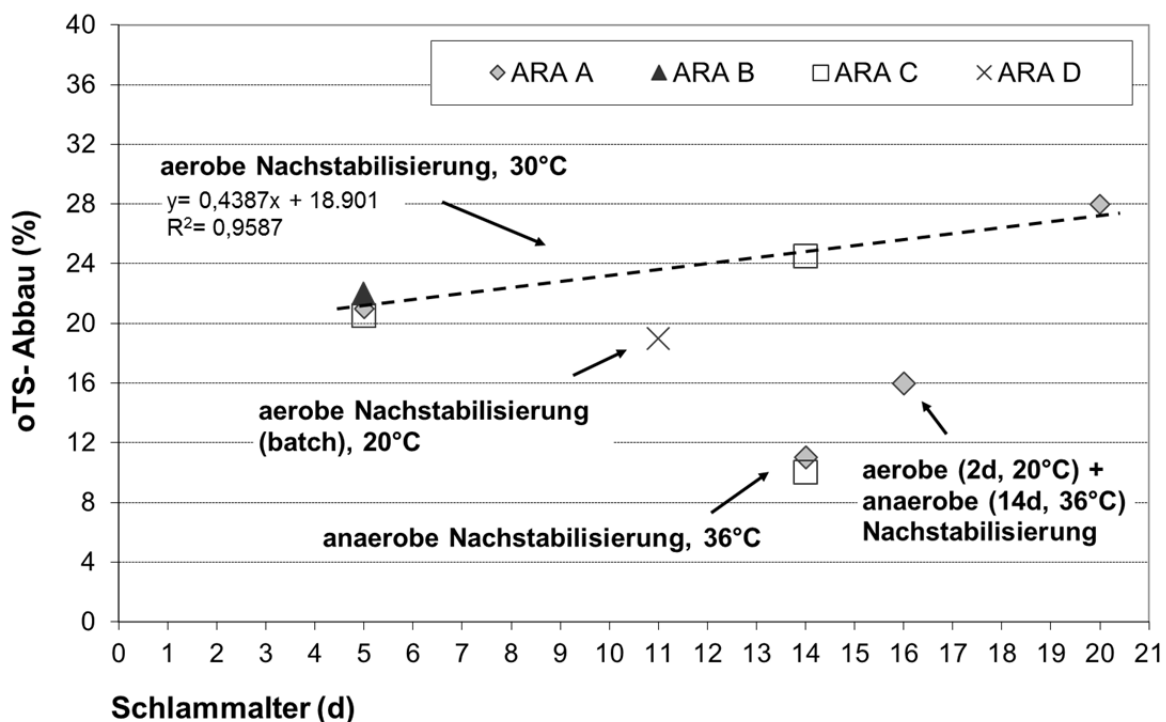


Abbildung 1: Abbaugrad organischer Feststoffe bei der aeroben Nachbehandlung von Faulschlamm (Parravicini, 2006).

## 4 Literatur

- Dichtl, N. (1984) Die Stabilisation von Klärschlamm unter besonderer Berücksichtigung einer zweistufigen aeroben/anaeroben Prozeßführung. *siwawi (Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum)* **5**.
- Dichtl, N., Eck-Düpont, M. (1986) Kennwerte zur Beurteilung des Stabilisierungsgrades biologisch behandelter Schlämme. *Korrespondenz Abwasser* **33(11)**, 1043 - 1054.
- DWA-M 368 (2003) Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Merkblatt der DWA, April 2003.
- Günkel-Lange, T. (2013) Sauerstoffzufuhr und  $\alpha$ -Werte feinblasiger Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren – Abhängigkeiten und Bemessungsempfehlungen. Dissertation, IWAR-Schriftenreihe **221**, TU Darmstadt.
- Nowak, O. (2002) Schlammbehandlung bei Anlagen ohne mesophile Schlammfäulung. *Wiener Mitteilungen* **177**, 29-76.
- ÖWAV (2015) Regelblatt 23 Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen, 2., vollständig überarbeitete Auflage, Wien 2015.
- Parravicini, V., Smidt, E., Svardal, K., Kroiss, H. (2006) Evaluating the stabilisation degree of digested sewage sludge: investigations at four municipal wastewater treatment plants, *Wat. Sci. Tech.*, **53** (8), 81 – 90.
- Parravicini, V., Svardal, K., Kroiss, H. (2008) Post-aeration of anaerobically digested sewage sludge for advanced COD and nitrogen removal: results and costs-benefit analysis at large-scale. *Wat. Sci. Tech.*, **57**(7), 1087 - 1094.
- Svardal, K. (1997) Durchführung und Interpretation von Atmungsmessungen für den Betrieb von Belebungsanlagen. *Wiener Mitteilungen* **141**, 247 - 273.
- Tonkovic, Z. (1999) Aerobic stabilisation criteria for BNR biosolids. *Wat. Sci. Tech.* **39**(6), 167 - 174.
- Wagner, M (2015) Abwassers. *Wiener Mitteilungen* **157**.

**Korrespondenz an:**

Ass.Prof. DI Dr. Karl Svardal

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien  
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel.: +43 1 58801/22624

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

# Geruchsbekämpfung bei der Schlamm Trocknung

Ing. Harald Bayer, Karl Wolf

Abwasserverband Bad Vöslau, Kläranlage Knittelfeld

**Abstract:** Da einerseits die Geruchsemissionen aus Abwasserbehandlungsanlagen immer mehr zum Thema werden und die weitergehende Schlammbehandlung im speziellen die Schlamm Trocknungsanlagen an Bedeutung gewinnen, soll hier ein Überblick über diese Thematik gegeben werden. Im Hauptsächlichen wird auf den Versuchsbetrieb mit einem Belebtschlamm Biowäscher, welcher einer Solartrocknungsanlage nachgeschaltet war, eingegangen.

**Key Words:** Schlamm Trocknung, Methoden zur Geruchsbekämpfung, Belebtschlamm Biowäscher

## 1 Einleitung

Der mit mechanischen Entwässerungsmethoden üblicherweise erreichbare Trockensubstanzgehalt beim Klärschlamm beträgt ca. 25%. Die restlichen 75% sind Wasser, welches transportiert und entsorgt werden muss. Es kann also recht lukrativ sein das Restwasser mit verschiedenen Trocknungsmethoden zu entfernen. Je nach angewandtem Verfahren entsteht hierbei mehr oder weniger Abluft.

Durch weiter wachsende Siedlungsgebiete und deren zunehmenden Nähe zu Abwasserbeseitigungsanlagen ergibt sich die Notwendigkeit Geruchsemissionen aus allen Teilprozessen aus der Abwasserreinigung auf ein zumutbares Maß zu reduzieren. Nach einem kurzen, groben Überblick über die verschiedenen Trocknungsverfahren und Maßnahmen zur Geruchsminimierung soll auf eine spezielle Art der Abluftbehandlung, den Biowäscher ausführlich eingegangen werden.

## **2 Ein Überblick über die verschiedenen Trocknungsarten**

### **2.1 Hochtemperaturverfahren**

Thermische Trocknungsverfahren sind im Allgemeinen weniger abluftintensiv als Niedertemperaturverfahren. Die Luftwechselrate kann wesentlich geringer gehalten werden, weil das verdampfte Wasser kondensiert, gesondert abgeführt und die getrocknete Luft wiederverwendet werden kann. Bei diesen Verfahren entstehen Gerüche eher im Umfeld bei der Beschickung und der Endlagerung des getrockneten Schlammes und können mit üblichen Verfahren meist gut vermieden oder behandelt werden.

### **2.2 Niedertemperaturverfahren**

Trocknungsanlagen die nach dem Niedertemperaturverfahren arbeiten bedürfen einer sehr hohen Luftwechselrate, um die mit Wasserdampf gesättigte Luft in ausreichender Menge abführen zu können. Dementsprechend hoch ist die Menge der entstehenden Abluft. Durch das Nachschalten einer üblichen Abluftbehandlungsanlage erhöht sich der Druckverlust bei den Abluftventilatoren der Trocknungsanlage um ein Vielfaches, die Abluftleistung sinkt empfindlich ab.

Um diesen Umstand auszugleichen kann man nur auf Aggregate höherer Leistung zurückgreifen, was einen direkten Einfluss auf die einzusetzende Energie hat.

Daher ist es sinnvoll ein Verfahren zu wählen, das den entstehenden Widerstand auf ein Minimum senkt. Ein geeignetes Verfahren stellt das in Kapitel 3 beschriebene Konzept des Belebtschlammbiowäschers dar.

Man unterscheidet grundsätzlich nach der Art der Beschickung zwischen zwei Verfahrensabläufen.

#### **2.2.1 Verfahren mit kontinuierlicher Beschickung**

Zu den wichtigsten kontinuierlichen Prozessen zählen solare Trocknungshallen die mittels Wendewolf oder dem Klärschlammmanagerverfahren umgewälzt werden bzw. Bandtrocknungsverfahren und Vakuumtrocknungsverfahren (spezielles Verfahren ohne relevante Abluft).

Durch die regelmäßige Beschickung stellt sich auch ein relativ gleichmäßiger Abluftstrom mit einer konstanten Geruchsbeladung ein.

### 2.2.2 Verfahren mit diskontinuierlicher Beschickung

Hier ist der Hauptvertreter die solare Trocknung, welche im Batchverfahren (z. B.: Thermosystem Wendeschwein) betrieben wird. Die Halle wird manuell oder maschinell beschickt. Anschließend wird der Trocknungsvorgang gestartet, und nach erfolgter Trocknung manuell entleert.

Die Menge und Qualität der Abluft richtet sich nach dem Fortschritt des Trocknungszyklus.

## 3 Methoden der Geruchsbekämpfung

Die Anlagen zur Klärschlammbehandlung stellen eine der Hauptquellen in Bezug auf Geruchsemissionen dar. Um einen großen Teil der Emissionen im Vorfeld verhindern zu können ist es notwendig den Schlamm vor der Trocknung ausreichend zu stabilisieren. Bei der Annahme von Cofermentaten auf Faulungsanlagen ist auf deren spezielles, geruchsbildendes Verhalten zu achten. In der Praxis hat sich gezeigt, dass die Regelmäßigkeit der Beschickung von Trocknungsanlagen einen großen Einfluss auf die Geruchsemissionen hat. Bei den Niedertemperaturverfahren sollte die Trocknungstemperatur 50°C nicht überschreiten, bei höheren Temperaturen kommt es zu einer eklatanten Erhöhung der Geruchsbelastung.

Da es im Trocknungsprozess abhängig von den verschiedenen Schlammqualitäten trotz Stabilisierung zu störenden Geruchsentwicklungen kommen kann sollte eine Behandlung der Abluft in Erwägung gezogen werden.

Nach der Erfassung, Absaugung und dem Transport der Abluft stehen verschiedene Reinigungsprozesse zur Behandlung zur Verfügung. Eine Entscheidung zugunsten der einen oder anderen Alternative muss anhand konkret vorliegender Randbedingungen getroffen werden.

Die nachfolgende Tabelle und die folgende Beschreibung der einzelnen Verfahren, sinngemäß aus dem ÖWAV-Regelblatt 23 (Matsche, et al., 2015), geben einen Überblick über die üblichen Verfahrensprinzipien und Verfahren.

Tabelle 1: Verfahrensprinzipien zur Abluftbehandlung (Matsche, et al., 2015)

<b>Verfahrensprinzip</b>	<b>Mögliche Verfahren</b>
Biochemisch (Oxidation)	Biofilter Einblasen in die Belebung Biowäscher
Chemisch (Oxidation/Bindung)	Chemische Wäscher thermische Oxidation Katalytische Oxidation
Physikalisch (nur Entnahme)	Adsorptiv: meist mit Aktivkohle

### 3.1 Biologische Verfahren

#### 3.1.1 Biofilter

Beim Biofilter werden die Geruchsstoffe an einem Filtermaterial adsorbiert und von den dort ansässigen Mikroorganismen veratmet. Um das Überleben der Bakterienstämme sicherzustellen muss das Filtermaterial feucht gehalten werden. Bei zu geringer Feuchtigkeit kann es überdies zu Rissen im Filtermaterial kommen, über die unbehandelte Abluft entweichen kann. Als Filtermaterial kann Kompost, Humus, Fasertorf-Reisig-Gemisch o. Ä. eingesetzt werden. Der Biofilter sollte mit einem möglichst gleichmäßigen Luftstrom beschickt werden. Sein Wirkungsgrad ist von verschiedenen Randbedingungen (z. B.: Temperatur) abhängig.

#### 3.1.2 Biowäscher

Biologische Luftwäscher entsprechen weitgehend dem Aufbau chemischer Luftwäscher. Als Waschmedium dient eine Belebtschlamm-Suspension, die Geruchsstoffe absorbiert und mikrobiell oxidiert.

Im Wäscher wird die geruchsgeladene Abluft großflächig mit einem Waschmedium in Kontakt gebracht. Dabei kommt es an der Grenzfläche Waschmedium – Abluft zu einem Stoffaustausch. Die Reinigungsintensität ist abhängig vom Sättigungsdefizit des Waschmediums. Das heißt bei hoher Beladung der Abluft mit einem Geruchsstoff und minimaler Konzentration des Geruchsstoffes im Waschmedium kann die maximale Reinigungsleistung erzielt

werden. Eine Steigerung der Leistung ist somit durch eine Erhöhung der Wechselrate des Waschmediums möglich. In Kapitel 3 wird das Verfahren mittels Biowäscher im Detail vorgestellt.

### 3.1.3 Einblasen in die Belebung

Am einfachsten und wirtschaftlichsten ist das Einblasen geruchsbeladener Abluft in ein Belebungsbecken, ist jedoch nur für begrenzte Abluftmengen geeignet. Dieses Verfahren wird vorteilhaft bei Druckluftbelüftung eingesetzt. Frischluft und Abluft werden in das Belebungsbecken eingeblasen. Die Geruchsstoffe werden im Wasser absorbiert und vom Belebtschlamm adsorbiert bzw. von den Mikroorganismen abgebaut.

## 3.2 Chemische Verfahren

### 3.2.1 Bindung oder Oxidation mit Chemikalien (chemische Wäscher)

Das Waschmedium (Wasser und Chemikalien) wird durch Verwirbeln, Versprühen oder durch Berieselung von Füllkörpern in innigen Kontakt mit der Abluft gebracht. Infolge des Partialdruckgefälles zwischen der gasförmigen und der flüssigen Phase werden die Geruchsstoffe im Waschmedium absorbiert.

### 3.2.2 Thermische Oxidation (Abluftverbrennung)

Zur vollständigen thermischen Oxidation von Geruchsstoffen ist eine Verbrennungstemperatur von mindestens 800°C erforderlich. Wenn es nicht möglich ist die Abluft in einem bereits vorhandenen thermischen Prozess mit zu verbrennen ist dieses Verfahren sehr teuer, da ein eigener Verbrennungsofen errichtet werden muss.

### 3.2.3 Katalytische Oxidation

Durch den Einsatz eines Katalysators werden die Geruchsstoffe wie beim thermischen Verfahren verbrannt. Die Verbrennung kann durch die Beschleunigung der Reaktion aber bei geringeren Temperatur ausgeführt werden als bei der thermischen Oxidation.

## 3.3 Physikalische Verfahren

### 3.3.1 Adsorptive Verfahren

Hierbei entnehmen Aktivkohlefilter die Geruchsstoffe adsorptiv aus der Abluft. Nach vollständiger Beladung der Aktivkohle mit Geruchsstoffen wird sie ausgewechselt und regeneriert oder entsorgt. Durch die unterschiedliche



Rohgasqualität ergeben sich stark schwankende Standzeiten für die Aktivkohlefüllung.

## **4 Praktisches Beispiel : Forschungsprojekt zum Belebtschlammwäscher der Kläranlage Bad Vöslau**

Die folgenden Ausführungen sind dem Endbericht zum FFG Projekt „Abluftbehandlung aus solarer Klärschlamm-trocknung“ (Kern, et al., 2010) entnommen.

### **4.1 Beschreibung der Versuchsanlage**

#### **4.1.1 Allgemeines**

Auf der Verbandskläranlage des Abwasserverbandes Raum Bad Vöslau wird seit 2003 eine solare Klärschlamm-trocknung betrieben. Die Trocknungsanlage besteht aus insgesamt 6 voneinander völlig getrennt zu betreibenden Trocknungshallen. Für die Untersuchungen wurde eine dieser Trocknungshallen adaptiert und im Versuchszeitraum 2008 bis 2009 wurde die gesamte Abluft dieser Halle über die für die Versuchszwecke aufgebaute Abluftbehandlungsanlage geführt.

### **4.2 Vorversuche**

Das Prinzip der Abluftbehandlung besteht darin, den geruchsbeladenen Abluftstrom mit einer möglichst großen Wasser- bzw. Belebtschlammoberfläche in Kontakt zu bringen, wo die Geruchsstoffe zuerst über physikalische Transportvorgänge an der Grenzfläche Luft-Wasser in die flüssige Phase übergeführt werden. Um niedrige Abluftkonzentrationen zu erreichen, muss die Konzentration an Geruchsstoffen im Waschmedium niedrig sein. Dies kann durch Abfuhr der Geruchsstoffe mit dem Waschmedium erfolgen, wobei der Abbau der Geruchsstoffe z.B. In der Kläranlage erfolgt, oder der Abbau der Geruchsstoffe erfolgt bei Einsatz von Belebtschlamm als Waschmedium zumindest teilweise im Wäscher. Die technischen Möglichkeiten zur Herstellung einer großen Kontaktfläche zwischen Abluftstrom und Waschmedium (Belebtschlamm oder Kläranlagenablauf) bestehen darin, das Waschmedium fein im Abluftstrom zu versprühen oder das Waschmedium über Füllkörper (z.B. Lamellenpakete, ähnlich wie Bienenwaben) mit großer innerer Oberfläche zu versprühen oder zu verrieseln.

Von Mitte April bis Ende Juni 2008 wurden Vorversuche zum Austesten von geeigneten Kombinationen von Sprühdüsen und Füllkörpern untersucht.

Ergebnis:

- 1) Der Belebtschlamm muss über ein Bogensieb von Grob- und Faserstoffen abgeseibt werden, damit die Düsen der Sprüh- bzw. Rieseldüsen nicht verstopfen wobei in Abhängigkeit der eingesetzten Düsen Spaltweiten von 0,1 bis 0,5 mm erforderlich sind.
- 2) Vorsiebung des Belebtschlammes mit Bogensieb 0,1 mm ist problemlos möglich.
- 3) Mehrere geeignete Düsen die nicht verstopfen sind verfügbar.
- 4) Bei feinem Versprühen des Belebtschlammes verstopfen auch Wabenfüllkörper mit einem Wabendurchmesser von 50 mm.
- 5) Bei sehr fein versprühtem Waschmedium wird eine ausreichend große Oberfläche erzeugt, der Einsatz von Füllkörpern ist nach derzeitigem Wissensstand nicht unbedingt erforderlich.
- 6) Bei Einsatz von Waben-Füllkörpern muss der Belebtschlamm verrieselt werden wobei die Entstehung feiner Tropfen vermieden werden muss. Es müssen größere Schlammengen eingesetzt werden, um eine ausreichende Spülwirkung zu erreichen und Verstopfungen zu vermeiden.
- 7) Füllkörper mit beweglicher innerer Oberfläche (Kunststoffketten im Raster 30 mm aufgehängt) sind weit weniger verstopfungsgefährdet als starre Wabenkörper.



Abbildung 1: Teilweise verstopfte Füllkörper nach mehrtägiger Besprühung mit Belebtschlamm

### 4.3 Technische Beschreibung der Versuchsanlage

Die Versuchsanlage ist mit einem kurzen Zuluftkanal direkt an eine solare Klärschlamm-trocknungshalle angebaut. Der Zuluftkanal hat einen Querschnitt von 1,0 x 7,2 m. Die Länge des Zuluftkanales von der Trocknungshalle bis zum Eintritt in die Entstaubungskammer beträgt 3,0 m. Im Zuluftkanal sind 3 Stk. Niederdruckaxialventilatoren für eine Luftmenge bis zu 3 x 25.000 m<sup>3</sup>/h mit Drehzahlregelung eingebaut.

Das eigentliche Wäschermodul besteht aus einer Entstaubungskammer mit einer lichten Grundrissfläche von 0,8 m x 7,2 m (siehe Abbildungen 3 und 4). Die eigentliche Wäscherkammer hat eine Grundrissfläche von 2,4 m x 7,2 m und eine lichte Höhe von 3,0 m. In die Wäscherkammer kann bei Bedarf ein Waben-Füllkörper mit einer Grundrissfläche von 2,4 m x 7,2 m und 1,5 m Höhe eingebaut werden.

In der Entstaubungskammer ist eine Sprühleiste für eine Feinversprühung des Waschmediums angeordnet. In der Wäscherkammer wurde die Versuchsanlage mit Füllkörpern ausgestattet und das Waschmedium über den Füllkörpern verrieselt.

Die Füllkörperhöhe betrug ca. 1,4 m. Die innere Oberfläche der Füllkörper betrug ca. 70 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>.

Die Versuchsanlage ist so ausgeführt, dass als Waschmedium in der eigentlichen Wäscherkammer sowohl gesiebter Belebtschlamm als auch Kläranlagenablauf sowie eine Mischung von Belebtschlamm und Kläranlagenablauf verwendet werden kann. Die Entstaubungskammer kann nur mit Kläranlagenablauf betrieben werden.

Der Belebtschlamm (~4,5 g/l Trockensubstanz) wird mit einer Tauchmotorpumpe, Förderleistung ca. 60 m<sup>3</sup>/h aus dem Belebungsbecken auf ein Bogensieb gepumpt. Das Bogensieb ist mit austauschbaren Siebeinsätzen Spaltweite 0,50 mm, 0,25 mm und 0,10 mm, ausgeführt. Die Durchsatzleistung beträgt mindestens 50 m<sup>3</sup>/h. Für die Versuche wurde ausschließlich das Bogensieb mit 0,1 mm Spaltweite verwendet.

Die als Waschmedium benötigte Menge an gesiebtem Belebtschlamm wird mit einer drehzahlgeregelten Exzentrerschneckenpumpe zur Versuchsanlage gefördert. Der Überlauf aus dem Bogensieb fließt auf kurzem Weg in das Belebungsbecken zurück.

Für den Fall, dass Kläranlagenablauf als Waschmedium verwendet werden soll, erfolgt die Versorgung direkt über das Brauchwassersystem der Kläranlage.

Das Waschmedium fließt nach Passieren der Abluftanlage in eine Auffangwanne (Pumpenvorlage), von wo es zurück in die Belebung gepumpt wird. Eine schematische Darstellung der Pilotanlage ist Abbildung 2 zu entnehmen.

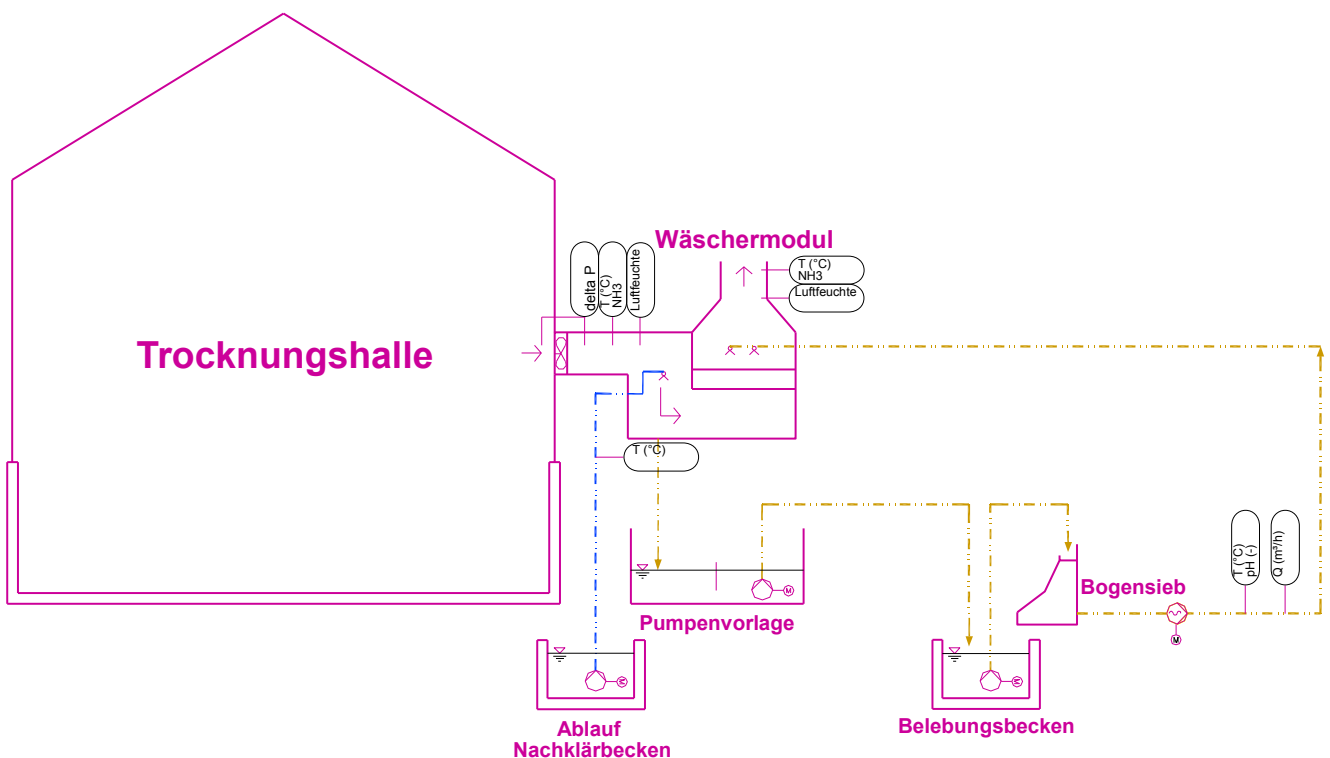


Abbildung 2: Fließschema der Versuchsanlage



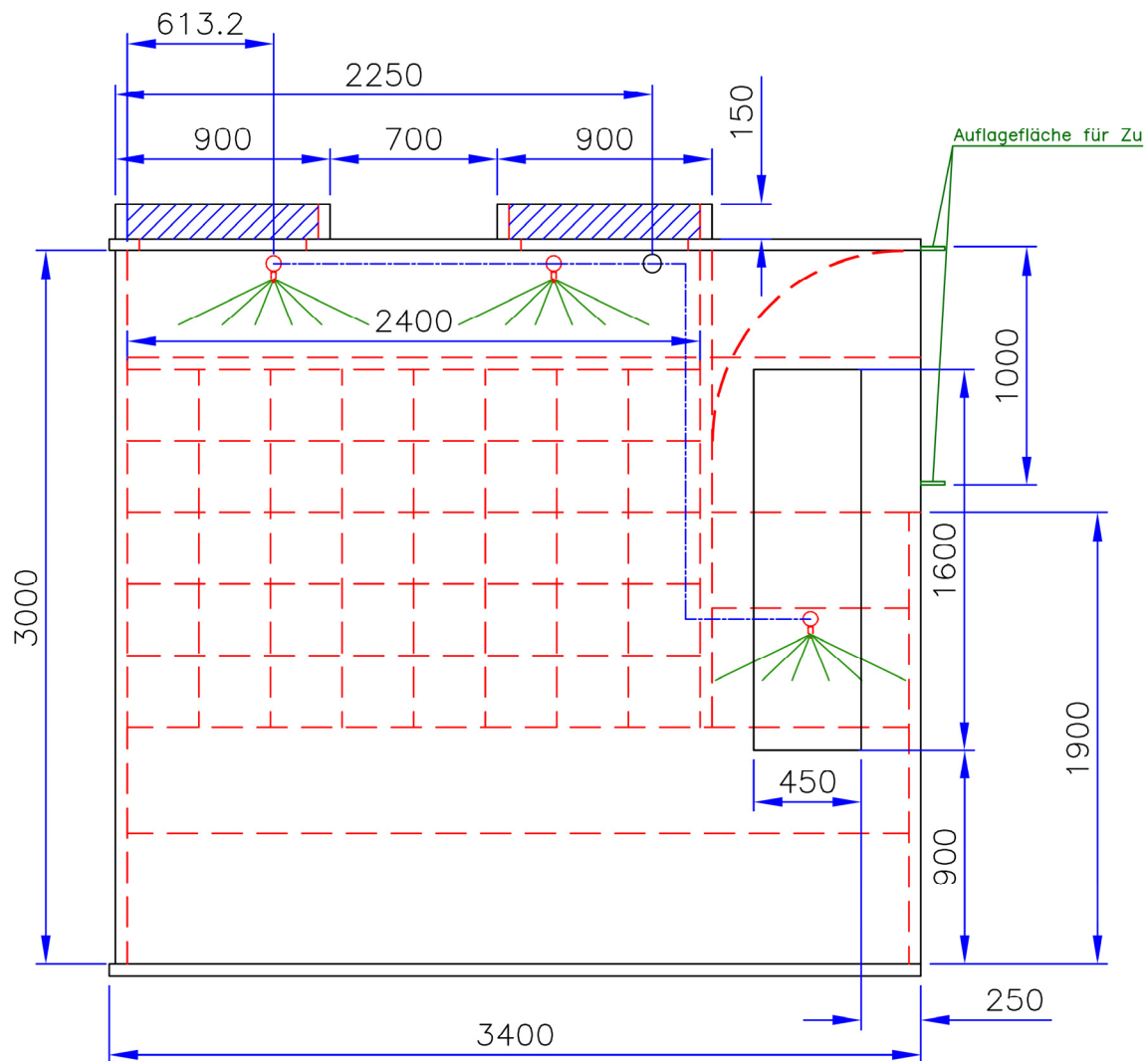


Abbildung 4: Wäschermodul, Querschnitt

Die Versuchsanlage ist mit folgenden kontinuierlichen Messungen ausgerüstet:

- Der Luftdruck vor und nach den Ventilatoren wurde kontinuierlich gemessen um aus dem Differenzdruck mit den Ventilatorkennlinien den Luftvolumenstrom zu berechnen.
- Lufttemperatur und –feuchtigkeit vor und nach dem Biowäscher
- $\text{NH}_3\text{-N}$  vor und nach dem Biowäscher
- Waschmedium-Volumenstrom über den Biowäscher
- Waschmedium-Temperatur vor und nach dem Biowäscher
- pH-Wert Waschmedium vor und nach dem Biowäscher

## 4.4 Versuchsdurchführung

### 4.4.1 Versuche zur Abluftbehandlung mit Biowäscher

#### **Versuchseinstellung Trocknungshalle**

Um die Wirkung der Abluftbehandlung testen zu können muss eine entsprechend geruchsbeladene Abluft in der Schlamm-trocknungshalle, aus der die Abluft durch die Versuchsanlage geführt werden kann, vorhanden sein. Nach Beschicken der Trocknungshalle mit frisch entwässertem Faulschlamm dauert es einige Stunden bis eine nennenswerte Geruchsbelastung freigesetzt wird. Die höchste Geruchsbelastung tritt erfahrungsgemäß am Tag nach der Beschickung der Halle auf. Nach 2 bis 4 Tagen klingt die Geruchsbelastung stark ab. Der Trocknungsvorgang dauert je nach Witterung (Temperatur, Sonneneinstrahlung und Luftfeuchtigkeit) ca. 10 bis 20 Tage.

Aus versuchstechnischen Gründen ist es nur sinnvoll, am 2. bis maximal 4. Tag nach Befüllung der Trocknungshalle Messungen durchzuführen, danach muss gewartet werden bis der Schlamm fertig getrocknet ist, die Halle geräumt ist und neu beschickt werden kann. Nach dem der auf der Kläranlage Bad Vöslau verfügbare Faulschlamm in der Trocknung nur eine geringe Geruchsentwicklung hatte und mit Ausnahme des Ammoniak bereits in der Zuluft zur Abluftbehandlung die flüchtige organische Fettsäuren bzw. der Schwefelwasserstoff unter der analytischen Nachweisgrenze lagen, wurde versucht Faulschlamm mit einer höheren Geruchsentwicklung in die Trocknungshalle einzubringen. Nachdem der aus der Kläranlage Eisenstadt angelieferte Faulschlamm auch nicht die für die Versuche gewünschte Geruchsentwicklung brachte, wurde der stabilisierte Faulschlamm aus Bad Vöslau mit unstabiliertem Überschussschlamm gemischt und in die Trocknungshalle eingebracht. Nach dem diese Maßnahme immer noch zu keiner messbaren Konzentration an geruchsintensiven niedrigen Fettsäuren in der Zuluft zur Abluftbehandlung geführt hat, wurde konzentrierte Essigsäure in der Halle verdampft. Für die jeweiligen Versuche wurde auf 4 Heizplatten 80%ige Essigsäure verdampft. Essigsäure diente dabei als Leitparameter für alle anderen flüchtigen organischen Fettsäuren.

## **Versuchseinstellung Abluftwäscher**

In der ersten Versuchsserie wurde ohne Füllkörper gearbeitet und das Waschmedium über Düsen fein versprüht.

Die Entstaubungskammer wurde konstant mit  $\sim 8 \text{ m}^3/\text{h}$  Wasser beaufschlagt und die Düsen in der Wäscherkammer konstant mit  $23 \text{ m}^3/\text{h}$  unabhängig vom eingesetzten Waschmedium beschickt.

Bei den ersten Versuchen wurden die Zuluftventilatoren mit 40% Leistung betrieben. Anschließend wurden die Versuche mit 50% Leistung fortgeführt. Aus Kontrollmessungen der Luftmengen mittels Flügelradmessungen im Zuluftkanal ergibt sich eine Luftmenge von knapp  $20.000 \text{ m}^3/\text{h}$  für 40 % Ventilatorleistung und ca.  $24.000 \text{ m}^3/\text{h}$  für 50 % Ventilatorleistung.

In der zweiten Versuchsperiode wurde die Entstaubungskammer mit frischem Kläranlagenablauf beschickt, wobei die Menge von anfänglich ca.  $8 \text{ m}^3/\text{h}$  auf ca.  $6 \text{ m}^3/\text{h}$  reduziert wurde. Die eigentliche Wäscherkammer wurde mit Kreislaufwasser aus der Auffangwanne unter dem Wäscher beschickt. Der Wasseraustausch erfolgte über die Frischwasserzufuhr mit der Besprühung in der Entstaubungskammer und die Belebtschlammzufuhr in die Kreislaufleitung zum Verrieselungssystem. Die Belebtschlammzufuhr betrug bei den Versuchen ca.  $1,0 \text{ m}^3/\text{h}$  und wurde dann auf ca.  $0,8 \text{ m}^3/\text{h}$  vermindert. Somit konnte im Waschmedium eine Konzentration an Trockensubstanz von i.M.  $0,5 \text{ g/l}$  eingestellt werden.

In der dritten Versuchsreihe wurden die Ventilatoren mit 90 % Leistung betrieben. Dabei ergibt sich aus den Kontrollmessungen mittels Flügelradmessungen im Zuluftkanal eine Luftmenge von  $34.000 \text{ m}^3/\text{h}$ . Bei allen übrigen Versuchen wurden die Ventilatoren mit 50 % Leistung betrieben, was gemäß Flügelradmessung einer Luftmenge von  $24.000 \text{ m}^3/\text{h}$  entspricht.



Tabelle 2: Betriebsparameter der Versuche

Datum	Zuluftmenge aus v-Messung	Luft-Verweilzeit in Wäscher/Füllkörpern	Zuluft-Temperatur	Zuluft-Feuchte	Abluft-Temperatur	Q - Entstaubung	Q - Wäscher	Verweilzeit im Speicherbecken	TS Waschmedium	NH <sub>4</sub> -N Wasserkreislauf	Essigsäure Wasserkreislauf	Temperatur Wasserkreislauf	pH-Wasserkreislauf
	m <sup>3</sup> /h	sec	°C	%	°C	m <sup>3</sup> /h	m <sup>3</sup> /h	h	g/l	mg/l	mg/l	°C	
24.07.2008	20.000	4,2	-	-	-	8,0	0,0	1,75		-	-	-	-
04.08.2008	20.000	4,2	-	-	-	8,0	23,0	0,45		-	-	-	-
12.08.2008	20.000	4,2	-	-	-	8,0	23,0	0,45		-	-	-	-
21.08.2008	20.000	4,2	-	-	-	8,0	23,0	0,45		-	-	-	-
02.09.2008	20.000	4,2	-	-	-	8,0	23,7	0,44		12,0	-	-	-
15.09.2008	20.000	4,2	15	60	17	8,0	23,0	0,45		17,4	-	-	-
16.09.2008	24.000	3,5	23	95	18	8,0	23,0	0,45		-	-	-	-
30.09.2008	24.000	3,5	20	90	17	8,0	22,5	0,46		4,5	-	-	-
01.10.2008	24.000	3,5	25	75	17	8,0	22,5	0,46		2,5	-	-	-
09.10.2008	24.000	3,5	27	75	21	8,0	22,5	0,46		-	-	-	-
18.11.2008	24.000	3,5	22	72	19	8,0	22,5	0,46		-	-	-	-
20.11.2008	24.000	3,5	18	70	20	8,0	22,5	0,46		-	-	-	-
30.07.2009	24.000	3,5	37,0	55	24	8,5	33,0	1,65	0	34,2	-	27,00	8,6
10.08.2009	24.000	3,5	39,0	35	32	8,0	32,7	1,76	0	0,9	-	28,00	7,5
11.08.2009	24.000	3,5	20,5	100	24	9,1	32,2	1,53	0	1,2	272	23,00	7,2
02.09.2009	24.000	3,5	25,0		20	8,5	31,0	1,65	0	24,9	-	21,00	8,4
09.09.2009	24.000	3,5	35,0		23	8,7	25,0	1,61	0	11,4	-	21,00	8,1
21.09.2009	24.000	3,5	32,0		20	8,9	25,0	1,57	0	-	224	20,00	7,1
22.09.2009	34.000	2,4	32,0		19	6,9	26,4	2,03	0	4,3	679	21,00	6,6
28.09.2009	24.000	3,5	38,0		20	8,1	25,5	1,73	0,60	0,9	208	18,00	7,3
29.09.2009	24.000	3,5	35,0		18	7,9	25,6	1,78	0,70	1,8	83	18,00	7,5
01.10.2009	24.000	3,5	31,0		22	7,2	21,5	1,94	0,31	49,8	-	-	8,4
02.10.2009	24.000	3,5	29,0		20	7,2	21,5	1,94	0,55	11,8	-	22	8,1
07.10.2009	24.000	3,5	38,0		22	7,2	21,5	1,94	0,45	9,7	-	24,00	7,4
20.10.2009	24.000	3,5	18,8		14	7,0	25,0	2,00	0,21	20,9	-	16,00	8,4
10.11.2009	34.000	2,4	26,0	71	19	6,0	20,0	2,33	0,42	2,4	-	16,00	8,0
17.11.2009	34.000	2,4	26,0	80	19	5,7	25,0	2,46	0,65	55,8	-	19,00	8,7
18.11.2009	24.000	3,5	28,0	72	18	6,1	25,0	2,30	0,59	18,8	-	20,00	8,7
19.11.2009	34.000	2,4		90	16	6,2	24,0	2,26	0,75	13,4	-	-	7,4

## 4.5 Probennahme, Analysen und Messungen

Versuchseinstellung vor Ort, Probenahme, Analyse und Messungen wurden vom Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien durchgeführt.

### 4.5.1 Zu und Abluft des Wäschers

Zur Überprüfung der Wirksamkeit der Abluftbehandlung wurde die Zuluft zum Wäscher und die Abluft aus dem Wäscher beprobt. Die Probennahmestellen waren am Zuluftkanal sowie im Abluftkamin des Wäschers. Folgende Parameter wurden in der Zu- und Abluft des Wäschers gemessen:

- Ammoniak
- flüchtige organische Fettsäuren
- Schwefelwasserstoff

#### Prinzip der Probennahme:

Eine definierte Luftmenge wird angesaugt und durch mehrere hintereinandergeschaltete Flaschen mit Waschflüssigkeit geführt. Die Geruchstoffe werden in der Waschflüssigkeit absorbiert. Die Waschflüssigkeit wird analysiert und aus der Konzentration in der Waschflüssigkeit die Konzentration in der Luft (als ppm vol. angegeben) berechnet.



Abbildung 5: Aufbau der Abluftbeprobung

### Beschreibung der Messmethodik:

Mittels einer Vakuumpumpe wird die Luftprobe über eine Ansaugleitung von der Probennahmestelle durch die Flaschen mit Waschflüssigkeit gesaugt. Die Fördermenge der Vakuumpumpe beträgt ca. 8 l/min. Die Luftmenge wurde mit Balgengaszähler (BK-G2.5, Elster AMCO) gemessen. Für die Waschflüssigkeit wurden Glasflaschen mit 300 ml Inhalt verwendet. Für die Absorption von Ammoniak wurden zwei hintereinandergeschaltete Flaschen gefüllt mit 200 ml 0,01 N HCl (pH-Wert 2) verwendet. Die zweite Flasche dient als Notfang falls die Kapazität der ersten überschritten wird. Für die Absorption der flüchtigen organischen Fettsäuren und Schwefelwasserstoff wurden ebenfalls zwei in Serie geschaltete Flaschen gefüllt mit 100 ml 0,1 N NaOH (pH-Wert 12) verwendet. Die pH-Werte der einzelnen Absorptionslösungen wurden nach jeder Probennahme überprüft.

### Anordnung der Probennahmeeinrichtung:

Probenahmeschlauch, HCl-Flasche 1, HCl-Flasche 2, NaOH-Flasche 1, NaOH-Flasche 2, leere Flasche als Tropfenabscheider, Vakuumpumpe, Gaszähler.

Zur Vermeidung von Kondensatbildung in den Probenleitungen wurden die Schläuche zwischen Probennahmestelle und Gasflaschen in der Versuchsserie 2009 so weit wie möglich verkürzt.

### Dauer der Probennahme:

Zuluft: 1,5-2 Stunden, wobei im Mittel 0,75 Nm<sup>3</sup> Luftprobe entnommen wurde

Abluft: ca. 8 Stunden wobei im Mittel 4,0 Nm<sup>3</sup> Luftprobe entnommen wurde

### Analytik:

Die Flaschen mit Absorptionsflüssigkeit wurden nach der Probennahme bis zur Analytik am nächsten Tag im Kühlschrank bei +4°C gelagert. Die Analysen wurden im Labor der TU-Wien, Institut für Wassergüte, durchgeführt, wobei die Analysemethoden in der Tabelle 4 verwendet wurden.

Tabelle 3: Analysenmethoden

Parameter	Methode	Anmerkungen
NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N	DIN 38406, DEV D5-1	Photometrisch
Organische Säure	Aminex HPX-87H Säule, 5 mN H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> Laufmittel, UV-Detektor und Messung bei 225 nm	High Performance Liquid Chromatographie nach LL Extraktion
	Dräger Röhrchen, Dr. Lange	High Performance Liquid Chromatographie nach Desorption
Methyl-, Ethylamine	VDI 247 Blatt 2 1991-08	High Performance Liquid Chromatographie nach LL Extraktion
H <sub>2</sub> S	DIN 38405-Teil 27	Photometrische Methode
TS, oTS	DIN 38409 Teil 1, DEV H1	Glüh-temperatur 550°C
pH-Wert	DIN 38404 Teil 15; DEV C5	WTW Einstabmesskette SenTix20

Ergänzend zu den obigen Analysen wurde versucht die NH<sub>3</sub>-Konzentration online in Zu- und Abluft des Wäschers zu messen. Bedingt durch die hohe Luftfeuchtigkeit waren die Sonden nach kurzer Zeit nicht mehr funktionstüchtig.

Die flüchtigen organischen Fettsäuren wurden zur Kontrolle fallweise auch mit den Dräger Röhrchen gemessen. Bei den Versuchen im Jahr 2008 konnten damit aber keine repräsentativen Proben genommen werden, da durch die hohe Luftfeuchtigkeit das Silikagel undurchlässig wurde und damit keine definierte Luftmenge durch das Probenröhrchen geführt werden konnte. Im Jahr 2009 wurde die Beprobung verbessert. Am 28. und 29.9.2009 wurden Vergleichsmessungen durchgeführt wobei die Säurekonzentration bei beiden Messmethoden gut übereinstimmt (siehe Abbildung 10). Die Messung über Gasflaschen hat sich jedoch als die Zuverlässigste erwiesen.

#### 4.5.2 Wasser aus dem Wäscherkreislauf

Neben der Zu- und Abluft des Wäschers wurden auch das Wasser aus dem Wäscherkreislauf beprobt und die Parameter  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , pH-Wert TS, oTS und  $\text{O}_2$  gemessen. Analysemethoden siehe Tabelle 2.

Zur Untersuchung ob der im Wäscher verwendete Belebtschlamm geschädigt wird, wurden Aktivitätsmessungen nach der Methode der Atmungsmessung durchgeführt. Dabei wurden sowohl unbeeinflusster Belebtschlamm als auch Schlammproben aus dem Wasserkreislauf des Abluftwäschers untersucht und die Atmung auf TS und  $20^\circ\text{C}$  bezogen.

### 4.6 Versuchsergebnisse

Die Haupt-Geruchskomponenten sind Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) und niedrige Fettsäuren. Ammoniak ist in der Abluft der Schlamm-trocknungshallen immer vorhanden. Die niedrigen Fettsäuren treten in erheblichem Maß nur auf, wenn der Schlamm im Faulurm nicht optimal stabilisiert ist, wobei dies die Situation der extremen Geruchsbelastung ist. Ebenso könnte Schwefelwasserstoff die Geruchsproblematik verschärfen. Bei stabilem Betrieb der Faulung liegt die Konzentration sowohl der organischen Fettsäuren als auch von Schwefelwasserstoff nahe der Bestimmungsgrenze.

#### 4.6.1 Ammoniakentfernung

Die Ammoniakkonzentration in der Trocknungshalle (Zuluft zum Wäscher) liegt am Tag nach Neubefüllung einer Trocknungshalle mit frischem entwässertem Faulschlamm bei 40 – 60 ppm (Vol.) und sinkt dann im Laufe der 10- bis 20-tägigen Trocknungszeit des Schlammes auf 10 bis 20 ppm. Bei der Versuchsserie 2008 mit Versprühen des Waschmediums in der Filterkammer wurden nach der Abluftbehandlung meist 5 bis 10 ppm Ammoniak erreicht. Bei den Versuchen mit Füllkörpern im Jahr 2009 lag die Ammoniakkonzentration in der Abluft des Wäschers meist bei 1-2 ppm.

Wie aus Abbildung 8 ersichtlich gibt es eine klare Korrelation zwischen  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration im Waschmedium und der  $\text{NH}_3$ -Konzentration nach der Abluftbehandlung. In der Versuchsserie 2008 wurde als Waschmedium stets frischer Kläranlagenablauf bzw. Belebtschlamm verwendet. In der Versuchsserie 2009 wurde das Waschmedium im Kreislauf gefahren wobei ca. 20 bis 25 % der Beaufschlagung des Wäschers frischer Kläranlagenablauf bzw. Belebtschlamm waren. Obwohl die  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration im Waschmedium bei den Versuchen 2009 deutlich höher war als 2008 wurden niedrigere  $\text{NH}_3$ -Abluftkonzentrationen erreicht.

Beispielsweise wurden mit einer  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentrationen von 15 mg/l im Waschmedium beim den Versuchen ohne Füllkörper im Abluftstrom des Wäschers eine  $\text{NH}_3$ -Konzentration von 11 ppm erreicht, bei den Versuchen mit Füllkörper konnte dagegen eine Ablaufkonzentration von 1,5 ppm erreicht werden.

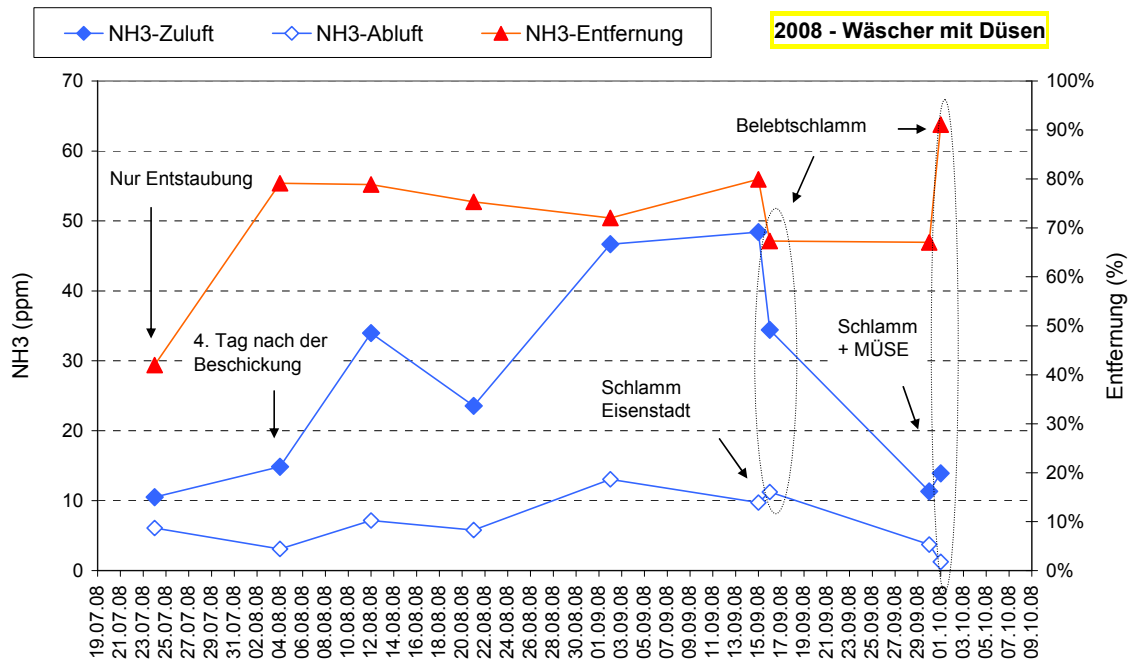


Abbildung 6: Ammoniakentfernung – Versuchsserie 2008 – Düsenwäscher

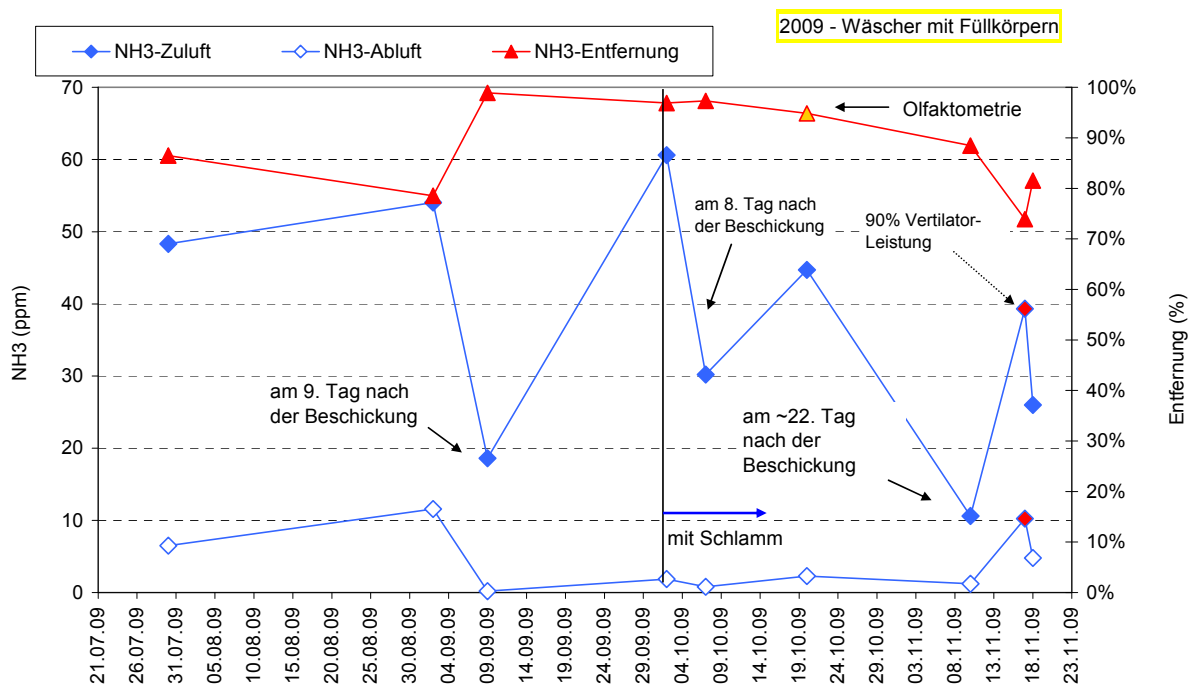


Abbildung 7: Ammoniakentfernung – Versuchsserie 2009 – Füllkörper

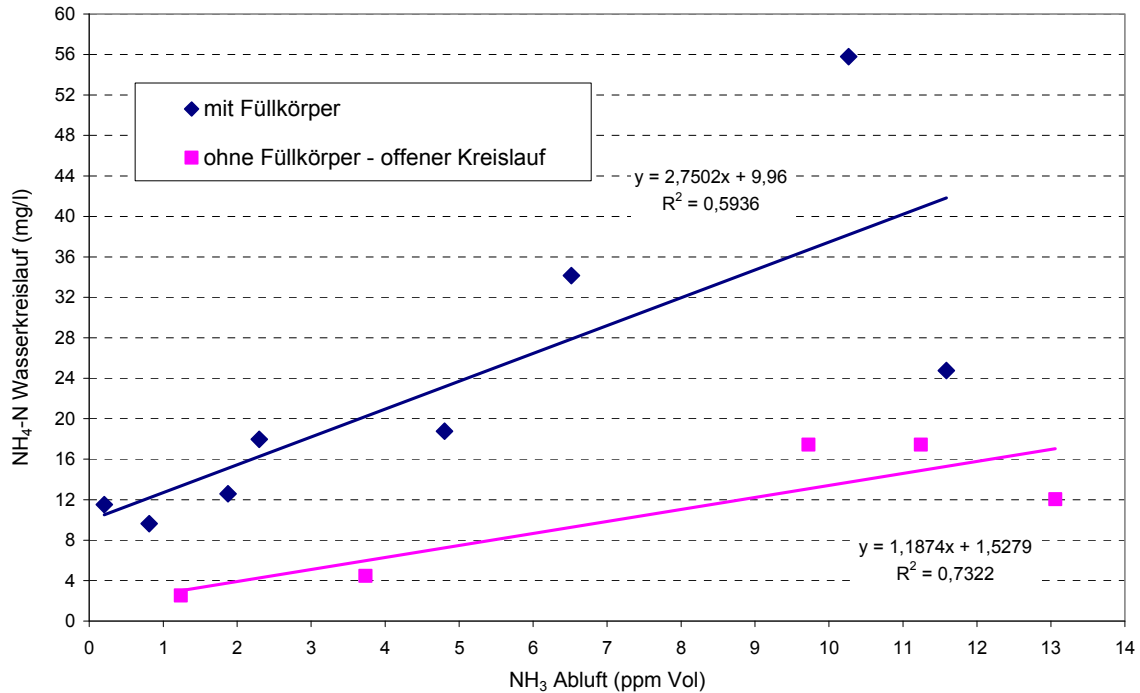


Abbildung 8: Korrelation von NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im Waschmedium zu NH<sub>3</sub>-Konzentration in der Abluft nach dem Wäscher

Berechnet man nach der Formel von HELGESON ausgehend von den gemessenen NH<sub>4</sub>-N Konzentrationen, der Temperatur und dem pH-Wert die NH<sub>3</sub>-N Konzentrationen so ergibt sich der in Abbildung 9 dargestellte Zusammenhang. Es zeigt sich auch hier die Korrelation zwischen NH<sub>3</sub>-N Konzentration im Waschmedium und NH<sub>3</sub>-Abluftkonzentration.

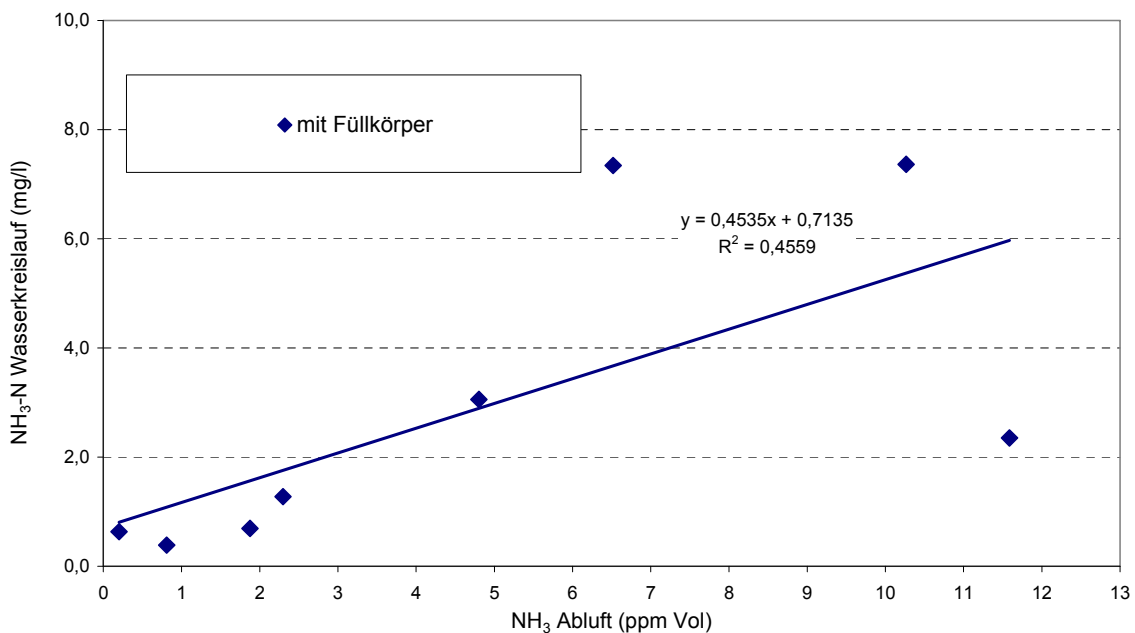


Abbildung 9: Korrelation von NH<sub>3</sub>-N-Konzentration im Waschmedium zu NH<sub>3</sub>-Konzentration in der Abluft nachdem Wäscher

#### 4.6.2 Entfernung organischer Säuren

Bei den Versuchen von Juli bis Anfang September 2008 waren Säurekonzentrationen der Zuluft zur Versuchsanlage mit deutlich unter 1 ppm so niedrig, dass ein Nachweis der Entfernung messtechnisch nicht mehr möglich war. Daher wurde versucht geruchsintensiveren Schlamm in die Trocknungshalle einzubringen.

Am 15.9.2008 wurde die Versuchs-Trocknungshalle mit aerob stabilisiertem zwischengelagerten Schlamm aus der Kläranlage Eisenstadt beschickt, wobei erwartet wurde, dass bei Ausbreitung in der Trocknungshalle eine höhere Konzentration an organischen Säuren in der Abluft auftritt. Wider Erwarten konnte weder eine subjektiv wahrnehmbare noch messbare Konzentration an organischen Säuren in der Abluft der Trocknungshallen festgestellt werden.

Aus einer Abschätzung ergibt sich, dass bei Problemen in der Schlammfäulung mit Schlamm mit hohen Säurekonzentrationen und dementsprechender Geruchsentwicklung in der Abluft aus den Trocknungshallen Konzentrationen an organischen Säuren durchaus im Bereich von 50 bis 100 ppm liegen könnten. Um diese Konzentrationen im Versuch in der Zuluft zum Wäscher zu erreichen wurde Essigsäure verdampft.

Tabelle 4: Messergebnisse der Essigsäureversuche 2008, mit Sprühdüsen

	Zuluft	Abluft	Entfernung
18.-20.11.2008	12-20 ppm	0,8-1,9	i.M. 91%



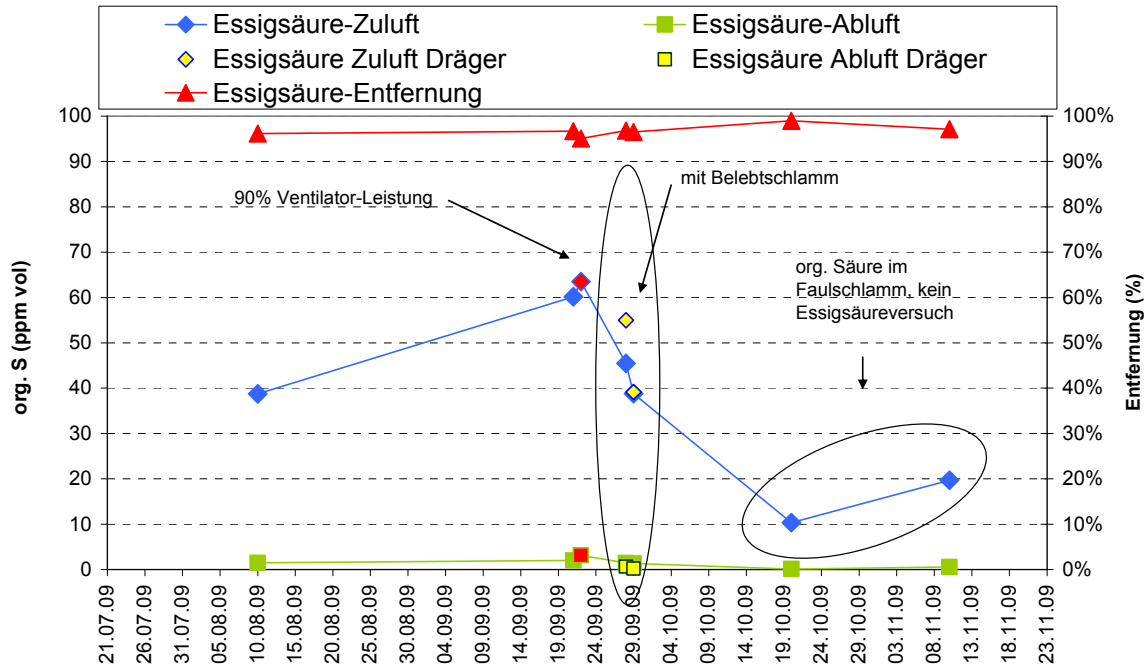


Abbildung 10: Entfernung organischer Säuren – Versuchsserie 2009 – Füllkörper

Wie bei der Ammoniakentfernung aus der Abluft gibt es auch bei der Essigsäure eine Korrelation zwischen Essigsäurekonzentration im Waschmedium und Essigsäurekonzentration in der Abluft des Wäschers, wobei diese Daten nur für die Versuchsserie 2009 mit den Füllkörpern verfügbar sind. In der Versuchsserie 2008 sind vom Waschmedium keine Säureanalysen vorhanden. Die Sprühdüsen wurden 2008 stets mit Belebtschlamm direkt aus dem Belebungsbecken oder Kläranlagenablauf beschickt. Sowohl im Belebtschlamm als auch im Kläranlagenablauf kann die Konzentration an organischen Säuren höchstens im Bereich von 1 – 2 mg/l liegen.

Bei den Versuchen ohne Füllkörper lag die Essigsäurekonzentration in der Abluft des Wäschers stets unter 1 ppm wobei zu beachten ist, dass im Waschmedium praktisch keine Säure vorhanden war. Dabei wurden Entfernungsraten von ca. 90 % erreicht.

Bei der Versuchsserie 2009 lag die Essigsäurekonzentration in der Abluft des Wäschers im Bereich von 0,1 bis 3,2 ppm wobei zu beachten ist, dass im Waschmedium die Essigsäurekonzentration im Waschmedium im Bereich von ca. 70 bis 680 mg/l lag. Bei den Versuchen mit Füllkörpern lag die Entfernungsraten stets über 95 %.

Ein statistischer Vergleich wie bei der Ammoniakentfernung ist bei der Essigsäureentfernung nicht möglich. Vergleicht man jedoch einzelne Messtage mit ähnlichen Säurekonzentrationen in der Zuluft zum Wäscher so zeigt sich auch bei der Entfernung der organischen Säuren bei der Variante mit Füllkörper tendenziell ein höherer Wirkungsgrad.

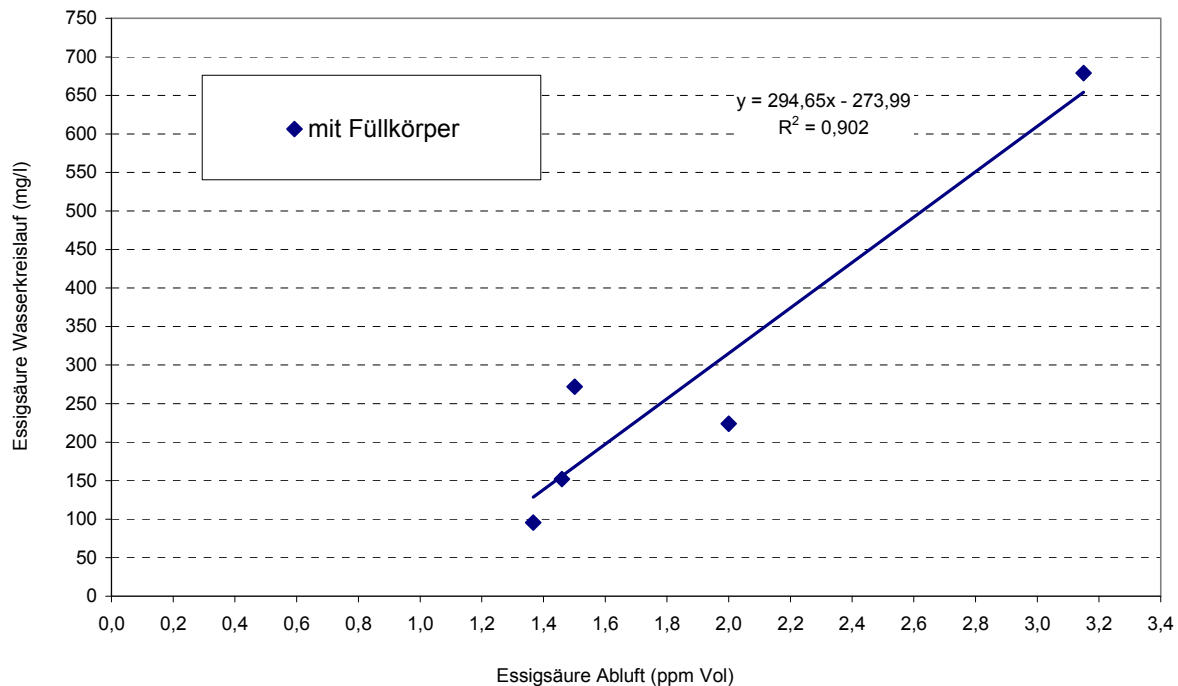


Abbildung 11: Korrelation von Essigsäure-Konzentration im Waschmedium zu Essigsäure-Konzentration in der Abluft nach dem Wäscher

#### 4.6.3 Entfernung von Schwefelwasserstoff

Die Schwefelwasserstoffkonzentration in der Zuluft zum Wäscher lag im Bereich von nicht nachweisbar bis 0,05 ppm. Selbst bei dieser niedrigen Zuluftkonzentration konnten Entfernungs-raten von 75 bis über 90 % gemessen werden.

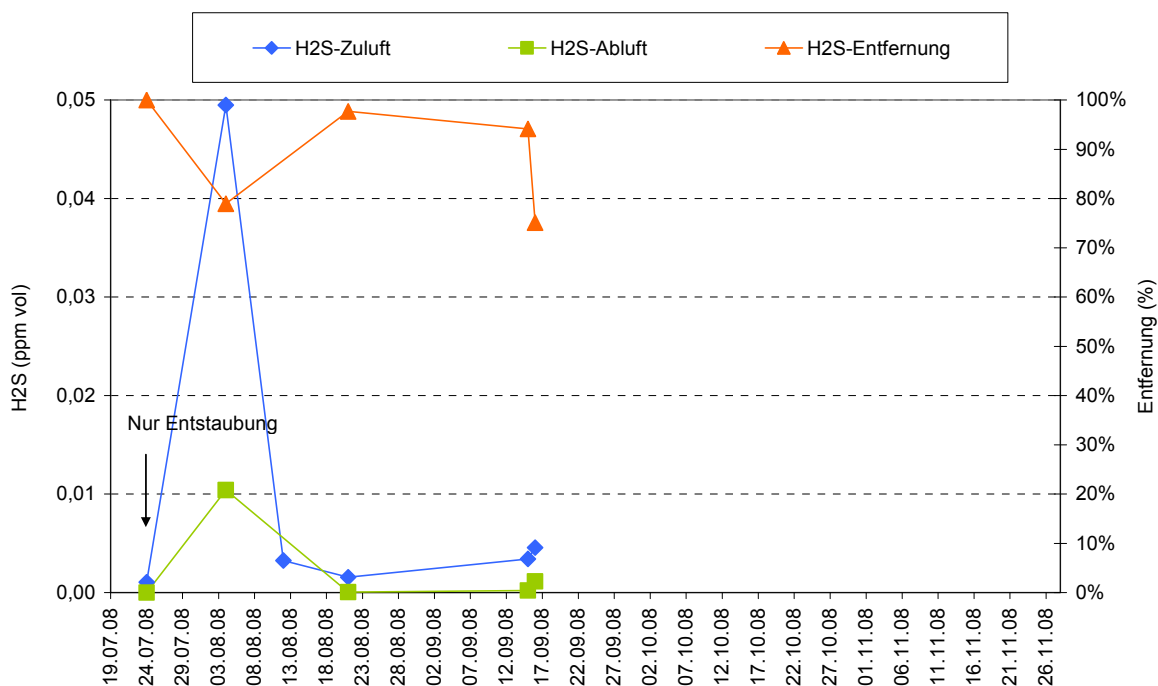


Abbildung: Schwefelwasserstoffentfernung 2008

#### 4.6.4 Einfluss der Luftbeaufschlagung auf den Wäscher

In der Versuchsserie 2009 wurde ein Versuch mit 50 % Ventilatorleistung, entsprechend einer Luftbeaufschlagung für den Wäscher von 24.000 m<sup>3</sup>/h, und später der Versuch mit den gleichen Einstellungen jedoch 90 % Ventilatorleistung, entsprechend einer Luftbeaufschlagung von 34.000 m<sup>3</sup>/h, durchgeführt. Die Essigsäurekonzentration im Waschmedium lag im ersten Versuchsaufbau bei 224 mg/l und stieg im zweiten Durchlauf bedingt durch die höhere Fracht an Essigsäure in der Zuluft zum Wäscher auf 679 mg/l. Mit der in Abbildung 11 dargestellten Korrelation zwischen Säurenkonzentration im Waschmedium und der Abluftkonzentration ist damit bei höherer Luftbeaufschlagung eine höhere Restkonzentration in der Abluft aufgetreten.

Später wurde nochmals eine Vergleichsmessung mit 50% und 90% Ventilatorleistung durchgeführt. Beim ersten Versuch mit 90% Ventilatorleistung trat im Waschmedium eine NH<sub>4</sub>-N-Konzentration von 56 mg/l auf, dagegen wurden beim Zweiten mit 50% Ventilatorleistung im Waschmedium nur 19 mg/l NH<sub>4</sub>-N gemessen. Womit auch hier entsprechend der Korrelation gemäß Abbildung 8 im Versuch mit der größeren Luftmenge eine höhere Restkonzentration festgestellt wurde.

Aus diesen Ergebnissen darf aber nicht geschlossen werden, dass mit 90% Ventilatorleistung entsprechend 34.000 m<sup>3</sup>/h Luft pro Stunde der Wirkungsgrad der Abluftbehandlung schlechter bzw. die Restkonzentration höher wird.

Vielmehr zeigen diese Ergebnisse, dass der limitierende Faktor der Abtransport bzw. der Abbau der Geruchsstoffe im Waschmedium ist.

Schließlich wurde ein weiterer Versuch mit 90% Ventilatorleistung durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt war der Schlamm am 22. Tag nach Einbringung in die Trocknungshalle weitgehend trocken und die Geruchsbelastung mit 11 ppm NH<sub>3</sub> und 20 ppm Essigsäure nicht besonders hoch. An diesem Tag war die NH<sub>4</sub>-N- und Essigsäurekonzentration im typischen Bereich wie bei den Versuchen mit 50% Ventilatorleistung. Damit lagen die Abluftkonzentrationen von NH<sub>3</sub> und Essigsäure auch im typischen Bereich wie bei 50% Ventilatorleistung. Der Wäscher zeigt damit bei einer Luftbeaufschlagung mit 90 % Ventilatorleistung entsprechend 34.000 m<sup>3</sup>/h Luft pro Stunde noch keine Überlastungserscheinungen. Ob die Luftbeaufschlagung bei gleichbleibender Wäschereffizienz noch gesteigert werden konnte nicht getestet werden, da mit den eingebauten Ventilatoren keine höhere Luftmenge möglich war.

#### 4.6.5 Belebtschlamm als Waschmedium

Ob im Waschmedium Belebtschlamm vorhanden ist oder nicht hat auf den Stoffübergang an der Grenzschicht von der Abluft zum Waschmedium keinen nennenswerten Einfluss. Im Zuge der Versuche konnte jedenfalls kein Unterschied festgestellt werden. Wesentlich bedeutender für einen weitgehenden Stoffübergang mit niedrigen Restkonzentrationen in der Abluft ist die Stoffkonzentration im Waschmedium. Der Vorteil bei Einsatz von Belebtschlamm als Waschmedium ist, dass bereits im Wäscher ein Teil der Geruchsstoffe durch Adsorption oder Abbau aus der flüssigen Phase entfernt werden, womit die Geruchsstoffkonzentration an der Grenzschicht niedriger wird und niedrigere Restkonzentrationen in der Abluft erreicht werden.

Bei den entsprechenden Versuchen wurden dem Wasserkreislauf ca. 7 m<sup>3</sup>/h Kläranlagenablauf und ca. 0,7 m<sup>3</sup>/h Belebtschlamm zugeführt und als Überlauf in das Belebungsbecken der Kläranlage zurückgeführt, während der Wasserkreislauf des Wäschers insgesamt mit ca. 31 m<sup>3</sup>/h betrieben wurde. Das Waschmedium wurde im Wäscher ca. 4 x rezirkuliert. In dem um den Faktor 10 mit Kläranlagenablauf verdünntem Belebtschlamm wurden im Wäscherkreislauf bei einer Verweilzeit von ca. 2 h 5 bis 10 mg/l NH<sub>4</sub>-N nitrifiziert und 100 bis 150 mg/l Essigsäure aus der flüssigen Phase entfernt. Bei einer mittleren NH<sub>3</sub>-Belastung der Abluft ergibt sich bei dieser Betriebseinstellung eine NH<sub>4</sub>-N Konzentration im Wäscherkreislauf ohne Belebtschlamm von beispielsweise 20 mg/l. Mit 10 % Belebtschlamm im Wäscherkreislauf vermindert sich die NH<sub>4</sub>-N

Konzentration auf 14 mg/l wodurch die  $\text{NH}_3$ -Konzentration nach dem Wäscher gemäß Abbildung 8 von 3,5 ppm auf 2,0 ppm sinkt.

#### 4.6.6 Beeinträchtigung des Belebtschlamm bei Verwendung als Waschmedium

Bei den Versuchen wurde mehrmals die Atmung des Belebtschlammes nach Verwendung im Wäscher gemessen und mit der Atmung des unbeeinflussten Belebtschlammes in den Belebungsbecken verglichen. Dabei konnte keinerlei Beeinträchtigung der Aktivität des Belebtschlammes festgestellt werden. Eine Beeinträchtigung könnte auftreten wenn der pH-Wert im Wäscher über 9,0 steigt oder die Temperatur über 40 °C steigt. Bei den durchgeführten Versuchen lag die Temperatur im Wasserkreislauf bei maximal 34 °C wobei die Zulufttemperatur zum Abluftwäscher bis knapp 50 °C erreichte. Der pH-Wert im Wäscherkreislauf bei Einsatz von Belebtschlamm lag meist bei 8,0 bis 8,3 mit Maximalwerten bis 8,6.

#### 4.6.7 Einfluss auf die Kläranlage

Wenn frisches Waschwasser mit niedrigen Konzentrationen an Geruchstoffen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ , organische Säuren) unbegrenzt zur Verfügung steht bringt der Einsatz von Belebtschlamm keine Vorteile. In der Praxis steht aber Waschwasser nicht unbegrenzt zur Verfügung. In der Versuchsanlage beträgt der Wasserbedarf für den Wäscher 30 bis 35 m<sup>3</sup>/h, wobei bei hoher Geruchsbelastung der Abluft eine noch größere Wassermenge vorteilhaft ist. Damit ergibt sich für das Beispiel der Kläranlage Bad Vöslau mit 6 Trocknungshallen ein täglicher Wasserbedarf von zumindest 4300 - 5000 m<sup>3</sup>/d. Bei einem mittleren Trockenwetterzulauf von 25.000 m<sup>3</sup>/d sind das 17% der Abwassermenge. Die Kläranlage ist auf eine Regenwettermenge von 50.000 m<sup>3</sup>/d ausgelegt. Bei Verwendung von Kläranlagenablauf als Waschwasser in der Abluftbehandlung ohne Kreislaufführung und Rückgabe in die Belebung müsste die hydraulische Kapazität der Kläranlage um ca. 10% erhöht werden. Wird dagegen Belebtschlamm aus dem Belebungsbecken entnommen und nach der Verwendung ins Belebungsbecken zurückgeführt hat das keinen Einfluss auf die hydraulische Belastung der Kläranlage. Bei einer Betriebsweise mit der die Versuchsanlage im Jahr 2009 betrieben wurde, vermindert man den Frischwassereinsatz und damit die hydraulische Belastung hochgerechnet auf die Abluftbehandlung von 6 Trocknungshallen auf ca. 1000 m<sup>3</sup>/d oder 2 % der hydraulische Kapazität der Kläranlage.

Die aus der Abluft entfernten Geruchsstoffe gelangen in jedem Fall in die Belebung. Bei einer 4-fachen Kreislaufführung des Waschmediums stellt sich

zu Beginn der Trocknung, in den ersten Tagen nach Beschickung der Halle im Waschwasserkreislauf, eine  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von ca. 25 mg/l ein. Gegen Ende der Trocknung vor Räumung der Halle liegt die  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration bei ca. 5 mg/l.

Mit einem Waschwasserabstoß von 8 m<sup>3</sup>/h und einer mittleren  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration von 15 mg/l ergibt das bei 6 Trocknungshallen eine  $\text{NH}_4\text{-N}$  Fracht von 17,2 kg/d. Bei einer Gesamtstickstofffracht von 800 kg/d im Zulauf der Kläranlage sind das ca. 2 % der Stickstoffbelastung wobei vielleicht Spitzen bis ca. 3 % auftreten könnten. Die organische Belastung war ohne Verdampfung von Essigsäure im Bereich unter 10 kg/d in der Versuchsanlage. Mit 6 Hallen würde sich eine Fracht von 60 kg/d ergeben. Bei einer CSB Zulauffracht von 6000 kg/d beträgt damit der Anteil aus der Abluftbehandlung unter 1%. Bei extremer Geruchentwicklung durch organische Säuren könnte die CSB Belastung aus der Abluftbehandlung vorübergehend auch bis zu 5% der Kläranlagenbelastung betragen.

#### 4.6.8 Olfaktorische Messungen

Von der NUA-Umweltanalytik GmbH, 2344 Maria Enzersdorf, Südstadtzentrum 4, wurde eine olfaktorische Messung der Geruchsstoffe in Zu- und Abluft des Wäschers durchgeführt. Von Zuluft und Abluft der Abluftbehandlungsanlage wurden innerhalb von ca. 30 Minuten je drei Proben genommen und davon die Geruchseinheiten bestimmt. In der Zuluft zum Wäscher wurden dabei im Mittel 2507 Geruchseinheiten und in der Abluft 610 Geruchseinheiten gemessen. Der Entfernungsgrad der Geruchsstoffe liegt bei 75% bis 80% (ohne Zuluft-Probe 3). Die olfaktometrischen Messungen bestätigen somit den hohen Wirkungsgrad des Wäschers.

Tabelle 5: Zusammenstellung olfaktorische Messungen

	<b>Zuluft</b>	<b>Abluft</b>
	GE/m <sup>3</sup>	GE/m <sup>3</sup>
Probe 1	3070	720
Probe 2	2730	540
Probe 3	1720	570
Mittelwert	2507	610

#### 4.6.9 Aerosolsituation

Bei den Versuchen kam es anfänglich zu einem erheblichen Aerosolaustrag aus der Abluftbehandlungsanlage. Mit einem einfachen feinmaschigen Gitter mit ca. 1,5 mm Siebweite als provisorischer Aerosolfilter konnte das Aerosol teilweise zurückgehalten werden. Allerdings hat sich das Gitter bei Einsatz von Belebtschlamm als Waschmedium mit Schlamm verlegt und musste wöchentlich gereinigt werden.

Beim Verrieseln des Waschmediums über den Füllkörpern war die Aerosolbildung wesentlich geringer. Bedingt durch den zu hohen Druck kam es beim Auftreffen der Wasserstrahlen auf den Füllkörper in manchen Bereichen zu einer feinen Zerstäubung des Waschmediums, was dann zur Aerosolbildung führte.

### 4.7 Konstruktion und Auslegung der Abluftbehandlung auf Basis der Versuchsergebnisse

#### 4.7.1 Bauliche Gestaltung der Abluftbehandlung

Das für die Versuche verwendete Modul basierend auf dem Konzept mit Entstaubungskammer und eigentlicher Wäscherkammer im Größenverhältnis Entstaubungskammer : Wäscherkammer = 1 : 3 hat sich grundsätzlich bewährt. Die Füllkörperhöhe von 1,5 m hat sich ebenfalls bewährt. Um eine Verstopfung der Füllkörper zu verhindern sollte die spezifische innere Oberfläche  $70 - 80 \text{ m}^2/\text{m}^3$  betragen. Nur wenn absolut sicher ist, dass kein Belebtschlamm als Waschmedium eingesetzt wird, ist eine spezifische innere Oberfläche  $80 - 100 \text{ m}^2/\text{m}^3$  zu empfehlen.

Für eine Abluftbehandlung, wo ein Wäschermodul mit ca.  $3 \times 7 \text{ m}$  Grundrissfläche ausreicht, ist ein wie bei den Versuchen verwendetes vorgefertigtes Modul als optimale Lösung zu betrachten. Für größere Anlagen etwa wie in Bad Vöslau wo 6 derartige Module notwendig wären sind auch andere Bauformen denkbar.

Im Hinblick auf die Konstruktion einer einfachen Verrieselung des Waschmediums ist eine zylindrische Bauform zweckmäßig. Dann könnte eine Verrieselung mit einem Drehsprenger wie in einem Tropfkörper verwendet werden. Falls ein Aerosolfilter erforderlich ist könnte dieser mit einer wie der Drehsprenger laufenden Sprühleiste sehr einfach automatisch gereinigt werden.

Die weiteren konstruktiven Details sind in Abstimmung mit der hydraulischen Einbindung in die Kläranlage zu betrachten.

Für den einfachsten Fall, dass ausreichende Mengen an Frischwasser zur Verfügung stehen und deren Einleitung in die Kläranlage zu keiner unzulässigen hydraulischen Belastung führt kann auf den Einsatz von Belebtschlamm im Wäscher verzichtet werden. Die Rückführrate im Wasserkreislauf darf dabei höchstens 200 % der Frischwassermenge betragen. Wenn der Sprühwasserbedarf des Wäschers z.B.  $30 \text{ m}^3/\text{h}$  beträgt müssen zumindest  $15 \text{ m}^3/\text{h}$  Frischwasser zugeführt und die gleiche Menge als Überlauf der Kläranlage zugeführt werden.

Die kostengünstigste Lösung ergibt sich dann mit Sprühdüsen in der Entstaubungskammer und in der Wäscherkammer. Bei Verwendung von Sprühdüsen in der Wäscherkammer ist jedenfalls ein Aerosolfilter erforderlich.

Die gleiche Bauform ist auch möglich wenn geringe Mengen Belebtschlamm im Wäscher eingesetzt werden. Dann muss der Aerosolfilter in regelmäßigen Abständen gereinigt oder mit einer automatischen Absprüheinrichtung ausgerüstet werden.

Bei Einsatz von Belebtschlamm ist es zweckmäßiger das Waschmedium möglichst unter Vermeidung einer Bildung kleiner Tröpfchen über dem Füllkörper zu verrieseln. Damit ist gewährleistet, dass es im Füllkörper zu keinen Verstopfungen kommt. Unter diesen Randbedingungen kann wahrscheinlich auf einen Aerosolfilter verzichtet werden.

#### 4.7.2 Auslegedaten und Kenngrößen

Entstaubungskammer Sprühmenge  $1,2 - 1,5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Luftbeaufschlagung bis  $4.000$  bis  $6000 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Leerrohrgeschwindigkeit  $1,1$  bis  $1,7 \text{ m/s}$

Filterkammer mit Füllkörper  $70 - 80 \text{ m}^2/\text{m}^3$  innere Oberfläche

Filterkörperhöhe  $1,5 \text{ m}$

Verrieselung mit wenig Überdruck, Verrieselmenge  $1,5 - 1,8 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Luftbeaufschlagung bis  $1.500$  bis  $2000 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Leerrohrgeschwindigkeit  $0,4$  bis  $0,55 \text{ m/s}$



Möglicherweise ist ohne Beeinträchtigung des Wirkungsgrades eine höhere Luftbeaufschlagung möglich. Ist eine höhere Luftbeaufschlagung vorgesehen muss auch die Waschwassermenge proportional gesteigert werden damit die im Waschwasser angereicherten Geruchsstoffe auch abgeführt werden können.

Die optimale Leistung des Wäschers wird erreicht, wenn bei hoher Geruchsbelastung der zu behandelnden Abluft ein hoher Anteil an Belebtschlamm im Waschmedium vorhanden ist. Es sollte daher möglich sein, den Belebtschlammanteil im Waschwasserkreislauf im Bereich von 0 – 50 % zu variieren. Die Zufuhr von Frischwasser und Belebtschlamm sollte so ausgelegt sein, dass die Rückführrate im Wasserkreislauf von 200 bis 400 % der Frischwassermenge eingestellt werden kann.

Ist eine sehr hohe Geruchsbelastung der Abluft zu erwarten sollte es möglich sein den Abluftwäscher zumindest vorübergehend ohne Rückführung zu betreiben.

## **4.8 Wirtschaftlichkeitsvergleich**

### **4.8.1 Einleitung**

Die meisten solaren Klärschlamm-trocknungsanlagen bestehen aus einer oder zwei Trocknungshallen mit ca. 500 m<sup>2</sup> Grundfläche. Für den Wirtschaftlichkeitsvergleich wird daher eine Abluftbehandlung für eine solare Trocknungshalle mit 500 m<sup>2</sup> Grundfläche herangezogen.

Die übliche Auslegung der Ventilatorleistung in einer Trocknungshalle mit 500 m<sup>2</sup> Grundfläche beträgt bis zu 90.000 m<sup>3</sup>/h. In den Trocknungshallen wurde ebenfalls von einer maximalen Ventilatorleistung von 90.000 m<sup>3</sup>/h ausgegangen. Die tatsächliche maximale Ventilatorleistung liegt bei ca. 70.000 m<sup>3</sup>/h. Diese Ventilatoren werden über Temperatur und Luftfeuchtigkeit in der Trocknungshalle gesteuert und laufen nur 20 bis 50 % der Zeit. Die Versuchsanlage zur Abluftbehandlung wurde die meiste Zeit gleichmäßig mit 50% Ventilatorleistung entsprechend 24.000 m<sup>3</sup>/h fallweise mit 34.000 m<sup>3</sup>/h betrieben. Die Trocknungszeiten in der Versuchshalle waren gleich lang wie in den Hallen mit Stoßlüftung. Für eine Trocknungshalle mit 500 m<sup>2</sup> Grundfläche ist unter den klimatischen Bedingungen wie sie in Bad Vöslau herrschen eine Ausblasmenge von 30.000 m<sup>3</sup>/h ausreichend. Für den folgenden Wirtschaftlichkeitsvergleich wird daher von einer Abluftbehandlung für einen Luftdurchsatz von 30.000 m<sup>3</sup>/h ausgegangen.

## 4.8.2 Mögliche Abluftbehandlungsverfahren

Für die Abluftbehandlung sind folgenden Verfahren denkbar:

1. Biowäscher
2. Kompostfilter
3. Chemischer Wäscher
4. Abluftverbrennung

Der hohe Energieeinsatz für die Abluftverbrennung würde eine solare Klärschlamm-trocknung ad absurdum führen und wird daher nicht näher betrachtet.

## 4.8.3 Kosten Biowäscher

Die Biowäscher-Anlage ausgerüstet auf Basis der Versuchsergebnisse besteht aus einem Bogensieb für die Vorsiebung des Belebtschlammes, einer Schlamm-pumpe mit einer Förderleistung von 1 bis 6 m<sup>3</sup>/h, einer Brauchwasser-pumpe mit einer Förderleistung von 5 bis 10 m<sup>3</sup>/h und einer Pumpe für den Wäscherkreislauf mit einer Förderleistung von 20 bis 30 m<sup>3</sup>/h sowie dem Wäschermodul.

Die Errichtungskosten für die Biowäscheranlage werden mit € 120.000,-- geschätzt.

Für die Betriebskosten wird von einem Druckverlust im Wäscher von 100 Pascal ausgegangen. Daraus ergibt sich für einen Luftvolumenstrom von 30.000 m<sup>3</sup>/h eine zusätzliche Leistungsaufnahme der Ventilatoren von 3,0 kW. Für den Stromverbrauch der Pumpen wird von folgenden Daten ausgegangen:

Belebtschlamm-pumpe:  $Q = 2,0 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $H = 10 \text{ m}$ ,  $\eta = 0,5$

Brauchwasser-pumpe:  $Q = 6,0 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $H = 40 \text{ m}$ ,  $\eta = 0,5$

Wäscherkreislauf-pumpe:  $Q = 24,0 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $H = 5 \text{ m}$ ,  $\eta = 0,5$

Daraus ergeben sich bei Dauerbetrieb folgende jährliche Energieverbräuche:

Ventilatoren:	26.280	kWh/a
Belebtschlammpumpe:	940	kWh/a
Brauchwasserpumpe:	11.460	kWh/a
<u>Wäscherkreislaufpumpe:</u>	<u>5.640</u>	<u>kWh/a</u>
Gesamt	44.320	kWh/a

Bei einem Strompreis von 0,14 €/kWh ergibt das Jahresstromkosten von € 6.200,--.

#### 4.8.4 Kosten Kompostfilter

Für die Abluftbehandlung mit Kompostfilter wird eine modulare Containeranlage mit 4 Modulen für eine Luftmenge von je 7500 m<sup>3</sup>/h, insgesamt 30.000 m<sup>3</sup>/h angenommen. Die Abluftbehandlungsanlage besteht aus 4 Stk. Kompostfiltermodulen.

Die Errichtungskosten für die Kompostfilteranlage mit einer Leistung von 30.000 m<sup>3</sup>/h werden mit € 280.000,-- geschätzt.

Der Druckverlust in der Kompostfilteranlage beträgt je nach Filtermaterial und Wäschergestaltung 200 bis 300 Pascal. Damit beträgt die Leistungsaufnahme der Ventilatoren 6,0 bis 9,0 kW. Für den Kostenvergleich wird mit 200 Pa. Druckverlust gerechnet. Daraus ergibt sich im Dauerbetrieb ein Jahresstromverbrauch von 52.560 kWh.

Bei einem Strompreis von 0,14 €/kWh ergibt das Jahresstromkosten von € 7.360,-

#### 4.8.5 Chemischer Wäscher

Eine denkbare Variante ist die Abluftbehandlung in einer Kombination aus saurem und alkalischem Wäscher wobei als Wäschermodul Luftbefeuchtereinheiten wie beim Kompostfilter verwendet werden. Die Kosten für die Wäscherkombination für 30.000 m<sup>3</sup>/h Luft werden auf € 50.000,-- geschätzt. Das dazugehörige Chemikalienlager kostet € 100.000,-- .

Der Druckverlust in der Wäscherkombination beträgt 200 Pascal. Die Jahresstromkosten liegen damit wie beim Kompostfilter bei 7.360,-.

Die Chemikalienkosten werden grob mit € 25.000,-- pro Jahr abgeschätzt.

#### 4.8.6 Kostenvergleich

Für den Kostenvergleich wird von einer Lebensdauer der beiden Varianten von 20 Jahren ausgegangen. Für den Biowäscher werden für Reparatur und Instandhaltung 2,5 % der Errichtungskosten pro Jahr angenommen. Für den Kompostfilter und den chemischen Wäscher wird wegen des geringen Anteils an maschineller Ausrüstung ein Wert von 1,5 % der Errichtungskosten pro Jahr angenommen.

In einem statischen Kostenvergleich ergeben sich für den Biowäscher

Tabelle 6: Kostenvergleich möglicher Abluftbehandlungssysteme

	Biowäscher	Biofilter	Chemischer Wäscher
Investkosten	120.000,00	280.000,00	150.000,00
Jahreskosten Invest	6.000,00	14.000,00	7.500,00
Jahreskosten Energie	6.210,00	7.360,00	7.360,00
Chemikalien	0,00	0,00	25.000,00
Jahreskosten Reparatur und Instandhaltung	3.000,00	4.200,00	2.250,00
Jahreskosten	15.210,00	25.560,00	42.110,00

Der im Rahmen des gegenständlichen Forschungsprojektes untersuchte Biowäscher zur Abluftbehandlung aus der solaren Klärschlamm-trocknung zeichnet sich im Vergleich zu anderen möglichen Lösungen sowohl durch niedrige Investitions- als auch Betriebskosten aus.

#### 4.9 Zusammenfassung

Zur Behandlung der Abluft aus der solaren Klärschlamm-trocknung wurden in zwei Versuchsserien von Juli bis November 2008 und von Juli bis November 2009 Versuche in technischem Maßstab durchgeführt. Im gesamten Versuchszeitraum wurde die gesamte Abluft einer Trocknungshalle mit 500 m<sup>2</sup> Grundrissfläche in der Versuchsanlage behandelt.

Das Wäschermodul der Versuchsanlage besteht aus einem Kunststoffmodul mit 3 x 7,2 m Grundrissfläche und 3 m Höhe. Das Filtermodul besteht aus einer Entstaubungskammer mit den lichten Abmessungen von 0,85 m x 7,15 m und

1,9 m Höhe und der eigentlichen Wäscherkammer mit den lichten Abmessungen von 2,40 m x 7,15 m und 3,0 m Höhe.

In der Entstaubungskammer wurde Kläranlageablauf, für einzelne Messungen auch Belebtschlamm, als Waschmedium versprüht. In der Versuchsserie 2008 wurde in der Wäscherkammer Kläranlageablauf oder Belebtschlamm als Waschmedium versprüht. Für die Versuchsserie 2009 wurde der Wäscher mit Füllkörpern mit 1,5 m Höhe und einer spezifischen inneren Oberfläche von  $70 \text{ m}^2/\text{m}^3$  adaptiert und anstatt dem Sprühsystem ein Verrieselungssystem installiert.

Der Wäscher wurde mit folgenden spezifischen Kenngrößen betrieben:

Entstaubungskammer Sprühmenge  $1,2 - 1,5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Luftbeaufschlagung bis 4.000 bis 6000  $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Leerrohrgeschwindigkeit 1,1 bis 1,7 m/s

Filterkammer mit Füllkörper  $70 - 80 \text{ m}^2/\text{m}^3$  innere Oberfläche

Filterkörperhöhe 1,5 m

Verrieselung mit wenig Überdruck, Verrieselmenge  $1,5 - 1,8 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Luftbeaufschlagung bis 1.500 bis 2000  $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Leerrohrgeschwindigkeit 0,4 bis 0,55 m/s

Die Variante mit Füllkörper bringt einen höheren Wirkungsgrad und niedrigere Restkonzentrationen in der Abluft nach dem Wäscher. Bei der Variante ohne Füllkörper mit Versprühen war offensichtlich die Kontaktzeit zwischen Abluft und Waschmedium nicht ausreichend. Die in der Folge beschriebenen Ergebnisse beziehen sich daher nur auf die Variante mit Füllkörper.

Die erreichbare Restkonzentration der Geruchsstoffe in der Abluft nach dem Wäscher hängt bei den oben genannten Randbedingungen im Wesentlichen von der Konzentration der Geruchsstoffe im Waschmedium ab. Nach dem die Ammoniakkonzentration in Dissoziation mit Ammonium stark von Temperatur

und pH-Wert beeinflusst sind, haben diese Parameter indirekt Einfluss auf die Ammoniakkonzentration in der Abluft nach dem Wäscher.

Das bedeutet für die Praxis, dass niedrige Restkonzentrationen in der Abluft nur bei ausreichender Abfuhr der Geruchsstoffe aus dem Waschmedium zu erreichen sind. Dies ist entweder durch ausreichenden Wassertausch im Wäscherkreislauf oder durch biologischen Abbau mit Zuführung von Belebtschlamm oder vorzugsweise durch Kombination der beiden Möglichkeiten zu erreichen. Die niedrigsten Restkonzentrationen in der Abluft sind mit verdünntem Belebtschlamm als Waschmedium zu erreichen.

Bei optimalem Betrieb des Wäschers gemäß den bei den Versuchen gewonnen Erkenntnissen ist bei Parameter Ammoniak mit Zuluftkonzentration von 10 bis 70 ppm eine Ablufkonzentration von 1 – 2 ppm mit ein Wirkungsgrad von 90 bis 95 % möglich.

Bei der Entfernung der organischen Säuren wurden bei Essigsäurekonzentrationen von 10 bis 60 ppm selbst bei nicht optimalen Versuchseinstellungen stets Entfernungsraten von oder über 95 % erreicht.

Der Belebtschlamm wird bei der Verwendung im Wäscher nicht geschädigt und führt bei der Verwendung als Waschmedium zu einer Verminderung der hydraulischen Belastung der Kläranlage sowie zu einer Verringerung der Restkonzentration der Geruchsstoffe in der Abluft.

Bei der Olfaktorischen Messung wurde eine Reduktion der Geruchseinheiten um ca. 75 % erreicht.

Der bei den Versuchen getestete und sowohl in Hinblick auf Konstruktion als auch den Betrieb optimierte Abluftwäscher hat niedrigere Investitionskosten und auch niedriger Betriebskosten als die bisher verfügbaren Verfahren.

## 5 Literatur

Prendl L., Parravicini V., Svoldal K., Kern E. (2010): Endbericht zum FFG-Projekt „Abluftbehandlung aus solarer Klärschlamm-trocknung“; Projektpartner: Applied Chemicals HandelsGmbH, Beratung Planung und Entwicklung Dr. Prendl, TU Wien Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Gemeindeverband Abwasserbeseitigungsanlage Raum Bad Vöslau, Thermo System Industrie & TrocknungsGmbH, Unigfill Air BV.

Matsche, N. et al., 2015: ÖWAV - Regelblatt 23 Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen, Wien: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.

**Korrespondenz an:**

Ing. Harald Bayer, Karl Wolf

Gemeindeverband Abwasserbeseitigung Raum Bad Vöslau

Kläranlage

Wienerstraße 10

A-2540 Bad Vöslau

Tel.: +43 (0) 2252 – 77 6 78

Mail: [harald.bayer@awa-badvoeslau.at](mailto:harald.bayer@awa-badvoeslau.at)

# Auswahlkriterien für Verfahren zur Geruchsbekämpfung in Abwasserdruckleitungen

E. Saračević, N. Matsché

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und  
Abfallwirtschaft und der TU Wien

## Abstract

Zur Bekämpfung von Sulfid in Abwasserdruckleitungen werden verschiedene Methoden verwendet. Dabei kann man die mechanische Reinigung und Biofilmentfernung von Druckleitungen, mit Hilfe verschiedener Molchungsverfahren anwenden, wobei diese Methode eine kurzfristige Wirkung von nur ein paar Tagen hat. Der Einsatz von Eisensalzen für die Entfernung von Sulfid und Nitratsalz für die Gewährleistung von anoxischen Bedingungen in Druckleitungen zeigt viel bessere Effekte. Die Anwendung von Druckluft für den Abwassertransport und für die Belüftung der Druckleitungen kann man ebenfalls zur Sulfidbekämpfung verwenden. Tatsächlich gemessene Sulfid-Werte wurden mit Werten aus der Literatur, die mit verschiedenen Modellen berechnet wurden, verglichen und als Basis für Berechnung eines theoretischen Eisenverbrauches zur Sulfidbekämpfung in Druckleitungen verwendet.

**Key Words:** Biofilmentfernung, Sulfidbekämpfung, Druckleitungen, Kosten der Sulfidbekämpfung, Nitratzusatz, Eisenverbrauch

## 1 Einführung

Da Abwasser in Abwasserdruckleitungen keinen Kontakt mit der Atmosphäre hat, wird der Sauerstoff durch mikrobiologische und chemische Prozesse sehr rasch verbraucht. Daher herrschen in Druckleitungen zu Beginn aerobe Milieubedingungen, gefolgt von einem Abschnitt mit anoxischen Bedingungen, in dem allfällig vorhandenes Nitrat umgesetzt wird ((b)

Abbildung 1). Das Nitrat, das meist aus dem Trinkwasser oder aus Infiltrationswasser stammt, wird schnell denitrifiziert. Danach folgt ein mehr oder weniger langer sauerstoff- und nitratfreier anaerober Bereich, in dem es zur Senkung des Redoxpotentials und zu ungewollten Umsetzungen kommt.



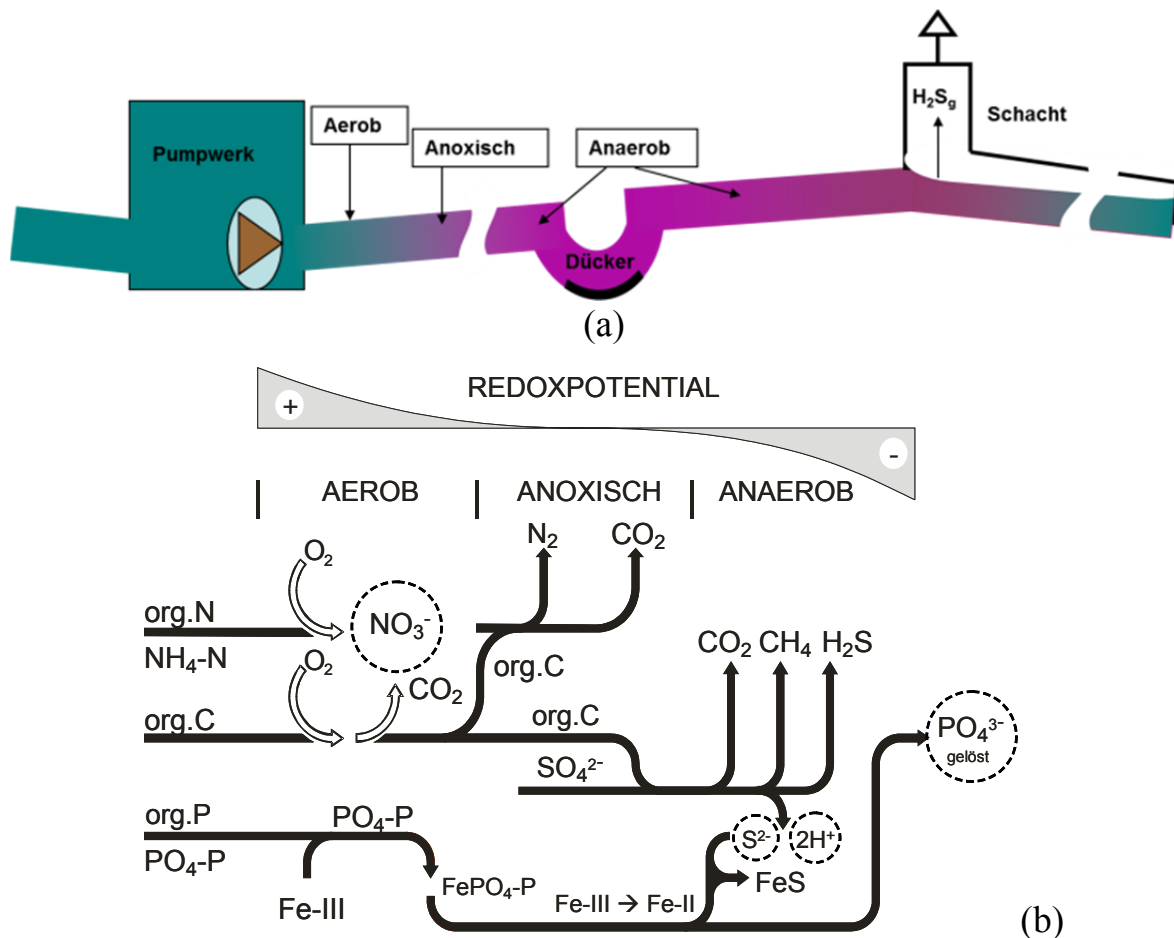


Abbildung 1: Oxidationszustände in Druckleitungen (a) und dadurch ausgelöste Stoffumsetzungen (b) (Spatzierer, 1985)

Diese Umsetzungen werden hauptsächlich von Bakterien, die sich als Biofilm an den Rohrwandungen bilden, durchgeführt. Unter anaeroben Bedingungen können Mikroorganismen hochmolekulare organische Substanzen vergären um Energie zu gewinnen. Dabei entstehen Zwischenprodukte, die sich durch intensiven Geruch und Korrosivität auszeichnen. Dazu zählen u.a. die Reduktion von Sulfat zu Schwefelwasserstoff und die Bildung organischer Säuren (z.B. Essigsäure, Propionsäure, Buttersäure) durch den anaeroben Abbau organischer Substanzen. Diese Säuren senken den pH-Wert von angefaultem Abwasser, das bekanntlich häufig pH-Werte unter pH 7 aufweist, wodurch es zu einer Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichtes der schwachen Säuren ( $\text{H}_2\text{S}$  und organische Säuren) in Richtung ihrer undissoziierten, flüchtigen Form kommt, was in weiterer Folge zu einer verstärkten Geruchsbelästigung führen kann. Wenn es z.B. am Ende von Druckrohrleitungen zu einer plötzlichen Druckverminderung kommt, können Stoffe wie Schwefelwasserstoff und flüchtige Fettsäuren austreten und in einem nachfolgenden Freispiegelkanal über diverse Öffnungen ins Freie gelangen.

Das Geruchsproblem ist sehr verbreitet und häufig versucht man, es mit gezielten Maßnahmen, wie z.B. Erfassung und Reinigung der Abluft, in den Griff zu bekommen. Oft sind diese Maßnahmen jedoch nur begrenzt wirksam, sodass es notwendig ist, andere Methoden und Lösungen zu finden. Geruch ist ein sehr subjektiver Sinneseindruck, der von jedem Menschen in unterschiedlicher Stärke und Form wahrgenommen wird. Im Abwasser sind Schwefelwasserstoff ( $H_2S$ ), Ammoniak ( $NH_3$ ), Merkaptane, Buttersäure ( $C_4H_8O_2$ ), Trimethylamin ( $C_3H_9N$ ) und Skatol ( $C_9H_9N$ ) die hauptverantwortlichen Substanzen für Geruchsprobleme.

Verschiedene Faktoren üben einen Einfluss darauf aus, ob und wie sehr Geruchsstoffe aus einer Flüssigkeit emittiert werden. Dazu zählen u. a. die physikalischen und chemischen Randbedingungen und vor allem Art und Konzentration der Geruchsstoffe. Abbildung 2 zeigt, wie stark die Konzentrationen von  $H_2S_g$  und  $NH_3$  im Abwasser vom pH-Wert abhängig sind.

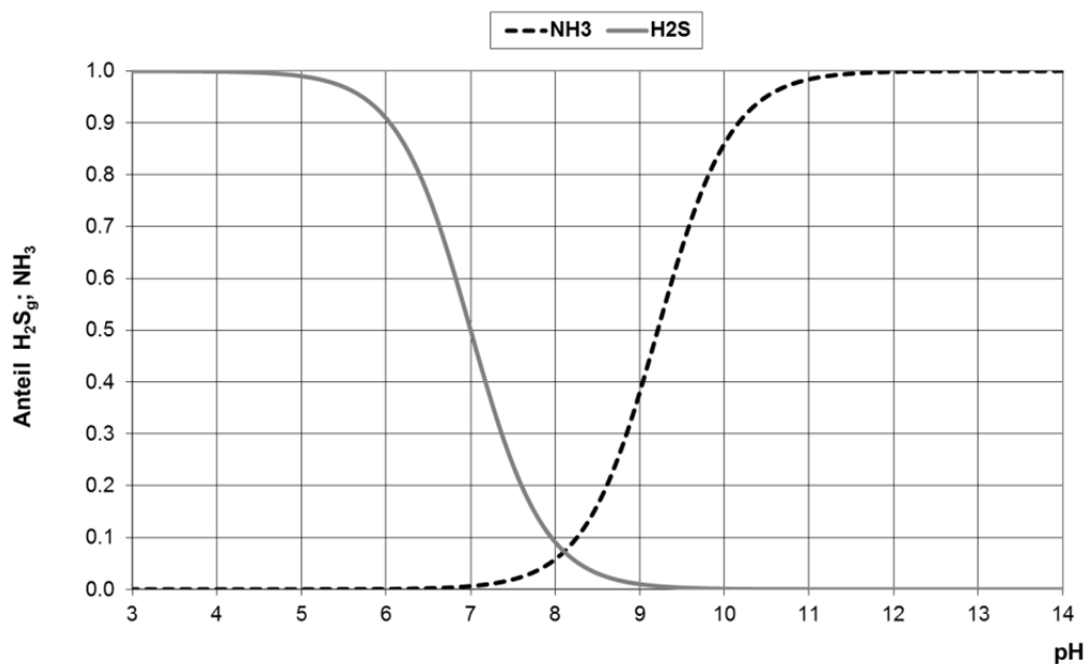


Abbildung 2: Schwefelwasserstoff- und Ammoniakanteil in wässrigen Lösungen in Abhängigkeit vom pH-Wert (bei 20 °C)

Geruchsprobleme sind weitverbreitet und lokal wird ihnen durch Maßnahmen wie Erfassung und Reinigung der Abluft entgegengewirkt, dabei kann man alle Verfahren einteilen in (Summer, 1971):

- Verfahren zur Geruchsverminderung,
- Verfahren zur Geruchsvernichtung.

Geruchsverminderung wird durch natürliche oder künstliche Entlüftung, Verbrennung oder Maskierung und mittels Mikroorganismen (Biofilter) durchgeführt. Es sind auch Verfahren mit Anwendung von verschiedenen adsorbierenden Stoffen (z.B. Aktivkohle, Zeolith) entwickelt worden.

Geruchsvernichtung wird hauptsächlich durch Anwendung chemischer Mittel (Säuren, Laugen, starke Oxidationsmittel wie z.B. Peroxid, Ozon) durchgeführt.

Da der Erfolg von Maßnahmen zur Bekämpfung von geruchsintensiven Stoffen begrenzt ist, ist es wirkungsvoller, die Bildung dieser Substanzen zu vermindern und dadurch die Geruchsproblematik in den Griff zu bekommen.

Anaerobe Prozesse in den Druckleitungen sind sehr komplex und schwer zu verfolgen, deswegen wurde versucht, aus den wenigen Parametern, die als Kontrolle anaerober Prozesse zur Verfügung stehen, denjenigen zu identifizieren, der diese Prozesse am besten beschreibt.

Da die Schwefelverbindungen zu den geruchsintensivsten Stoffen gehören, wird  $H_2S$  oft als Indikator- oder Referenzverbindung für die Probleme in Abwasserdruckleitungen betrachtet. Dabei sind folgende Eigenschaften für die Auswahl maßgeblich:

- entsteht bei allen anaeroben Umsetzungen, wenn Schwefelverbindungen vorhanden sind;
- hat eine sehr niedrige Geruchsschwelle;
- verursacht Korrosion ;
- ist toxisch;
- es existieren einfache analytische Bestimmungsmethoden.

Grundsätzlich bestehen drei Möglichkeiten, Schwefelwasserstoff in der Kanalisation zu bekämpfen:

- Entfernung bzw. Bekämpfung der Sichelhaut (Minimierung der Biomasse),
- Unterbindung der  $H_2S$ -Produktion durch Chemikalieneinsatz (Verhinderung anaerober Verhältnisse; z.B. Nitratzugabe),
- Bekämpfung des produzierten  $H_2S$  (z.B. Zugabe von Eisenzalzen).

Dies kann mit Hilfe verschiedener physikalischer und chemischer Methoden erreicht werden, wobei in der Abwasserwirtschaft auf Grund der Wirtschaftlichkeit nur ein paar Methoden brauchbar sind.

Der üble und charakteristische Geruch des  $H_2S$  nach faulen Eiern ist schon ab sehr niedrigen Konzentrationen wahrnehmbar (Geruchsschwelle liegt zwischen 0,001 und 0,15 ppm  $H_2S$  in Luft). Trotzdem ist diese Warnwirkung nicht zuverlässig, denn Schwefelwasserstoff stumpft den Geruchsinn ab und die

Empfindung verschwindet nach kurzer Zeit. In Konzentrationen über 150 ppm wird der Geruchssinn gelähmt, wodurch die Gefahr gar nicht mehr wahrgenommen werden kann (Reihenvergiftungen) (Rüffer, 1977). Andererseits kann Schwefelwasserstoff in Kombination mit anderen Geruchstoffen nicht sicher wahrgenommen werden.

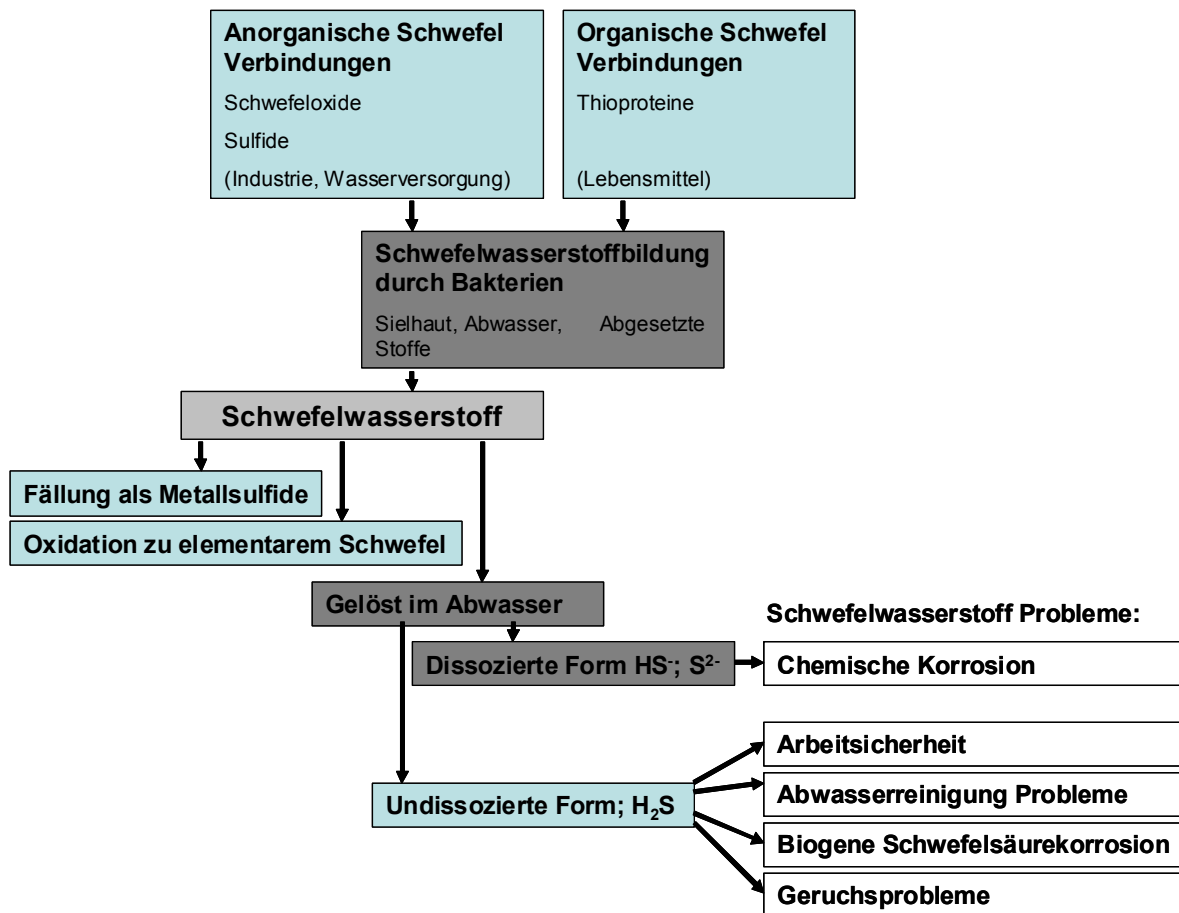


Abbildung 3: Schwefelverbindungen und ihre Auswirkungen im Abwasser

Schwefelwasserstoff bildet nicht nur wegen seines intensiven Geruchs Probleme, sondern verursacht auch durch die Oxidation zu Schwefelsäure intensive Korrosionsprobleme. Wo das Abwasser mit der Atmosphäre in Kontakt treten kann und Schwefelwasserstoff sich im Kondenswasser, das keinerlei Pufferung aufweist, löst, siedeln sich Bakterien an, die Schwefelwasserstoff zu Schwefelsäure oxidieren, wobei häufig pH-Werte zwischen 1 bis 2 auftreten können. Dadurch können Schäden an Bauwerken auftreten, dies kann bis zur Zerstörung von Pumpwerken und ganzen Kanalsystemen führen.

## 2 Auswahlkriterien für ein Sulfidbekämpfungsverfahren

Die Auswahl der am besten geeigneten Behandlungsverfahren zur Vermeidung der Sulfidbildung und ein objektiver Vergleich unterschiedlicher Maßnahmen ist nur dann möglich, wenn verschiedene Verfahren unter identischen Bedingungen - gleiche technische Anlage und vergleichbare Versuchsbedingungen wie Temperatur und Abwasserqualität - verglichen werden können. Dabei sollten folgende Fragen geklärt werden:

- Ursachen der Entstehung von korrosions- und geruchsbildenden Prozessen in Druckleitungen,
- Entwicklung von Strategien zur nachhaltigen Vermeidung von Geruchsemissionen und biogener Betonkorrosion,
- Aussagen über Dauerhaftigkeit und Wirtschaftlichkeit von getroffenen Maßnahmen,
- Verminderung von  $H_2S$ -Emissionen, die die Gesundheit des Kläranlagenpersonals gefährden,
- Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Druckleitungen zur Vermeidung von Geruch und Korrosion.

### 2.1 Berechnung der Sulfidentwicklung in Druckleitungen

Bei existierenden Leitungen kann das Sulfidpotential experimentell ermittelt werden und bei neu zu errichtenden Druckleitungen muss aufgrund der beeinflussenden Faktoren (Abwasserkonzentration etc.) das Sulfidbildungspotential berechnet werden und als Basis für die Entscheidung der entsprechenden Verfahrenswahl dienen. Die ermittelte bzw. berechnete Sulfidmenge bietet die beste Basis als Auswahlkriterium für ein Sulfidbekämpfungsverfahren (z.B. Berechnung eines theoretischen Chemikalienverbrauches).

Um die Sulfidentwicklung in Druckleitungen im Voraus zu berechnen, wurden in vielen Untersuchungen verschiedener Autoren (Tabelle 1) empirische Gleichungen entwickelt. Da viele Parameter, wie z.B. Temperatur, Aufenthaltszeit des Abwassers, sowie Länge und Durchmesser der Druckleitung unterschiedlich starken Einfluss auf die Sulfidbildung haben, ist die Anwendbarkeit der vorgeschlagenen Gleichungen jedoch begrenzt und stets bei den gegebenen örtlichen Bedingungen erneut zu prüfen.

Tabelle 1: Übersicht Berechnungsverfahren für die zu erwartende Sulfidbildung

Model.	Parameter	Gleichung
Thistlethwayte (1972)	BSB <sub>5</sub> , Sulfat, Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\frac{d[S]}{d[t]} = 0,5 \cdot 10^{-3} \cdot u \cdot BOD_5^{0,8} \cdot [SO_4]^{0,4} \cdot 1,14^{(T-20)} \cdot r^{-1}$
Boon, Lister (1975)	CSB, Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\frac{d[S]}{d[t]} = 0,228 \cdot 10^{-3} \cdot COD \cdot 1,07^{(T-20)} \cdot r^{-1} \cdot (1 + 0,37 \cdot D)$
Pomeroy (1976)	BSB <sub>5</sub> , Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\frac{d[S]}{d[t]} = 1,0 \cdot 10^{-3} \cdot BOD_5 \cdot 1,07^{(T-20)} \cdot r^{-1} \cdot (1 + 0,37 \cdot D)$
Hadjiangelou (1984)	Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\Delta S = \frac{0,975 \cdot t}{D} ; \Delta S = \frac{0,67 \cdot t^{1,07}}{D} \cdot 1,07^{(T-20)}$
ATV-A 116 (1992)	Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\Delta S = \frac{C \cdot t}{d}$
Nielsen, Hvitved-Jacobsen, Raunkjaer (1998)	CSB, Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$rs = a \cdot (COD_{sol} - 50)^{0,5} \cdot 1,03^{(T-20)}$
TU Wien (2008)	CSB, Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\Delta S = 2,4 \cdot T + 0,017 \cdot CSB + 1,22 \cdot t - 0,0038 \cdot D - 28,72$

wobei:

$\frac{dS}{dt}$	Sulfidanreicherung in [mg/l/h]	t	Mittlere Aufenthaltszeit in der Druckleitung [min]
BOD <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf in [mg/l]	r	Hydraulischer Radius in [m]
COD, CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf in [mg/l]	d	Druckleitungsdurchmesser in [cm]
COD <sub>sol</sub>	Gelöster chemischer Sauerstoffbedarf [mg O <sub>2</sub> /l]	C	Koeffizient (C=2,0) (Vakuum = 1; DL = 2)
SO <sub>4</sub>	Sulfat in [mg/l]	rs	Sulfidproduktionsrate [g/m <sup>2</sup> /h]
u	Abwassergeschwindigkeit in der Druckleitung in [m/s]	M	Sulfidflusskoeffizient für vollgefüllte Leitungen [m/h]
T	Abwassertemperatur in [°C]	a	Korrekturkoeffizient für Abwassermatrix
D	Druckleitungsdurchmesser in [m]	ΔS	Sulfidkonzentration (mg/l)

Der Einfluss der Temperatur auf die Sulfidproduktion wird bei allen Modellen im gleichen Maß berücksichtigt. Sonst werden bei jedem Modell andere zusätzliche Parameter als wichtig erachtet.

Ähnlich wie bei Pomeroy (1976) verwendet das Modell von Boon und Lister (1975) CSB, Druckleitungsdurchmesser und Aufenthaltszeit zur Berechnung der zu erwarteten Sulfidbildung. Bei Thistlethwayte (1972) ist die Sulfatkonzentration ein zusätzlicher Parameter.

Das Hadijanghelou-Modell (1984) ist als Resultat des Versuchs, mehrere Modelle zu vergleichen und zu überprüfen, entstanden. Seine vereinfachte Gleichung bestätigt, dass eine Abwasserdruckleitung in Bezug auf die Sulfidbildung mit einem Biofilmreaktor verglichen werden kann und die Produktion von Temperatur, Aufenthaltszeit und Durchmesser der Leitung abhängig ist.

Tabelle 2: Daten der Druckleitungen, die für die Modellentwicklung für Sulfidbildungspotential verwendet wurden

<b>Druckleitung (DL)</b>	<b>DL Länge</b>	<b>DL Durch- messer</b>	<b>Abwasser Menge</b>	<b>CSB- Konz.</b>	<b>Temperatur</b>	<b>Fließ- zeit</b>	<b>Sulfid- Konz. <math>\Delta S</math></b>
	<b>m</b>	<b>M</b>	<b>m<sup>3</sup>/d</b>	<b>mg/L</b>	<b>°C</b>	<b>h</b>	<b>mg/L</b>
RHV NSW DL Donnerskirchen	4.560	0,443	2.306- 11.448	60-690	14,2-19,1	1,5- 7,3	0,1- 17,0
AWV Seewinkel DL Pannonia	3.220	0,150	106-191	222- 1.090	16,0-19,5	7,1- 12,7	9,3- 44,5
AWV Seewinkel DL Illmitz	4.380	0,275	142-205	71-101	15,0-18,0	6,6- 9,5	0,1-3,5
ARA Fürstenfeld DL Übersbach	4.150	0,200	297-394	410- 917	12,2-16,8	7,8- 10,3	0,7- 11,7
ABA Guntramsdorf BP Raststätte	1.800	0,090	29-33	890- 1.530	9,4-15,1	8,3- 9,5	5,6- 43,9

Im Modell von Nielsen und Jacobsen (1989) wird die Abwassermatrix speziell berücksichtigt (Industrieanteil), weil sie einen starken Einfluss auf die Sulfidproduktion hat. Auf Basis der von verschiedenen Druckleitungen in Österreich erhobenen Daten (Tabelle 2) wurde ein Modell, das eine

Abschätzung des Sulfidbildungspotentials ermöglichen soll, auf der TU Wien entwickelt (Saracevic, 2008).

Ein Vergleich von gemessenen Sulfidwerten in den jeweiligen Druckleitungen (Tabelle 2) und berechneten Werten mit verschiedenen Modellen zur Berechnung des Sulfidbildungspotentials ist in Abbildung 4 dargestellt. Die unterschiedlichen Leitungen zeigen deutliche Unterschiede in Hinblick auf das Sulfidbildungspotential auf.

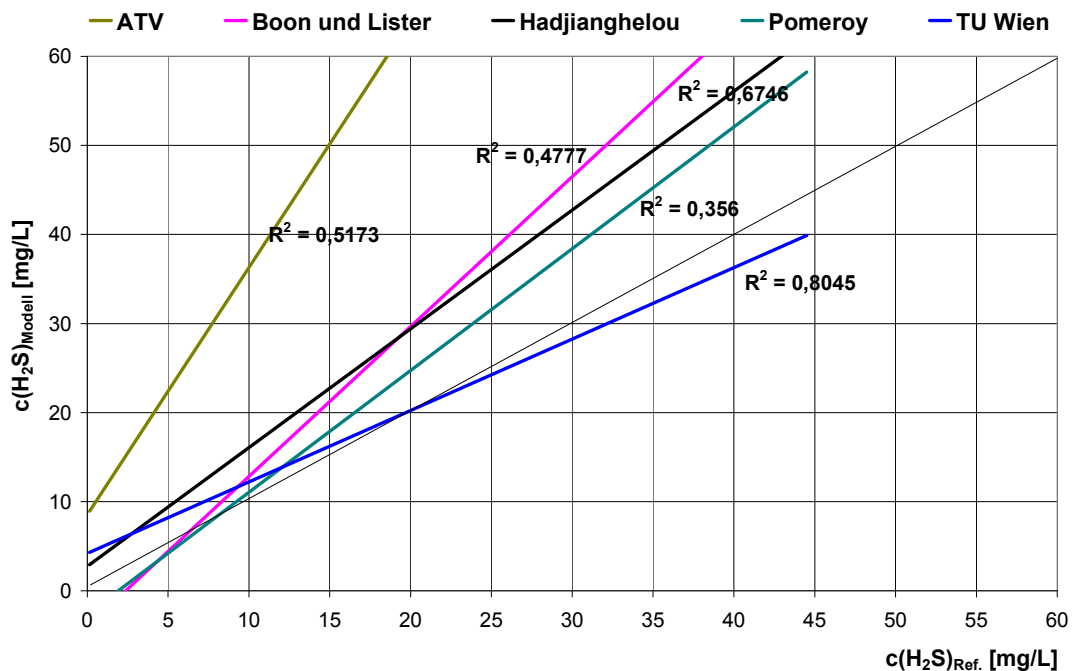


Abbildung 4: Vergleich der Ergebnisse verschiedener Modelle zur Berechnung des Sulfidbildungspotentials unter Verwendung des Datensatzes aus der Tabelle 2

Im Bereich unterhalb von  $c(\text{H}_2\text{S}) = 10 \text{ mg/L}$  zeigen alle Modelle nennenswerte Abweichungen von den Referenzwerten. Weiteres ist zu bemerken, dass die Berechnungen nach den Modellen von Pomeroy und ATV in der Regel immer viel zu hohe Werte ergeben, wobei die experimentell ermittelten Werte, die nach Boon und Lister bzw. nach Hadjianghelou berechnet wurden, den tatsächlichen Werten am nächsten sind.

Diese großen Abweichungen sind durch die unterschiedlichen Bedingungen, unter denen die Modelle entwickelt wurden, zu erklären, wobei sich die wichtigsten Unterschiede aus regionalen und klimatischen Unterschieden ergeben.



## 2.2 Berechnung eines theoretischen Eisenverbrauches zur Sulfidbekämpfung in Druckleitungen

Im pH-Bereich von kommunalem Abwasser (pH 6-8) können Fe(II)-Ionen mit Karbonat-, Phosphat und Sulfidionen unlösliche Verbindungen (Niederschlag) bilden. Auf Grund des Löslichkeitsproduktes wird jedoch in Anwesenheit von Sulfidionen vorzugsweise Eisensulfid (FeS) gebildet (Zietz, 1979).

Tabelle 3: Löslichkeitsprodukte verschiedener Eisenverbindungen

		Löslichkeitsprodukt ( $L_p$ ) [mol/L]
FeS	Pyrit	$FeS = [Fe^{2+}][S^{2-}] = 3,7 \cdot 10^{-19}$
Fe(PO <sub>4</sub> )	Strengit	$Fe(PO_4) = [Fe^{3+}][PO_4^{3-}] = 10^{-26}$
Fe <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	Vivianit	$Fe_3(PO_4)_2 = [Fe^{2+}]^3[PO_4^{3-}]^2 = 1,3 \cdot 10^{-30}$
Fe(CO <sub>3</sub> )	Siderit	$Fe(CO_3) = [Fe^{2+}][CO_3^{2-}] = 2,1 \cdot 10^{-11}$

Die tatsächlichen Löslichkeitsverhältnisse werden jedoch von pH-abhängigen Gleichgewichten noch maßgeblich überlagert, wodurch die aus den Löslichkeitsprodukten abgeleiteten Gleichgewichtskonzentrationen korrigiert werden müssen.

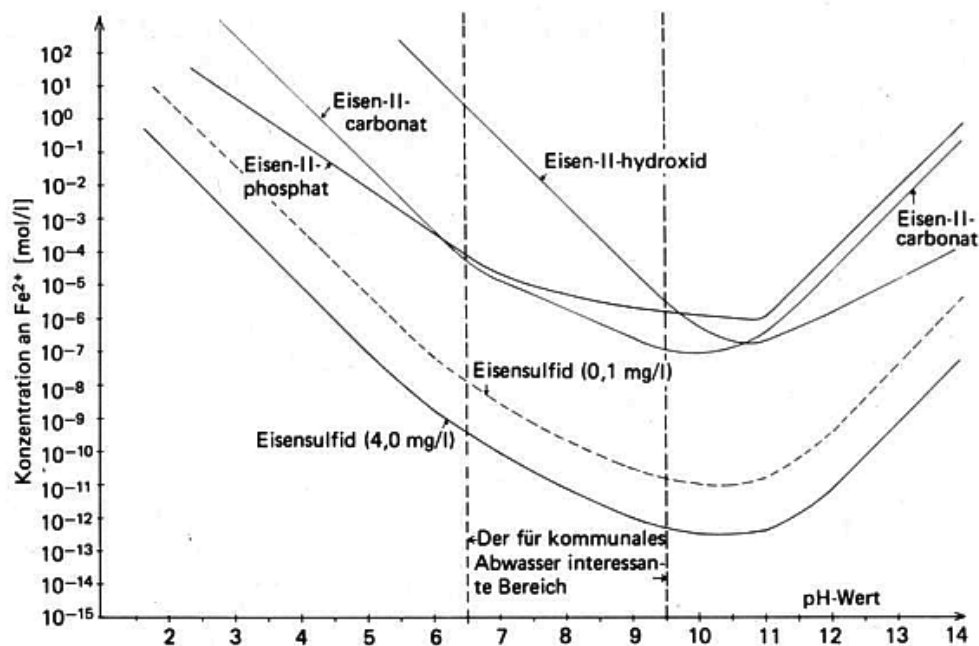
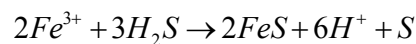
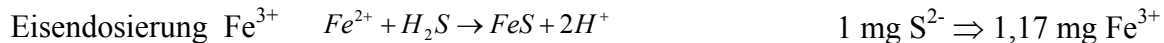
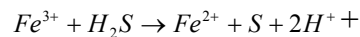
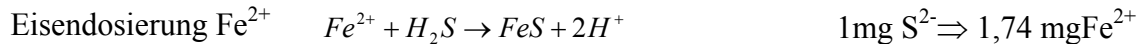
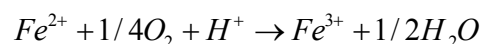


Abbildung 5: Ausfällung von Eisen-(II)-verbindung aus einem Abwasser mit folgenden Anionenkonzentrationen: Sulfid=4,0 mg/L, Carbonat=162 mg/L, und Phosphat=32 mg/L (Zietz, 1979)

Während der Sulfidfällung mit Eisen entsteht unlösliches schwer absetzbares Eisensulfid, das als Schwebstoff im Abwasser transportiert wird. In dieser gebundenen Form findet kein Ausstrippen von H<sub>2</sub>S statt, welches eine Geruchsbelästigung auslösen kann.



Praktische Versuche zeigen, dass der Verbrauch mit Fe<sup>2+</sup> und Fe<sup>3+</sup> ähnlich ist, da nach der Dosierung von Fe<sup>3+</sup> sehr rasch durch die Abwasserinhaltsstoffe eine Reduktion von Fe<sup>3+</sup> zu Fe<sup>2+</sup> stattfindet und damit hinsichtlich der Sulfidfällung kein Unterschied mehr besteht. Unter anaeroben Bedingungen ausgefallenes Eisensulfid wird unter aeroben Bedingungen im Belebungsbecken zu Fe<sup>3+</sup> oxidiert. Die Oxidation durch die Bakterien kann vereinfacht mit folgender Reaktion beschrieben werden (Fritsche, 1990):



Das gebildete Fe<sup>3+</sup> steht dann, z.B. im Belebungsbecken, für eine Phosphorfällung zur Verfügung. Mit dieser mehrfachen Verwendung des Eisenfällmittels in der Abwasserreinigung ist es möglich, gewisse Einsparungen zu erreichen (Jereb, 2015). In Tabelle 4 sind die Chemikalien, die für die Bekämpfung von Sulfid zum Einsatz kommen, angeführt.

Tabelle 4:     Eigenschaften verschiedenen Produkte zur Bekämpfung von H<sub>2</sub>S

Produkt	Wirkstoff	kg Wirkstoff /100 kg Produkt	mol Wirkstoff / kg Produkt
		kg/100kg	mol/kg
FeCl <sub>2</sub>	Fe <sub>2</sub> <sup>+</sup>	14	2,51
FeCl <sub>3</sub>	Fe <sub>3</sub> <sup>+</sup>	13,8	2,47
Fe(NO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub>	Fe <sub>3</sub> <sup>+</sup>	7,39	1,32
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	24,61	3,97
	Fe <sub>3</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	32,0	5,29
Eisenhydroxid (z.B. Wasserwerksschlämme)	abhängig von lokalen Gegebenheiten		

Beim Einsatz von Eisennitrat wird Sulfid nicht nur ausgefällt, sondern zusätzlich wegen der anoxischen Bedingungen durch Nitrat die Sulfid Produktion vermindert.

Es sind viele Studien mit sehr guten Ergebnissen über diese Dosierung von Eisen erstellt worden (Lhose, US EPA). Eine ausführliche Darstellung über die Wirksamkeit der verschiedenen Maßnahmen ist auch im Forschungsbericht des Projektes KUGPIA enthalten (Matsché et al., 2005). Auf Grund der Abschätzung des Sulfidbildungspotentials (2.1) und praktisch ermittelten Dosierwerten ist eine Berechnung und Planung von Anlagen für die Dosierung von Eisen für die Bekämpfung von Sulfid möglich.

Bei verschiedenen Anlagen wurden diese Berechnungen durchgeführt und am Beispiel von folgenden Anlagen näher erklärt:

- Reinhaltungsverband Neusiedlersee West
- Abwasserverband Seewinkel
- ZARA Wulkatal

Tabelle 5: Daten der Druckleitungen für die Berechnung theoretischen Eisenverbrauches zur Sulfidbekämpfung

Abwasser- verband	Druck-leitung (DL)	DL Länge	DL Durchmesser	Abwasser Menge	Fließ- zeit
		m	m	m <sup>3</sup> /d	h
AWV Seewinkel	DL Pannonia	3.220	0,150	147	9,9
RHV NSW	Sammler Nord	4.560	0,440	3.443	4,9
	Sammler Süd	5.034	0,400	2.391	6,3
	Sammler West	1.346	0,240	921	1,7
ZARA Wulkatal	TKL Rusenberg	8.566	0,250 (0,300)	1400	10,4

In Abbildung 6 sind die berechneten Konzentrationen und Frachten von Sulfid an unterschiedlichen Tagen im Abwasser der Sammler Nord bei RHV NSW nach Boon und Lister zu sehen.

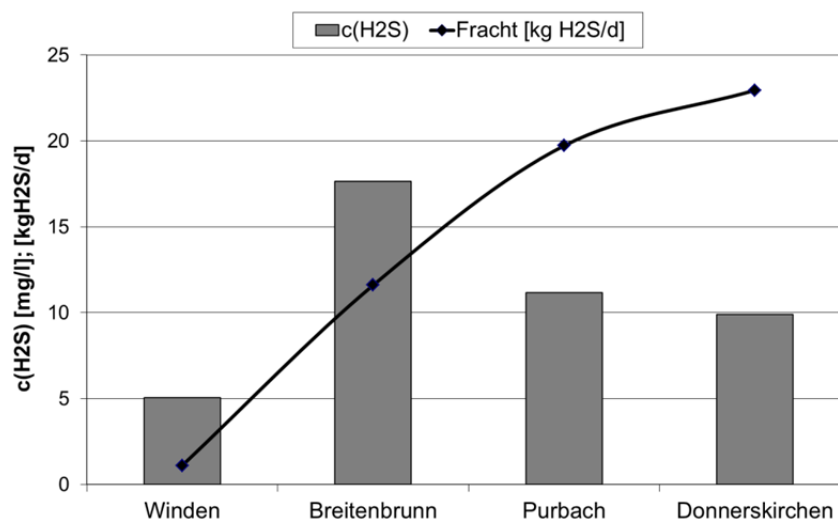


Abbildung 6: Die berechneten Konzentrationen und Frachten von Sulfid nach Boon und Lister im Abwasser der Sammler Nord bei RHV NSW

Die berechnete Sulfidmenge bietet die beste Basis für die Berechnung eines theoretischen Chemikalienverbrauches. Diese Werte und der praktisch ermittelte Bedarf an Eisen (3,5 kg Fe/kg H<sub>2</sub>S) aus dem Projekt KUGPIA wurden für die Berechnung der Dosierung verwendet (Tabelle 6).

Tabelle 6: Ergebnisse der Berechnung des Sulfidbildungspotenzials und der erforderlichen Fällmitteldosierung beim RHV NSW

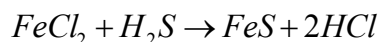
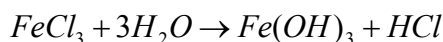
Sammler; RHV NSW	Berechnung nach Boon& Lister		KUGPIA	Eisenbedarf			
	Sulfid			Quotient Fe Bedarf	(ρ=1,416kg/L; 0,138 g Fe <sup>3+</sup> /kg FeCl <sub>3</sub> )		
	mg/L	kg /d	kg Fe/ kg H <sub>2</sub> S	kg Fe/d	kg Mittel/d	m <sup>3</sup> Mittel/d	L Mittel/ m <sup>3</sup> Abwasser
Winden	5,05	1,11	3,5	3,87	28,04	0,020	0,091
Breitenbrunn	17,64	10,50	3,5	36,74	266,26	0,188	0,316
Purbach	11,15	8,12	3,5	28,41	205,88	0,145	0,199
Donnerskirchen	9,90	3,23	3,5	11,30	81,89	0,058	0,178
<b>Sammler Nord</b>						<b>0,411</b>	<b>0,220</b>

Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass je nach eingesetzten Chemikalien Nebenreaktionen ablaufen, die ebenfalls einen Chemikalienverbrauch haben. Beispielhaft dafür sind Nebenreaktionen wie z.B. die Bildung von Eisenphosphat beim Einsatz von Eisensalzen.

Deswegen wurde eine Strategie mit der „Grunddosierung“ für die Fällung von Phosphor in den Pumpensumpf und eine zusätzliche Dosierung direkt in die Druckleitung entwickelt. Die zusätzliche Dosierung ist variabel und wird über Abwassermenge und Temperatur gesteuert.

Die berechneten Werte wurden für die Auslegung von Dosierstationen verwendet. Die Dosierpumpen sollen dabei nicht zu groß dimensioniert werden, aber trotzdem eine ausreichende Reserve aufweisen. Die Größe der Dosiertanks für die Eisendosierung sollte mit den eingesetzten Chemikalien abgestimmt werden. Das gespeicherte Volumen soll für mindestens einen Monat Betrieb ausreichen. Für einen sicheren Winterbetrieb sind wegen der Einfriergefahr abhängig von den eingesetzten Chemikalien allenfalls beheizte Fällmitteldosierstationen vorzusehen.

Eisensalze führen durch Hydrolyse zu einer Säurebildung, die bei geringer Pufferkapazität des Abwassers eine pH-Absenkung bewirken können.



In Abwasser mit niedrigerer Säurekapazität kann im Fall einer stärkeren Sulfidproduktion und damit hoher notwendiger Eisendosierung eine starke pH-Absenkung erfolgen, die Probleme bei der Abwasserreinigung (speziell Nitrifikation) verursachen kann. Deswegen sollen wie in Abbildung 7 zu sehen ist, die Titrationskurven des Abwassers bzw. des Leitungswassers erstellt werden.

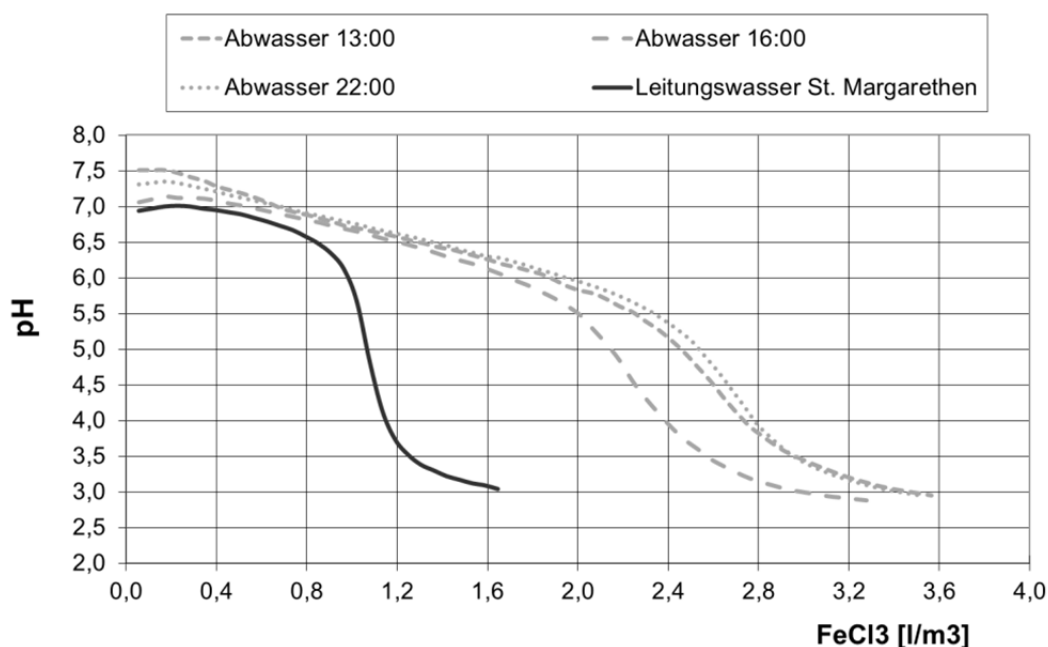


Abbildung 7: Die Ergebnisse Bestimmung die Titrationskurven des Abwassers bzw. des Leitungswassers beim ZARA Wulkatal

In keinem der in der Literatur beschriebenen Zusammenhänge zwischen Abwasserqualität, Temperatur, Aufenthaltszeit, etc. wird Bezug darauf genommen, dass bei Druckleitungssystemen mit hintereinander geschalteten Druckleitungen die Vorbelastung des Abwassers mit Sulfid von sehr großem Einfluss ist und zu einer Verstärkung des Sulfidbildungspotenzials führt. Dieser Effekt wird durch Abwasserveränderungen, wie Abwasserversäuerung und Impfung mit Desulfurikanten, die im Kanal kontinuierlich ablaufen, verursacht.

Bei solchen Systemen mit hintereinander geschalteten Druckleitungen, aber auch wegen pH-Änderung ist es sehr wichtig zu entscheiden, wo die Eisendosierung positioniert werden soll. Auf Grund der Geruchsprobleme und der Erhaltung der

Pufferkapazität des Abwassers wäre es optimal, bei allen Pumpwerken Eisensalze zu dosieren. Andererseits müssen die Kosten für die Dosierstationen mit komplizierter Steuerung- und Regelungstechnik minimiert werden.

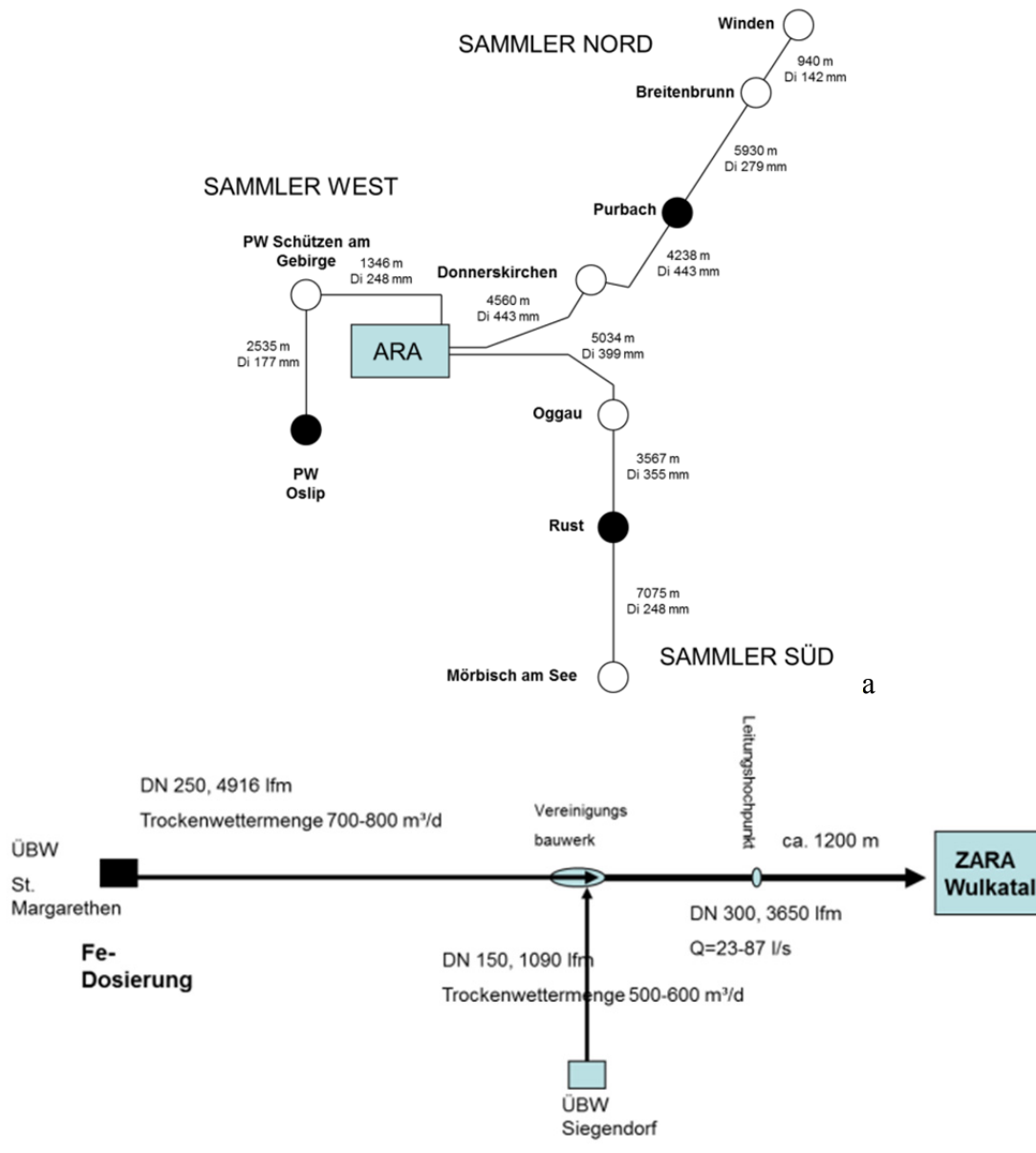


Abbildung 8: System der Druckleitungen beim RHV Region Neusiedler See - Westufer (RHV NSW) (a) und ZARA Wulkatal (b)

Daher wurde z.B. beim Sammler Nord (RHV NSW) empfohlen, die Dosierung von Eisensalzen nur mit einer Dosierstation beim Pumpwerk Purbach durchzuführen (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**; a). Dieses „Ein-Dosierstation“ Szenario ist möglich, da der Abwasseranfall in diesem Teil des Sammlers Nord so groß ist (728 m³/d), dass die Dosierung der erforderlichen Fällmittelmenge für den ganzen Sammler (411 Liter Mittel pro Tag; 0,565 Liter Mittel/m³ Abwasser) in diesem Abschnitt keine große pH Veränderung bewirkt. Damit bleibt die Pufferkapazität des Abwassers

weitgehend erhalten und die Geruchs- und Korrosionsprobleme beim Pumpwerk Donnerskirchen und auf der Kläranlage des RHV NSW sind unter Kontrolle. Weiters wurde empfohlen, im Falle von Geruchs- und Korrosionsproblemen bei anderen Pumpwerken, eine kleine mobile Dosierstation mit einfacher Dosierpumpe mit Zeitschaltuhr vorzusehen.

Beim Sammler Süd wurden beim mittleren Pumpwerk in Rust und beim Sammler West beim ersten Pumpwerk in Oslip die Eisendosierstationen installiert.

Bei einfacheren Systemen, in denen Geruchs- und Korrosionsprobleme nur am Ende der Druckleitung auftreten, wie z.B. beim AWW Seewinkel, wurden die Dosierstationen direkt bei der Übernahmestation auf der Kläranlage installiert. Bei der ZARA Wulkatal, wo die Geruchs- und insbesondere Korrosionsprobleme entlang der ganzen Leitung aufgetreten sind, erfolgt die Eisendosierung am Anfang der Druckleitung (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**; b).

Bei allen Systemen wurde die Eisendosierung für Phosphorfällung auf die Kläranlage abgestellt bzw. angepasst.

Die Berechnungen wurden in der Praxis noch optimiert und in Abbildung 9 sind die Ergebnisse der mehrjährigen Dosierung beim RHV NSW zu sehen.

Um Sulfid in allen drei Sammlern beim RHV NSW zu bekämpfen und im Jahresdurchschnitt  $<5$  ppm im Rechenhaus auf der Kläranlage zu bleiben, war es notwendig, die ursprüngliche Eisendosierung für die Phosphatfällung zu verdreifachen, wodurch auch der  $\beta$ -Wert entsprechend gestiegen ist.

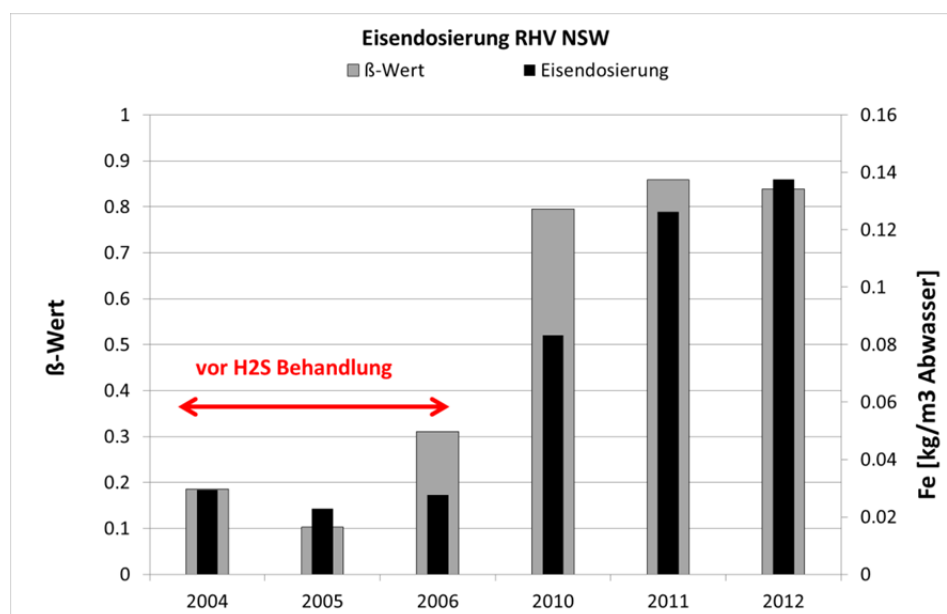


Abbildung 9: Ergebnisse der Eisendosierung beim RHV NSW

Ähnliche Ergebnisse sind auch beim AWW Seewinkel (Abbildung 10) zu sehen. Da hier die Dosierung am Ende der Druckleitungen erfolgt, hat sich die Eisenmenge im Vergleich zur Dosierung vor der H<sub>2</sub>S-Behandlung nur verdoppelt.

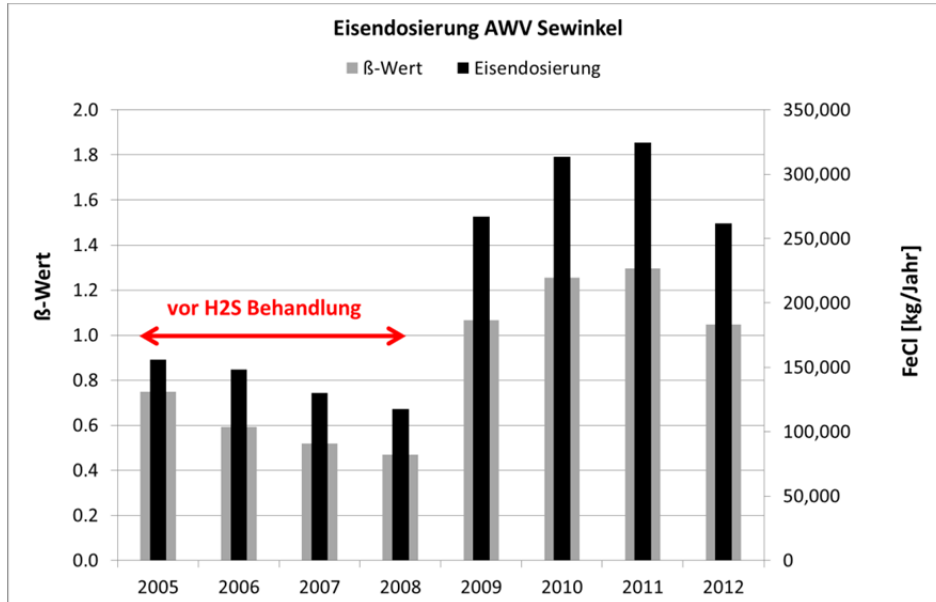


Abbildung 10: Ergebnisse der Eisendosierung beim AWW SW

Bei der ZARA Wulkatal, wo der Gesamtphosphor im Zulauf über die Jahre sehr stabil ist, kann man die Änderung der Eisenmengedosierung nicht beobachten; vermutlich deshalb, weil die Abwassermenge aus dieser Druckleitung nur ca. 5% der Gesamtabwassermenge auf der Kläranlage Wulkatal ausmacht (Abbildung 11).

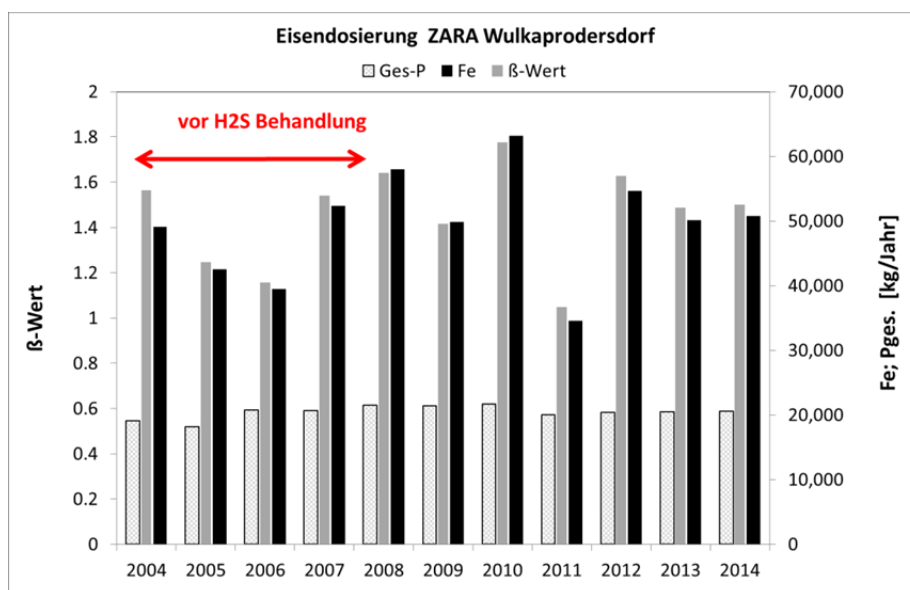


Abbildung 11 Ergebnisse der Eisendosierung beim ZARA Wulkatal



Es soll noch erwähnt werden, dass die folgenden Nachteile beim Einsatz von Eisensalzen zu erwarten sind:

- Andere Schwefelverbindungen und (potenzielle) Geruchsstoffe im Abwasser werden nicht mit Eisensalzen gebunden.
- Manche Eisensalze sind als gefährliche Chemikalien (ätzend und korrodierend) eingestuft und erfordern die Einhaltung gesetzlicher Vorgaben zu Transport, Lagerung und Anwendung. Eisensulfidablagerungen auf der Kläranlage (z.B. im Rechenbereich) sind möglich.
- Obwohl diese Bedingungen in den Abwasserleitungen selten vorkommen, sei zu erwähnen, dass die Anwendung von Eisensalzen bei pH-Werten unter 6 nicht wirksam ist.

Deswegen ist es notwendig, bei der Auswahl der Chemikalien sowohl diese Nebenreaktionen als auch die Folgen für das ganze Abwasserreinigungssystem zu berücksichtigen.

### **2.3 Beurteilung anderer Methoden zur Sulfidbekämpfung**

Da für die Beurteilung einer Versuchseinstellung mehrere Wochen benötigt werden, sind selbst bei der Anwendung verschiedener Verfahren in ein und derselben Druckleitung niemals die gleichen Versuchsbedingungen einzuhalten, da sich auf Grund der verschiedenen Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse kaum Perioden mit identischen Bedingungen finden lassen. Um nun einen Vergleich der verschiedenen Verfahren zu ermöglichen, soll berücksichtigt werden, dass sowohl die Geruchsbildung als auch die Korrosionsgefahr von der Intensität der H<sub>2</sub>S-Bildung bestimmt wird. Es kommen verschiedene Mittel wie z.B. Eisensalze, Nitrat, Druckluft, Oxidationsmittel bzw. Methoden wie Molchen zum Einsatz. Dabei sind die folgenden Faktoren besonders zu beachten:

- Wirkungsweise
- Eintragungsort
- Reaktionszeit
- Nebenreaktionen
- Hydraulische Verhältnisse

Die Anwendbarkeit dieser Mittel und Methoden sollte aus technischer und aus wirtschaftlicher Sicht auf mehreren Anlagen überprüft und miteinander verglichen werden. Im Rahmen des Projektes KUGPIA wurden an mehreren bestehenden Druckleitungen unterschiedliche Versuche durchgeführt (Tabelle 7).

Tabelle 7: Zusammenstellung der untersuchten Behandlungsverfahren in Rahmen des KUGPIA Projektes

Abwasser- verband	Druckleitung (DL)	Symbol	DL Länge	DL Durch- messer	Abwasser Menge	Fließ- zeit	Behandlungs- verfahren
			<b>m</b>	<b>m</b>	<b>m<sup>3</sup>/d</b>	<b>h</b>	
AWV Fürstenfeld	DL Übersbach	A	4105	0,200	355	8,7	FeCl <sub>2</sub> ; FeCl <sub>3</sub>
AWV Seewinkel	DL Pannonia	B	3220	0,150	147	9,9	Fe(NO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> , FeCl <sub>3</sub>
ABA Guntramsdorf	DL HPW	D	2370	0,400	2775	2,2	FeCl <sub>2</sub>
RHV NSW	Sammler Nord	F	4560	0,440	3443	4,9	Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>
	Sammler Süd	G	5034	0,400	2391	6,3	Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>
	Sammler West	H	1346	0,240	921	1,7	Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>

In Abbildung 12 sind die aufgrund der stöchiometrischen Zusammenhänge ermittelten theoretischen Wirkstoffverbräuche und die in der Praxis erfolgten spezifischen Zugabemengen (basierend auf Tagesfrachten) gegenübergestellt.

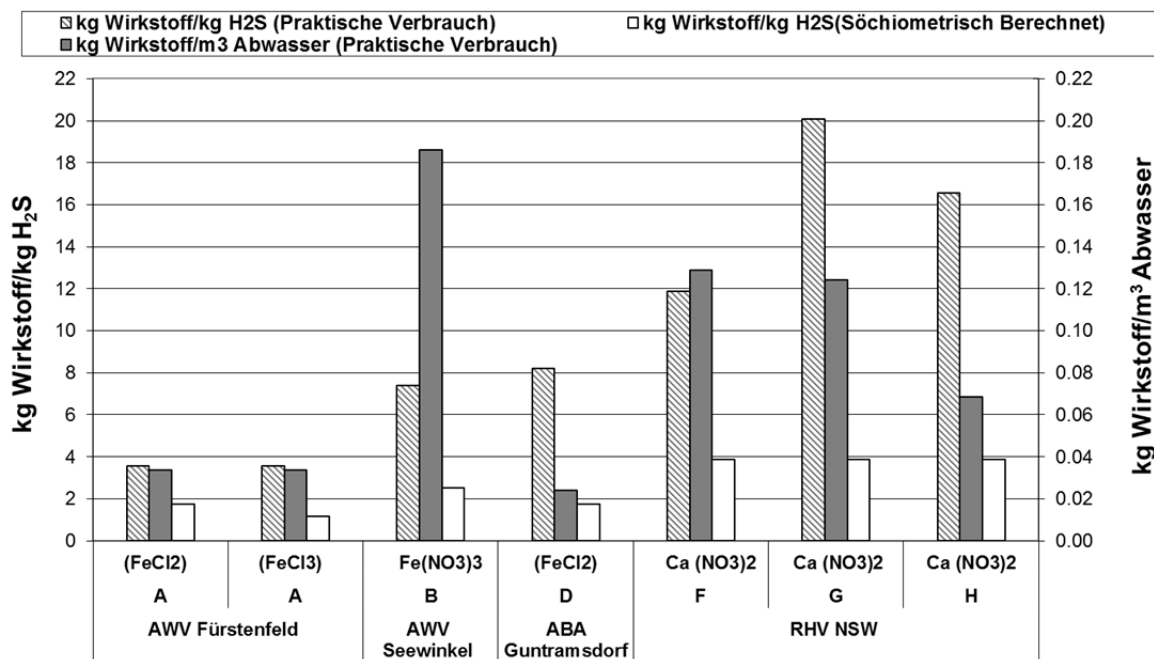


Abbildung 12: Theoretisch berechnete Wirkstoffmengen und in der Praxis erfolgte spezifische Zugabemengen (basierend auf Tagesfrachten)

Der praktische Verbrauch liegt bei unterschiedlichen Leitungen und unterschiedlichen Chemikalien um den Faktor 2 bis 5 über den theoretischen Werten, was einerseits durch die erwähnten Nebenreaktionen und andererseits durch eine mögliche Überdosierung verursacht worden sein kann.

## 2.4 Kostenvergleich verschiedener Methoden zur Sulfidbekämpfung

Da in den Abwasserdruckleitungen in Abhängigkeit von Temperatur, Abwasserzusammensetzung und Leitungsgeometrie ein unterschiedliches Sulfidbildungspotential vorherrscht, kommt es bei einem Kostenvergleich, der nur auf der Abwassermenge basiert, zu fehlerhaften Beurteilungen. Da alle Behandlungsverfahren darauf abgestellt sind, Schwefelwasserstoff zu vermeiden, ist der richtige Basiswert für die Kostenbetrachtung das Sulfidbildungspotential. Dieses Sulfidbildungspotential hängt aufgrund der gemachten Erfahrungen hauptsächlich von der Abwasserkonzentration und der Temperatur des Abwassers ab.

In folgendem Beispiel (Projekt KUGPIA) wird ein Kostenvergleich verschiedener Methoden zur Sulfidbekämpfung dargestellt, wobei die Details über technische Versuche in Saračević et al. (2009) zu finden sind.

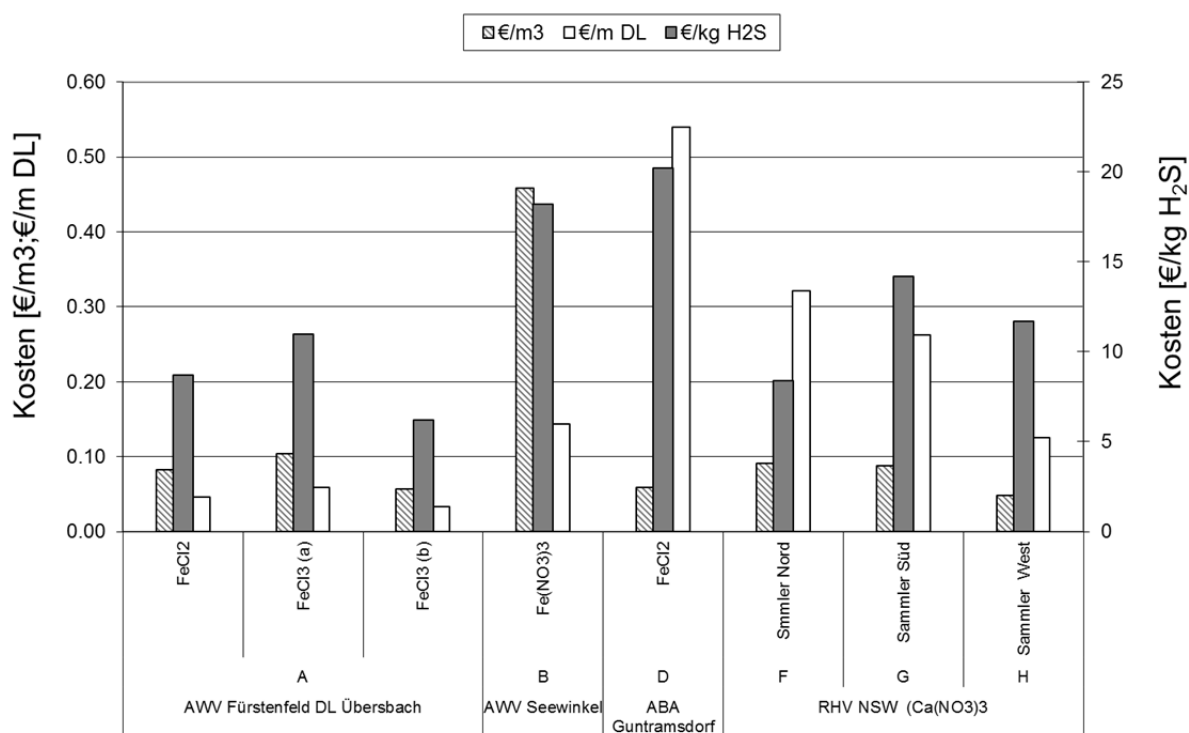


Abbildung 13: Kosten der Sulfidbehandlungen bezogen auf die Sulfidbildung, Abwassermenge bzw. Länge der Leitung

Insbesondere für die Druckleitung B (AWV NSS) erkennt man (Abbildung 13), dass die Kosten auf Basis  $\text{m}^3$  Abwasser im Vergleich zum RHV NSW (F, G, H) oder Fürstenfeld (A) stark überhöht sind.

Betrachtet man jedoch die Kosten auf Basis €/kg Sulfid, tritt nahezu eine Umkehrung der Verhältnisse ein. Bei der Druckleitung B sind bei dieser Betrachtungsweise die Kosten nur um den Faktor 1,3 bis 2 höher als bei den anderen Behandlungsverfahren.

Wie schwer es ist, eine richtige Aussage zu treffen, ist am besten am Beispiel der Druckleitungen B und D zu sehen. Leitung B hat einen kleineren Durchmesser und hoch belastetes Abwasser (CSB ca. 800 mg/l) (Tabelle 2), wodurch die Sulfidproduktion in der Leitung und damit der notwendige spezifische Verbrauch von Wirkungsstoff pro  $\text{m}^3$  Abwasser sehr hoch ist. Im Fall der Leitung D mit großem Durchmesser und niedrigerer CSB-Konzentration (CSB ca. 200 mg/l) ist die Sulfidproduktion und der spezifische Verbrauch von Wirkstoff pro  $\text{m}^3$  Abwasser niedrig.

Dass diese Überlegung fehlerhaft sein kann, zeigt der Vergleich auf Basis des spezifischen Verbrauchs pro kg bekämpftem Sulfid, wo für die beiden Druckleitungen (B und D) ein ähnlicher Bedarf besteht

### **3 Anwendungskriterien für den Einsatz unterschiedlicher Behandlungsverfahren**

Aufgrund von Erfahrungen aus verschiedenen Studien wurde versucht, die Anwendungskriterien für den Einsatz der verschiedenen Behandlungsverfahren zur Schwefelwasserstoffbekämpfung zusammenzustellen (Tabelle 8).

Dabei wurden folgende Gesichtspunkte berücksichtigt:

1. Druckleitungseigenschaften:
  - Anwendungsmöglichkeiten in bestehenden Druckleitungen und bei Neubau
  - Unterschied zwischen Rohrleitungen mit großem und kleinem Durchmesser ( $\text{DN} > 200 \text{ mm}$ ;  $\text{DN} < 150 \text{ mm}$ )
  - Rohrmaterial (Stahl bzw. Kunststoff)
2. Betriebliche Kriterien:
  - Aufenthaltszeiten des Abwassers in der Druckleitung ( $R_t < 3 \text{ Stunden}$ ;  $R_t > 6 \text{ Stunden}$ )
  - Temperaturverhältnisse (niedrig  $< 10 \text{ }^\circ\text{C}$ ; hoch  $> 15^\circ\text{C}$ )

Es wurde eine fünfstufige Bewertung ausgearbeitet:

- ++ : sehr gut geeignet
- + : gut geeignet
- + - : bedingt geeignet
- + - - : nicht geeignet oder nur unter sehr speziellen Bedingungen
- : nicht geeignet

Nach der Bewertung in der Tabelle 8 ist die Anwendung von Nitrat- und Eisensalzen vor allem in bestehenden Druckleitungen zu empfehlen. Es muss jedoch angemerkt werden, dass bei Leitungen mit kleinerem Durchmesser als 150 mm beim Einsatz von Nitrat die Gefahr besteht, dass es zu einer stärkeren Biofilmbildung und damit zu einer Verringerung des Leitungsdurchmessers kommen kann. Bei solchen Leitungen ist die Anwendung von Eisensalzen zur Behandlung von Sulfid zu empfehlen.

Die Sulfidbehandlungsmethoden mit Anwendung von Druckluftspülung und pneumatischem Abwassertransport wurden am meisten mit den Noten sehr gut geeignet beurteilt. Dabei ist zu erwähnen, dass ähnlich wie beim Nitrat beim Einsatz von Druckluft eine verringerte Denitrifikationskapazität besteht. Die Verfahren mit Druckluft sind anwendbar für Druckleitungen bis ca. 500 mm Durchmesser und bis zu einem maximalen hydraulischen Höhenunterschied von 10 Metern.

Alle anderen Verfahren sind schlecht benotet und sind nicht zu empfehlen. Die negative Beurteilung beruht entweder auf zu hohen Kosten, wie bei der klassischen Molchung, oder auf einem zu geringen Wirkungseffekt wie bei Kalk, Zeolith, Wasserspülung, oder Leca-Molchung.

Tabelle 8: Anwendungskriterien für den Einsatz verschiedener Behandlungsverfahren zur Schwefelwasserstoffbekämpfung

Behandlungs- verfahren	Druckleitung		DN		Material		Aufenthaltszeit		Abwasser Temperatur		Einfluss auf ARA
	Bestehend	Neu bau	Groß >200mm	Klein <150mm	Stahl	Kunst- stoff	Kurz < 3 Std.	Lang > 6 Std.	Nieder <10°C	Hoch >15°C	
Klassische Molchung	+	+	+ -	+	+	+	/	/	/	/	
Molchung mit Leca	+	+	<b>&lt;300</b>	<b>&gt;80</b>	+	+	/	/	/	/	
Kalk	+	+	+	+	+	+	+ -	+	+	+	
Wasserspülung	+	+	+ - -	+	+	+	+	+ -	+	+	
Zeolith	+ -	-	+ -	+	+	+	-	-	+	-	
Nitrate salz (CaNO <sub>3</sub> )	++	+	+	+	+	+	+	+ -	+	+ -	Reduzierte Denitrifikation Kapazität auf ARA
Anaerite 263 Hi	++	+	+	+	+ -	+	+	+	+	+	Phosphor Fällung
Eisensalz (Fe <sup>2+</sup> , Fe <sup>3+</sup> )	++	+	+	++	+ -	+	+	+ -	+	+	Phosphor Fällung
Druckluftspülung	+	++	<b>&lt;500</b>	++	+	+	+	++	+	++	Reduzierte Denitrifikation Kapazität auf ARA
Pneumatischer Abwassertransport	/	++	<b>&lt;400</b>	++	+	+	+	++	+	++	Reduzierte Denitrifikation Kapazität auf ARA

## 4 Zusammenfassung

Aus den gewonnenen Erfahrungen können Empfehlungen für den Einsatz verschiedener Verfahren in einzelnen Anwendungsfällen gegeben werden. Da die Charakteristik des Abwassers und die Eigenschaften der Leitungen unterschiedlich sind, muss jeder Anwendungsfall individuell behandelt werden.

Bei existierenden Leitungen kann das Sulfidpotential experimentell ermittelt werden und bei neu zu errichtenden Druckleitungen muss aufgrund der beeinflussenden Faktoren (Abwasserkonzentration etc.) das Sulfidbildungspotential berechnet werden und als Basis für die Entscheidung der entsprechenden Verfahrenswahl dienen.

Aus ökonomischen Gründen dürfte in vielen Fällen die Anwendung von Eisensalzen wegen der spezifisch niedrigen Chemikalienpreise und der Weiterverwendbarkeit des Eisensulfids für die Phosphorfällung in Frage kommen. Auch Calciumnitrat hat sich bei gleichmäßigem Abwasseranfall mit kalkulierbaren Aufenthaltszeiten des Abwassers in der Druckleitung gut bewährt, da die erforderliche Dosiermenge ziemlich genau den jeweils erforderlichen Verhältnissen angepasst werden kann.

In Druckleitungen mit kleinerem Durchmesser (<150 mm) und längeren Aufenthaltszeiten ist die Anwendung der Luftspülung auch eine betriebskostengünstige Variante.

Bei Errichtung neuer Druckleitungen ist die Wirtschaftlichkeit des Einbaus einer Druckluftförderung (pneumatische Förderung) oder einer Luftspülung zu überprüfen. Besonders in Fällen, bei denen konzentriertes Abwasser mit einem hohen Sulfidbildungspotenzial in Leitungen mit geringem Durchmesser gefördert werden soll, ist die Anwendung von Druckluft beim Betrieb der Leitungen zu empfehlen. Ein nachträglicher Einbau kommt für die pneumatische Förderung nicht in Frage; bei dem Verfahren mit Luftspülung ist auch ein nachträglicher Einbau möglich.

Als Folge dieser unterschiedlichen Bedingungen schwankten die Behandlungskosten zwischen 0,03 und 0,30 €/m<sup>3</sup> Abwasser, bzw. zwischen 8 bis 20 €/kg entferntem Schwefelwasserstoff. Für mittlere Aufenthaltszeiten von 3 bis 6 Stunden und Druckleitungslängen von 3 bis 5 km muss für die Sulfidentfernung mit Kosten von ca. 0,05 €/m<sup>3</sup> Abwasser gerechnet werden.

## 5 Literatur

- ATV (1992) ATV-A 116: Besondere Entwässerungsverfahren, Unterdruckentwässerung – Druckentwässerung. GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., D-53773 Hennef.
- Boon, A. G. and Lister, A. R., (1975): Formation of sulfide in a rising main sewer and its prevention by injection of oxygen. *Progress in Water Technology*.7, pp. 289-300.
- Lohse, M. (1986): Schwefelverbindungen in Abwasserleitungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung der biogenen Schwefelsäurekorrosion. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover. Heft 62.
- Frechen, F-B.(2007):Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen: Grundlagen, Messtechnik, Geruchsemissionspotential. Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer, Band 205.
- Hadjianghelou, H. et al. (1984): Über die Berechnung der zu erwartenden Sulfidbildung in Abwasserdruckleitungen. *Vom Wasser*, 62 pp. 267-278.
- Jereb A. (2007): Korrosions- und Geruchsprobleme in der Kanalisation. Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer, Band 205.
- Matsché, N., Saracevic, E., Bertrán de Lis, F. (2005): Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen. Endbericht für Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Nielsen, H. et al. (1998): Sulfide Production and Wastewater Quality in Pressure Mains. *Water Science and Technology*, Vol 37, No 1, pp 97-104.
- Pomeroy, D. R. (1959): Generation and Control of Sulfide in Filled Pipes. *Sewage and Industrial Wastes* 31, 1082-1095.
- Rüffer H.(1977): Korrosion von Abwasserleitungen durch Schwefelwasserstoff/Schwefelsäure und deren Verhinderung. *Vom Wasser*. Band 51.
- Saračević E. (2009): Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und –vermeidung in Abwasserdruckleitungen, Wiener Mitteilung, Wasser-Abwasser-Gewässer, Band 211.
- Summer W. (1971): Geruchlosmachung von Luft und Abwasser R. Oldenbourg München Und Wien. Thistlethwayte, D. K. B. (1972). *Control of Sulfides in Sewerage Systems*. Ann Arbor Science Publishers Ing.
- USEPA (1985): Design Manual, Odor and Corrosion in Sanitary Systems and Treatment Plants.
- Zietz U. (1979): Die Beseitigung von geruchsaktivem Schwefelwasserstoff aus dem Abwasser von Kläranlagen gwf-wasser/abwasser 120 Nr.6 Seite 259-268.



**Korrespondenz an:**

Ernis Saračević

TU Wien - Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13 / E2261

A-1040 Wien

Tel.: +43 1 58801 22628 (Sekretariat: 22611)

E-mail [erni@iwag.tuwien.ac.at](mailto:erni@iwag.tuwien.ac.at)

# Öffentlichkeitsarbeit und Beschwerdemanagement

Ing. Stefan Baumgärtner

WRHV Lenzing – Lenzing AG

&

Ing. Peter Hora

ebswien hauptkläranlage Ges.m.b.H

## 1 Öffentlichkeitsarbeit und Beschwerdemanagement

Unangenehme Gerüche können und werden im Bereich der meisten Abwasseranlagen (Kanal und Kläranlage) auftreten.

Zu einer optimalen Öffentlichkeitsarbeit gehört daher die Einbindung der Anrainer bzw. Lokalpolitiker bereits während der Planungsphase. Dabei sollen die möglichen Geruchsquellen einfach dargestellt und die geplanten Gegenmaßnahmen ausführlich diskutiert werden (wie z.B.: Geruchsprobleme bei Zulaufkanälen, Vorklämern, Schlamm-behandlungsanlagen oder bei Abwässern aus gewerblichen bzw. industriellen Anlagen...).

Diese vertrauensbildende Maßnahme führt zusätzlich zu einem Kennenlernen der Betroffenen und ist darüber hinaus hilfreich bei eventuellen nachfolgenden Problemen.

Wurde es während der Errichtungsphase verabsäumt mit den möglichen Betroffenen zu reden, kann dies durch eine Einladung des Kläranlagenbetreibers nachgeholt werden. Dabei soll aber explizit auf die möglichen Ursachen von Geruchsbelästigungen eingegangen werden. Die dafür erforderlichen Kosten sind vergleichsweise gegenüber falsch interpretierten Problemen bei nachfolgenden auftretenden Geruchsbelästigungen gering. Trotz dieser Maßnahmen ist es in der Regel nur eine Frage der Zeit bis es zu Beschwerden im Zusammenhang mit Geruchsbelästigungen kommt.

Der Aufbau und die Anwendung eines sinn- und wirkungsvollen Beschwerdemanagements ist daher ein wichtiger Schritt für eine eventuell

notwendige Ursachenforschung und im Anschluss daran für mögliche wirkungsvolle Verbesserungsmaßnahmen.

## **1.1 Beschwerdemanagement**

### 1.1.1 Einlangen der Beschwerde

Geruchsbeschwerden können über viele Wege, ausgehend vom persönlichen Gespräch über Telefonanrufe sowie in schriftlicher Form wie E-Mail oder Brief, beim Betreiber der Abwasseranlage einlangen.

Es empfiehlt sich daher, für die weitere Bearbeitung und auch um eine übersichtliche Auswertung vornehmen zu können, diese Beschwerden in eine einheitliche Form zu bringen. Insbesondere bei telefonischem Kontakt ist die Verwendung eines Formulars, wie Sie es im ÖWA-Regelblatt 23 unter Punkt 9 (Anhang) finden von wesentlichem Vorteil.

Darüber hinaus wäre es von Vorteil wenn es eine für die Behandlung von Geruchsbeschwerden festgelegte Person bzw. Stelle gibt, an welche die eingehenden Telefonate, E-Mails oder dgl. weiter geleitet werden.

Der Beschwerdeannehmer sollte entsprechend geschult werden. Mit Hilfe des griffbereiten Formulars sollte die Beschwerdemeldung möglichst genau entgegen genommen und gleichzeitig dokumentiert werden.

Ein, aus unserer Sicht ganz wesentlicher Punkt ist, dass der/die Beschwerdeführer/in während des Gespräches nicht das Gefühl bekommt nicht ernst genommen zu werden.

Während der Beschwerdeannahme sollte abgeklärt werden ob der/die Beschwerdeführer/in eine Rückmeldung zum aktuellen Problem wünscht und in welcher Form diese durchgeführt werden soll.

Es hat sich im Laufe der Jahre als sinnvoll herausgestellt, dass Rückmeldungen über die Ursache des Ereignisses und die Bekanntgabe von eventuell eingeleiteten Verbesserungsmaßnahmen zu einem wesentlich gesteigerten Vertrauensverhältnis führen und damit in Zukunft üblicherweise eine bessere Gesprächsbasis gegeben ist.

### 1.1.2. Beschwerdebearbeitung

Nach Einlangen der Beschwerde sollte diese vom Beschwerdeannehmer sofort an den/die möglichen Verursacher (Bereichsverantwortlichen) verteilt werden (telefonische Meldung oder mittels Mail...).

Kann auf diese Weise die Geruchsquelle eruiert werden erfolgt die weitere Bearbeitung der Geruchsbeschwerde durch den Verursacher. Besteht die Möglichkeit von Sofortmaßnahmen so sind diese umgehend einzuleiten.

Sind für die Beseitigung des Problems technische Maßnahmen erforderlich so ist ein entsprechendes Projekt zur Festlegung der erforderlichen Maßnahmen zur Beseitigung der Geruchsquelle einzuleiten.

Kann die Geruchsquelle nicht eruiert werden verbleibt die Beschwerde bei der dafür zuständigen Stelle.

Konnte die Ursache nicht eindeutig eruiert werden und kommt es zu weiteren Geruchsbeschwerden, ist es, für eine bessere Beurteilung der Geruchsquelle, meist erforderlich zum Zeitpunkt der Beschwerde den direkten Kontakt Vorort zum Beschwerdeführer herzustellen. Dadurch kann meist geklärt werden ob die Geruchsquelle durch die Kläranlage verursacht wird oder nicht.

Konnte die Ursache geklärt werden, erfolgt die Rückmeldung an den Beschwerdeführer. Es kann in einem persönlichen Gespräch geklärt werden ob das Problem kurzfristig oder erst nach Umsetzung entsprechender Maßnahmen mittelfristig behoben werden kann.

Der Beschwerdeführer, wenn gewünscht, ist jedoch in jedem Fall über das Ergebnis der Ursachenfindung zu informieren.

Die Beschwerde soll bei der dafür bestimmten Stelle archiviert werden.

Mindestens einmal im Jahr sollten die Geruchsbeschwerden (bzw. Umweltbeschwerden generell) ausgewertet werden.

z.B.: Anzahl der Beschwerden mit bekannten Verursachern.

Anzahl der Beschwerden mit unbekanntem Verursachern.

Beseitigungsmöglichkeit der Ursachen und dadurch entstehende Kosten.

Vergleich der Häufigkeit von Beschwerden im Jahresverlauf.

Diese Statistik sollte den Verbandsmitgliedern im Rahmen der üblichen Besprechungen, Versammlungen bzw. im Rahmen des durchgeführten Umweltmanagement Review zur Verfügung gestellt werden.

Diese Auswertungen sind hilfreich um die daraus notwendigen Beschlüsse für die gegebenenfalls erforderlichen technischen Anpassungen (Investitionen) zu erhalten.

**Korrespondenz an:**

Ing. Stefan Baumgärtner

WRHV Lenzing – Lenzing AG

Werkstraße 2

4860 Lenzing

Tel.: +43 (7672) 701 - 33 56

Mail: [s.baumgaertner@lenzing.com](mailto:s.baumgaertner@lenzing.com)

Ing. Peter Hora

ebswien hauptkläranlage Ges.m.b.H

11. Haidequerstraße 7

1110 Wien

Tel.: +43 (1) 76099123

Mail: [p.hora@ebs.co.at](mailto:p.hora@ebs.co.at)

# WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	<b>Das Wasser (1968)</b> Kresser W.	vergriffen
2	<b>Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968)</b> Breiner, H.	vergriffen
3	<b>Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)</b> von der Emde, W.	vergriffen
4	<b>Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969)</b> 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	<b>Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970)</b> 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	<b>Industrieabwässer (1971)</b> 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)</b> 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	<b>Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972)</b> Schmidt, F.	vergriffen
9	<b>Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)</b> Pruzinsky, W. <b>Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen</b> Doleisch, M.:	18
10	<b>1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)</b>	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	<b>Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)</b> Gutknecht, D.	vergriffen
12	<b>Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973)</b> 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	<b>Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972)</b> von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	<b>Abfluß - Geschiebe (1973)</b> 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	<b>Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1973)</b> 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	<b>Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)</b> von der Emde W.	vergriffen
17	<b>Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974)</b> Behr, O.:	18
18	<b>Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung (1975)</b> 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	<b>Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976)</b> 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	<b>Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976)</b> 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	<b>Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977)</b> 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	<b>Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977)</b> 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	<b>Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977)</b> Baron W., Heindl W., Behr O., Reitinger J.	vergriffen
24	<b>Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978)</b> Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	<b>Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabriksabwasser (1978)</b> Kroiss H.	vergriffen
26	<b>Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978)</b> Gutknecht D.	vergriffen
27	<b>Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978)</b> 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	<b>Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979)</b> 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	<b>Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979)</b> Frischherz H.	vergriffen
30	<b>Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979)</b> o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	<b>Grundwasserströmungsverhältnisse bei Horizontalfilterrohrbrunnen (1980)</b> Schügerl W.	vergriffen
32	<b>Grundwasserwirtschaft (1980)</b> 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)</b>	vergriffen
34	<b>Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980)</b> 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	<b>Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)</b> Usrael G.	vergriffen
36	<b>Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)</b> Flögl W.	vergriffen
37	<b>Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980)</b> Ruider E.	vergriffen
38	<b>Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981)</b> Schiller, G.:	vergriffen



Band Nr		Preis €
39	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981)</b> Teil 2	vergriffen
40	<b>Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981)</b> 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	<b>Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	<b>Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981)</b> Kirnbauer R.	22
43	<b>Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)</b>	25
44	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981)</b> Teil 3	25
45	<b>Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	<b>Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982)</b> Stalzer W.	vergriffen
47	<b>Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982)</b> 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	<b>Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982)</b> Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	<b>Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982)</b> o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982)</b> Teil 4	vergriffen
51	<b>Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983)</b> 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	<b>Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	<b>Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	<b>Sonderabfall und Gewässerschutz (1984)</b> 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	<b>Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)</b>	26
56	<b>Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	<b>Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	<b>Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985)</b> 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	<b>Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985)</b> Pelikan B.	23
60	<b>Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)</b>	16
61	<b>Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985)</b> Fleckseder, H.	vergriffen
62	<b>Anaerobe Abwasserreinigung (1985)</b> Kroiss H.	vergriffen
63	<b>Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985)</b> Begert A.	vergriffen
64	<b>Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	<b>Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986)</b> 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	<b>Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)</b>	vergriffen

Band Nr		Preis €
68	<b>Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986)</b> Schmid B.H.	22
69	<b>Nitrifikation - Denitrifikation (1987)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	<b>Flußbau und Fischerei (1987)</b>	vergriffen
71	<b>Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987)</b> 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	<b>Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987)</b> Wurzer E.	vergriffen
73	<b>Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	<b>Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)</b>	22
75	<b>Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	<b>Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988)</b> 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)</b>	vergriffen
78	<b>Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988)</b> Nachtnebel, H.P.	25
79	<b>Hydraulik offener Gerinne (1989)</b> Symposium, 1989	vergriffen
80	<b>Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988)</b> Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	<b>Biologische Abwasserreinigung (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82	<b>Klärschlamm Entsorgung (1989)</b> 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	<b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990)</b> 2. Symposium	18
84	<b>Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989)</b> Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	<b>Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989)</b> Summer W.	25
87	<b>Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990)</b> 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	<b>Revitalisierung von Fließgewässern (1990)</b> Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990)</b> Teil 9	vergriffen
90	<b>A Study on Kinematic Cascades (1990)</b> Schmid B.H.	18
91	<b>Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990)</b> Blöschl G.	18
92	<b>Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990)</b> Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	<b>Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990)</b> Fürst J.	18
94	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990)</b> Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	<b>Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991)</b> Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	<b>EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	<b>Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	<b>Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991)</b> 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	<b>Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	<b>Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	<b>Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992)</b> Pelikan B.	18
102	<b>Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992)</b> Behr O.	i.V.
103	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992)</b> 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	<b>Virus Contamination of the Environment (1992)</b> Methods and Control	vergriffen
105	<b>Fließgewässer und ihre Ökologie (1993)</b> ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	<b>Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992)</b> Mader H.	22
107	<b>Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	<b>Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994)</b> Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr	Preis €
<b>110 Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993)</b> ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
<b>111 Wasserreserven in Österreich -            Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993)</b> 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
<b>112 Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)</b>	18
<b>113 Wasserkraft ()</b> O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
<b>114 Klärwärter-Grundkurs (1994)</b> 2. Auflage 1994	vergriffen
<b>115 Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim            Sulfatverfahren (1994)</b> Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
<b>116 Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen            für den Gewässerschutz (1994)</b> ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
<b>117 Abwasserreinigungskonzepte -            Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
<b>118 3 Jahre WRG-Novelle (1994)</b> 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
<b>119 Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994)</b> anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
<b>120 Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994)</b> Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
<b>121 Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr		Preis €
122	<b>Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994)</b> Kupfersberger H.	18
123	<b>Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994)</b> Holzmann, H.	22
124	<b>Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995)</b> ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125	<b>Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126	<b>Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995)</b> 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127	<b>Alte und neue Summenparameter (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128	<b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995)</b> 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129	<b>Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130	<b>Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996)</b> 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131	<b>Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

- 
- |     |   |            |
|-----|---|------------|
| 132 | <b>Scale and Scaling in Hydrology (1996)</b><br>Blöschl G.<br>ISBN 3-85234-023-3  | vergriffen |
| 133 | <b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996)</b><br>Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes<br>ISBN 3-85234-024-0  | 12         |
| 134 | <b>Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996)</b><br>Frey W.<br>ISBN 3-85234-025-X | 22         |
| 135 | <b>Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996)</b><br>Nowak O.<br>ISBN 3-85234-026-8  | 36         |
| 136 | <b>1. Wassertechnisches Seminar (1996)</b><br>Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung<br>ISBN 3-85234-027-6  | i.V.       |
| 137 | <b>Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997)</b><br>ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien<br>ISBN 3-85234-028-4  | 32         |
| 138 | <b>Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997)</b><br>Schweighofer P.<br>ISBN 3-85234-029-2   | 25         |
| 139 | <b>Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997)</b><br>Prendl L.<br>ISBN 3-85234-030-6  | 22         |
| 140 | <b>Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997)</b><br>Franz A.<br>ISBN 3-85234-031-4                            | 25         |
| 141 | <b>Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997)</b><br>ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien<br>ISBN 3-85234-032-2   | 36         |



Band Nr		Preis €
142	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997)</b> Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	<b>Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997)</b> Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	<b>Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997)</b> Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	<b>Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998)</b> ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146	<b>2. Wassertechnisches Seminar (1998)</b> Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	<b>Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998)</b> 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	<b>Grundwasserdynamik (1998)</b> ISBN 3-85234-039-C	36
149	<b>Die Tradition in der Kulturtechnik (1998)</b> Kastanek F. <b>Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998)</b> Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	<b>Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998)</b> Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	<b>Experiences with soil erosion models (1998)</b> ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr		Preis €
152	<b>Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998)</b> Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153	<b>Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998)</b> ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154	<b>Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998)</b> ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155	<b>Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donaauraum (1999)</b> ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156	<b>Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999)</b> UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157	<b>Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999)</b> Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158	<b>Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999)</b> Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159	<b>Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000)</b> ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160	<b>Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000)</b> Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

- 
- |     |  |            |
|-----|--|------------|
| 161 | <b>Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)</b><br><b>Präsentation eines Forschungsprojektes</b><br>ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien<br>ISBN 3-85234-052-7                                | vergriffen |
| 162 | <b>Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf<br/>Reaktordeponien (2000)</b><br>ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien<br>ISBN 3-85234-053-5  | 25         |
| 163 | <b>Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)</b><br>ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein<br>ISBN 3-85234-054-3   | 25         |
| 164 | <b>Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)</b><br>ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien<br>ISBN 3-85234-055-1  | i.V.       |
| 165 | <b>Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)</b><br>Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St.<br>ISBN 3-85234-056-x                                      | 25         |
| 166 | <b>Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)</b><br>ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien<br>ISBN 3-85234-057-8  | 40         |
| 167 | <b>Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser<br/>und Kläranlagenabläufen (2001)</b><br>Laber J.<br>ISBN 3-85234-058-6  | 25         |
| 168 | <b>Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)</b><br>ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien.<br>ISBN 3-85234-059-4  | 29         |
| 169 | <b>Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands<br/>(Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)</b><br>Langergraber G.<br>ISBN 3-85234-060-8 | 25         |
| 170 | <b>Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle<br/>unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)</b><br>Bogner<br>ISBN 3-85234-061-6                             | i.V.       |
| 171 | <b>Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)</b><br>ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien<br>ISBN 3-85234-062-4  | 25         |

Band Nr		Preis €
172	<b>Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002)</b> Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	<b>Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002)</b> Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	<b>Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002)</b> Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	<b>Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002)</b> Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	<b>Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002)</b> ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	<b>Klärschlamm (2002)</b> <b>Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004</b> ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich <b>Schlammbehandlung und Entsorgung</b> ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	<b>Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002)</b> ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	<b>Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002)</b> Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	<b>Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002)</b> Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	<b>Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002)</b> Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr		Preis €
182	<b>Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003)</b> ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183	<b>Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003)</b> ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184	<b>Klärschlamm (2003)</b> ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185	<b>Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003)</b> Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186	<b>Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2)</b> ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187	<b>Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004)</b> ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188	<b>CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004)</b> Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189	<b>Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004)</b> Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190	<b>Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004)</b> ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191	<b>Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004)</b> Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr	Preis €
<b>192</b> <b>Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005)</b> ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
<b>193</b> <b>Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005)</b> Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
<b>194</b> <b>Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005)</b> ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
<b>195</b> <b>Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006)</b> ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
<b>196</b> <b>Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006)</b> ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
<b>197</b> <b>Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006)</b> ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
<b>198</b> <b>Process based regionalisation of low flows (2006)</b> Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
<b>199</b> <b>Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen &amp; Realität (2006)</b> ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
<b>200</b> <b>Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007)</b> Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

---

<b>201</b>	<b>Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007)</b> ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	45
<b>202</b>	<b>Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs</b> Neuaufgabe 2013 ISBN-13 978-3-85234-123-1	80
<b>203</b>	<b>Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 17. April 2007 an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
<b>204</b>	<b>Leitungskataster für Trink - und Abwassernetze (2007)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
<b>205</b>	<b>Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-097-5	35
<b>206</b>	<b>Extreme Abflussereignisse: Dokumentation – Bedeutung – Bestimmungsmethoden (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-098-2	30
<b>207</b>	<b>1. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, BOKU ISBN 978-3-85234-099-9	30
<b>208</b>	<b>Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen (2008)</b> ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien ISBN 978-3-85234-100-2	45
<b>209</b>	<b>Kanalmanagement 2008 – Betrieb und Mischwasser (2008)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 27. März 2008 an der BOKU Wien ISBN 978-3-85234-101-9	30
<b>210</b>	<b>2. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2008)</b> ÖWAV-Seminar 2008, BOKU ISBN 978-3-85234-102-6	30

Band Nr	Preis €
<b>211 Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -vermeidung in Abwasserdruckleitungen (2008)</b> Saračević E. ISBN 978-3-85234-103-3	30
<b>212 Neue Herausforderungen an die Wassergütwirtschaft (2009)</b> ÖWAV Februar Seminar 2009, TU-Wien ISBN 978-3-85234-104-0	vergriffen
<b>213 Hochwasserentstehung in der nördlichen Grauwackenzone Beobachtung - Messung – Modellierung (2009)</b> Endbericht für Forschungsprojekte im Zeitraum 1990 bis 2008 ISBN: 978-3-85234-105-7	30
<b>214 Linking Land Use to Stream Pollution: Pollutant Dynamics and Management Implications (2009)</b> Yillia, Paul T. ISBN 978-3-85234-106-4	25
<b>215 Kanalmanagement 2009 – Hauskanäle - Von der Planung bis zur Sanierung (2009)</b> ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-107-1	30
<b>216 Hochwässer – Bemessung, Risikoanalyse und Vorhersage (2009)</b> ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-108-8	30
<b>217 Einsatz der Managementmethode „Benchmarking“ in der Wasserversorgung - spezifische Aspekte der Implementierung, Anwendbarkeit und Folgewirkungen (2009)</b> Neunteufel, R. ISBN 978-3-85234-109-5	30
<b>218 3. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2009)</b> ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-110-1	30
<b>219 Abwässer aus Gewerbe und Industrie Indirekt- und Direkteinleiter (2010)</b> ÖWAV Februar Seminar 2010, TU-Wien ISBN 978-3-85234-111-8	vergriffen
<b>220 Kanalmanagement 2010 – Grundlagen der Sanierungsplanung (2010)</b> ÖWAV Seminar 1.6.2010, Wien ISBN 978-3-85234-112-5	50



Band Nr	Preis €
<b>221    Anwendungsbezogene Aspekte der operationellen Durchflussvorhersage (2010)</b> Drabek, U. ISBN 978-3-85234-113-2	50
<b>222    4. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2010)</b> ÖWAV Seminar 2010, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-114-9	30
<b>223    Kanalmanagement 2011 – Pumpstationen, Mischwasserbehandlung &amp; Vorstellung des ÖWAV-Regelblattes 42 „Unterirdische Kanalsanierung – Hauskanäle“ (2011)</b> ÖWAV Seminar 2.2.2011, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-116-3	40
<b>224    Monitoring auf Kläranlagen</b> <b>„Daten erfassen, auswerten und anwenden“ (2011)</b> ÖWAV Februar Seminar 2011, TU-Wien ISBN 978-3-85234-117-0	50
<b>225    Kanalmanagement 2012 – Inspektion und Generelle Sanierungsplanung von Kanalisationen (2012)</b> ÖWAV Seminar 1.2.2012, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-118-7	40
<b>226    Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft (2012)</b> ÖWAV Februar Seminar 2012, TU-Wien ISBN 978-3-85234-119-4	50
<b>227    5. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2012)</b> ÖWAV Seminar 2012, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-120-0	30
<b>228    Flussgebietsmanagement und Nährstoffe (2013)</b> ÖWAV Februar Seminar 2013, TU-Wien ISBN 978-3-85234-121-7	vergriffen
<b>229    Kanalmanagement 2013 – Betrieb von Kanalisationen - Präsentation des ÖWAV-Regelblattes 22 (2013)</b> ÖWAV Seminar 9.4.2013, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-122-4	40
<b>230    Abwasserreinigung - Werte erhalten, Effizienz steigern und Ressourcen schonen</b> ÖWAV Februar Seminar 2014, TU-Wien ISBN 978-3-85234- 124-8	50

Band Nr	Preis €
<b>231 Kanalmanagement 2014 (2014)</b> ÖWAV Seminar 24.4.2014, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-125-5	40
<b>232 NEW: Nährstoffe – Energie – Wasser</b> ÖWAV Februar Seminar 2015, TU-Wien ISBN 978-3-85234- 126-2	45
<b>233 Kanalmanagement 2015 - ÖWAV-Regelblatt 22 „Betrieb von Kanalisationen“  Was bringt es Neues? (2015)</b> ÖWAV Seminar 21.4.2015, Wien ISBN 978-3-85234-127-9	40
<b>234 Biogasproduktion aus organischen Reststoffen aus der  Lebensmittelindustrie (2015)</b> Brooks, L. ISBN 978-3-85234-128-6	30
<b>235 Schlammfäulung mit erhöhtem Feststoffgehalt –  Chancen, Grenzen, Herausforderungen (2015)</b> Reichel, M. ISBN 978-3-85234-129-3	in Vorbereitung
<b>236 Optimierung und Umsetzung des AOP-Verfahrens mit Ozon und  Wasserstoffperoxid für eine kleine Einheit der  Trinkwasseraufbereitung (2015)</b> Bletterie, U. ISBN 978-3-85234-130-9	in Vorbereitung
<b>237 Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen</b> ÖWAV Seminar 2015, TU-Wien ISBN 978-3-85234-131-6	30
<b>238 Abwasserwirtschaft im ländlichen Raum</b> ÖWAV Seminar 2015, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-133-0	30
<b>239 Neues aus der Mess-, Steuer- und Regelungstechnik</b> ÖWAV Seminar 2016, TU-Wien ISBN 978-3-85234- 134-7	45
<b>240 20 Jahre Kanalmanagement (2016)</b> ÖWAV Seminar 31.3.2016, Wien ISBN 978-3-85234-135-4	40



**Die Bände sind zu beziehen bei:**

[www.wau.boku.ac.at/wienmit.html](http://www.wau.boku.ac.at/wienmit.html)

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien, Email: [ihager@iwag.tuwien.ac.at](mailto:ihager@iwag.tuwien.ac.at)

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205, 208, 211, 212, 214, 219, 224, 226, 228, 230, 232, 234, 235, 236, 237, 239

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien, Email: [sekr223@hydro.tuwien.ac.at](mailto:sekr223@hydro.tuwien.ac.at)

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200, 206, 213, 216, 221

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau  
der Universität für Bodenkultur,  
Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: [christina.mayer@boku.ac.at](mailto:christina.mayer@boku.ac.at)

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz  
der Universität für Bodenkultur,  
Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: [sig-office@boku.ac.at](mailto:sig-office@boku.ac.at)

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203, 204, 207, 209, 210, 215, 217, 218, 220, 222, 223, 225, 227, 229, 231, 233, 238, 240

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft  
der Universität für Bodenkultur  
Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: [dietmar.fellner@boku.ac.at](mailto:dietmar.fellner@boku.ac.at)

Band: 119, 149, 151, 170