

Technologien zur
Überschussschlammreduktion
bei der biologischen
Abwasserbehandlung





Herausgeber:

chip GmbH
ZEK – Zentrum für Entsorgungstechnik
und Kreislaufwirtschaft
Werksstraße 15
D-45527 Hattingen
Telefon: +49-(0) 23 24-59 91-0
Telefax.: +49-(0) 23 24-59 91-12
www.wasser-zek.de

Inhaltliche Bearbeitung:

Dipl.-Ing. Oliver Stark
Telefon: +49-(0) 23 24-59 91-23
E-Mail: o.stark@chip-zek.de

Wissenschaftliche Begleitung:

Fachhochschule Südwestfalen
Hochschule für Technik und Wirtschaft
Prof. Dr. Claus Schuster
Fachgebiet: Wärmelehre
und Verfahrenstechnik
Lindenstraße 53
D-59872 Meschede
Telefon: +49-(0) 291-99 10-911
Telefax: +49-(0) 291-99 10-912
E-Mail: schuster@fh-swf.de

In Kooperation mit:

Wasserwirtschaftsinitiative
Nordrhein-Westfalen
Bismarckstraße 120
D-47057 Duisburg
Telefon: +49-(0) 203-3 06-41 70
Telefax.: +49-(0) 203-3 06-41 71
www.wasser.nrw.de



Inhalt

1.	Allgemeines	1
2	Grundlagen	2
2.1	Katabolismus, Energiestoffwechsel und Anabolismus.....	2
2.2	Einflussmöglichkeiten auf die biologische Schlammproduktion	3
2.3	Polymerbrücken zwischen den einzelnen Organismenzellen (EPS)	6
2.4	Mikroorganismen in der Flocke	7
2.5	Belebtschlammflocken	7
2.6	Scherkräfte	8
2.7	Flockenzerstörung	8
2.8	Stofftransport in die Belebtschlammflocke	9
2.9	Überschussschlammproduktion und Sauerstoffpartialdruck	10
3.	Konventionelle Klärschlammbehandlung	11
3.1	Schlammwässerung	12
3.2	Klärschlamm-trocknung	13
3.3	Landwirtschaft, Rekultivierung und Kompostierung	15
3.4	Monoklärschlammverbrennung	15
3.5	Mitverbrennung in Hausmüllverbrennungsanlagen	16
3.6	Mitverbrennung in Kohlekraftwerken	16
3.7	Mitverbrennung in Zementwerken	16
4.	Kosten der Klärschlammentsorgung	16
4.1	Kosten für die mechanische Entwässerung	17
4.2	Kosten für die Klärschlamm-trocknung	18
4.3	Kosten für die landwirtschaftliche Verwertung	19
4.4	Kosten für die Rekultivierung und Kompostierung	19
4.5	Kosten im Wärmemarkt	19
4.6	Kosten im Überblick	21
5.	Rechtliche Situation	21
6.	Einflussfaktoren auf die Klärschlammentsorgung in der Zukunft	22
7.	Klärschlamm-desintegration	26
7.1	Thermische Schlamm-desintegration	28
7.2	Mechanische Schlamm-desintegration	29
7.2.1	Rührwerkskugelmühle	29
7.2.2	Hochdruckhomogenisatoren	29
7.2.3	Lysat-Zentrifugen-Technik	30
7.2.4	Hochleistungspulstechnik	30
7.2.5	Prallstrahlverfahren	31
7.2.6	Ultraschall	31
7.3	Enzymatische/Biochemische Schlamm-desintegration	34
7.4	Chemische Schlamm-desintegration	36
7.4.1	Schlamm-desintegration mit Ozon	36
7.5	Beispielhafte Wirtschaftlichkeitsbetrachtung	38
7.6	Hinweise zu Überschussschlamm-Massenbilanzen	42
8.	Zusammenfassung	43
9.	Literaturverzeichnis	44

Technologien zur Überschussschlammreduktion bei der biologischen Abwasserbehandlung – Hintergrundinformationen

1. Allgemeines

Durch den fortschreitenden Ausbau der Abwasserentsorgung steigen die anfallenden Klärschlammengen in der Europäischen Union (EU) stetig. So wird zwischen dem Jahr 2000 bis zum Jahr 2005 voraussichtlich ein Anstieg um 40 % zu verzeichnen sein, d.h. auf geschätzte 8,5 Mil-

lionen Trockensubstanz. Nach Angaben des statistischen Bundesamtes fiel im Jahr 2001 aus 10.188 kommunalen Abwasserreinigungsanlagen eine Klärschlammmenge von 2,43 Millionen Tonnen Trockensubstanz an. In der gleichen Zeit fielen in der Industrie etwa 1,3 Millionen Tonnen an. Dabei stammten ca. 660.000 Tonnen aus der biologischen und ca. 657.000 Ton-

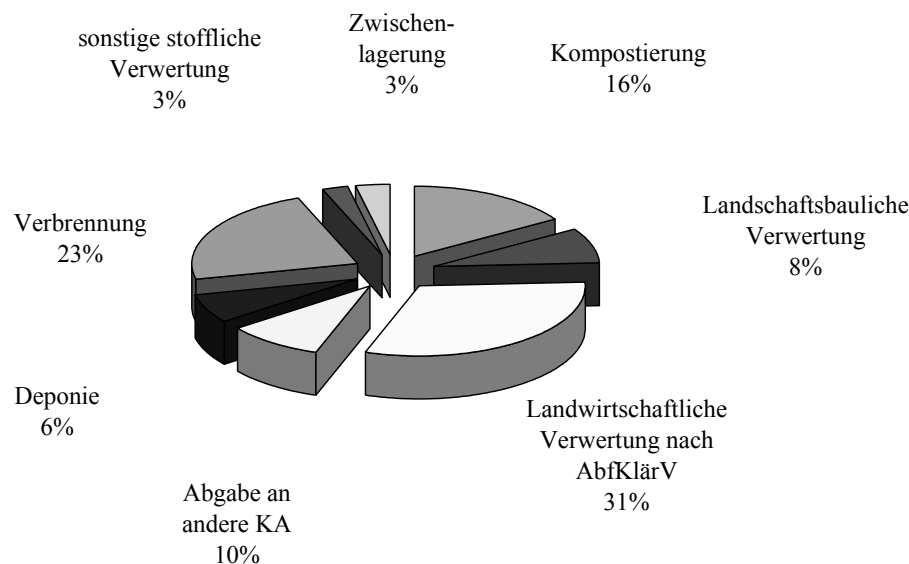


Abbildung 1 Verbleib kommunaler Klärschlämme in Deutschland [Statistisches Bundesamt, 2001 a]

lionen Tonnen Trockensubstanz. In der EU fielen im Jahr 2000 jährlich rd. 6,9 Millionen Tonnen Trockensubstanz kommunaler Klärschlamm an. Aufgrund des hohen Abwasserentsorgungsstandards bzw. Anschlussgrads von etwa 90 % fiel in Deutschland im Jahr 2000 der Hauptanteil (39 %) des Klärschlammes in der Europäischen Union an, d.h. etwa 2,7 Millionen

nen aus der chemisch-physikalischen Abwasserbehandlung. Die aus biologischen Kläranlagen stammenden Klärschlämme wurden im Jahre 2001 bereits zu mehr als 54 % thermisch entsorgt. Hauptquellen für biologische Klärschlämme sind die chemische Industrie, die Papierindustrie und die Lebensmittelverarbeitung. Vor allem Schlämme aus den letzten beiden Berei-

chen gelangen zu großen Anteilen in die stoffliche Verwertung, insgesamt etwa 207.000 Tonnen. Etwa 73.500 Tonnen industrielle Klärschlämme aus der biologischen Abwasserbehandlung wurden 2001 noch deponiert [Statistisches Bundesamt, 2001 b]. Die anteiligen Betriebskosten für die Klärschlammbehandlung und insbesondere für die Klärschlamm Entsorgung liegen nach Kollatsch [1998] bei 30 bis 50 % der Gesamtbetriebskosten auf Kläranlagen. Die regional herrschende Marktsituation hat einen erheblichen Einfluss auf die Preisgestaltung der Entsorgungsunternehmen. Die TASI (Technische Anleitung Siedlungsabfall) verbietet ab dem Jahr 2005 die Deponierung von Abfällen mit erhöhten organischen Anteilen (> 5 % Masseverlust, bestimmt als Glühverlust). Dazu gehören auch alle Klärschlämme. Mit Ende der Zulässigkeit der Klärschlammdeponierung Anfang 2005 darf bundesweit überall dort mit einem deutlichen Anstieg der Klärschlamm Entsorgungskosten gerechnet werden, wo eine landwirtschaftliche Verwertung nicht möglich oder aus ökologischen Gründen nicht sinnvoll ist. Zudem wird derzeit in der öffentlichen Diskussion die ökologische Vertretbarkeit der landwirtschaftlichen Klärschlamm Entsorgung in Frage gestellt. Für einen objektiven Preisvergleich der unterschiedlichen Entsorgungswege am Markt ist es notwendig, auch versteckte Kosten – für Entwässerung, Personal, Trocknung, Bodenanalyse, Klärschlammanalyse, Kontrollen und Logistik – in die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung aufzunehmen und entsprechend zu berücksichtigen. Eine gründliche betriebswirtschaftliche Analyse fördert meist zu Tage, dass die Schlamm-

entsorgungskosten die Betriebskosten dominieren und dass eine Verminderung des zu entsorgenden Klärschlamm ein wesentliches Ziel des Kläranlagenbetriebes sein sollte. Neben Rechen- und Sandfanggut fallen im Rahmen der biologischen Abwasserreinigung insbesondere Klärschlämme an, die anschließend entsorgt resp. verwertet werden müssen. Man unterscheidet grundsätzlich 3 Schlammfraktionen:

- Vorklär- oder Primärschlämme
- Überschuss- oder Sekundärschlämme
- Fäll- und Filtrationsschlämme

Imhoff [1993] gibt für das Belebtschlammverfahren mit Simultanfällung einen spezifischen Rohschlammanfall an, der bei 90 g pro Einwohner und Tag liegt. Der europäische Markt für Anlagen zur Klärschlammbehandlung wird bis zum Jahr 2010 mit einer jährlichen Rate von 6,2 Prozent wachsen. Die Gesamtumsätze sollen von derzeit etwa 2,8 Mrd. Euro auf rund 4 Mrd. Euro im Jahr 2010 ansteigen. Dies geht aus einer in der zweiten Jahreshälfte 2004 erschienenen Studie der Unternehmensberatung Frost & Sullivan hervor.

2. Grundlagen¹⁾

2.1 Katabolismus, Energiestoffwechsel und Anabolismus

Der mikrobielle Stoffwechsel aerober Zellen ist ein Zusammenwirken von Katabolismus und Anabolismus. In der Regel werden alle Substrate zunächst enzyma-

¹⁾ Teilweise wörtlich entnommen aus: KUNZ, P. M., *Behandlung von Schlamm*, Vogel Buchverlag, Würzburg, 1. Auflage, 1998.

tisch in kleinere Bruchstücke zerlegt. Dieser Vorgang kann bereits durch extrazelluläre Enzyme außerhalb der Zellen beginnen, wenn Makromoleküle nicht durch die Zellwand hindurchtransportiert werden können. Der Zerlegungsvorgang geht in der Zelle weiter bis zu organischen Säuren und Phosphatester. Aus einer Vielzahl von auf diesem Wege erzeugten niedermolekularen Verbindungen werden die benötigten Zellbausteine unter Verwendung von Energie synthetisiert. Jeder Organismus produziert ein für ihn erwünschtes und ein für ihn unerwünschtes Produkt. Insgesamt betrachtet ist das erwünschte Produkt aus Sicht der Mikroorganismen in jedem Fall Biomasse, da sie Arterhaltung bedeutet. Unerwünscht sind die Stoffwechselprodukte, die entstehen, weil der Organismus Energie zum Aufbau und zur Erhaltung der Lebensfunktion (Vitalität) der Zelle bereitstellen muss. Unerwünscht sind auch Stoffwechselzwischenprodukte (Metabolite), die sich anhäufen, wenn für deren Umsetzung notwendige Verbindungen fehlen und, z. B. mangels Energie, nicht gebildet werden können. Aus Umweltsichtspunkten ist es optimal, wenn der mikrobielle Stoffwechsel stark auf Seiten des Energiestoffwechsels liegt, weil das Endprodukt unter aeroben Bedingungen CO_2 ist. Bei aeroben Prozessen ist der Energiegewinn aus einem Substrat erheblich größer als bei anaeroben, weshalb die Zelle unter aeroben Bedingungen mehr Biomasse bildet. Daher denken Abwassertechniker bei der Behandlung von Klärschlamm i. d. R. zunächst an anaerobe Verfahren, weil hier wenig Biomasse, also auch wenig Klärschlamm entsteht. Allerdings darf hierbei nicht unterschätzt wer-

den, dass der anaerobe Mikroorganismus – verglichen mit dem aeroben Mikroorganismus – sehr langsam wächst und auf Milieuveränderungen sehr stark anspricht.

Das Wachstum von Mikroorganismenzellen endet in der Regel damit, dass sie sich teilen oder sprießen und der Baustoffwechsel aufs Neue einsetzt. Viel Biomasse bedeutet also im Grunde hohe Vitalität, hohe Erneuerungsraten von Enzymen und deshalb auch ein hohes Akkumulations-, Adsorptions- oder Pufferpotential für störende Stoffe. Mikroorganismen wachsen in der Regel so lange, bis ein Wachstumsfaktor ins Minimum gerät oder sich ein hemmendes Stoffwechselprodukt anhäuft, das das Wachstum begrenzt.

2.2 Einflussmöglichkeiten auf die biologische Schlammproduktion

In der abwassertechnischen Literatur wird in der Regel ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Schlammbelastung sowie Schlammalter und der Schlammproduktion beschrieben. Dem Schlammalter kommt hierbei häufig eine überschätzte Bedeutung zu. Je weniger Schlamm im Belebungsbecken vorhanden ist, desto größer wird die Schlammbelastung, d. h. desto mehr bekommt jeder Organismus an Nährstoffen zugewiesen und desto mehr Biomasse wird aufgebaut. Die verschiedenen Publikationen über Membranbioreaktoreinsätze, z. B. bei Deponiesickerwasseranlagen bzw. auch im kommunalen Abwasser, zeigen eine sehr geringe bis gar nicht vorhandene Sekundärschlammproduktion. So konnte z. B. gezeigt werden, dass bei Belebtschlammkonzentrationen über 40 g/l nur

noch etwa 6 % des zugeführten Kohlenstoffs assimiliert werden [Muller et al., 1995]. Cornel [2000] kommt bei seinen Überlegungen zu dem Ergebnis, dass Biomassezuwachs und Absterberate sich bei sehr niedrigen Schlammbelastungen nahe 0,01 kg BSB₅/kg TS*d theoretisch annähern. Die sehr geringe Überschusschlammproduktion bei Schlammaltern von mehreren Monaten führen Brockmann und Seyfried [1997] auf die erhöhte Fressfähigkeit von Protozoen zurück. Krauth [1997] beobachtete bei Untersuchungen an Membranbelebungsanlagen, dass bei gut vorgeklärtem Abwasser und Schlammbelastungen kleiner 0,04 kg CSB/kg TS*d die Überschusschlammproduktion nahezu gegen null geht. Diese Ergebnisse machen deutlich, dass der Parameter Schlammalter keine Naturgesetzlichkeit für die biologische Abwasserreinigung besitzt. Die Etablierung von speziellen Mikroorganismen hat mit dem Schlammalter nur insoweit zutun, als die Verweildauer von Schlamm in der Abwasserbehandlungsanlage die Generationszeit der betreffenden Mikroorganismen sicher übertreffen muss. Die jeweilige Generationszeit der einzelnen Spezialisten ist jedoch systemabhängig. Während sich in Membranbioreaktoren keine Flocken bilden, spielen in den konventionellen Verfahren der Belebungs- und Festbettverfahren auch noch Transportvorgänge in Abhängigkeit von verschiedenen Parametern – wie z. B. Temperatur, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert, Stickstoff, UV-Licht usw. – eine wichtige Rolle im Hinblick auf die Generationszeit der etablierten Mikroorganismen. In Abhängigkeit einer Kontaktrate hat man festgestellt, dass unterschiedliche Mengen von Sekundär-

schlamm produziert werden [Pöpel, 1971]. Die Ursache, warum nur ein geringer Teil des Kohlenstoffs assimiliert wird, liegt in folgendem Zusammenhang begründet: Jeder einzelne Mikroorganismus bekommt nur einen Bruchteil vom „Kuchen“ ab und benötigt die darin enthaltene Energie für die Aufrechterhaltung der wichtigsten Zellfunktionen. Im Gegensatz zu konventionellen flocken- oder filmbildenden biologischen Systemen ist im Fall der Membranbiologie – insbesondere bei extensiver Belüftung mittels Zweistoffdüsen – unter jedem einzelnen Mikroorganismus auch wirklich „jeder einzelne“ zu verstehen. Die Ergebnisse der Bestimmung von Trockenmassekonzentrationen bei Schlamm aus konventionellen Abwasserbehandlungssystemen sind damit nicht vergleichbar. Sie spiegeln „Biomasse“ vor, die nicht am Prozessgeschehen teilnimmt. Die Rechengröße der Schlammbelastung ist somit nicht vergleichbar und anlagen-spezifisch.

Schließlich wird noch ein weiteres Phänomen bei den Membranbioreaktorsystemen deutlich: Die gelösten und kolloidalen anorganischen Stoffe des zulaufenden Abwassers finden sich nicht als Schlamm wieder. Unter den Bedingungen fehlender Flockung und Schlammflockenbildung entsteht kein „Flockenfilter“ mit entsprechendem Adsorptionsvermögen und daher passieren anorganische Stoffe die Abwasserreinigungsanlage nahezu ungehindert. Dies trifft nach Muller et al. [1995] auch auf Schwermetalle zu, die in den übrigen Systemen nahezu unbegrenzt mit dem Sekundärschlamm ausgetragen werden. In der Literatur sind leider so gut wie keine

Fallbeispiele zu finden, in denen die Adsorption der Schwermetalle – getrennt nach Primär- und Überschussschlamm – analysiert wird. Lediglich Zessner [1999] hat diese Problematik für das Klärwerk Gresten untersucht. Er kam zu dem Ergebnis, dass lediglich 6 bis 13 % der ursprünglichen Schwermetallfracht im Zulauf mittels Überschussschlamm dem Wasser entzogen werden. Zessner [1999] hat den gesamten Schwermetallrückhalt von Kläranlagen anhand von 22 Studien untersucht:

Schwermetallrückhalt nach Zessner [1999] aus 22 Untersuchungen

Schwermetall	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Schwankungsbreite [%]	42-94	17-89	41-94	48-92	29-70	31-93	27-91

Es ist ersichtlich, dass der Schwermetallrückhalt sehr großen Schwankungen unterliegt. Es ist zu vermuten, dass eine Abhängigkeit von den oben beschriebenen Einflussfaktoren auf den Anreicherungsgrad besteht. Allgemeine und verbindliche Aussagen über das exakte Verhalten von Schwermetallen im Klärprozess sind kaum zu tätigen, da die Verhältnisse, wie oben gezeigt, von den individuellen Eigenschaften der Kläranlage abhängen und die Ergebnisse von großen Messfehlern verfälscht werden. Bischofsberger et al. [1981] gaben bei ihrer Untersuchung über den Verbleib von Schwermetallen im Abwasser und Klärschlamm für die Stadt München die Fehler bei der Probenahme und Mengenummessung mit jeweils $\pm 20\%$ an. Da häufig Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze ermittelt wurden, nahmen sie für die Analytik einen zusätzlichen Fehler von $\pm 10\%$ an.

In den meisten biologischen Abwasserbehandlungsanlagen wird der Überschussschlamm dem System kontinuierlich entzogen. Dies ist i. d. R. gängige Praxis, da der Schlamm aufgrund seiner biologischen Aktivität nicht lange zwischengelagert werden kann und die Schlammmentwässerungsaggregate aus Investitionskosten Gründen auf einen möglichst geringen Durchsatz ausgelegt werden. Der ständige Entzug von Biomasse hat zur Folge, dass Organismen mit kurzer Generationszeit

(Bakterien) dominieren und bakterienfressende Organismen mit langer Generationszeit nicht in ausreichender Zahl vorhanden sind und die Systeme zudem zur so genannten Überkompensation neigen. Dorau [1998] stellt die These auf, dass in einer kommunalen Kläranlage die biologischen Selbstoptimierungsgrundsätze (vgl. Prinzip des Erhaltungsstoffwechsels [Pirt, 1965]) durch Eingriffe von außen, insbesondere den Überschussschlamm-Abzug, ständig gestört werden. Es besteht somit für höhere Organismen keine Möglichkeit, sich im System zu etablieren. Zudem sind höhere Organismen, wie z. B. Rädertierchen, bezüglich des zur Verfügung stehenden Sauerstoffangebotes wesentlich anspruchsvoller als Bakterien.

2.3 Polymerbrücken zwischen den einzelnen Organismenzellen (EPS)

Die Flockenbildung ist geprägt durch polymere Substanzen, die Brücken zwischen den einzelnen Zellen oder Zellbruchstücken und Feststoffen bilden. Es handelt sich hier um natürliche Flockungsmittel. Bei Bakterien folgt die Flockung durch extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) wie Proteine, Polysaccharide, Cellulose

werden, dass die alleinige Zugabe von Kalziumionen oder anderen mehrwertigen positiven Ionen zu einer vermehrten Flockung von Bakterien und Hefen führt [Hahn und Stumm, 1970]. Die Ausscheidung von EPS wird durch unterschiedliche Faktoren ausgelöst, über die es heute nur Mutmaßungen gibt. Sowohl Nährstoffmangel als auch -überschuss, unausgewogene Nährstoffverhältnisse, spezifische

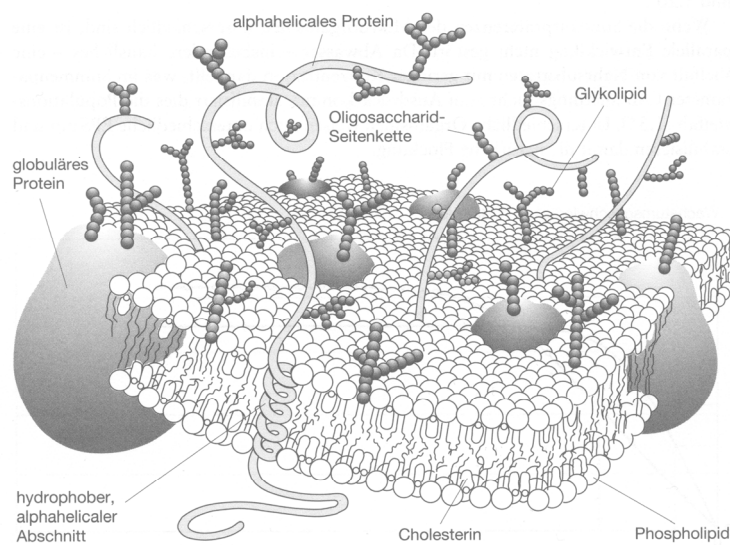


Abbildung 2 Modell eines Ausschnitts einer Zellmembran nach Kunz [1998] aus Kunz [1992]

und auch Nukleinsäuren. Abbildung 2 zeigt charakteristische Zellwandmoleküle. Damit lassen sich unterschiedliche Zellen untereinander „verkleben“. EPS haben eine schleimige Natur und werden daher oft als Schleimsubstanzen bezeichnet. In der mikrobiologischen Fachliteratur heißt diese Art von EPS auch Kapsel oder Glycocalix. In die von EPS gebildete Gel- bzw. Schleimschicht lagern sich auch andere Stoffe ein. Metallionen unterstützen die Flockenbildung, vermutlich über elektrochemische Wechselwirkungen mit den in der Regel negativ geladenen Oberflächen. In Laboruntersuchungen konnte gezeigt

chemische Reize usw. werden in der Literatur als Gründe genannt [Dasinger et al., 1994; Steiner et al., 1976; Eppler, 1980; Pavoni et al., 1972]. EPS werden von zahlreichen Bakterienarten produziert und um die Zelle als Schleimkapsel angelagert. Die Schleimkapsel dient ganz unterschiedlichen, noch nicht restlos aufgeklärten Zwecken. Nach heutiger Vorstellung sind vier Mechanismen von besonderer Bedeutung.

- Bakterienarten, die unter Substratmangel aufwachsen, und die zur Deckung ihres Substratbedarfs hochmolekulare Stoffe mit Hilfe von Exoenzymen spal-

ten müssen, lagern die Exoenzyme in die EPS ein, um sie nahe an der Zellmembran zu halten. Die EPS werden in diesem Fall als Diffusionsbarriere genutzt.

- Bakterien, die in Symbiose mit anderen Arten leben, wie beispielsweise die Nitrifikantenarten, verwenden die EPS als Mittel, um in räumlicher Nähe bleiben zu können.
- Bakterienarten, die toxischen Substanzen (z. B. Schwermetallen) ausgesetzt sind, verwenden die EPS als Schutzschild. Die toxischen Substanzen werden an die EPS absorptiv oder adsorptiv gebunden und können damit nicht in das Zellinnere vordringen.
- Fadenförmig wachsende Bakterienarten verwenden die EPS als Stützgerüst.

2.4 Mikroorganismen in der Flocke

Es stellt sich die Frage, warum Mikroorganismen EPS ausscheiden und dadurch auch Flocken bilden, obwohl sie sich damit um einen Teil ihrer verfügbaren Oberfläche für die Anlagerung von Substratmolekülen berauben, bis hin zu dem Umstand, dass sie im Inneren einer Flocke oder eines Biofilms von der Nährstoffversorgung abgekoppelt werden. Eine eindeutige Antwort ist bisher nicht gefunden, weil es bis heute so gut wie keine Untersuchungen über die Konkurrenzverhältnisse bei Mischsubstraten und artverschiedenen Bakterienpopulationen gibt. Das Verhalten von artverschiedenen Organismen gegenüber dem von Mischsubstraten hängt von der Ähnlichkeit der spezifischen Substratbedürfnisse und der Kinetik der Substratversor-

gung ab. Wenn die Substratpräferenzen der Mikroorganismen unterschiedlich sind, ist eine parallele Entwicklung nicht gestört. Da Abwasser, insbesondere häusliches, eine Vielfalt von Nährsubstraten mit geringen Konzentrationen darstellt, stabilisiert dies die Populationsvielfalt [Van Vorneburg und Heide, 1992]. Unterschiedliche Organismen weisen auch unterschiedliche EPS auf und stabilisieren damit die natürliche Flockung.

2.5 Belebtschlammflocken

Die Eigenschaften von Belebtschlammflocken werden im Wesentlichen durch vier Komponenten bestimmt:

1. Mikroorganismen (Spezies, mikrobielle Zusammensetzung, Anzahl an Zellen, Wachstumsphase, Ernährungszustand, Oberflächenladung, Hydrophobizität),
2. Oberfläche (chemische Zusammensetzung, Oberflächenspannung, Oberflächenladung, Rauigkeit, Hydrophilie),
3. Abwasser (Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffverfügbarkeit, Redoxpotential, organische und anorganische Inhaltsstoffe, Viskosität, Oberflächenspannung, Strömungsverhältnisse),
4. Verfahrenstechnik der Kläranlage (anaerobe oder aerobe Abwasserbehandlung, Schlamm- und Raumbelastung, Art und Gehalt der Biomasse, Belüftungsart und Sauerstoffgehalt, Art der Schlammbehandlung und Einsatz von Hilfsstoffen).

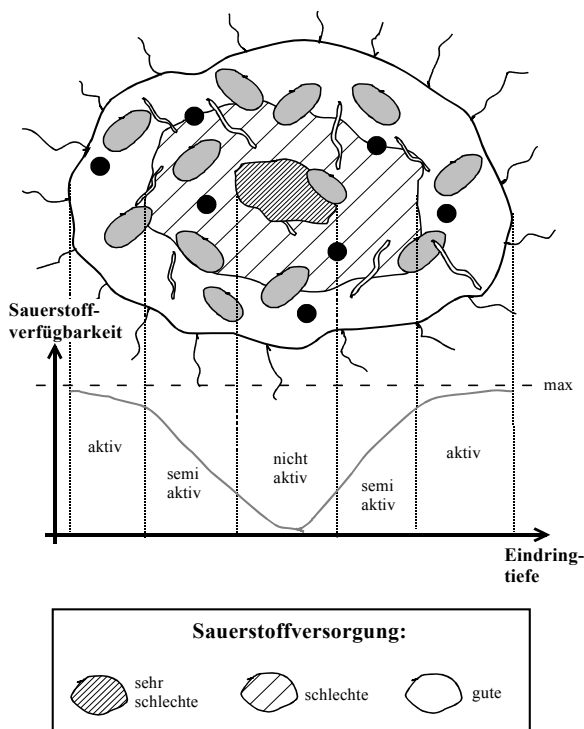


Abbildung 3 Modellvorstellung: Sauerstoffverfügbarkeit in einer Belebtschlammflocke

Die zunächst lose Anheftung der Mikroorganismen erfolgt durch chemische Bindung, Dipol-Wechselwirkung und hydrophobe Wechselwirkung. Die angehefteten Mikroorganismen vermehren sich, während sich weitere Zellen anlagern bzw. im Wachstumsfalle bilden. Größere Mengen Schleime werden ausgeschieden. Diese bestehen zum großen Teil aus EPS. Dabei weist eine Belebtschlammflocke bzw. ein Biofilm lokale Ladungs- und Löslichkeitsunterschiede auf. Über EPS gelingt es den Mikroorganismen, das Milieu in der Umgebung zu beeinflussen: Wohl weniger über rheologische Eigenschaften, als vielmehr über die Sorption von Stoffen. Zwar wird die Diffusion behindert, dafür gehen aber Exoenzyme dem Organismus nicht so schnell verloren. Mit dem Wachstum der Belebtschlammflocke bzw. des Biofilms verschlechtert sich der Stofftransport – insbesondere die Sauerstoffversorgung betreffend – für die „innensitzenden“

Organismen. Für biologisch technische Systeme spielt die „quasi unbeteiligte Masse“, also die Dicke der Flockengröße bzw. des Biofilms eine wesentliche Rolle für den Stoffumsatz: Die „innensitzenden“ Zellen sind zwar vor Fressfeinden, antimikrobiell wirksamen Substanzen oder anderen hemmenden extern angelieferten Stoffen stärker geschützt, haben aufgrund geringer Diffusion aber nur schlechten Zugang zu höher molekularen Nährstoffen. Außerdem müssen sie sich mit Stoffwechselprodukten „aussensitzender“ Organismen begnügen.

2.6 Scherkräfte

Hydraulische Beanspruchungen führen zu dichten Biofilmen wie auch zu kompakten Belebtschlammflocken. In Treibstrahlreaktoren hat man beobachtet, dass Flocken zunächst zerschlagen werden, aber nach der Überleitung in ein Sedimentationsbecken sofort ausflocken und rasch sedimentieren. In Folge der Wechselwirkungen von Kolloiden, EPS und Mikroorganismen kommt es zu Aggregationsreaktionen von unterschiedlichem Ausmaß, die allerdings vom Alter der Zellen, dem pH-Wert, der Elektrolytkonzentration, der Elektrolytwertigkeit und dem Energieeintrag abhängen. Es hat sich gezeigt, dass die Konformation von EPS besonders wichtig für die Flockenbildung ist [Eppler, 1980].

2.7 Flockenzerstörung

Die Auflösung von Flocken oder die Mortalität von Mikroorganismen aus Biofilmen wird beobachtet, wenn sich die Milieube-

dingungen – meist durch rapide pH-Veränderungen – ändern. Aber auch aus den aeroben Reinigungsverfahren mit simultaner Schlammstabilisierung bzw. Verfahren der aerob thermophilen Schlammbehandlung ist bekannt, dass Flocken sich auflösen. Schließlich ändern sich auch die Schlammbeurteilungsparameter, wenn der Schlamm mechanisch, z. B. durch eine Kreiselpumpe beansprucht wird. Während im ersten Fall zu unterstellen ist, dass die Brücken zwischen den einzelnen Organismen chemisch zerstört werden, dürfte der zweite Fall auf den Abbau der Exopolymere zurückzuführen sein. Es wird zwar immer, auch bei Zurückgehen der Substratversorgung, von einem Absterben gesprochen, jedoch werden die Mikroorganismen Speicher- und Reservestoffe und auch die externen Polymere für die Aufrechterhaltung absolut unerlässlicher Stoffwechselfunktionen opfern, bevor sie lysieren. Dadurch wird natürlich auch die spezifische Trockenmassekonzentration pro Zelle kleiner, was vielfach dazu führt, dass man eine „Absterbekinetik“ beobachtet. Aber auch bei unterversorgten Systemen kommt die Bildung von EPS vor. Der abnehmende Ertragskoeffizient (Biomasseausbeute bei geringerer Schlammbelastung) impliziert dasselbe Phänomen, wobei in gut und ständig belüfteten Abwassersystemen auch die Anwesenheit von Bakterienfressern gefördert wird, die aufgrund der aufbrechenden Flockenverbände einerseits besser an ihr Futter kommen, andererseits wegen ihrer schlechten Ausbeute (Ertragskoeffizient) weniger zur Biomassenneubildung beitra-

gen. Die mechanische Zerstörung hängt von der Energiedissipation und von der Stabilität der Aggregate ab. Normalerweise sind die entstehenden Wirbel sehr viel größer als die Mikroorganismenzellen, weshalb diese kaum selbst einem Scherstress unterworfen sind. Die Stabilität hängt wesentlich von den Milieubedingungen ab, so dass zu folgern ist, dass die Einflüsse aus mechanischer Beanspruchung der Zellen vorwiegend in „geschwächten“ Systemen beobachtet werden können. Der Einfluss dieser Parameter auf die Schlammeigenschaften lässt sich sehr gut mit Hilfe der Messung der Oberflächenladungen der Partikel bestimmen. Hier hat sich nach Bennoit und Schuster [2001, 2003 a] die Messung des Zeta-Potenzials als geeignete Größe herausgestellt.

2.8 Stofftransport in die Belebtschlammflocke

Die einzelnen Schritte des Stofftransports in die Belebtschlammflocke unterliegen komplexen Wechselbeziehungen zwischen biochemischen Reaktionen und physikalischen Transportmechanismen. In Abbildung 4 sind die einzelnen Schritte des Sauerstofftransportes aus der Gasblase ins Innere der Bakterienzelle dargestellt. Es wird ersichtlich, dass der belebte Schlamm ein Vielstoffgemisch ist und der Sauerstofftransport nur mit einem komplexen Mehrphasensystem (gasförmig, flüssig, fest) beschrieben werden kann.

Steinmetz [1996] kommt in ihren Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass es in komplexen Abwasser-Belebtschlamm-Gemischen nicht möglich ist, Änderungen des so genannten α -Wertes* einem einzelnen Einflussparameter zuzuordnen, da die zahlreichen chemisch-physikalischen und bio-

ein in der Abwasserreinigung meist gar nicht oder nur unzureichend beachteter Zusammenhang. Die Diffusionswiderstände in der Belebtschlammflocke sind stark von den Eigenschaften und der Gestalt der Flocken abhängig. Es sind gerade die vom Diffusionswiderstand abhängigen Trans-

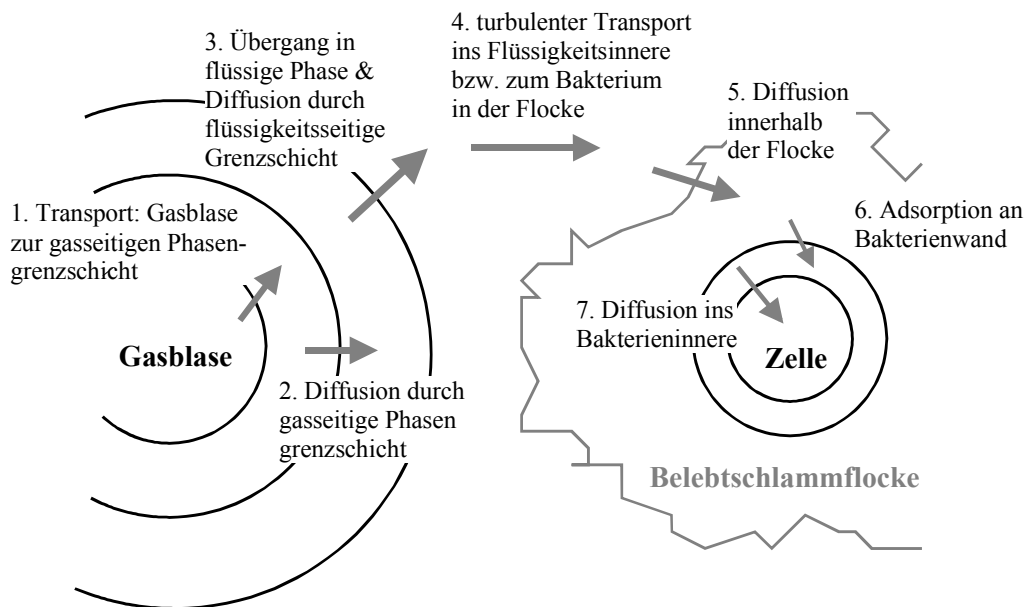


Abbildung 4 Transportwege des Sauerstoffs nach Reuss [1977] aus Steinmetz [1996]

logischen Faktoren sich untereinander sehr stark beeinflussen. Steinmetz [1996] fand heraus, dass der α -Wert maßgeblich durch die Belastungsverhältnisse beeinflusst wird. Beispielsweise wurde bei einer stoßweisen Substratzugabe ein kurzfristiger Anstieg der α -Werte um bis zu 16 % gemessen [Steinmetz, 1996]. Dieser Anstieg war bei jedem weiteren Belastungspeak reproduzierbar. Steinmetz [1996] fand außerdem heraus, dass neben den Abwasserinhaltsstoffen auch biologische Prozesse – in erster Linie Stoffwechselfvorgänge – den Sauerstoffübergang deutlich beeinflussen,

portprozesse in bzw. aus der Belebtschlammflocke, die die mikrobielle Stoffumsatzgeschwindigkeit bestimmen.

2.9 Überschussschlammproduktion und Sauerstoffpartialdruck

Die Überschussschlammproduktion sinkt mit steigendem Sauerstoffpartialdruck. Die Erhöhung der Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken führt zu einem größeren Sauerstoffpartialdruck, sodass auch die tieferen Schichten der Belebtschlammflocke zunehmend mit Sauerstoff versorgt werden [Hartmeier et al., 1971; Staab, 1997]. Somit nehmen auch die inneren Schichten der

* Der α -Wert gibt das Verhältnis zwischen den Belüftungskoeffizienten unter Betriebsbedingungen und Reinwasser wieder.

Belebtschlammflocke am aeroben Abbau teil. Abbassi et al. [1996] zeigten an theoretischen Modellen und praktischen Untersuchungen, dass die Erhöhung der Sauerstoffkonzentration von 2 auf 4 mg/l im Mittel über mehrere Schlammbelastungsbereiche eine um bis zu 18 % geringere Überschussschlammproduktion bewirkte (siehe auch Abbassi [1997]).

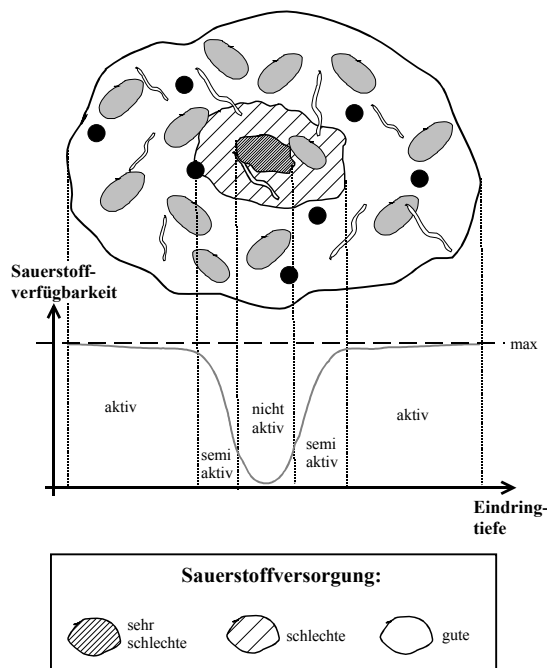


Abbildung 5 Modellvorstellung: Sauerstoffverfügbarkeit in einer Belebtschlammflocke beim Einsatz von Reinsauerstoff

Die Aussagen werden durch die Erkenntnis gestützt, dass sich bei der Verwendung von Reinsauerstoff die Schlammbelastung und damit der Überschussschlammfall – verglichen mit konventionell belüfteten Belebungsanlagen – reduzieren [Hansen et al., 1996; Hegemann, 1974]. Abbassi [1997] beobachtete bei seinen Untersuchungen, dass sich infolge hoher Sauerstoffverfügbarkeit sehr kleine und kompakte Flocken bilden. Geissen [1990] konnte nachweisen, dass Mikroorganismen bei sehr guter Sauerstoffverfügbarkeit – wie es bei der Bega-

sung mit reinem Sauerstoff der Fall ist – ihre Absetzeigenschaften deutlich verbessern.

3. Konventionelle Klärschlammbehandlung

In den meisten Kläranlagen wird der anfallende Klärschlamm mit dem Ziel der Stabilisierung behandelt. In größeren Anlagen findet in der Regel eine anaerobe Behandlung in Faultürmen statt. Das Ziel der Klärschlammfäulung ist neben der Gewinnung von Faulgas u. a. die Verbesserung der Entwässerbarkeit des Klärschlammes. Besonders wichtig ist aber auch die Tatsache, dass durch die Stabilisierung die biologische Aktivität und damit die Gasrespektive Geruchsentwicklung signifikant verringert wird. Klärschlämme haben die Fähigkeit große Mengen Wasser in Form von freiem bzw. ungebundenem Wasser, Haft- sowie Kapillarwasser und Adsorptions- sowie Innenwasser (siehe Abbildung 6) zu binden. Während die Zwickelkapillarflüssigkeit und die kapillare Steigflüssigkeit durch mechanische Energie (Druck oder künstliches Schwerfeld) vergleichsweise leicht abgetrennt werden kann, ist für die Adsorptions- bzw. Haftflüssigkeit und die Innerflüssigkeit thermische Energie (Trocknung und/oder Verbrennung) erforderlich. Möller und Otte-Witte [1996] schätzen den notwendigen Energieaufwand für die mechanische Behandlung mit 1 bis 2 kWh/m³ und für die thermische Behandlung mit 200 bis 700 kWh/m³ ab. Das spezifische Wasserbindungsvermögen der verschiedenen Klärschlämme ist von zahlreichen Faktoren abhängig und damit unterscheidet sich die Eindickfähigkeit re-

spektive Entwässerbarkeit der Schlämme erheblich.

3.1 Schlammmentwässerung

Die mechanische Entwässerung dient der Mengenreduktion des Schlammgemisches durch die Verringerung des Wassergehaltes. Die Entwässerung ist insbesondere dann notwendig, wenn der Klärschlamm zur weiteren Behandlung oder Entsorgung transportiert werden muss. Einerseits wird die Menge des zu transportierenden Klärschlammes reduziert, andererseits lässt sich „stichfester“ Klärschlamm wesentlich besser handhaben als flüssiger Schlamm. Gleichzeitig wird durch die Entwässerung

eventuellen Konditionierung ab. Die Einflussparameter auf die Eigenschaften des Schlammes sind nach Bennoit und Schuster [2003 b] dabei vielschichtiger Natur. Sie können aus dem Vorklär- und Überschussschlamm sowie aus der Abwasser- und Schlammbehandlung hervorgehen. Beim Vorklärschlamm führen insbesondere hohe Salz- und Tensid-Gehalte sowie Restpolymere aus der Schlammbehandlung zu ungünstigen Eigenschaften. Beim Überschussschlamm sind es Bakterien mit fadenförmiger Struktur und erhöhter Phosphataufnahme. Von der biologischen Abwasserreinigung geht ebenfalls ein großer Einfluss auf die Schlammeigenschaften aus. Dieser resultiert aus dem bestehenden Verfahren, wie z. B. Anlagen ohne und mit

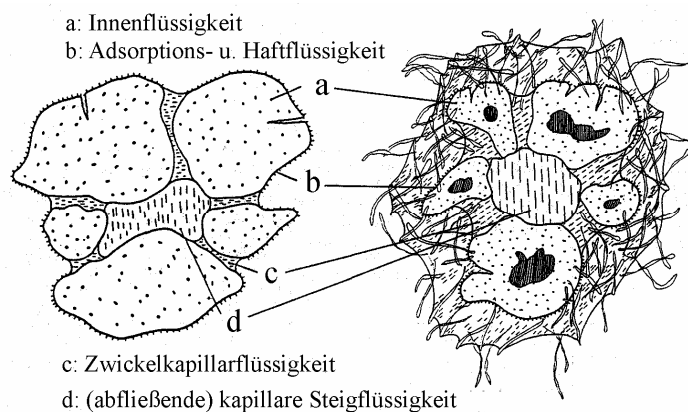


Abbildung 6 Schematische Darstellung des Wassergehaltes im Schlamm nach [Batel, 1991]

der Heizwert erhöht. Durch das mechanische Entwässern des Klärschlammes in Dekantern, Zentrifugen, Band- oder Kammerfilterpressen wird ein Feststoffgehalt – gemessen als Trockenrückstand (TR) – zwischen 20 % und 45 % erreicht. Der Erfolg einer mechanischen Entwässerung hängt wesentlich von den gewählten Entwässerungsaggregaten, der Art und Beschaffenheit des Schlammes sowie einer

biologischer P-Elimination. Bei der anaeroben Schlammbehandlung sind es Störungen im Faulbehälter durch toxische Stoffe, wie z. B. Schwermetalle und organische Säuren. Weiterhin sind eine hohe P-Rücklösung und eine zu kurze Faulzeit von wesentlicher Bedeutung. Die Schlammeigenschaften lassen sich durch eine geeignete Vorbehandlung (Schlammkonditionierung) deutlich verbessern. Dabei wird mit Hilfe

von Additiven – so genannten Flockungshilfsmitteln – die Entwässerbarkeit des Schlammes verbessert. Hierbei ist zwischen anorganischen Fällungsmitteln (Eisen- und Aluminiumsalze, Kalk, Kohle etc.) und organischen Flockungshilfsmitteln (organische Polymere) zu unterscheiden. Eisen- und Aluminiumsalze werden zusätzlich bereits im Abwasserreinigungsprozess zur Entfernung von Phosphat eingesetzt. Beim Einsatz großer Mengen von Eisen- und Aluminiumsalzen oder Kalk als Konditionierungsmittel erhöht sich der unverbrennbare Anteil an Schlamm (= Ascheanteil) erheblich. Dies spielt vor allem beim Einsatz von Kammerfilterpressen eine bedeutende Rolle. Deshalb werden vor einer thermischen Behandlung von Klärschlämmen meist organische Konditionierungsmittel eingesetzt, bzw. der Anteil der Fällungsmittel auf die positive Beeinflussung der Schlammeigenschaften begrenzt.

3.2 Klärschlamm Trocknung

Die thermische Trocknung von Schlamm dient zur Entfernung des verbleibenden Außen- und des größten Teils des Innenwassers, chemisch gebundenes Wasser kann dadurch aber nicht entfernt werden. Die Trocknung von Klärschlamm ist prinzipiell ein sehr energieaufwendiger Verfahrensschritt. Mit Hilfe von thermischer Energie muss das im Klärschlamm verbleibende Wasser verdampft werden. Der gewählte Grad der Trocknung hängt dabei von der späteren Verwendung des Klärschlammes ab. Grundsätzlich kann bei der Trocknung in Teiltrocknung (bis ca. 85 % Trockenrückstand) und Volltrocknung (bis ca. 95 % Trockenrückstand) un-

terschieden werden. Als teilgetrocknet wird ein Klärschlamm bezeichnet, der die so genannte Leimphase durchlaufen hat, d. h. einen Feststoffgehalt von mehr als 50 bis 55 % Trockenrückstand aufweist. Für eine selbstgängige Verbrennung in Monoklärschlammverbrennungsanlagen genügt in der Regel eine Entwässerung resp. Trocknung der Rohschlämme bis zu einem Trockensubstanzgehalt von 35 % Trockenrückstand. Faulschlämme müssen für eine energieautarke Verbrennung mind. auf 45-55 % Trockenrückstand getrocknet werden. In Hausmüllverbrennungsanlagen wird sowohl entwässerter als auch teilgetrockneter oder vollgetrockneter Klärschlamm mitverbrannt. Bei der Mitverbrennung in Kraftwerken werden meist entwässerte Schlämme mit einem Feststoffgehalt zwischen 20 und 35 % Trockenrückstand eingesetzt. In den betreffenden Kraftwerken findet dann eine integrierte Trocknung des Klärschlammes in den Kohlemühlen statt. Es besteht in Kraftwerken auch die Möglichkeit, vollgetrocknete Schlämme einzusetzen. Der Einsatz von Klärschlämmen in Zementwerken erfordert über die Entwässerung hinaus eine Volltrocknung. Die zur Trocknung erforderliche Wärme wird in der Regel aus einem Verbrennungsprozess gewonnen. Bei der Monoverbrennung wird hierfür häufig die Abwärme aus der Klärschlammverbrennung selbst verwendet.

Trocknungsverfahren können grundsätzlich in direkte und indirekte Verfahren unterschieden werden. Bei den Direkt-trocknern – auch Konvektionstrockner genannt – kommt der zu trocknende Klärschlamm unmittelbar mit dem Wärmeträ-

ger (in der Regel Luft oder Rauchgase) in Berührung. Bei der Trocknung entstehen so genannte Brüden, die ein Gemisch aus Wasserdampf, Luft und aus dem Schlamm ausgetriebenen Gasen darstellen. Das Brüden-/Gasgemisch muss einer Reinigung unterzogen werden. Typische Beispiele für Direktrockner sind: Trommelrockner,

taktrockner erreichen in der Regel Feststoffgehalte von 65 – 80 % Trockenrückstand. Das durch die Trocknung verdampfte Wasser ist nur mit Leckluft und mit geringen Mengen flüchtiger Gase verunreinigt. Der Wasserdampf kann aus den Brüden nahezu vollständig kondensiert werden. Die verbleibenden Gase können in

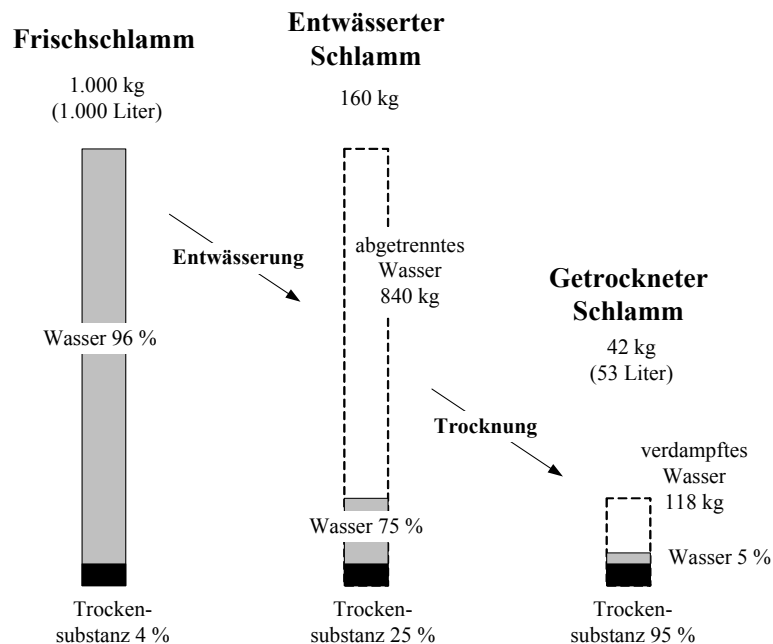


Abbildung 7 Beispielbetrachtung für die Volumen-/Gewichtsreduktion durch Entwässerung und Trocknung

Bandrockner, Wirbelschichtrockner, Centridry- und Solartrockner. Bei indirekten Trocknersystemen auch Kontaktrockner genannt, wird die benötigte Wärme durch einen Dampferzeuger oder eine Thermal-Öl-Anlage zur Verfügung gestellt. Der Wärmeübergang erfolgt bei Kontaktrocknern zwischen einer heißen Trockneroberfläche und dem Schlamm. Wärmeträgermedium und Klärschlamm sind dabei getrennt. Der Vorteil dieser Technologie ist, dass es nicht zu einer Vermischung von Wärmeträger und Brüden kommt. Dies erleichtert die spätere Reinigung der beiden Stoffströme. Kon-

der Kesselfeuerung desodoriert werden. Typische Beispiele für Kontaktrockner sind Schnecken-, Scheiben- und Dünn-schichtrockner. Derzeit wird an etwa 70 Standorten in Deutschland eine Trocknung von Klärschlämmen in separaten Trocknungsanlagen durchgeführt. Die Gesamtkapazität aller Anlagen beträgt etwa 340.000 Tonnen.

3.3 Landwirtschaft, Rekultivierung und Kompostierung

Die landwirtschaftliche und landbauliche Klärschlammverwertung stellt eine der bedeutendsten Entsorgungspfade dar. Klärschlamm kann flüssig, entwässert oder getrocknet in der Landwirtschaft eingesetzt werden.

Die Verwertung von so genanntem Flüssigschlamm (ca. 5 % Trockensubstanzgehalt) ist im Allgemeinen auf kleinere Kläranlagen im ländlichen Raum beschränkt. Diese Verwertungsform ist sinnvoll, wenn kurze Distanzen zwischen Kläranlage und Ackerflächen bestehen. Darüber hinaus sind vergleichsweise große Zwischenspeicher für den stabilisierten Schlamm notwendig, da die Klärschlammaufbringung auf bestimmte Jahreszeiten begrenzt ist. So geht man in der Regel davon aus, dass der Schlamm mindestens 6 Monate zwischengespeichert werden muss. Mechanisch entwässerter Schlamm hat meist einen Trockensubstanzgehalt über 35 % und wird daher auch überregional verwertet. Auch Trockengut mit einem Trockensubstanzgehalt über 80 % lässt sich landwirtschaftlich verwerten. Dies geht besonders einfach, da der Klärschlamm in der Regel granulärförmig ist und mit herkömmlichen Tellerstreuern aufgebracht werden kann. Es ist allerdings fraglich, ob es sowohl ökonomisch als auch ökologisch vertretbar ist, Klärschlamm mit extrem hohem finanziellem resp. energetischem Aufwand zu trocknen, um ihn anschließend in der Landwirtschaft einzusetzen.

Zur Abdeckung und Begrünung von Halden sowie Deponien bzw. zur Verfüllung

von Tagebauen können zum Teil enorme Mengen an Klärschlamm eingesetzt werden. In der Regel wird der örtlich vorhandene Boden mit Klärschlamm gemischt. Eingesetzt werden meist mechanisch entwässerte Schlämme mit einem Trockensubstanzgehalt von $> 35 \%$. Für die Kompostierung von Klärschlamm wird der Klärschlamm mit Strukturmaterialien, wie Stroh, Holz, Rindenmulch, gemischt und im einfachsten Falle auf Mieten kompostiert. Auch hier werden in der Regel mechanisch entwässerte Schlämme mit einem Trockensubstanzgehalt von mehr als 35 % eingesetzt.

3.4 Monoklärschlammverbrennung

Die Monoklärschlammverbrennung dient ausschließlich der Entsorgung von Klärschlämmen in speziell für diesen Zweck errichteten Anlagen. Die Monoverbrennung hat für den Betreiber einer Kläranlage den Vorteil, dass Abwasserbehandlung und Klärschlamm Entsorgung autark an einem Standort stattfinden. Klärschlammverbrennungsanlagen werden bei Temperaturen zwischen 850° und 950° C betrieben. Temperaturen unter 850° C können zu Geruchsemissionen führen, bei Temperaturen über 950° C muss mit einer Versinterung der Asche gerechnet werden. Bei der Monoklärschlammverbrennung werden Wirbelschichtöfen, Etagenöfen, Etagenwirbelöfen und die Zykloidfeuerung als Feuerung eingesetzt. Die Feuerungssysteme arbeiten nach verschiedenen Verfahrenstechniken. Dabei haben der Ofenbau, die Feuerungsführung, die Betriebsweise der Verbrennungsanlage, die sich daraus ergebenden nach zuschaltenden Reinigungseinrichtungen

gen sowie der Transport der verschiedenen Stoffströme erheblichen Einfluss auf die entstehenden Emissionen.

3.5 Mitverbrennung in Hausmüllverbrennungsanlagen

Kommunale Klärschlämme werden in einer Reihe von Hausmüllverbrennungsanlagen und einer Hausmüllpyrolyseanlage mit entsorgt. Die in Hausmüllverbrennungsanlagen entsorgte Klärschlammmenge hat in den letzten Jahren an Bedeutung verloren. Einige Hausmüllverbrennungsanlagen haben die Klärschlammverbrennung wieder eingestellt. Bei anderen Hausmüllverbrennungsanlagen ist die angelieferte Klärschlammmenge rückläufig oder es kommen gar keine Klärschlämme mehr zur Verbrennung. Ein Grund hierfür könnten die Kosten der Hausmüllverbrennung sein, die mit den an anderen Stellen gebotenen Entsorgungskosten für Klärschlamm nicht konkurrieren können.

3.6 Mitverbrennung in Kohlekraftwerken

In den letzten Jahren hat die Mitverbrennung von Klärschlamm in Kohlekraftwerken einen immer größeren Anteil an der Klärschlamm Entsorgung eingenommen. Sowohl in Braunkohle-, als auch in Steinkohlekraftwerken kann Klärschlamm mit verbrannt werden. Als Feuerungsart sind hauptsächlich Staub- oder Wirbelschichtfeuerungen in Betrieb. Klärschlamm hat im Vergleich zu Kohle einen relativ hohen Anteil an mineralischen Bestandteilen von etwa 40-50 %. Entsprechend hoch ist der

Aschegehalt, der nach der Verbrennung entsorgt werden muss und entsprechend niedrig ist der auf die gesamte Trockenmasse bezogene Heizwert. Der Heizwert von Klärschlamm liegt im voll getrockneten Zustand bei 9-12 MJ/kg. In den meisten Kraftwerken hat sich ein Klärschlammanteil von bis zu 5 % der Brennstoffmasse bewährt. Die Erfahrungen haben gezeigt, dass die Mitverbrennung dieser Menge ohne bzw. mit geringen Problemen zu bewältigen ist.

3.7 Mitverbrennung in Zementwerken

Die Zementherstellung ist ein sehr energieintensiver Prozess, in dem schon seit Jahrzehnten Ersatzbrennstoffe aus Abfällen eingesetzt werden. In jüngster Zeit wurden auch verschiedene Versuche mit Klärschlamm durchgeführt. Getrockneter Klärschlamm kann bei der Zementherstellung einerseits fossile Brennstoffe ersetzen, andererseits kann der mineralische Anteil die bei der Zementherstellung benötigten mineralischen Rohstoffe wie Sand oder Eisenerz zum Teil substituieren.

4. Kosten der Klärschlamm-entsorgung

Die Kosten der Klärschlamm Entsorgung werden durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Die Klärschlamm Entsorgungspreise sind regional sehr unterschiedlich. In Abhängigkeit von den lokal vorhandenen oder nicht vorhandenen Verbrennungs- sowie Deponiekapazitäten und landwirtschaftlichen Entsorgungsflächen schwanken die Entsorgungspreise erheb-

lich. Häufig herrscht auf kommunalen Kläranlagen Unklarheit über die internen Kosten für die Klärschlammvorbehandlung (Entwässerung und z. T. Trocknung). Die Ursache liegt häufig in einem inkonsequent angewandten Kostenerfassungssystem. Oft werden z. B. die Energiekosten nicht getrennt für die Abwasserreinigung sowie Schlammbehandlung erfasst. In der Literatur sind verhältnismäßig wenig belastbare Informationen über die Kosten der Klärschlamm Entsorgung zu finden. Daher sind die hier angegebenen Kostenangaben z. T. über zehn Jahre alt. Jedoch kann so zumindest ein „Gefühl“ für die Kostenrelationen vermittelt werden.

Um einen aktuellen, statistisch gesicherten Überblick über den Stand der Schlammbehandlung in der Bundesrepublik Deutschland zu erhalten, führt die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVKW) 2004 eine bundesweite Erhebung zu Klärschlamm durch. Im Mittelpunkt der Umfrage stehen neben der Verfahrenstechnik die anfallenden Mengen und Qualitäten der Klärschlämme sowie des Rechen- und Sandfanggutes und deren Entsorgungspfade, so dass hoffentlich in Kürze entsprechende Informationen für den Bereich der Klärschlammbehandlung vorliegen. Alle im Folgenden angegebenen Kosten wurden i. d. R. auf EURO pro t TS umgerechnet, wobei mit TS die tatsächlich behandelte bzw. verwertete Schlamm Trockensubstanzmenge gemeint ist. Soweit nichts anderes angegeben ist, enthalten die Preise bereits die Transportkosten sowie die gesetzliche Mehrwertsteuer.

4.1 Kosten für die mechanische Entwässerung

Es gibt eine Vielzahl von Entwässerungsaggregaten. Hier soll jedoch nur auf Kammerfilterpressen und Zentrifugen/Dekanter eingegangen werden. In der Literatur werden für die Schlamm entwässerung mittels Kammerfilterpressen Betriebskosten von 90-250 EURO pro t TS angegeben [vergleiche Müller, 1993; Delmhorst, 1990; Schoenenberg, 1992]. Die Betriebskosten variieren stark in Abhängigkeit von der Anlagengröße sowie der Auslastung. Für kleinere Schlamm entwässerungsanlagen werden in der Regel Kosten im oberen Drittel angegeben. Die Schlämme werden meist mit Kalk und Eisen konditioniert und anschließend mit einem Trockensubstanzgehalt von ca. 40 % in die Landwirtschaft abgegeben. Die angegebenen Kosten enthalten sowohl die Kapital- als auch die Betriebskosten (Kalk, Eisen, Personal, Energie, Wasser usw.) und Transportkosten zu den Schlammzwischenlagerplätzen einschl. der gesetzlichen Mehrwertsteuer.

Für die Zentrale Schlammbehandlungsanlage der Emschergenossenschaft in Bottrop beispielsweise gibt Baumgardt [1997] Entwässerungskosten zwischen 85 und 160 EURO pro t TS an. Die Entwässerungskosten variieren je nach Kohleanteil im Schlamm. Ohne Kohlezugaben werden über 40 % Trockensubstanzgehalt sicher erreicht. Durch die Kohlezugabe lässt sich das Trockengut auf über 45 % Trockensubstanzgehalt steigern. Diese Kosten enthalten nach Angabe von Baumgardt [1997] alle Betriebskosten einschließlich Personal- und Reparaturkosten, Kapitalkosten

sowie die Kosten für die evtl. zugesetzte Feinkohle.

Müller [1993] gibt als Kosten für die Schlammmentwässerung mit Zentrifugen 50 – 125 EURO pro t TS an. Die Kosten für die mobile Schlammmentwässerung mittels Zentrifugen liegen mit 200-300 EURO pro t TS deutlich höher. Für mobile Leit-zentrifugen, die überwiegend auf den kleineren Kläranlagen zur Entwässerung von stabilisierten Flüssigschlämmen bzw. zur Entwässerung der in Schlammteichen eingelagerten Mengen eingesetzt werden, müssen nach Angabe von Baumgardt [1997] bei der Emschergenossenschaft bzw. dem Lippeverband 10-14 EURO pro m³ einschließlich der gesetzlichen Mehrwertsteuer gezahlt werden. Bei der Entwässerung von Faulschlamm mit einem durchschnittlichen Trockensubstanzgehalt von 4-5 % ergeben sich Kosten von rd. 200-250 EURO pro t TS. Für die Entwässerung von Beckenschlämmen, die aufgerührt einen Trockensubstanzgehalt von etwa 10 % besitzen, entstehen nach Angabe von Baumgardt [1997] etwa Kosten von 140 EURO pro t TS. Billigman [1996] gibt für die Entwässerung von Klärschlamm auf 35 % TS Kosten von etwa 7,5 – 15 EURO pro t Nassschlamm an.

4.2 Kosten für die Klärschlamm-trocknung

Je nach Anforderung an das zu verwertende bzw. zu entsorgende Endprodukt werden unterschiedliche Systeme zur Klärschlamm-trocknung eingesetzt. Die spezifischen Kosten sind stark abhängig vom eingesetzten Trocknungssystem sowie

weiteren Faktoren wie z. B. Vorentwässerung, Anlagengröße, Auslastungsgrad und Energiekosten. In der einschlägigen Fachliteratur werden Kosten im Bereich von 75-750 EURO pro t TS ohne Entwässerungskosten genannt [vergleiche Müller, 1993; Schmidt-Durr, 1991; Delmhorst, 1990]. Bei Trocknung von 30 % TS auf 95 % TS ergeben sich nach Billigman [1996] Kosten zwischen 300 und 600 EURO pro t TS. Nach Baumgardt [1997] ergab die Auswertung verschiedener Richtpreisangebote für eine geplante Trocknungsanlage bei der Emschergenossenschaft Trocknungskosten in Höhe von 190-235 EURO pro t TS, wobei der Schlamm von 1 Million Einwohnerwerten von 30 % Trockensubstanzgehalt auf über 90 % Trockensubstanzgehalt getrocknet werden sollte. Die bestehende Trommel-trocknung auf der zentralen Schlammbe-handlungsanlage der Emschergenossenschaft in Bottrop verursacht nach Baumgardt [1997] Kosten in Höhe von 135-310 EURO pro t TS. Der Preis variiert in Abhängigkeit von der Auslastung der Anlage sowie dem Kohleanteil des zu trocknenden Schlamms. Der Schlamm wird im Regelfall von mehr als 45 % Trockensubstanzgehalt auf 85 % Trockensubstanzgehalt getrocknet. Die Anlage hat eine Leistungskapazität von max. 70.000 t Trockengut pro Jahr.

4.3 Kosten für die landwirtschaftliche Verwertung

Die Kosten für die landwirtschaftliche Verwertung von Flüssigschlamm können regional sehr unterschiedlich sein. Delmhorst [1990] gibt eine Kostenspanne von 60-210 EURO pro t TS an. Baumgardt [1997] gibt für einige Kläranlagen im Gebiet des Lippeverbandes, bei denen Klärschlamm (aerob und anaerob stabilisiert) durch örtlich ansässige Lohnunternehmen flüssig verwertet wird, einschließlich des Transports bis zu einer Entfernung von ca. 10 km, der Aufbringung, der Bodenprobennahme, der Analysen, Prämien und Kalkzuschuss für den Landwirt, Kosten von 135-150 EURO pro t TS an. Nach Angaben von Müller [1993] bewegen sich die Kosten für die landwirtschaftliche Verwertung von entwässertem Schlamm zwischen 165 und 240 EURO pro t TS. Für die Emshergenossenschaft und den Lippeverband gibt Baumgardt [1997] für die landwirtschaftliche Verwertung von entwässertem Schlamm eine Kostenspanne von 160-225 EURO pro t TS an. Der Schlamm wird in der Regel aufgekalkt und auf 35-45 % Trockensubstanzgehalt entwässert. Für die landwirtschaftliche Verwertung von Trockengut gibt Peters [1994] inkl. Verladung, Transport und Einarbeitung des Trockengutes Entsorgungskosten in der Höhe von etwa 100 EURO pro t TS an. Die Kosten für die landwirtschaftliche Verwertung von entwässertem Klärschlamm belaufen sich nach Billigman [1996] auf 180-225 EURO pro t TS.

4.4 Kosten für die Rekultivierung und Kompostierung

Die Angebotsspanne liegt nach Angabe von Baumgardt [1997] für den Klärschlammeinsatz in der Rekultivierung bzw. dem Landschaftsbau bei 60 bis 85 EURO pro t. Für die Rekultivierung wird in den meisten Verwertungsangeboten ein Mindestfeststoffgehalt von > 35 % Trockensubstanzgehalt gefordert und der Preis wird in der Regel in EURO pro t angegeben [vergleiche Baumgardt, 1997]. Maßgebend sind für die entsprechenden Verwerter in der Regel die Transportkosten, die in Abhängigkeit vom Gewicht anfallen. Eine weitgehende Entwässerung ist daher besonders vorteilhaft. Für den entwässerten Schlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von 35-40 % entstehen nach Baumgardt [1997] Kosten von 145-240 EURO pro t TS. Für die Verwertung mittels Kompostierungsverfahren liegen die Kosten etwas höher, da ein zusätzlicher Behandlungsschritt – die Kompostierung vor der Verwertung – erforderlich ist. Die entstehenden Komposte sind allerdings hochwertiger und damit vielseitiger einsetzbar. Delmhorst [1990] gibt Kosten von 125-325 EURO pro t TS an.

4.5 Kosten im Wärmemarkt

Die thermische Entsorgung kostet nach Billigman [1996] in Abhängigkeit vom Trocknungsgrad und der Anlagentechnik zwischen 150 und 300 EURO pro t TS. In der Zementindustrie werden getrocknete Klärschlämme benötigt. Wenn die Zementwerke über eine eigene Schlammaufbereitung bzw. Schlammrocknungsanlage

verfügen, kann hier auch mechanisch entwässerter Schlamm abgegeben werden. Die Abgabekosten betragen für mechanisch entwässerten Schlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von etwa 45 % nach Angabe von Baumgardt [1997] 245-325 EURO pro t TS. Für Trockengut mit einem Trockensubstanzgehalt von etwa 85 % liegen die Abgabekosten mit 105-145 EURO pro t TS deutlich niedriger. Anlagen zur Energieerzeugung (Kohle-trocknung, Stromerzeugung) können Trockengut oder mechanisch entwässerte Klärschlämme mit einem Heizwertüberschuss verwerten. Die Verwertungskosten für mechanisch entwässerte Schlämme mit einem Trockensubstanzgehalt mit 40-45 % liegen nach Baumgardt [1997] in einer Bandbreite von 215-315 EURO pro t TS. Für Trockengut entstehen entsprechend niedrigere Kosten in der Größenordnung von 80-140 EURO pro t TS. Peters [1994] und Mittmann [1994] geben für die Mitverbrennung von Trockengut in Kraftwer-

ken Kosten von 125-175 EURO pro t TS an. In der Literatur findet man für die Monoklärschlammverbrennung Kosten in einem großen Schwankungsbereich [vergleiche Müller, 1993 und Reimann, 1994]. Ohne Entwässerung bzw. Trocknung, aber inklusive der notwendigen Reststoffentsorgung (im Wesentlichen Ascheentsorgung bzw. -verwertung) liegen die Kosten zwischen 200 und 500 EURO pro t TS. Nach Baumgardt [1997] ergaben Untersuchungen für die bestehende Wirbelschichtverbrennung auf der zentralen Schlammbehandlungsanlage Bottrop mit einem Gesamtdurchsatz von 15.000 t Trockensubstanz pro Jahr Kosten von etwa 340 EURO pro t TS. In der Untersuchung wurden bereits die gesetzliche Mehrwertsteuer, das Aufkohlungsmaterial und die Ascheverwertung, aber nicht die Entwässerungskosten berücksichtigt. In der nachfolgenden Abbildung hat Baumgardt [1997] die Kosten der Klärschlammverbrennung zusammengefasst. In der Abbil-

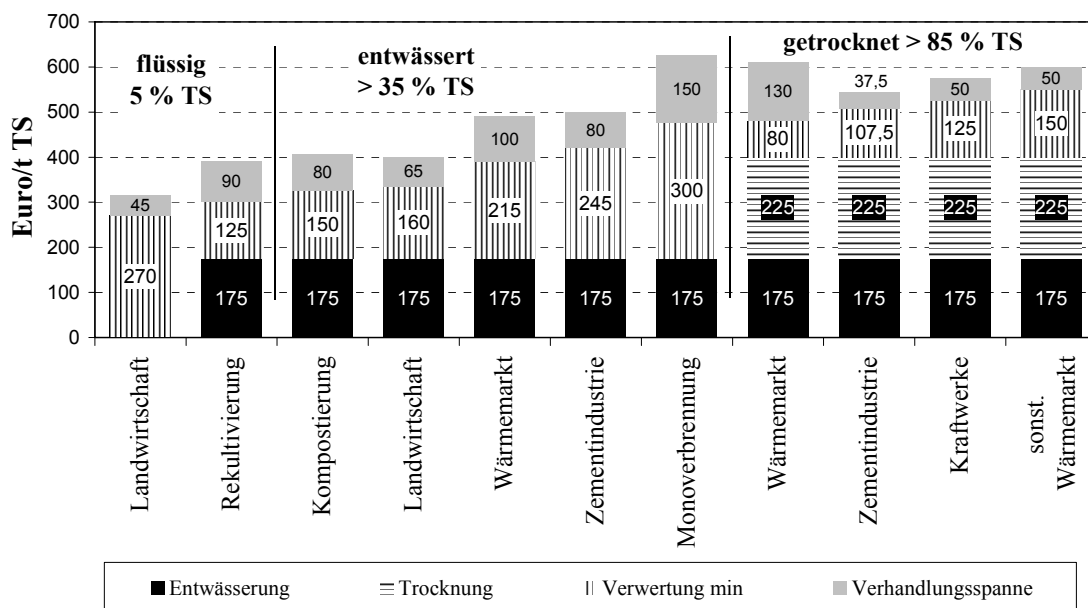


Abbildung 8 Behandlungs- und Entsorgungskosten nach Baumgardt [2000]

dung sind verschiedene Entsorgungspfade, die Bandbreiten der Verwertungskosten einschl. Transport und Mehrwertsteuer mit Angabe mittlerer Entwässerungs- und Trocknungskosten aufgetragen.

4.6 Kosten im Überblick

Die in den vorangegangenen Kapiteln aufgeführten Kosten sind in Abbildung 8 zusammengefasst. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (ATV-DVWK) bei ihrer Untersuchung der Kosten für die Klärschlamm Entsorgung im Jahre 2001. Die durchschnittlichen Kosten für die ortsnahe, flüssige Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft lagen danach bei:

Bodenanalyse:	45 €/t TS
Zahlung an Landwirte:	20 €/t TS
Klärschlammfonds:	10 €/t TS
Administrative Kosten:	40 €/t TS
Transport u. Ausbringung:	75 €/t TS
SUMME:	190 €/t TS

Die durchschnittlichen Kosten für die Monoklärschlammverbrennung lagen 2001 bei:

Entw. (Mobil, 30 % TR):	175 €/t TS
Transp. z. Ofen (30 % TR):	25 €/t TS
Verbrennung (Mono):	225 €/t TS
SUMME:	425 €/t TS

5. Rechtliche Situation

Durch das Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (1996) und durch die Verabschiedung der großtechni-

schen Anleitung Siedlungsabfall (1993) entstand umweltpolitisch in Deutschland ein verstärkter Druck auf die Entsorgungs- und Verwertungspraxis für Klärschlämme. Einerseits tritt der Vorrang der Vermeidung und Verwertung vor der Entsorgung ein und andererseits ist zu berücksichtigen, dass Abfälle mit einem Glühverlust von weniger als 5 Massen-% nur noch bis zum 1. Juni 2005 deponiert werden dürfen.

Die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi) wird laut Aussage des Bundesumweltministeriums ohne Einschränkungen umgesetzt. Das Bundesumweltministerium sieht für Ausnahmen keinen Anlass, da ausreichende Kapazitäten zur Verbrennung oder mechanisch-biologischen Vorbehandlung für Abfälle zur Verfügung stünden. In insgesamt 138 Anlagen können ab 2005 Abfälle in Deutschland vorbehandelt werden. 16 Müllverbrennungsanlagen und 56 mechanisch-biologische Behandlungsanlagen wurden nach Inkrafttreten der Ablagerungsverordnung am 20. Februar 2001 gebaut. EU-Richtlinien (Geltendes Gemeinschaftsrecht):

- Entschließung des Rates vom 7. Mai 1990 über die Abfallpolitik,
- Entschließung des Rates vom 24. Februar 1997 über eine Gemeinschaftsstrategie für die Abfallwirtschaft,
- Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien,
- Richtlinie 2000/76/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen. Diese Richtlinie gilt für Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen.

Klärschlämme, die auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden, unterliegen in Deutschland sowohl dem Abfallrecht (Klärschlammverordnung - AbfKlärV) als auch dem Düngemittelrecht (Düngemittelverordnung - DüMV und Düngeverordnung - VüV). Für Klärschlämme, die im Landschaftsbau eingesetzt werden, muss zusätzlich das Bodenschutzrecht (Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung - BBodSchV) beachtet werden.

Das Abfallrecht regelt dabei die schadstoffseitigen Voraussetzungen für die Verwertung: So werden Bodengrenzwerte für Blei, Kadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, und Klärschlammgrenzwerte für Blei, Kadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, Polychlorierte Biphenyle, Dioxine und Furane sowie absorbierte organisch gebundene Halogene in der AbfKlärV vorgegeben. Darüber hinaus wird dort die Aufbringungsmenge für Klärschlämme auf landwirtschaftliche Flächen begrenzt und es werden die Modalitäten für die Nachweispflicht geregelt. Das Düngemittelrecht regelt die nährstoffseitigen Anforderungen einschließlich der düngemittelrechtlichen Zulassung. Der Sekundärrohstoffdünger „Klärschlamm“ muss darüber hinaus als Düngemitteltyp nach der Düngemittelverordnung zugelassen sein. Die Düngemittelverordnung regelt die pflanzenbedarfs-gerechte und standortgerechte Aufbringung („gute fachliche Praxis“). Eine Überdüngung des Bodens ist dabei zu vermeiden. Das Bodenschutzrecht regelt über den § 12 der BBodSchV den Einsatz von Klärschlämmen im Landschaftsbau und in der Rekultivierung. Dort sind die

Anforderungen an das Auf- und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden festgelegt. In der Vergangenheit wurde durch die Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft vor allem eine Belastung des Bodens sowie des Grund- bzw. Oberflächenwassers durch anorganische Schadstoffe, wie z. B. Schwermetalle, befürchtet. Die Gehalte an anorganischen Schadstoffen sind aufgrund einer konsequenten Indirekteinleiterüberwachung mittlerweile deutlich gesenkt worden. Neuere Untersuchungen haben mittlerweile andere problematische Stoffe im Klärschlamm zu Tage gefördert. Große Sorge bereiten hier insbesondere Substanzen mit endokriner Wirkung, Arzneimittelrückstände und Krankheitskeime. Über die Wirkgrenzen dieser Substanzen sowie ihr Verhalten im Boden ist bisher wenig bekannt. Daher wird in der Fachöffentlichkeit vielerorts ein Verbot oder zumindest eine strengere Reglementierung der landwirtschaftlichen Klärschlammentsorgung gefordert. Es ist also damit zu rechnen, dass auf mittlere Sicht der vergleichsweise kostengünstige Entsorgungspfad für Klärschlamm in der Landwirtschaft nicht mehr zur Verfügung stehen wird.

6. Einflussfaktoren auf die Klärschlammentsorgung in der Zukunft²⁾

Die zukünftigen Möglichkeiten für die Klärschlammverwertung bzw. -entsorgung werden von vielen Faktoren sowohl positiv als auch negativ beeinflusst. Wie oben bereits ausgeführt, gibt es innerhalb

²⁾ Inhalt teilweise übernommen aus Schultheiß et al. [2000]

der EU und innerhalb Deutschlands erheblichen Abstimmungsbedarf, um die die Klärschlamm Entsorgung berührenden Gesetze zu harmonisieren und somit deren praktische Anwendung zu vereinfachen. Für viele Klärschlammhersteller sind die Rechtssicherheit und die langfristige Entsorgungssicherheit bezüglich der Klärschlamm Entsorgung für die Auswahl des jeweiligen Entsorgungsweges entscheidend. Für die Landwirte sind ganz andere Kriterien für die Entscheidung zur Klärschlammabnahme relevant. Akzeptanzbeeinflussende Faktoren sind u. a.:

1. Öffentliche Meinung,
2. Regelungen in Pachtverträgen,
3. Richtlinien für ökologischen Landbau,
4. Agrarprogramme der EU,
5. Anbauvorschriften von Nahrungsmittelproduzenten,
6. Schadstoffgehalte und Nährstoffgehalte im Klärschlamm,
7. Konkurrenz zu anderen biologischen Reststoffen und Wirtschaftsdüngern.

Eine umfassende Aufklärung und Einbindung der Landwirte bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung war bisher das beste akzeptanzfördernde Mittel zu deren langfristigen Sicherung. Zukünftig sollen Gütesicherungssysteme (ähnlich wie beim Kompost) für den Sekundärrohstoffdünger „Klärschlamm“ eingeführt werden, die das Vertrauen in das Produkt „Klärschlamm“ sichern und den Analysen- und Logistikaufwand bei der Klärschlammverwertung reduzieren könnten. Inwiefern sich die Gütesiche-

rung auf die Entsorgungskosten auswirkt, ist noch nicht abzusehen.

Ein wichtiges und ernstzunehmendes Argument gegen die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ist neben den hygienischen Bedenken die Tatsache, dass Klärschlamm ein sehr breites Spektrum an teilweise wenig erforschten Schadstoffen enthält, deren langfristige Auswirkungen auf die Umwelt nicht abschätzbar sind. In der Vergangenheit standen vor allem Schwermetalle und Dioxine/Furane in der Diskussion. Die Gehalte an diesen Schadstoffen sind mittlerweile gesenkt worden und werden deshalb nicht mehr diskutiert. Neuere Untersuchungen haben mittlerweile andere problematische Stoffe im Klärschlamm ausgemacht, z. B.:

- Substanzen mit endokriner (hormonähnlicher) Wirkung wie Hormonrückstände,
- Nonylphenol und zinnorganische Verbindungen,
- Arzneimittelrückstände wie Schmerzmittel, Lipidsenker und Antibiotika,
- Krankheitskeime.

Zinnorganische Verbindungen wie Tributylzinn (TBT) gelangen über industrielle Abwässer in den Klärschlamm. Nach ersten Ergebnissen führen diese Substanzen zur Vermännlichung von Schnecken- und Fischbeständen. Besorgniserregend ist auch die Feststellung, dass Kläranlagen höchstwahrscheinlich eine große Rolle bei der zunehmenden Verbreitung antibiotikaresistenter Bakterien spielen. Als Ge-

genmaßnahmen kommen u. a. ein gezielter Antibiotikaeinsatz im Rahmen der therapeutischen Anwendung und die Abtötung resistenter Keime mittels Klärschlammhygienisierung in Betracht. Im Klärschlamm ist ein breites Spektrum an Krankheitserregern zu finden. Häufig sind Salmonellen feststellbar. Auch der EHEC-Erreger gewinnt an Bedeutung. In diesem Falle treten formal erhöhte Sicherheitsanforderungen laut Biostoffverordnung (s. o.) in Kraft. Hepatitis-A-Viren und Wurmeier haben im Klärschlamm und in der Umwelt eine lange Überlebensdauer (bis zu mehreren Jahren) und verursachen z. T. schwere Erkrankungen.

Die Klärschlammverbrennung, speziell die Mitverbrennung im Kraftwerk, hat in den letzten Jahren erheblich an Bedeutung gewonnen, da:

1. im Vorfeld des Deponieverbotes im Jahre 2005 (TASi) viele Deponien inzwischen stillgelegt wurden,
2. laut AbfKlärV für nicht landwirtschaftlich verwertbare Schlämme kein anderer Entsorgungsweg mehr offen steht,
3. Kraftwerksbetreiber langfristige Klärschlammabnahmeverträge zu derzeit noch günstigen Preisen anbieten, um sich Marktanteile zu sichern.

Die Klärschlammverbrennung erscheint vielen Klärschlammherzeugern vor allem aufgrund der langfristigen Entsorgungssicherheit und der aktuell noch niedrigen Kosten besonders attraktiv. Zu bedenken sind dabei jedoch folgende Punkte:

1. Die Preise, die die Energieunternehmen für die Klärschlammverbrennung in Rechnung stellen, dienen der Marktentwicklung und zielen auf eine Monopolstellung ab, die später höchstwahrscheinlich ausgenutzt wird. Die Klärschlammherzeuger haben sich jedoch häufig langfristig gebunden und andere Entsorgungswege in der Zwischenzeit möglicherweise vernachlässigt.
2. Im Klärschlamm sind nutzbare Nährstoffe enthalten, von denen besonders der Phosphor in absehbarer Zeit ein sehr knappes Gut werden wird, denn die Weltreserven an Phosphor könnten in etwa 30 Jahren verbraucht sein.
3. Bei der Mitverbrennung im Kraftwerk werden die im Klärschlamm enthaltenen Schadstoffe, vor allem Quecksilber, in den Luftpfad verlagert, da Kraftwerke in der Regel keine Quecksilberabscheidungsanlagen haben. Die Schwermetalle belasten zudem die Flugaschen.

Klärschlamm ist ein unkalkulierbarer Träger von Giften und Krankheitserregern. Die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung muss deshalb – unter Abwägung aller Vor- und Nachteile – mit großer Sorgfalt und Umsicht betrieben werden. Die Klärschlammverbrennung vernichtet wertvolle Nährstoffe und belastet bei fehlender Abscheidungsanlage die Umwelt mit Quecksilber. Die Marktpolitik der Betreiber von Klärschlammverbrennungsanlagen zielt nach Meinung vieler Beobachter des Marktes auf eine Monopolstellung ab, die die Unternehmen (i. d. R. sind es Energieunternehmen) mittelfristig zu Ungunsten

der Klärschlammzeuger ausnutzen könnten. Bei dem Betrieb biologischer Abwasserbehandlungsanlagen fallen bekanntermaßen zwei unterschiedliche Klärschlämme an. Der so genannte Primärschlamm aus den Vorklärbecken sowie der Sekundär- oder Überschussschlamm in der eigentlichen biologischen Stufe. Bei Entsorgungsdiskussionen werden diese Schlammfraktionen meist unter dem Begriff Klärschlamm subsumiert. Aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften ist im Hinblick auf die Entsorgungstechnologie eine Differenzierung sinnvoll. Während der Primärschlamm energiereich und anaerob gut abbaubar ist, und sehr gute Entwässerungseigenschaften hat, weist der Überschussschlamm gegenteilige Eigenschaften auf.

Primärschlamm: vergleichsweise hoher Brennwert, gut entwässerbar, hohes Adsorptionsvermögen, daher stark belastet z. B. mit Schwermetallen

Überschussschlamm: sehr geringer Brennwert, hoher Entwässerungsaufwand (Flockungshilfsmittel und Personal), vergleichsweise gering belastet, durch geeignete Maßnahmen reduzierbar

Im Febr. 2004 stellte das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) in NRW die Studie „Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen – Teil C – Vergleichende Bewertung der Umwelterheblichkeit der Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern“ vor. Die Studie kommt zu dem Ergebnis, dass der Einsatz von kommunalem Klärschlamm in der Landwirt-

schaft die Umwelt in der Regel wesentlich stärker belastet, als andere Düngemittel. So lag die Schwermetallbelastung von kommunalem Klärschlamm vielfach um den Faktor 10 – 100 höher, als bei anderen verwendbaren Düngemitteln. Die Umweltministerin Frau Bärbel Höhn äußert sich im Vorwort dieser Studie wie folgt: „Diese Studie zeigt einmal mehr, dass die Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft kritisch bewertet werden muss. Das Düngen der Felder hat innerhalb der landwirtschaftlichen Produktionsprozesse die größte Auswirkung auf die Umwelt. Die Ergebnisse dieser Untersuchung dokumentieren, wie wichtig die Regelung von Anforderungen zur Begrenzung von Schadstoffeinträgen in den Boden ist, um eine nachhaltige landwirtschaftliche Produktion zu erhalten.“

Die Bundesregierung antwortet im März 2004 auf eine Anfrage der FDP-Fraktion bezüglich des Düngemittelkonzepts wie folgt: Die Bundesregierung strebe eine gleichwertige Behandlung der organischen Düngemittel an. Hierfür schlagen das BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) und BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) nicht nur für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung neue Grenzwerte vor, sondern auch für die Verwertung von Bioabfällen und für landwirtschaftliche Wirtschaftsdünger. Die Vorschläge für neue Grenzwerte in der Klärschlammverordnung orientieren sich an dem Ziel, dass es durch Düngemittelanwendung zu keiner Schadstoffanreicherung über die Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverord-

nung hinaus kommen soll. Die Bundesregierung geht davon aus, dass im Falle eines Verzichtes durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ausreichende Kapazitäten für die Verbrennung der Schlämme vorhanden sind oder rechtzeitig geschaffen werden können.

Nordrhein-Westfalen hat als erstes Bundesland eine umfassende Untersuchung (Die Studie "Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen - Teil D - Organische Schadstoffe in Klärschlämmen aus der kommunalen Abwasserbehandlung" ist im Oktober 2004 erschienen) über die Klärschlammbelastung mit organischen Schadstoffen durchgeführt. Die Ergebnisse aus einer ganzjährigen Untersuchung der Klärschlämme aus 158 kommunalen Kläranlagen – dies entspricht rund 80 % der in Nordrhein-Westfalen anfallenden jährlichen Klärschlammmenge – ergaben, dass Rückstände aus Wasch- und Reinigungsmitteln, Desinfektions- und Flammschutzmitteln sowie hochgiftige Stoffe aus industriellen Prozessen in Klärschlämmen verbreitet auftreten. In der vom Landesumweltamt NRW durchgeführten Untersuchung wurden Klärschlämme aus 158 nordrhein-westfälischen Kläranlagen auf insgesamt 72 organische Einzelstoffe bzw. Stoffkombinationen untersucht. Dabei konnten insgesamt 54 teilweise hochgiftige Substanzen nachgewiesen werden. Ein bedenkliches Ergebnis, da ein Teil der Klärschlämme wegen seines Phosphatgehaltes als Düngemittel in der Landwirtschaft ausgebracht wird. Die Schadstoffe gelangen so in den Boden, wo sie überwiegend nicht abgebaut werden. So können sie Nahrungsmittel und Grundwasser belasten.

Eine interessante Erkenntnis dieser Studie ist, dass offenbar die aerobe Schlammbehandlung (simultane Stabilisierung insbesondere in kleineren Anlagen) einen positiven Einfluss auf die Elimination von organischen Problemstoffen hat. Umweltministerin Bärbel Höhn zu dieser Studie: "Die Ergebnisse zeigen, wie sehr unser Alltag durch den Umgang mit chemischen Produkten geprägt ist. Diese gelangen teilweise gewollt, oft aber auch als unerwünschtes Nebenprodukt in unser Abwasser und damit in den Klärschlamm. Wir müssen genau festlegen, welche Klärschlämme überhaupt weiterhin auf unseren Äckern verteilt werden können."

7. Klärschlamm-desintegration

Unter der Desintegration von Klärschlamm wird die Zerkleinerung des Schlammes von der Flockenzerstörung bis hin zum Aufschluss der im Schlamm vorliegenden Mikroorganismen verstanden. Die Zielsetzung der Desintegration ist u. a. das Freisetzen von Zellinhaltsstoffen, um den Schlamm weitergehend als bisher zu stabilisieren bzw. zu mineralisieren. Konkrete Einsatzgebiete sind die Schlammreduktion, die Verbesserung der anaeroben sowie aeroben Stabilisierung, die Bereitstellung von internen Kohlenstoffquellen für die Denitrifikation und die verbesserte Absetzbarkeit von Blähschlämmen. Physikalische, chemische und biologische Prozesse können zu einer gezielten Desintegration von Schlämmen führen. Die Desintegration des Klärschlammes führt u. a. zur Reduktion der Partikelgröße des Überschussschlammes. Die durch Biopolymere miteinander verketteten Mikroorganismen

werden dabei voneinander getrennt. Die Energie der Bindung zwischen den Organismen ist deutlich geringer als die zur Zerstörung der Zellwand benötigte Energie. Daher werden zunächst die Flocken zerstört. Aus Abbildung 9 wird ersichtlich,

die Biogasausbeute erhöht und sich die Schlammmasse verringert. Wie die oben stehende Abbildung 9 eindrucksvoll veranschaulicht, bestehen sehr viele Möglichkeiten, das konventionelle Verfahren zu ergänzen oder sinnvoll zu verändern. Dar-

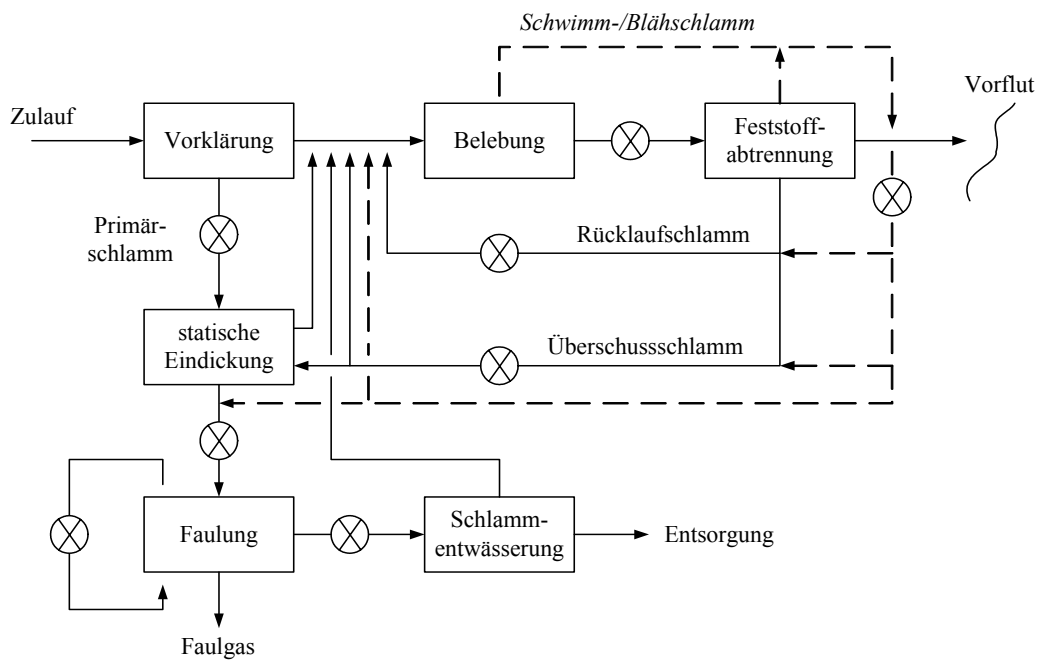


Abbildung 9 Ausgewählte Einsatzmöglichkeiten für Desintegrationsverfahren

dass Desintegrationsverfahren (markiert als Kreis mit Kreuz) in Abhängigkeit vom gewünschten Ergebnis an sehr unterschiedlichen Stellen der biologischen Abwasser- und Schlammbehandlung eingesetzt werden können. So kann beispielsweise der Rücklaufschlamm in der biologischen Stufe einer Kläranlage teilweise desintegriert und anschließend in der belüfteten Phase wieder zugegeben werden. Dies hat zur Folge, dass der Überschussschlammanteil sich verringert. Ein ähnliches Vorgehen ist möglich, indem der statisch eingedickte Schlamm desintegriert und anschließend der Faulstufe zugeführt wird. Daraus resultiert, dass die Aufenthaltszeit im Faulturm reduziert werden kann, sich

über hinaus ist auch eine Vielzahl von Verfahrenskombinationen möglich, welche aufgrund ihrer Vielzahl hier nicht erschöpfend dargestellt werden können. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Unterstützung der aeroben/anaeroben Stabilisierung von Klärschlamm/Biomasse mittels Desintegrationsverfahren die folgenden Verfahrensergebnisse zum Ziel hat:

- die Intensivierung des biologischen Abbaus,
- die Reduktion der Behandlungszeiten,
- die Reduktion des Faulraumvolumens,

- die Reduktion zu entsorgender Feststoffmassen,
- die Erhöhung der Biogasausbeute,
- oder die Verbesserung der Schlammentwässerbarkeit.

Bei der Bekämpfung von Bläh- und Schwimmschlamm mit Hilfe von Desintegrationsverfahren wird das Ziel verfolgt:

- die fädigen Schlammstrukturen zu zerstören,
- das Sedimentationsverhalten des Schlamms zu verbessern,
- oder Schaumprobleme in der Faulung zu vermeiden.

Die biologische Stickstoffelimination, insbesondere die Denitrifikation, kann mittels Desintegrationsverfahren unterstützt werden, indem die Produktion interner Wasserstoff-Quellen unterstützt wird und damit auf den Zukauf externer Substrate verzichtet werden kann. Für die Desintegration von Klärschlamm werden grundsätzlich vier verschiedene Verfahren eingesetzt:

- Thermische Verfahren,
- Mechanische Verfahren (z. B. Ultraschallverfahren),
- Chemische Verfahren (z. B. Ozonbehandlung),
- Enzymatische/Biochemische Verfahren.

Die Untersuchungen von Schmelz und Müller [2004] zur Verbesserung der Faulung haben gezeigt, dass die Desintegration von Primärschlämmen nahezu keine Verbesserung des Abbauverhaltens bewirkte und daher möglichst nur Überschuss-schlämme behandelt werden sollten.

7.1 Thermische Schlamm-desintegration³⁾

Die thermische Schlammbehandlung kann unterschieden werden in die thermische Konditionierung, die thermische Desintegration und die Gefrierbehandlung. Während die thermische Konditionierung und die Gefrierbehandlung vornehmlich eine Verbesserung des Wasserabgabevermögens des Schlamms zum Ziele haben, wird mit der thermischen Desintegration vor allem eine Verbesserung nachfolgender Abbauprozesse angestrebt. Bei der thermischen Konditionierung wird durch die Wahl von Reaktionstemperatur und Behandlungsdauer eine weitgehende Überführung organischer, auch extrazellulärer Bestandteile in den Überstand angestrebt. Der übrig bleibende Schlamm weist einen deutlich geringeren Gehalt organischer, wasserbindender Substanzen auf und erreicht höhere Entwässerungsgrade. In den vergangenen Jahrzehnten wurden auf dem Gebiet der thermischen Schlammbehandlung umfangreiche Erfahrungen gesammelt. Gegenüber den mechanischen Verfahren und der Ozonbehandlung benötigt die thermische Desintegration deutlich mehr Energie. Hierbei handelt es sich jedoch um thermische Energie, die zu günstigeren Preisen zur Verfügung steht als die für die mechanischen Verfahren notwendige elektrische Energie. Im Vergleich zur mechanischen Schlamm-desintegration werden längere Behandlungszeiten und somit größere Reaktoren benötigt. Der Eintrag der Wärmeenergie erfolgt entweder

³⁾ Inhalt teilweise wörtlich entnommen aus NICKEL und NEIS [2003] Klärschlamm-desintegration – Überblick über verschiedene Verfahren und dem Arbeitsbericht 3 der ATV Arbeitsgruppe 3.1.6 "Klärschlamm-desintegration" [2003].

indirekt über Wärmetauscher oder durch das Einblasen von Dampf in den Schlamm. Bei direkter Dampfinjektion werden die z. T. erheblichen Betriebsprobleme vermieden, welche durch Verkrustung und Korrosion Wärme tauschender Flächen verursacht werden. Mit steigender Temperatur wird grundsätzlich ein höherer Schlammaufschluss erzielt. Dies geht jedoch mit einer möglichen Bildung von geruchsintensiven sowie schwer abbaubaren Verbindungen einher, welche im Schlammwasser zurück in den Kläranlagenzulauf geleitet werden. Auch die Entstehung von Hemmstoffen ist nicht auszuschließen, was unter Umständen eine irreversible Hemmung des Faulprozesses zur Folge haben kann. Die Bildung von Melanoiden wird bereits im Temperaturbereich um 100 °C beobachtet. Aus der thermischen Schlammkonditionierung ist bekannt, dass bei Temperaturen um 200 °C sogar hochtoxische Dioxine produziert werden. Da die Reaktionskinetik für die Bildung dieser Hemmstoffe noch nicht eindeutig geklärt ist, bleibt abzuwarten, ob durch eine Veränderung der Verfahrensbedingungen die Probleme zufrieden stellend gelöst werden können.

7.2 Mechanische Schlamm-desintegration⁴⁾

Die zum Aufschluss notwendige mechanische Energie kann in Form von Druck-, Translations- oder Rotationsenergie zur Verfügung gestellt werden. Jeder feste

⁴⁾ Inhalt in Kap. 7.2.1 bis 7.2.5 teilweise wörtlich entnommen aus NICKEL und NEIS [2003] Klärschlamm-desintegration – Überblick über verschiedene Verfahren und dem Arbeitsbericht 1 der ATV Arbeitsgruppe 3.1.6 "Klärschlamm-desintegration" [2000].

Körper – hier die Zelle – leistet Widerstand gegen eine mechanische Verformung. Es kommt zur Zerstörung, wenn die Zerreißfestigkeit des Materials überschritten wird. Eine ganze Reihe von verschiedenen Apparaten und Verfahren eignen sich für die mechanische Klärschlamm-desintegration.

7.2.1 Rührwerkskugelmühle

Die Rührwerkskugelmühle besteht aus einem zylindrisch oder konisch ausgebildeten Mahlbehälter, der wahlweise horizontal oder vertikal angeordnet ist. In den Mahlkörper ragt ein motorgetriebenes Rührlement mit Rührscheiben. Die Umfangsgeschwindigkeit der Scheiben liegt bei 8 bis 20 m/s. Der Mahlraum ist durch eine Kugelschüttung, die Mahlkörper, ausgefüllt. Die über die Motorwelle angetriebenen Rührscheiben versetzen die Mahlkugeln in eine Rotationsbewegung und eine Relativbewegung zueinander. Während des Durchgangs der Suspension, die den Mahlraum durchströmt, werden die hierin enthaltenen Feststoffe durch die Mahlkugeln beansprucht. Die Mahlkörper bestehen aus verschleißfestem Material (Keramik o. ä.) und haben Durchmesser zwischen 0,1-2,0 mm. Zur Mahlgut-Mahlkörper-Separation können Zentrifugalabscheider oder Abtrennvorrichtungen wie Trennsplatt, Ringsplatt oder Siebpatrone eingesetzt werden.

7.2.2 Hochdruckhomogenisatoren

Bei Hochdruckhomogenisatoren handelt sich um Geräte von einfachem Aufbau, die aus zwei Hauptkomponenten bestehen, ei-

ner mehrstufigen Hochdruckpumpe und einem Homogenisierventil. Die Hochdruckpumpe verdichtet die Suspension auf Drücke von mehreren hundert bar und ermöglicht je nach Maschinengröße Volumenströme von 40 Litern bis zu mehreren Kubikmetern pro Stunde. Das Homogenisierventil stellt die eigentliche Aufschluss-einheit dar. Der stationäre Ventilsitz und der verstellbare Ventilkörper bilden den Homogenisierspalt, dessen Weite durch eine äußere Kraft eingestellt werden kann. Die verdichtete Suspension tritt durch den Spalt aus, wird auf hohe Geschwindigkeiten beschleunigt und entspannt. Im Ventils-palt wird der Dampfdruck der Flüssigkeit unterschritten. Es entstehen Dampfblasen (Kavitationsblasen). Die Kavitationsblasen kollabieren und induzieren energiereiche Schubspannungsfelder, in denen die Zellen aufgeschlossen werden. Schließlich trifft die Suspension auf den Prallring auf und verlässt die Maschine. Der Homogenisier-druck stellt den wichtigsten variierbaren Parameter dar. Mit steigendem Druck nimmt auch die für die Zerkleinerung zur Verfügung stehende Energie zu und entsprechend verbessert sich das Aufschluss-ergebnis. Bei Drücken von mehreren hun-dert bar werden Bakterien weitgehend aufgeschlossen.

7.2.3 Lysat-Zentrifugen-Technik

Die Desintegration des Schlammes erfolgt hierbei mit einem speziellen Schlagwerk, das in die Eindickzentrifuge eingebaut ist. Die Lysiereinrichtung ist bei vorhandenen Maschinen z. T. nachrüstbar. Die Zellzer-störung erfolgt nach der Zentrifugati-on/Eindickung, somit wird das Zentrat

nicht belastet. Nach Meinung der Herstel-ler erfolgt die Zellzerstörung durch die Ausnutzung dreier Effekte:

1. Verzögerungskraft aufgrund der Verminderung der vorhandenen kine-tischen Energie (Prallkräfte infolge Aufpralls der Partikel im Zentrifu-ge-Rahmen),
2. Prallwirkungen aufgrund einer Schlagwerkskonstruktion, in der die aus der Zentrifuge abgeworfenen, noch bewegten Partikel abgebremst werden,
3. Scherwirkung in obiger Konstruktion aufgrund der Zentrifugendrehzahl im Bereich von 1500 bis 3000 U/min.

7.2.4 Hochleistungspulstechnik

Hochleistungspulstechnik ist die Erzeu-gung und Nutzung von elektrischen Durch-schlägen in flüssigen oder festen Materia-lien. Derartige Durchschläge erzeugen Druck-/Schockwellen, deren Höhe über ei-ne elektrische Impulsquelle gesteuert wer-den kann. Für den Klärschlammaufschluss wird das so genannte elektro-hydraulische Verfahren verwendet. Zwei Elektroden be-finden sich in der elektrisch schlecht lei-tenden Klärschlamm-suspension und sind mit einer gepulsten Energieversorgungsan-lage (EVA) verbunden. Die EVA besteht aus einer Ladeeinrichtung und Impulskon-densatoren. Beim Zuschalten der EVA füh-ren Ausgangsspannungen von einigen 10 kV zum elektrischen Durchschlag zwi-schen den Elektroden. Im Medium entste-hen Plasmakanäle und Druckwellen, wo-durch die Schlamm-partikel zerkleinert werden.

7.2.5 Prallstrahlverfahren

Bei der Prallstrahltechnik wird eine Suspension mittels einer Hochdruckpumpe auf Drücke von 20 bis mehreren hundert bar verdichtet und dann durch eine Düse entspannt. Nach dem Durchtritt durch die Düse wird die Suspension im Freistrah auf eine Prallplatte geführt, wo sie mit hoher Geschwindigkeit auftrifft. Die Beanspruchung erfolgt sowohl durch Kavitation im Bereich der Düse als auch durch die schlagartige Verzögerung auf der Prallplatte. Im Staupunkt des Flüssigkeitsstrahls und in seiner näheren Umgebung treten

aufbricht. Diese Rezirkulation wird als Aufprallhäufigkeit ausgedrückt. Die wichtigsten Optimierungsparameter des Prallstrahlverfahrens sind der Kompressionsdruck, die Düsenform, der Düsen- bzw. Strahldurchmesser und die Aufprallhäufigkeit.

7.2.6 Ultraschall⁵⁾

Ziel der Anwendung von Ultraschall ist die akustische Erzeugung von Kavitation in der Klärschlamm suspension. Ultraschall breitet sich in Form von Longitudinalwellen

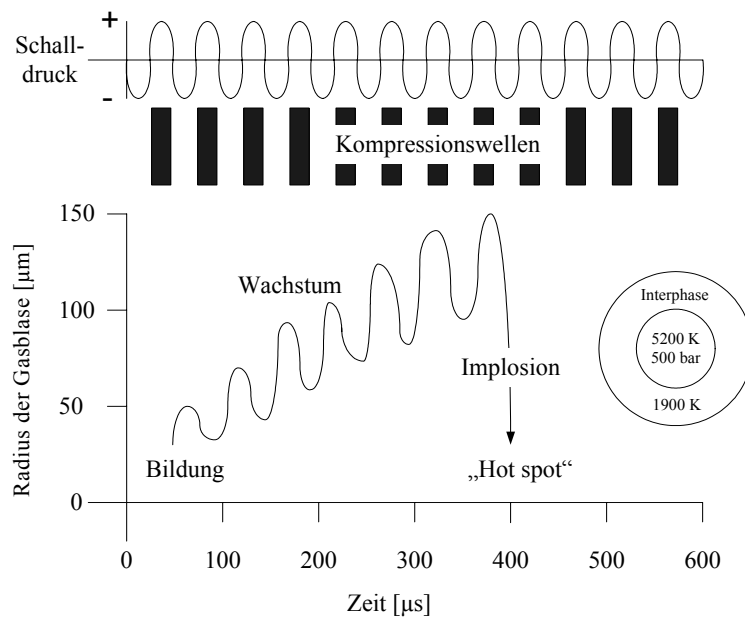


Abbildung 10 Bildung, Wachstum und Kollaps einer Kavitationsblase im Ultraschallfeld [Neis und Nickel, 2001]

maximale Druckkräfte und Schubspannungen auf, die für die Desintegration der Partikel verantwortlich sind. Die Suspension wird mehrere Male rezirkuliert, um die Mikroorganismen einer ausreichenden mechanischen Belastung auszusetzen. In anderen Worten, je öfter die Organismen auf die Prallplatte aufschlagen, umso größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass die Zellwand

len aus und bewirkt eine periodische Kompression und Dehnung (Verdichtung und Entspannung) der beschallten Substanz (Wasser bzw. Belebtschlamm). Es bilden sich mikroskopisch kleine Hohlräume in der Flüssigkeit (Kavitation) durch die Einwirkung eines Unterdrucks in der Entspan-

⁵⁾ Inhalt teilweise wörtlich entnommen aus Neis und Nickel [2001]

nungsphase. Auf Grund lokaler Unterschreitung des Wasserdampf- bzw. Sättigungsdrucks bestehen die sich bildenden Kavitationsbläschen aus einem Wasserdampf-Gas-Gemisch. Die Kavitationsblasen pulsieren zunächst in Resonanz mit der Ultraschallschwingung unter Zunahme ihres Volumens.

Bei Erreichen einer kritischen Größe, dem so genannten Resonanzradius, kommt es zum Blasenkollaps in der Druckphase. Diese schlagartige Blasenimplosion ist durch hohe Druckunterschiede (von bis zu 500 bar) und einem extremen Temperaturanstieg (von bis zu 5.200 Kelvin) in der Blase und ihrer unmittelbaren Umgebung gekennzeichnet. Schließlich werden sehr schnelle Strömungen, so genannte „Jet-Streams“ erzeugt, die zu hohen mechanischen Scherkräften führen und die Wände von Bakterien, Pilzen und anderen Zellen aufreißen (vergleiche Abbildung 10). Im niedrigen Frequenzbereich (20 kHz - 100 kHz) werden große Kavitationsblasen erzeugt, die beim Zerfall extreme Scherkräfte und Wirkungen hervorrufen. Im mittlere-

radikalische, sonochemische Reaktionen im Wasser ausgelöst. Bei Beschallung im Hochfrequenzbereich über 1 MHz beginnt die Flüssigkeit auf molekularer Ebene zu strömen.

Die bei der Ultraschall-Kavitation ausgelösten extremen hydromechanischen Kräfte können genutzt werden, um die Schlammstruktur in einer Weise zu verändern, die beim konventionellen enzymatisch-biologischen Stabilisierungsprozess erst nach Tagen erreicht wird. Bereits nach sehr kurzer Beschallzeit bzw. geringem Energieeintrag werden die Schlammflocken (Agglomerate) in einzelne Partikel zerlegt (deagglomert). Es tritt die Zerstörung der Schlammflockenstruktur ein (Phase 1). Mit zunehmendem Energieeintrag setzt ein Aufschluss der biologischen Zellen im Klärschlamm ein. D. h., dass die Zellwände zerstört werden und das Zellinnere in Lösung geht. Der Aufbruch der mikrobiellen Zellwände, der so genannten Lyse, führt also zur Freisetzung gelöster organischer Substanzen im Schlammwasser (Phase 2). Über die Parameter Be-

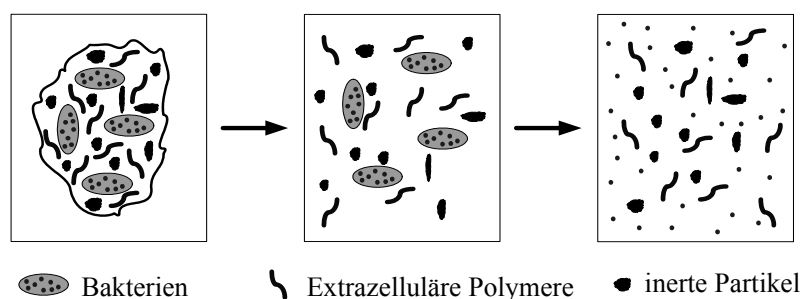


Abbildung 11 Schematische Darstellung der Deagglomeration (Bild Mitte) und der Zellzerstörung (Bild rechts) von Belebtschlamm durch Ultraschallbehandlung [Neis und Nickel, 2001]

ren Frequenzbereich (100 kHz - 1 MHz) werden zwar kleinere, aber noch wirkungsvolle Kavitationsblasen erzeugt und

schallzeit und Ultraschallintensität kann der Prozess je nach Behandlungsziel von der Flockenzerlegung bis hin zur vollständigen

digen Zerstörung aller Zellen geführt werden (vergleiche Abbildung 11). Dabei werden extrazelluläre Substanzen freigesetzt, die an die Zellwände gebunden sind. Diese Polymere und Enzyme beschleunigen den Abbau von organischem Material.

Anhand ihrer bisherigen Praxiserfahrungen geben Nickel und Neis [2003 a] folgende Orientierungsparameter für die wirtschaftliche Anwendung der Ultraschall-desintegration in der anaeroben Schlammbehandlung. Günstige Voraussetzungen für den Einsatz von Ultraschall bestehen, wenn im aktuellen Betrieb gilt:

- kurze Faulzeit (< 20 Tage),
- geringer Abbaugrad bei der Schlammstabilisierung (< 45%),
- geringe spezifische Biogasausbeute (< 350 NL/kg oTR_{zu}),
- Eindickung des Schlammes auf 3% bis 6% TR,
- gute Fließfähigkeit des Schlammes (geringe Viskosität),
- getrennte Führung des Primär- und Sekundärschlammes vorhanden,
- separate Beschallung des Sekundärschlammes möglich,
- hohe Kosten für Schlammentsorgung.

Ungünstige Voraussetzungen gelten entsprechend, wenn gilt:

- lange Faulzeit (> 30 Tage),
- nur Rohschlamm zur Beschallung verfügbar, d.h. Überschussschlamm nicht separiert,
- Grob- und Feststoffe nicht gut zurückgehalten in der Vorreinigung,
- hohe Viskosität des Schlammes,

- hohe Konzentration gelöster Gase im Medium.

Notwendiger Energieeintrag für Schlammbehandlung mit Ultraschall [Nickel und Neis, 2003 a]:

$$3 - 15 \text{ kWh/m}^3$$

Für die Blähschlammbekämpfung liegt der Energieeintrag im unteren und für Überschussschlamm-desintegration eher im oberen Bereich. Hiermit lässt sich der entsprechende Energieverbrauch berechnen. Die Betriebskosten werden in der Hauptsache durch den Energieverbrauch bestimmt.

Investitionen für Ultraschallanlagen [Nickel und Neis, 2003 a]:

$$\text{ca. } 10 - 20 \text{ TSD €/kW}$$

Nickel und Neis [2003 a] illustrieren anhand von drei Beispielkläranlagen, die mit der Ultraschalltechnologie erzielten Verfahrensergebnisse:

Beispielkläranlage A (230.000 EW):

Anaerobe Schlammstabilisierung,

Faulzeit: 20 d

Rohschlamm (Primär-/Überschussschlamm = 1:1), $Q_{RS} = 540 \text{ m}^3/\text{d}$

30 % des Überschussschlammes separat beschallt, $Q_{ÜS} = 90 \text{ m}^3/\text{d}$,

Ultraschallgerät: 15 kW

3-monatiger Test im Praxismaßstab,

Resultat auf Massenbilanzbasis:

Biogasproduktion: + 30 %,

oTR-Abbau: + 30 %

(oTR-Restgehalt von 55 % auf 50 %)

Kosten-Nutzen-Rechnung nach Aussage des Betreibers positiv

Beispielkläranlage B (15.000 EW):

Anaerobe Schlammstabilisierung,
Faulzeit: > 30 d
Rohschlamm (Primär-/Überschuss-
schlamm = 1:1),
30 % Rohschlamm, eingedickt, beschallt,
Ultraschallgerät: 5 kW
Dauertest im Praxismaßstab, Resultat:
Biogasproduktion: + 20 %

Beispielkläranlage C (50.000 EW):

Aerobe Schlammstabilisierung,
Schlammalter ca. 20 d,
30 % des eingedickten Überschuss-

lare Struktur aus vielen einzelnen Aminosäuren. Enzyme kommen in jedem lebenden Organismus vor. Sie beschleunigen als Biokatalysatoren alle Stoffwechselprozesse in den Zellen. Enzyme setzen die so genannte Aktivierungsenergie für chemische Reaktionen herab – das ist diejenige Energie, die mindestens notwendig ist, um eine Reaktion überhaupt erst in Gang bringen zu können. Da in den Zellen niedrigere Temperaturen herrschen, als die Stoffwechselreaktionen ohne die „Katalysator-Enzyme“ benötigen würden, wäre ein geregelter Stoffwechsel in lebenden Orga-

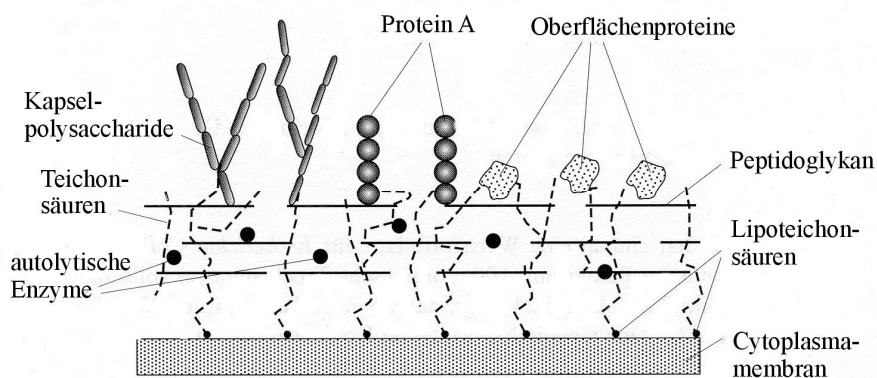


Abbildung 12 Zellwand Gram-positiver Bakterien nach Banks et al. [1986]

schlamms beschallt, $Q_{\text{ÜS}} = 28 \text{ m}^3/\text{d}$,
Rückführung in das Belebungsbecken
Ultraschallgerät: 5 kW
3-monatiger Test im Praxismaßstab,
Resultat auf Massenbilanzbasis:
Überschussschlammproduktion: - 30%
Kosten-Nutzen-Rechnung nach Aussage
des Betreibers positiv

7.3 Enzymatische/Biochemische Schlammintegration

Enzyme sind die biologisch wichtigste Gruppe der Proteine. Sie besitzen eine hochkomplexe, dreidimensionale moleku-

nismen ohne Enzyme gar nicht möglich. Außerdem reagieren durch die herabgesetzte Aktivierungsenergie eine größere Anzahl von Teilchen miteinander, so dass die Reaktionsgeschwindigkeiten und damit die Stoffwechselprozesse beschleunigt werden. Diejenigen Stoffe, die von den Enzymen umgesetzt werden, heißen Substrate. Enzyme sind hochspezifisch und funktionieren nach dem so genannten „Schlüssel-Schloss-Prinzip“. Das bedeutet, dass ein bestimmtes Enzym nur mit einer eng begrenzten Anzahl von „passenden“ Stoffen – meist sogar nur mit einem Stoff – reagiert („Substratspezifität“) und nur ganz bestimmte Reaktionen katalysieren kann

(„Wirkungsspezifität“). Damit ein lebender Organismus reibungslos funktioniert, braucht er etwa 10.000 verschiedene Enzyme. Wissenschaftlich bekannt und erforscht sind bisher allerdings nur rund 3.000 [Schlegel, 1992]. Die Wirkungsweise der enzymatischen Klärschlamm-Desintegration ist komplex. Dies wird ersichtlich, wenn man den Aufbau einer Zellwand – z. B. eines Gram-positiven Bakteriums wie in Abbildung 12 – betrachtet. Bei Gram-positiven Bakterien ist das Mureinnetz zu 30-70 % an der Trockenmasse der Zellwand beteiligt und etwa 40 Schichten dick. In der Zellwand der Gram-positiven Bakterien sind Polysaccharide, wenn überhaupt vorhanden, kovalent gebunden. Der Proteingehalt ist gering. Charakteristisch ist das Vorhandensein von Teichonsäuren; das sind Ketten von 8-50 Glycerin- oder Ribitmolekülen, die über Phosphatbrücken miteinander verestert sind. Die Teichonsäuren sind wahrscheinlich über Phosphatamidartig an das Murein gebunden [Schlegel, 1992]. Mikroorganismenzellen stehen unter einem Druck von bis zu 20 bar [Mozes, 1991]. Dieser hohe Druck kann nur durch ein eng geknüpftes Netzwerk aus Murein aufrecht gehalten werden. Kunz [1998] folgert daraus, dass der enzymatische Angriff auf das Murein, welches aus Peptidoglykan besteht, ausgerichtet sein muss. Gram-negative Bakterien hingegen verfügen nur über ein einschichtiges Mureinnetz, welches zu weniger als 10 % an der Trockenmasse der Zellwand beteiligt ist. Das Murein enthält durchweg nur *meso*-Diaminopimelinsäure, kein Lysin und Interpeptidbrücken sind nicht vorhanden. Der Aufbau des Mureinsacks ist bei allen Gram-negativen Bakterien gleich. Tei-

chonsäuren konnten bisher nicht nachgewiesen werden [Schlegel, 1992]. Über das einschichtige Murein lagert sich bei Gram-negativen Bakterien die äußere Membran, die aus dem bereits mehrfach genannten EPS besteht [Kunz, 1998]. Für die Zerstörung von Zellen im Belebtschlamm müssen also neben Enzymen zur Spaltung des Mureins auch Enzyme zur Zerstörung der äußeren Membran enthalten sein (vergleiche Kunz [1998] und Banks et al. [1986]).

Die ATV Arbeitsgruppe 3.1.6 "Klärschlamm-Desintegration" weist in ihrem Arbeitsbericht 3 [ATV/DVWK, 2003] auf das Thema Enzymatische/Biochemische Desintegration wie folgt hin: „Durch die Aktivität von Enzymen erfolgt eine biologische Hydrolyse von Schlamminhaltsstoffen. Enzyme sind Proteine, die bereits in kleinen Mengen als Biokatalysatoren die Reaktionsgeschwindigkeit unter normalen Umgebungsbedingungen deutlich beschleunigen. Die Desintegration durch mikrobiologisch im System produzierte Enzyme (Autolyse) wird beispielsweise bei der Primärschlammhydrolyse genutzt. In jüngerer Zeit werden auch extern produzierte Enzyme, z. B. in der Schlammfäulung, mit dem Ziel zugesetzt, den biologischen Abbau und die Schlammwässerung zu optimieren.“

Weltweit, und vor allem in den USA, werden Enzyme in der Abwassertechnik sowie Schlammbehandlung eingesetzt. In Deutschland haben sich diese Enzymverfahren nicht durchgesetzt. Vermutlich wegen der teilweise großen Zeitdifferenz zwischen Zugabe und Wirkung. Es konnte beobachtet werden, dass einige Anwen-

dungen von Enzymen sehr gute Resultate liefern und andere nicht. Eine Erklärung könnte hier in der Komplexität der Wirkungsweise respektive der Individualität der Belebtschlämme sein. Darüber hinaus gab es Applikationen im Bereich der aeroben Stabilisierung die in der Anfangsphase gute Resultate lieferten, aber sich die Ergebnisse mit zunehmender Einsatzdauer verschlechterten und die Systeme am Schluss kollabierten. Hierzu sei angemerkt, dass lysierte Zellen eine zusätzliche organische Fracht darstellen, der daraus entstehende zusätzliche Sauerstoffbedarf muss durch das entsprechende Belüftungssystem bereitgestellt werden können.

7.4 Chemische Schlammintegration

Bei der chemischen Desintegration sind die Mechanismen der chemischen Oxidation und der chemischen Hydrolyse zu unterscheiden. Bei Umgebungstemperatur und Normaldruck werden bei Verwendung von Sauerstoff als Oxidationsmittel organische Bestandteile im Klärschlamm nur relativ langsam oxidiert bzw. gar nicht angegriffen. Daher müssen zur Erzielung einer ausreichend schnellen und starken Oxidation entweder die Temperaturen erhöht oder stärkere Oxidationsmittel zugegeben werden. Chemische Hydrolyse: Schon durch Zugabe von verhältnismäßig geringen Mengen an starken Säuren bzw. Basen zu einer Klärschlamm suspension beschleunigt sich die Hydrolysegeschwindigkeit. Die chemische Hydrolyse bewirkt eine Spaltung von Zuckern, Stärken, Proteinen usw. in monomere Bausteine. Die Zellwandstruktur von Mikroorganismen wird dabei aufgelöst. Der Einsatz der che-

mischen Oxidation als Desintegrationsverfahren beruht in erster Linie auf dem Aufbrechen von Zellhüllen durch Radikale ($\text{OH}\cdot$; $\text{HO}_2\cdot$). Das Oxidationsmittel wird durch eine radikalbildende Substanz oder durch Anregung (bspw. UV-Strahlung) in Radikale umgewandelt. Werden starke Oxidationsmittel verwendet, kommt es bei niedrigem pH-Wert auch ohne Aktivierung zur Radikalbildung. Bei der Oxidation gibt ein Atom oder Molekül Elektronen ab. Das Oxidationsmittel nimmt dabei die abgegebenen Elektronen auf und wird damit selbst reduziert. Das bekannteste Oxidationsmittel ist Sauerstoff (O_2). Beispiele für stärkere Mittel sind Ozon (O_3) und Wasserstoff-Peroxid (H_2O_2).

7.4.1 Schlammintegration mit Ozon

Ozon gehört zu den stärksten technisch herstellbaren Oxidationsmitteln. Das Ozonmolekül selbst besteht aus 3 Sauerstoffatomen. Ozon ist ein instabiles Gas, das bei Umgebungstemperatur zum zweiatomaren Sauerstoff zerfällt. Das Ozonmolekül reagiert schnell und selektiv mit einer Vielzahl von Verbindungen unter Abspaltung eines Sauerstoffatoms. Bevorzugte Reaktionen finden mit ungesättigten Verbindungen unter Aufspaltung der Doppelbindung statt. Ozon ist nicht lagerfähig und wird deshalb vor Ort hergestellt. Ozon wird in Ozongeneratoren aus sauerstoffhaltigen Gasen nach dem Prinzip der stillen elektrischen Entladung erzeugt. Auf diesem Prinzip basieren fast alle großtechnisch installierten Ozonerzeuger. Zwischen zwei konzentrisch angeordneten Elektroden wird eine Hochspannung angelegt. Die Elektroden sind durch ein Dielektrikum

und zwei gasdurchströmte Entladungsräume voneinander getrennt. Ein Anteil der Sauerstoffmoleküle im Einsatzgas wird im elektrischen Feld gespalten und lagert sich sofort an freie Sauerstoffmoleküle unter Bildung von Ozon an. Den Produktinformationen der WEDECO AG ist zu entnehmen: Die Effektivität der Ozonerzeugung hängt von einer Reihe wesentlicher Faktoren ab. In Abhängigkeit vom verwendeten Einsatzgas, der elektrischen Feldstärke, der Kühlung sowie der Bauart des Ozonerzeugers werden Ozonausbeuten zwischen 1 und 16 Gewichtsprozent im Produktionsgas erreicht. Ozon lässt sich unter Verwendung von getrockneter Luft (Taupunkt < -60 Grad C) in Konzentrationen zwischen 20 und 60 g/m² erzeugen, wobei ein Energieverbrauch je nach Konzentration und Kühlwassertemperatur zwischen 12 und 18 kW/kg Ozon zu erwarten ist. Bei der Ozonerzeugung größerer Produktionsleistungen (> 1kg/h) wird zunehmend technischer Sauerstoff oder sauerstoffangereicherte Luft verwendet. Ein kg Ozon lässt sich unter diesen Bedingungen wiederum in Abhängigkeit von der gewünschten Konzentration bei einem Energieverbrauch zwischen 6 und 10 kW erzeugen. Der Entwicklungstrend hin zu Ozonerzeugern mit Ausbeuten bis zu 13 Gewichtsprozent hat die Wirtschaftlichkeit des Prozesses signifikant verbessert. Die Ozon-Injektion erfolgt i. d. R. durch einen Diffusor, Venturi oder statischen Mischer. Klärschlamm-desintegrationsverfahren auf der Basis von Ozon werden zur Behandlung des Rücklaufschlammstroms vor der Rückführung in die biologische Stufe sowie zur Behandlung des Überschussschlammes vor der Faulstufe eingesetzt.

Hierzu wird i. d. R. nur ein Teilstrom der gesamten Schlammmenge behandelt. Der Anteil des behandelten Teilstroms liegt nach Ried und Peters [1999] bei 4 bis 20 %. Es wird meist mit einer Ozondosis zwischen 0,05 und 0,2 g Ozon je g TR gearbeitet [vgl. Egemen et al., 1999; Sakai et al. 1997; Scheminski et al., 1998; Song et al. 2003]. Vranitzky und Lahnsteiner [2005] fanden bei ihren Untersuchungen heraus, dass 0,06 g Ozon pro g TR ausreichen, um die biologische Aktivität zu zerstören. Yasui und Shibata [1994] beschreiben den Betrieb einer halbertechnischen Belebtschlammanlage mit Ozonbehandlung ohne den Abzug von Überschussschlamm. Dazu musste die dreifache Menge der theoretisch produzierten Überschussschlammmenge über eine Ozonanlage rezirkuliert werden. Das Anlagenkonzept wurde später großtechnisch realisiert [Yasui et al., 1996]. Auch Sakai et al. [1997] berichten über den Betrieb einer kommunalen Kläranlage mit einer Zulaufmenge von 450 m³/d die über einen Zeitraum von 9 Monaten ohne den Abzug von Überschussschlamm betrieben wurde. Hier wurde die vierfache Menge der theoretisch produzierten Überschussschlammmenge über eine Ozonanlage rezirkuliert und mit einer Ozondosis von 0,034 g Ozon pro g TR behandelt. Mené und Lebrun [2002] erreichten auf einer kommunalen Kläranlage mit 1000 EW eine Reduktion des Überschussschlammfalls um 60 % verglichen mit dem Referenzzeitraum. Hier wurde für die Behandlung eine Ozondosis von 0,15 g Ozon pro g TR eingesetzt. Es zeigte sich hier eine Erhöhung des Sauerstoffbedarfs in der Belebung um 20 bis 30 %. Weemaes et al. [2000] behandelten Überschuss-

schlamm mit Ozon vor der Faulstufe und erzielten Vergrößerungen des oTR-Abbaugrades von 47 bis 64 %. Nach Angabe der Firma Kurita Water Industries Ltd. wird derzeit auf über 30 Abwasserbehandlungsanlagen ein Verfahren zur Desintegration von Klärschlamm mittels Ozon eingesetzt [Yasui et al., 2004].

7.5 Beispielhafte Wirtschaftlichkeitsabschätzungen

Für den Fall, dass die Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft untersagt oder stark reglementiert wird, ist damit zu rechnen, dass die Entsorgung in Verbrennungsanlagen stark zunehmen wird. Es steht zu befürchten, dass die Betreiber von thermischen Behandlungsanlagen – aufgrund der dann bestehenden Monopolstellung – das Preisniveau erhöhen werden oder die derzeitige Entsorgungssicherheit durch mangelnde Verbrennungskapazitäten für Kläranlagenbetreiber in Gefahr ist. Auf die Verhandlungsposition der Kläranlagenbetreiber werden sich alternative Vermeidungs- oder Entsorgungswege voraussichtlich positiv auswirken. Nachfolgend soll anhand zweier Beispiele die ökonomische Wettbewerbsfähigkeit innovativer Verfahren veranschaulicht werden. Selbstverständlich ist die individuelle Situation der Kunden sehr unterschiedlich und verlangt eine differenzierte sowie Fall bezogene Betrachtung.

Ultraschall

Ein Teilstrom des Rücklaufschlammes wird mit Ultraschall behandelt. Dadurch wird ein Teil des eingedickten Schlammes be-

schallt und somit deagglomeriert sowie teilweise lysiert. Anschließend wird der behandelte Schlamm zurück in die Belebung geführt. Durch die Anwendung der Ultraschall-Desintegration werden die organischen Bestandteile des Überschussschlammes vermehrt biologisch verbrannt bzw. veratmet. Bei diesem Verbrennungsprozess entsteht als Endprodukt Kohlendioxid. Nach Abschluss der Behandlung bleibt eine reduzierte Menge noch zu entsorgender Schlamm übrig. Dieser verbleibende Schlamm wird wie gewohnt entwässert und anschließend entsorgt. Der Aufwand für die Schlammentwässerung (Personal, Energie, Hilfsstoffe usw.) ist selbstverständlich nur noch für die verbleibende Schlammmenge notwendig. Meist entstehen bei diesem Prozess zusätzliche Vorteile wie beispielsweise die Unterdrückung von Blähschlamm bzw. die Einsparung entsprechender Hilfsstoffe. Diese Vorteile sind jedoch stark abhängig von diversen Rahmenbedingungen und müssen daher i. d. R. individuell ermittelt werden.

Annahmen Ultraschall-Desintegration:

- Kläranlage mit 50.000 EW, ohne Vorklärung, simultanaerobe Stabilisierung, Schlammalter etwa 20 Tage
- Überschussschlammfall: etwa 3.000 kg TS/d
- Durchschnittliche Entsorgungskosten: 190 €/t TS in der Landwirtschaft und 425 €/t TS bei der Monoklärschlammverbrennung
- Notwendige Leistung des Ultraschallgeräts etwa 5 kW

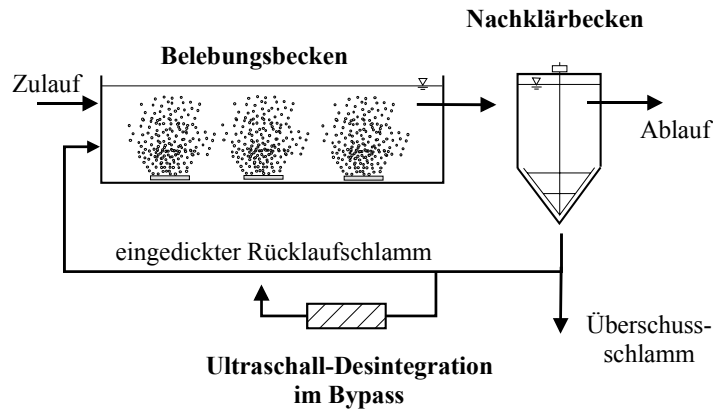


Abbildung 13 Verfahrensschema für den Einsatz von Ultraschall in einer biologischen Kläranlage mit aerober Stabilisierung

- Es wird nur ein Teil des Rücklaufschlammes beschallt, so dass die Überschussschlammproduktion um etwa 30 % reduziert werden kann.
- Notwendige Energie pro m³ beschallter Schlamm⁶⁾: 3 bis 15 kWh/m³
- Angenommene Energiekosten: 0,1 €/kWh
- Anfangsinvestition: 100.000 € (konservativ nach Nickel und Neis)
- Entsorgungskosten für 30 % des Schlammes in der Landwirtschaft: 62.415 €/a
- Entsorgungskosten für 30 % bei der Monoklärschlammverbrennung: 139.612 €/a
- Energiekosten: ca. 5.000 €/a (konservativ nach Nickel und Neis)
- Ersatzteile: 10 % der Investitionskosten = 10.000 €/a (geschätzt)

Um die vermehrte organische Fracht von

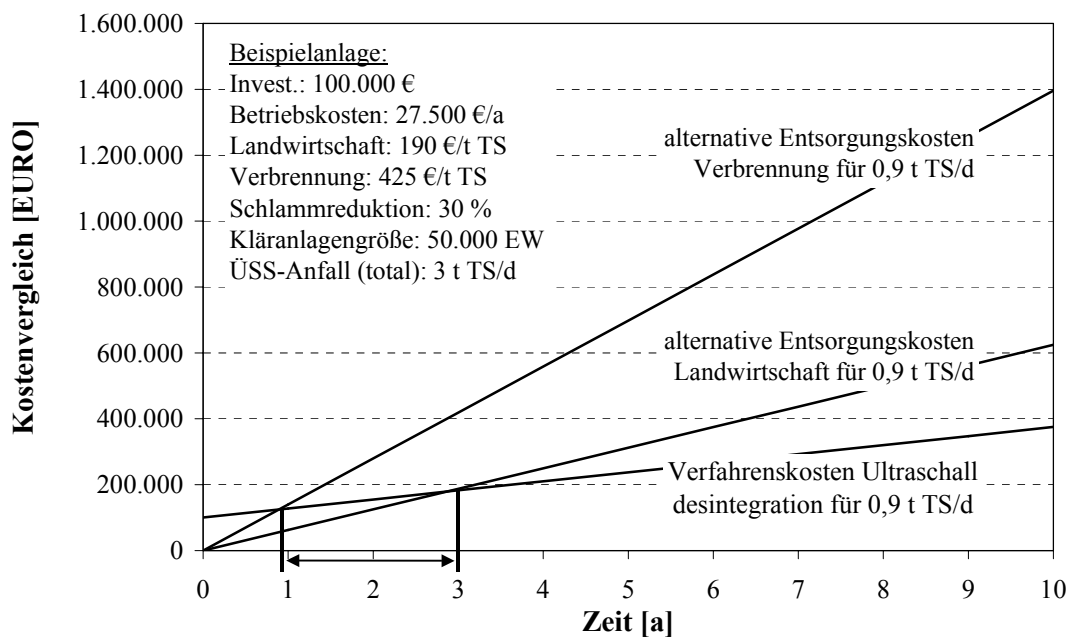


Abbildung 14 Kostenanalyse für den Einsatz eines Klärschlamm-desintegrationsverfahrens mittels Ultraschall im Vergleich zur thermischen und landwirtschaftlichen Entsorgung

etwa 30 % in der Biologie veratmen zu können, ist zusätzliche Belüftungsenergie notwendig. Die Belüftungsenergie ist von diversen Faktoren (Belüftungssystem, Beckentiefe, biologische und physikalische Sauerstoffverfügbarkeit usw.) abhängig. Die Belüftungsmehrkosten werden hier mit 12.500 €/a geschätzt.

Kapitalkosten für die Anfangsinvestition von 100.000 EURO wurden in der vorliegenden Wirtschaftlichkeitsbetrachtung über 10 Jahre nicht berücksichtigt, da diese sehr stark von der individuellen Finanzsituation des einzelnen Kläranlagenbetreibers abhängt. Aus der graphisch dargestellten exemplarischen Wirtschaftlichkeitsbetrachtung für die Vermeidung des Klärschlammanfalls mittels Ultraschall-desintegration wird deutlich, dass bei thermischer Entsorgung bereits nach weniger als einem Jahr und bei landwirtschaftlicher Entsorgung nach etwa 3 Jahren ein Kostenvorteil erreicht wird (siehe Abbildung 14).

Ozon

Ein Teilstrom des Rücklaufschlammes wird mit einer Ozondosis von etwa 0,05 g Ozon je g TR behandelt. Es wird nur ein Teilstrom des eingedickten Schlammes behandelt. Anschließend wird der behandelte Schlamm zurück in die Belebung geführt. Durch die Anwendung der Ozon-Desintegration werden die organischen Bestandteile des Überschussschlammes vermehrt biologisch verbrannt bzw. veratmet. Bei diesem Verbrennungsprozess entsteht als Endprodukt Kohlendioxid.

Annahmen Ozon-Desintegration:

- Kläranlage mit 50.000 EW, ohne Vorklärung, simultane Stabilisierung Schlammalter etwa 20 Tage
- Überschussschlammfall: etwa 3.000 kg TS/d
- Durchschnittliche Entsorgungskosten: 190 €/t TS in der Landwirtschaft und 425 €/t TS bei der Monoklärschlammverbrennung

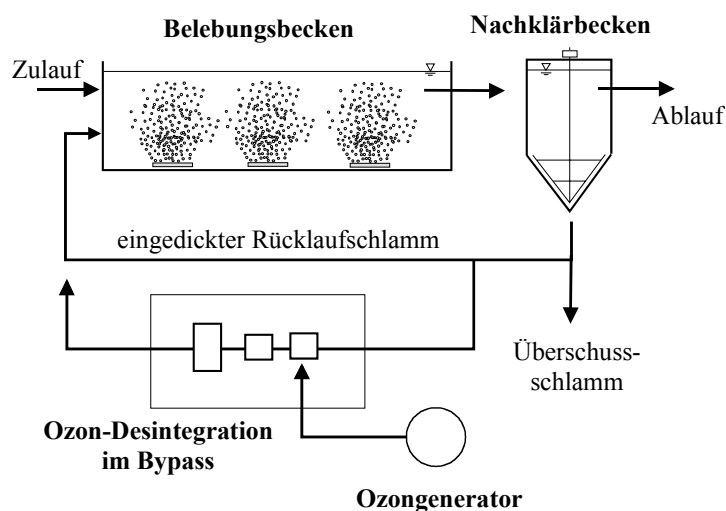


Abbildung 15 Verfahrensschema für den Einsatz von Ozon in einer biologischen Kläranlage mit aerober Stabilisierung

- Mit Ozon behandeltes Schlammvolumen etwa 250 m³/d. Damit kann die Überschussschlammproduktion um etwa 70 % reduziert werden ⁶⁾.
- Notwendige Leistung der Ozonanlage etwa 30 kW ⁷⁾
- Investitionskosten: ca. 550.000 € ⁷⁾
- Angenommene Energiekosten: 0,1 €/kWh
- Entsorgungskosten für 70 % des Schlammes in der Landwirtschaft: 145.635 €/a

zu können, ist zusätzliche Belüftungsenergie notwendig. Die Belüftungsmehrkosten werden hier mit 29.000 €/a abgeschätzt.

Kapitalkosten für die Anfangsinvestition von 550.000 EURO wurden in der vorliegenden Wirtschaftlichkeitsbetrachtung über 10 Jahre nicht berücksichtigt, da diese sehr stark von der individuellen Finanzsituation des einzelnen Kläranlagenbetreibers abhängt. Aus der graphisch dargestellten exemplarischen Wirtschaftlichkeits-

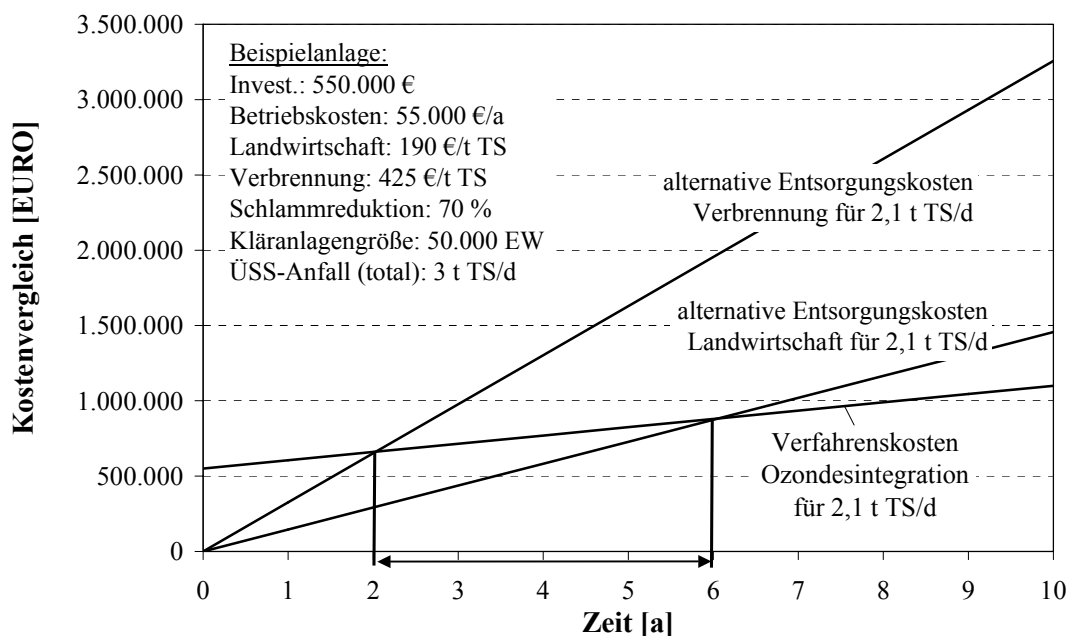


Abbildung 16 Kostenanalyse für den Einsatz eines Klärschlammesintegrationsverfahrens mittels Ozon im Vergleich zur thermischen und landwirtschaftlichen Entsorgung

- Entsorgungskosten für 70 % des Schlammes bei der Monoklärschlammverbrennung: 325.762 €/a
- Energiekosten: ca. 15.000 €/a ⁷⁾
- Ersatzteile: 2 % der Investitionskosten = 11.000 €/a ⁷⁾

Um die vermehrte organische Fracht von etwa 70 % in der Biologie veratmen

betrachtung für die Vermeidung des Klärschlammfalls mittels Ozondesintegration wird deutlich, dass bei thermischer Entsorgung nach etwa zwei Jahren und bei landwirtschaftlicher Entsorgung nach etwa 6 Jahren ein Kostenvorteil erreicht wird (siehe Abbildung 16). Die dargestellten Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen haben keine Allgemeingültigkeit und beinhalten Unsicherheiten, jedoch wird ersichtlich, dass sowohl die Klärschlammesintegration

⁶⁾ Quelle: unveröffentlichte Mittelungen der Firma imb + frings watersystems GmbH

mittels Ozon als auch die mittels Ultraschall bereits heute gegenüber der thermischen Entsorgung wettbewerbsfähig sind. Das Ultraschall-Verfahren ist darüber hinaus in der Lage, in einem gewissen Umfang mit der landwirtschaftlichen Entsorgung zu konkurrieren. Für das Ozon-Verfahren ist eine vergleichsweise hohe Anfangsinvestition notwendig und aus diesem Grund amortisiert sich das Verfahren im Vergleich zur landwirtschaftlichen Ent-

tuation und dem Ausschöpfen von Optimierungspotentialen zu erwarten.

7.6 Hinweise zu Überschuss-schlamm-Massenbilanzen

Um die Wirkungsweise von Verfahren zur Überschussschlammreduktion beurteilen zu können, ist eine gründliche Bilanzierung der Massenströme unverzichtbar.

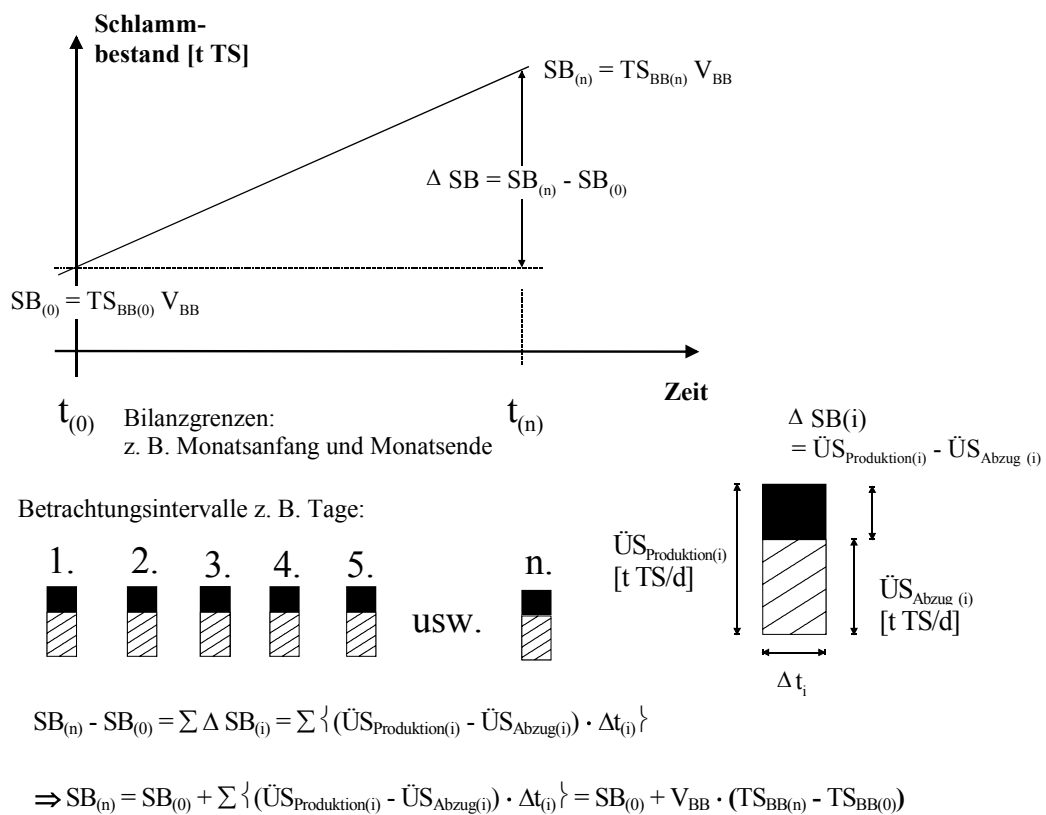


Abbildung 17 Theoretischer Ansatz für die Überschussschlamm-Bilanz

sorgung erst nach etwa 6 Jahren. Insbesondere durch die hohen Reduktionsraten des Ozon-Verfahren bekommen Kläranlagenbetreiber ein sehr hohes Maß an Entsorgungs- und damit Planungssicherheit hinsichtlich der Klärschlamm-entsorgung. Bei einem vermehrten Einsatz der Verfahren ist mit einer Verringerung der Preisniveaus aufgrund der steigenden Wettbewerbssi-

Nach Möglichkeit sollte mit einer zweistraßigen Kläranlage gearbeitet werden, bei der die „Schlammströme“ komplett getrennt sind. Dies ist jedoch nur in Ausnahmefällen möglich.

Alternativ muss der Referenzzustand anhand möglichst langer historischer Datenreihen fixiert werden, da der Überschuss-

schlammanfall i. d. R. starken saisonalen Schwankungen unterliegt. Die Differenz zwischen der ohne das Verfahren theoretisch anfallenden Überschussschlamm-Menge und der tatsächlich angefallenen Überschussschlamm-Menge ergibt die reduzierte Überschussschlamm-Menge. Zudem muss die Veränderung des Schlammbestandes im System rechnerisch berücksichtigt werden (siehe Abbildung 17). Es hat sich gezeigt, dass Untersuchungen im labor- oder halbtechnischen Maßstab keine belastbaren Ergebnisse hinsichtlich des Überschussschlammfalls erlauben. Dies liegt z. B. darin begründet, dass halbtechnische Anlagen dazu neigen, eine kompakte Schaumschicht an der Oberfläche zu produzieren und dieser Schaum einen sehr hohen Trockensubstanzgehalt aufweist. Darüber hinaus sind die anfallenden Überschussschlamm-mengen schlichtweg zu gering, um sie messtechnisch exakt zu erfassen.

8. Zusammenfassung

Die in der Europäischen Union zu entsorgenden Klärschlamm-mengen steigen aufgrund des wachsenden Anschlussgrades an Kanalisationsnetze respektive Kläranlagen stetig an. Es wird geschätzt, dass der europäische Markt für Anlagen zur Klärschlammbehandlung bis zum Jahr 2010 auf rd. 4 Milliarden Euro anwachsen wird. Die Darstellung der mikrobiologischen Grundlagen der Schlammproduktion im Rahmen der biologischen Abwasserreinigung hat gezeigt, dass die Schlammentstehung sehr komplexen Wirkungsmechanismen unterliegt. Um effiziente Vermeidungs- und Behandlungsstrategien für Klärschlamm zu

entwickeln, ist das Verständnis dieser komplexen Zusammenhänge unerlässlich.

Die Literaturlauswertungen ergaben, dass für die ortsnahe flüssige Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft mind. 190 Euro pro t Trockensubstanz angesetzt werden müssen. Für die thermische Entsorgung in Monoklärschlammverbrennungsanlagen fallen durchschnittlich Kosten in Höhe von 425 Euro pro t Trockensubstanz an. Aufgrund des Verbots der Deponierung von Klärschlamm sowie der intensiven Diskussion über die Entsorgung von Klärschlamm in der Landwirtschaft, kann es regional zu einer deutlichen Verschärfung der Entsorgungssituation kommen. Die Auswertung diverser Literaturquellen ergab, dass Klärschlamm-desintegrationsverfahren, insbesondere auf der Basis von Ultraschall sowie Ozon, einen interessanten Beitrag zur Reduktion von Überschussschlamm im Rahmen der biologischen Abwasserbehandlung leisten können. Anwendungsbeispiele belegen, dass die Klärschlamm-desintegration mittels Ozon sowie Ultraschall für viele Kläranlagen bereits heute eine ökonomisch sowie ökologisch interessante Entsorgungsalternative darstellt.

9. Literatur

ABBASSI, B.; GLIÁCOMAN-VALLEJOS, G.; RÄBIGER, N.; Prozessführung der biologischen Abwasserreinigung mit minimierter Überschussschlammproduktion, Verfahrenstechnik der Abwasser- und Schlammbehandlung, 3. GVC-Kongress, Würzburg, 1996.

ABBASSI, B.; Optimierte Verfahrensführung für die minimierte Überschussschlammproduktion, Dissertation, Universität Bremen, Institut für Umweltverfahrenstechnik, Fachbereich Produktionstechnik, Shaker Verlag, Aachen, 1997.

ATV HANDBUCH, Biologische und weitergehende Abwasserreinigung, Ernst & Sohn Verlag, 4. Auflage, 1997.

ATV/DVWK, ATV Arbeitsgruppe 3.1.6 "Klärschlamm-Desintegration", Arbeitsbericht 1, Verfahren und Anwendungsgebiete der mechanischen Klärschlamm-Desintegration, erschienen in: Korrespondenz Abwasser, 47(2000)4, S. 570-576.

ATV/DVWK, ATV Arbeitsgruppe 3.1.6 "Klärschlamm-Desintegration", Arbeitsbericht 2, Verfahrensvergleich und Ergebnisse der mechanischen Klärschlamm-Desintegration, erschienen in: Korrespondenz Abwasser, 48 (2001) 3, S. 393-400.

ATV/DVWK, ATV Arbeitsgruppe 3.1.6 "Klärschlamm-Desintegration", Arbeitsbericht 3, Thermische, chemische und biochemische Desintegrationsverfahren, erschienen in: Korrespondenz Abwasser, 50 (2003) 6, S.796-804

BANKS, J. G.; BOARD, R. G.; SPARKS, N. H. C.; Natural antimicrobial systems and their potential in food preservation of the future, Biotechnology and Applied Biochemistry 8, S. 103-107, 1986.

BATEL, W., Menge und Verhalten der Zwischenflüssigkeit in körnigen Stoffen, Chemie-Ingenieur-Technik 33/8, 1991.

BAUMGART, H.-C., Kosten der Klärschlamm-Entsorgung/-verwertung, 12. ZAF-Seminar, Internet: <http://rzis2.rz.tu-bs.de/zfw/pubs/tb485/22baum.htm>, 07.11.00 12:25.

BENNOIT, H.; SCHUSTER, C.; Improvement of separation processes in waste water treatment by controlling the sludge properties, Vortrag und Publikation

bei IWA 2nd World Water Congress, Berlin, 15.-18. October 2001.

BENNOIT, H.; SCHUSTER, C.; Einfluss der physikalischen Stoffdaten von Schlämmen auf die Entwässerung mit Dekantierzentrifugen, Vortrag und Publikation bei GVC-Fachaussschuß „Mechanische Flüssigkeitsabtrennung“, Düsseldorf, 26.-28. März 2003 (a).

BENNOIT, H.; SCHUSTER, C.; Einfluss der Schlammeigenschaften auf die Trennverfahren bei der biologischen Abwasserreinigung, Vortrag und Publikation bei 5. GVC-Abwasser-Kongress, Bremen, 22.-24. September 2003 (b).

BILLIGMANN, F.-R.; Kreislaufwirtschaft in der Praxis Nr. 3, Klärschlamm-Entsorgung Behandlung – Verwertung – Beseitigung, BDE Bundesverband der deutschen Entsorgungswirtschaft e. V., 1996.

BISCHOFBERGER, W.; RUF, M.; WINKLER, R.; Herkunft und Verbleib von Schwermetallen im Abwasser und Klärschlamm, Berichte aus Wassergütekunde und Gesundheitsingenieurwesen, Institut für Bauingenieurwesen V, Technische Universität München, Nr. 34, 1981.

BROCKMANN, M.; SEYFRIED, C.F.; Einsatz der Membrantechnik in kommunalen Abwasserreinigungsanlagen, in Tagungsband 1. Aachener Tagung Membrantechnik, 1997, IVT und ISA RWTH Aachen.

CORNEL, P.; Membranbelebungs- biologische Abwasserreinigung ohne Anfall von Überschussschlamm?, in Kommunale Klärschlammbehandlung vor dem Hintergrund der neuen europäischen Klärschlammrichtlinie, 61. Darmstädter Seminar Abwassertechnik, Nov. 2000.

DASINGER, B. L.; MCARTHUR, H. A.; LENGEN, J. P.; SMOGOWICZ, A. A.; Composition and rheological properties of extracellular polysaccharids produced by *Pseudomonas spec*, Appl. Environm. Microbiol. 60, S. 1364-1366, 1994.

DORAU, W.; Erfahrungsbericht zum kontinuierlichen Betrieb einer Membranbiologie ohne Überschussschlammabzug, Begleitbuch zur 2. Aachener Tagung Membrantechnik, Institut für Verfahrenstechnik und Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, 1998.

DELMHORST, B.; Klärschlamm – Leitfaden für Kommunen, Wirtschaft und Politik; Verlag Bonner Energie-Report, Bonn, 1991.

EGEMEN, E.; CORPENING, J.; PADILLA, J.; BRENNAN, R.; NIRMALAKHANDAN, N.; Evaluation of Ozonation and Cryptic Growth for Biosolids Management in Wastewater Treatment, Water Science Technology, Vol. 39, No. 10-11, S. 155 – 158, 1999.

EPPLER, B.; Aggregation von Mikroorganismen. Dissertation, ISWW, Karlsruhe, 1980.

ESCH, B.; KRÜGER, G.; Entsorgung von Kläranlagenrückständen in Deutschland, Ergebnis der ATV-Umfrage für 1996, Korrespondenz Abwasser, Nr. 6, S. 943 – 952, 1999.

GEISSEN, S.; Untersuchungen zur Überschussschlammproduktion biologischer Abwasserreinigungssysteme, Dissertation, Technische Universität Clausthal, Fakultät für Bergbau, Hüttenwesen und Maschinenwesen, 1990.

HAHN, H. H., STUMM, W.; The role of Coagulation in natural waters, American Journal of science 268, S. 354-368, 1970.

HANSEN, J.; STEINMETZ, H.; ZETTL, U.; Betriebsergebnisse zum Einsatz der Reinsauerstoffbegabung zur weitergehenden Stickstoffelimination bei einer Anlage mit Weinbaueinfluss, Abwassertechnik (awt), Heft 2, S. 32 – 36, 1996.

HARTMEIER, W.; BRONN, W. K.; DELLWEG, H.; Neue Erkenntnisse über den Einfluss des O₂-Partialdrucks auf den Stoffwechsel von Mikroorganismen, Chemie-Ing.-Technik, 43. Jahrg., Heft 1+2, S. 76 – 78, 1979.

HÄRTNER, T.; PORALLA, K.; Significance of bacterial surface-active compounds in interaction of bacteria with interfaces, Microbiol Rev 60, 1996.

HEGEMANN, W.; Beitrag zur Anwendung von reinem Sauerstoff beim Belebungsverfahren, Technische wissenschaftliche Schriftenreihe der ATV, Bd. 3, 1974.

IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R.; Taschenbuch der Stadtentwässerung, 28. Auflage, Oldenburg Verlag, München/Wien, 1993.

KASSNER, W.; LOOSEN-MUTUSCHEK, B.; Vertriebswege für die landwirtschaftliche Verwertung von getrocknetem Schlamm, Korrespondenz Abwasser 7/93, Seite 1156 ff., 1993.

KOLLATSCH, D.; Klärschlamm als Produkt aus der Abwasser- und Schlammbehandlung Teil 1 und 2, Wasser Abwasserpraxis, Heft 4, S.42-48, 1998.

KRAUTH, K.H.; Belebungsverfahren ohne Nachklärbecken, in Tagungsband 1. Aachener Tagung Membrantechnik, 1997, IVT und ISA RWTH Aachen.

KUNZ, P. M.; Behandlung von Schlamm, Vogel Buchverlag, Würzburg, 1. Auflage, 1998.

KUNZ, P. M.; Umwelt-Bio-Verfahrenstechnik, Vieweg Verlag, Wiesbaden, 1992.

PIRT; The maintenance energy of bacteria in growing cultures. Proceedings of the Royal Society London, 163B, S. 224 – 231, 1965.

MITTMANN, H.; Klärschlammentsorgungskonzept der Stadt Wuppertal, Vortrag auf der ATV-Landesgruppentagung Nordrhein-Westfalen am 29. Sept. 1993 in Siegen, Abwassertechnische Vereinigung, Sankt Augustin, 1994.

MÖLLER, U.; OTTE-WITTE, R.; Mechanische Abtrennung des Schlammwassers in ATV-Handbuch Klärschlamm, Berlin, Verlag Ernst & Sohn GmbH, 4. Auflage, 1996.

MOZES, N.; Microbial Cell Surface Analysis, Structural and Physical Methods, New York, VCH-Verlag, 1991.

MÜLLER, R.; Probleme beim Vollzug der Abklär-/TA Siedlungsabfall - Folgerungen für die Entsorgungen Vortrag auf der ATV-Landesgruppentagung am 07. und 08.10.1993 in Memmingen.

MULLER, E. B., STOUTHAMMER, A. H., VERSEVELD, H. W., EIKELBOOM, D. H.; Aerobic domestic waste water treatment in a pilot plant with complete sludge retention by cross flow filtration, Water Research, Vol. 29, S. 1179-1189, 1995.

NEIS, U.; NICKEL, K.; Schlammbehandlung mit Ultraschall: Ein aktuelles Leistungsbild. Abwassertechnische Vereinigung, Klärschlammtage, Würz-

burg, Mai 2001 (Download unter <http://www.ultrawaves.de/de/presse.html> am 21.12.2004).

NICKEL, K.; NEIS, U.; Klärschlamm-Desintegration – Überblick über verschiedene Verfahren, Kolloquium und Fortbildungskurs zur Abwasserwirtschaft. Technische Universität Hamburg-Harburg, 9. bis 11. September 2003, Hamburg, 2003 (a) (Download unter <http://www.ultrawaves.de/de/presse.html> am 21.12.2004).

NICKEL, K.; NEIS, U.; Desintegration von Klärschlamm – eine wirtschaftliche Alternative? Kolloquium und Fortbildungskurs zur Abwasserwirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg, 9. bis 11. September 2003, Hamburg, 2003 (b) (Download unter <http://www.ultrawaves.de/de/presse.html> am 21.12.2004).

MENÉ, R.; LEBRUN, T.; Biolysis: Cutting the edge technology for the reduction of sludge quantities in activated sludge plants; Proceedings of the joint CIWEM and Aqua Enviro Technology Transfer, 7th European Biosolids and Organic Residuals Conference, 18th – 20th November 2002, Wakefield, UK.

PAVONI, J. L.; TENNEY, M. W.;
ECHELBERGER, W. F.; Bacterial exocellular polymers and biological flocculation, J WPCF 44, S. 414-431, 1972.

PETERS, H.; Strategien zur Klärschlammverwertung, Beispiel Saarland; Vortrag auf der ATV-Landesgruppentagung Nordrhein-Westfalen am 29. Sept. 1993 in Siegen, Abwassertechnische Vereinigung Sankt Augustin, 1994.

PÖPEL, F.; Theorie und Praxis der Überschussschlammproduktion, gwf-wasser/abwasser 112, S. 148-154, 1971.

REIMANN, D. O.; Grundlagen der Klärschlamm-entsorgung, Vortrag auf dem VDI-Seminar „Klärschlamm-entsorgung I“ am 02. und 03.05.1994 in München.

REUSS, M.; Sauerstofftransportmechanismen, in Rehm, M. J. (Hrsg.): Biotechnologie, Dechema Monographien, Bd. 81, Verlag Chemie, Weinheim – New York, 1977.

SAKAI, Y.; FUKASE, T.; YASUI, H.; SHIBATA, M.; An activated sludge process without excess sludge production, Water Science Technology, Vol. 36, No. 11, pp. 163 – 170, 1997.

SCHEMINSKI, A.; KRULL, R.; HEMPEL, D. C.; Mehrstufige Prozessführung der Klärschlammstabilisierung mit mechanischem Aufschluss und Behandlung durch Ozon, Klärschlamm-Desintegration, Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft TU Braunschweig, Heft 61, 1998.

SCHLEGEL, H. G.; Allgemeine Mikrobiologie, 7. überarbeitete Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1992.

SCHMELZ, K.-G.; MÜLLER, J.; Klärschlamm-Desintegration zur Verbesserung der Faulung – Ergebnisse großtechnischer Parallelversuche, Korrespondenz Abwasser Abfall, 51, Nr. 6, S. 632 ff, 2004.

SCHMIDT-BURR, P.; Forschungs- und Demonstrationsprojekt zum thermischen Trocknen unterschiedlicher Klärschlämme, Korrespondenz Abwasser Nr. 6/91, Seite 771 ff., 1991.

SCHOENENBERG, H.; Kostenrechnung für die Abwasserreinigung und Schlammbehandlung, Vortrag auf dem ATV-Fortbildungskurs vom 11.-13.03.1992 in Fulda, Abwassertechnische Vereinigung Sankt Augustin, 1992.

SCHULTHEIß, U., KLAGES, S., DÖHLER, H.; Auswirkungen rechtlicher Regelungen auf die landbauliche Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern, insbesondere Klärschlamm, KTBL-Sonderveröffentlichung 027, Darmstadt, 2000.

SONG, K.-G.; CHOUNG, Y.-K.; AHN, K.-H.; CHO, J.; YUN, H.; Performance of membrane bioreactor system with sludge ozonation process for minimization of excess sludge production, Desalination, 157, pp. 353 – 359, 2003.

STAAB, K. F.; Ist eine biologische Abwasserreinigung ohne Überschussschlammfall möglich?, Wasser-Abwasser Praxis, Heft 4, 1997, S. 44 – 49.

STATISTISCHES BUNDESAMT,; „Umwelt“, Fachserie 19, Reihe 2.1 „Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung“, 2001 (a).

STATISTISCHES BUNDESAMT, „Umwelt“, Fachserie 19, Reihe 2.2 „Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in der Industrie“, 2001 (b).

STEINER, A. E.; MCLAREN, D. A.; FORSTER, C. F.; The nature of activated sludge flocs, *Water Research*, Vol. 10; S. 25-30, 1976.

STEINMETZ, H., Einfluss von Abwasserinhaltsstoffen, Stoffwechselprozessen und Betriebsparametern von Belebungsanlagen auf den Sauerstoffeintrag in Abwasser-Belebtschlamm-Gemischen, Dissertation, Universität Kaiserslautern, 1996.

STRYER, L., Biochemie, Spektrum Akademischer Verlag, 4. Auflage, Heidelberg/Berlin/Oxford, 1996.

VRANITZKY, R.; LAHNSTEINER, J.; Sewage sludge disintegration using ozone – A method of enhancing the anaerobic stabilization of sewage sludge, http://www.vatech.at/truman/upmedia/1704_Biosolids%20Conference_paper_vra.pdf, 12:30, 2005.

VAN VOORNEBURG, F.; HEIDE, B. A.; in: **OPALLA, F.**: Trägermaterial für die biologische Abwasserreinigung, in Kunz, P. M. (Hrsg.): Gezüchtete Mikroorganismen in Abwasserreinigungsanlagen, Band 386, expert Verlag, Ehningen, 1992.

WEEMAES, M.; GROOTAERD, H.; SIMOENS, F.; VERSTRAETE, W.; Anaerobic Digestion of Ozonized Biosolids, *Water Science Technology*, Vol. 34, No. 8, pp. 2330 – 2336, 2000.

YASUI, H.; SHIBATA, M.; An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Water Science Technology*, Vol. 30, No. 9, pp. 11 – 20, 1994.

YASUI, H.; NAKAMARA, K.; SAKUMA, S.; IWASAKI, M.; SAKAI, Y.; A full scale operation of a novel activated Sludge process without excess sludge production, *Water Science Technology*, Vol. 34, No. 3-4, pp. 395 – 404, 1996.

YASUI, H.; GOEL, R.; MATSUHASHI, R.; WAKAYAMA, M.; SAKAI, Y.; NOIKE, T.; Bioleader[®], a Novel Activated Sludge Process Minimizing Excess Sludge Production, Publikation der Firma Kurita Water Industries Ltd., 2004.

ZESSNER, M.; Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers, Dissertation, TU Wien, erschienen in der Hochschulreihe: Wiener Mitteilungen, Band 157, 1999.