



**Hochschule
Augsburg** University of
Applied Sciences

Kurzfassung zum Schlussbericht

**F&E-Vorhaben
Anforderungen an die
Schlammstabilisierung auf Kläranlagen
76e167**

Auftraggeber:

Bayerisches Landesamt für
Umwelt



Hochschule Augsburg
Fakultät Architektur und Bauwesen
Wasserwirtschaft und Umwelttechnik
Prof. Dr.-Ing. Rita Hilliges
M.Sc. Johanna Kinshofer

In Zusammenarbeit mit:



Dr.-Ing. Schreff

Ingenieurbüro für Wasser, Abwasser und Energie

Stadtplatz 15, 83714 Miesbach



Kurzfassung zum Schlussbericht

F&E-Vorhaben „Anforderungen an die Schlammstabilisierung auf Kläranlagen“ 76e167

VORWORT

Diese Kurzfassung wurde auf Grundlage des Schlussberichtes F&E-Vorhaben „Anforderungen an die Schlammstabilisierung auf Kläranlagen“ 76e167 erstellt.

Ziel der Kurzfassung ist die Zusammenstellung der wichtigsten Erkenntnisse des Projektes. Für weitere Details, Erklärungen und Hintergründe sowie die verwendete Literatur wird auf den umfangreichen Schlussbericht verwiesen.





Inhalt

1	Veranlassung und Ausgangssituation	1
2	Stand der Technik und rechtliche Aspekte	4
2.1	Rechtliche Rahmenbedingungen.....	4
2.2	Technisches Regelwerk	5
2.3	Möglichkeiten der Schlammstabilisierung	6
2.4	Nachweis der Stabilisierung	8
3	Bestandsaufnahme und Datenerfassung	8
3.1	Kennwerte der Beispielanlagen	8
3.2	Erkenntnisse der Ortstermine	9
3.3	Geruchsemissionen.....	10
3.4	Temperaturen im Schlammstapelbehälter	12
3.5	Gesamtschlammalter und aerobes Schlammalter	13
3.6	Stromverbrauch.....	15
4	Orientierende Laboruntersuchungen.....	15
4.1	Vorbemerkung.....	15
4.2	Gasmessungen	15
4.3	Messergebnisse Stickstoff, organische Säuren (HAc) und pH-Wert	16
4.4	Stabilisierungsparameter Glühverlust, TTC-Test und Atmungsaktivität	17
4.5	Gasbildungsrate	20
4.6	Mikrobiologische Untersuchungen.....	21
5	Grundlagen für zukünftige Lösungsansätze.....	22
5.1	Kalte Faulung und Schlamm Lagerung.....	22
5.2	Thermische Verwertung bzw. Verwertung in fremder Faulung.....	25
5.3	Anforderungen nach Größenklassen	27
5.4	Mindestschlammalter nach Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016)	28
5.5	Entwässerbarkeit.....	30
5.6	Empfehlungen für Schlamm Speicher	31
5.7	Auswirkungen einer Vorklärung.....	31
6	Lösungsansätze für verschiedene Entsorgungswege	32
7	Modellberechnungen und Klimabilanzen	35
8	Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	39



Abbildungsverzeichnis.....	43
Tabellenverzeichnis.....	44
Literaturverzeichnis	44

1 Veranlassung und Ausgangssituation

Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm beruht vor allem auf der Nutzung der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor. Als Voraussetzung für die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen ist eine Stabilisierung des Klärschlammes gefordert. Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm ist jedoch rückläufig. Dies geht mit einer Zunahme der thermischen Verwertung von Klärschlamm einher (siehe Abbildung 1). In Bayern liegt der Anteil der thermischen Verwertung derzeit ebenfalls bei über 50 % (LfU, 2016). Im aktuellen Referentenentwurf zur Neuordnung der Klärschlammverordnung (DWA-Stellungnahme, 2015) wird sogar der Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Verwertung für die Kläranlagen der GK 4 und 5 anvisiert.

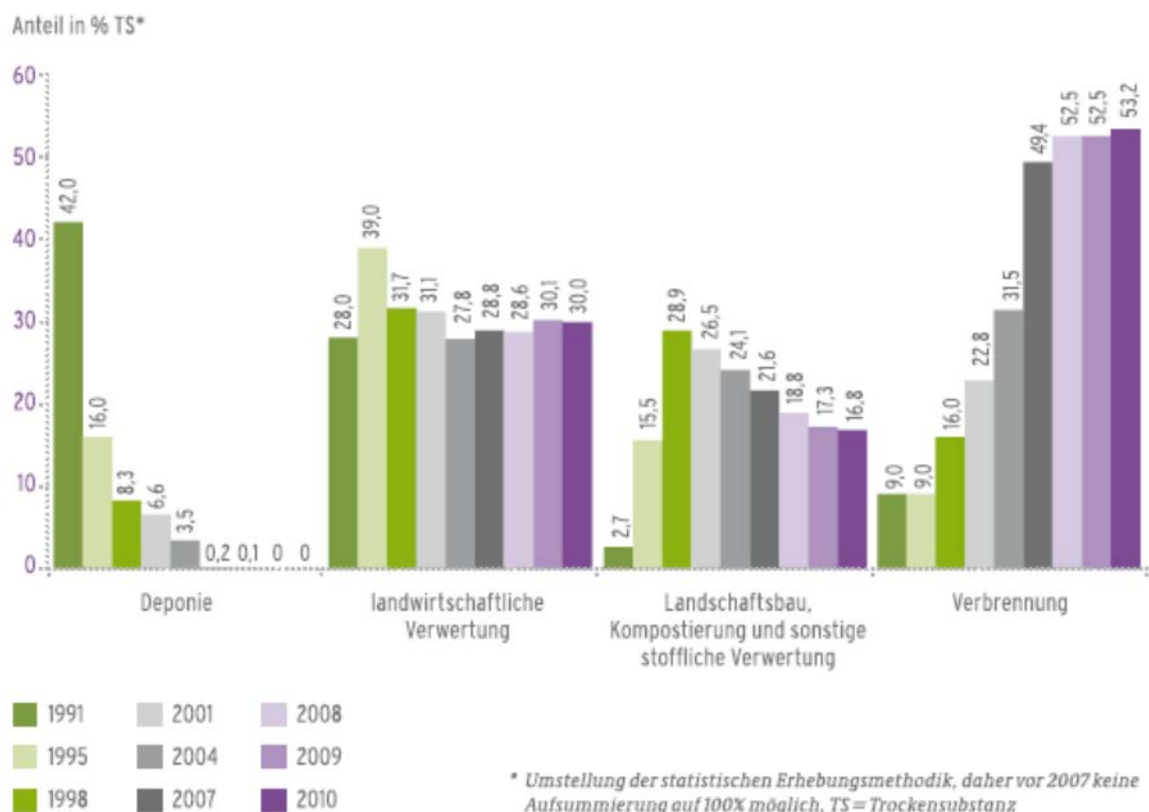


Abbildung 1: Entwicklung der anteiligen Klärschlammverwertung in Deutschland für die Jahre 1991 bis 2010 (UBA, 2012)

Über die vergangenen Jahrzehnte haben sich als Methoden zur Klärschlammstabilisierung für kleinere Anlagen unter etwa 15.000 bis 20.000 EW vor allem die simultane aerobe Stabilisierung bzw. für größere Anlagen hauptsächlich die getrennte anaerobe Stabilisierung etabliert. Sobald Kläranlagen mit Hilfe der Faulgaserzeugung aus der anaeroben Schlammbehandlung einen teilweise beträcht-

lichen Anteil des Eigenstrombedarfs wirtschaftlich decken können, ist hier sicherlich kein Methodenwechsel erforderlich.

Kleinere Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung – die es besonders im Flächenstaat Bayern in vergleichsweise großer Zahl gibt – weisen neben vielen Vorteilen auch Nachteile wie z.B. große Belebungsbeckenvolumina durch hohes erforderliches Schlammalter, damit einhergehend hoher Sauerstoffbedarf verbunden mit hohen Energiekosten und die erforderliche Entsorgung von relativ großen Schlammengen, auf. Außerdem entfällt im Vergleich zur getrennten anaeroben Stabilisierung die Möglichkeit zur Faulgasnutzung. Deshalb wird bei einer notwendigen Kapazitätserhöhung oder der Umsetzung von Energiekonzepten das erforderliche (aerobe) Schlammalter und die damit verbundene Stabilisierung oftmals in Frage gestellt.

Wasserrechtsverfahren für bestehende Belebungsanlagen zeigen, dass bei Belastungszunahme das für die aerobe Schlammstabilisierung notwendige Bemessungsschlammalter von 25 d oft nicht mehr eingehalten werden kann. Gleichzeitig werden im Betrieb die Anforderungen des Wasserrechtsbescheids bzgl. der Ablaufgrenzwerte i.d.R. sicher eingehalten. Seitens der Kläranlagenbetreiber werden daher in diesem Zusammenhang Fragen nach der Notwendigkeit einer generellen, obligatorischen Stabilisierung des Klärschlammes und einer ggfs. damit verbundene Nachrüstung von Belebungsbeckenvolumen gestellt.

Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung weisen eine Reihe von Vorteilen auf (DWA-A 226, 2009):

- durch die großvolumigen Belebungsbecken besteht ein großer Spielraum, um die bei kleinen Ausbaugrößen typischen Belastungsschwankungen aufzufangen.
- hohe Betriebssicherheit durch das große Puffervermögen und die Einfachheit des Verfahrens sowie des Betriebs geben der Gesamtanlage ein hohes Maß an Prozessstabilität, was zu einer geringen Neigung zur Überschreitung von Überwachungswerten führt.
- Günstige Schlammeigenschaften entstehen durch den Verzicht auf eine Vorklärung und durch die ausgeglichene Zusammensetzung der Biozönose infolge des hohen Schlammalters.

Diese Vorteile sind v.a. vor dem Hintergrund der oftmals (sehr) geringen personellen Ausstattung kleinerer Anlagen sowie deren meist geringen Qualifikation des Betriebspersonals (z.B. Mitbetreuung durch Bauhof) zu sehen. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass die Eigenüberwachungsverordnung für kleinere Anlagen nur vierteljährliche (GK 1), monatliche (GK 2) bzw. 14-tägliche (bis 19 999 EW) Messungen der Ablaufwerte vorschreibt (EÜV, 1995).



Unter dem bisherigen Blickwinkel wurden bisher mit der simultanen aeroben Schlammstabilisierung beim Betrieb von Belebungsanlagen (Bemessungsschlammalter mindestens 25 d) sowohl hinsichtlich der Abwasserreinigung als auch bei der Schlammbehandlung durchwegs zufriedenstellende bis gute Erfahrungen gemacht.

Vor dem Hintergrund einer zunehmenden Abkehr von der landwirtschaftlichen Verwertung und der Notwendigkeit zum sparsamen Umgang mit der Ressource „Energie/Strom“ stellt sich zukünftig die Frage, ob und unter welchen Voraussetzungen von der bisher üblichen Forderung nach Schlammstabilisierung bei Anlagen ohne klassische mesophile Faulung abgewichen werden kann.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens hat das Bayerische Landesamt für Umwelt rechtliche, ökologische und ökonomische Gesichtspunkte, sowie betriebliche, klimarelevante und sicherheitstechnische Aspekte und die Emissionsproblematik bei der Schlammstabilisierung fundiert untersuchen lassen. Dabei standen nur Kläranlagen ohne mesophile oder thermophile Faulung im Fokus. Im Projektverlauf wurden neben dem Literaturstudium auch 15 bayerische Beispielkläranlagen untersucht, bei denen teilweise alternative Konzepte bereits praktiziert werden. Auf Grundlage der gewonnenen Ergebnisse wurden Strategien und Konzepte zum Umgang mit nicht oder nur teilweise stabilisiertem Klärschlamm entwickelt.

Durch Ortstermine wurden eigene Beobachtungen und die Aussagen des Betriebspersonals durch Fragebögen dokumentiert und Betriebsdaten ausgewertet. Zusätzlich wurden seitens der Hochschule Augsburg auch orientierende Messungen vor Ort durchgeführt sowie Proben genommen, die anschließend im Labor der Hochschule Augsburg analysiert wurden. Im Vordergrund der Untersuchungen stand die Analyse und der Abgleich der gängigen Parameter zur Beurteilung des Stabilisierungsgrades: Atmungsaktivität, TTC-Test und Glühverlust. Darüber hinaus wurden in Laboruntersuchungen auch noch die Entwässerbarkeit der untersuchten Schlämme sowie die organischen Säuren, der pH-Wert und die Ammoniumkonzentration im Überstand gemessen. Im weiteren Verlauf des Projektes wurden auch Gas- und Geruchsmessungen, mikrobiologische Untersuchungen und Untersuchungen zur Veränderung von Schlamm im Schlammstapelbehälter durchgeführt. Die Gasbildungsrate unterschiedlicher Schlämme wurde ebenfalls im Labor bestimmt, um einen Anhaltspunkt zur Gasentwicklung in den Schlammstapelbehältern zu gewinnen.

2 Stand der Technik und rechtliche Aspekte

2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die Definition der Schlammstabilisierung ist vage – unabhängig davon ob simultan aerob oder getrennt anaerob stabilisiert wird. Definitionen sind in DIN EN 12255-8, DIN EN 1085, DIN EN 16 323 bzw. der deutschen Norm DIN 4045 zu finden. Es sollen im Sinne der Geruchsvermeidung leicht abbaubare organische Stoffe minimiert werden. Ein konkreter Reduzierungsgrad wird nicht genannt.

Eindeutige und rechtlich verbindliche Grenzwerte bezüglich der Schlammstabilisierung werden weder im Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG), im Düngegesetz, in der Düngeverordnung (DüV), in der Düngemittelverordnung (DüMV) noch in der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) explizit formuliert.

In der gemeinsamen Bekanntmachung zum Vollzug der Klärschlammverordnung der Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten vom 29.04.1997 Nrn. 8858-8/62-16 452 und MP 2-8705-146 wird die Definition der Schlammstabilisierung nach DIN 4045 verwendet, nach der die Stabilisierung eine weitgehende Verringerung geruchsbildender Inhaltsstoffe und organischer Feststoffe mit sich bringt. Eine konkrete Messgröße oder Grenzwerte gibt es nicht. In der Bekanntmachung werden jedoch Verfahren angegeben, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass Klärschlamm im Sinne der AbfKlärV entsteht. In der Landwirtschaft und im Landschaftsbau darf nach Abfallrecht nur ausreichend anaerob oder aerob stabilisierter Klärschlamm verwertet werden¹. Die Bekanntmachung ist seit 2010 außer Kraft, wird jedoch weiterhin als Erkenntnisquelle zur Konkretisierung der AbfKlärV verwendet.

Für den Betrieb von Biofilmanlagen (Tropfkörper, Scheibentauchkörper, Wirbelschwebbett) ist i.d.R. immer eine Vorklärung erforderlich. Das für Biofilmanlagen zutreffende Arbeitsblatt DWA-A 281 gibt jedoch keine Hinweise zum Umgang mit Primärschlamm bzw. primärschlammhaltigen Gemischen (ATV-DVWK-A 281, 2001).

¹ AbfKlärV in Verbindung mit "Gemeinsame Bekanntmachung zum Vollzug der Klärschlammverordnung der Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten" (1997); diese GemBek wurde 2004 zuletzt geändert und ist am 31.12.2009 außer Kraft getreten, wird jedoch weiterhin als Erkenntnisquelle genutzt.

2.2 Technisches Regelwerk

Eine generelle Verpflichtung Belebungsanlagen ohne klassische Faulung auf Schlammstabilisierung auszulegen ergibt sich weder aus dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 (2000) bzw. DWA-A 131 (2016) noch aus anderen einschlägigen Blättern. Für die landwirtschaftliche sowie die landschaftsbauliche Verwertung wird in DWA-Merkblatt M 368 (2014) modellbasiert ein bedingter bis hinreichender Stabilisierungsgrad bezogen auf die leicht abbaubare organische Trockenmasse gefordert. Konkrete Anforderungen an die Lagerung oder Behandlung (z.B. Entwässerung) von Schlämmen auf der Kläranlage gibt es nicht.

Für Schlämme, die thermisch verwertet werden, gibt es hierzu keine konkreten Anforderungen. Nach DWA-Merkblatt M 368 (DWA-M 368, 2014) ist eine Stabilisierung nicht zwingend erforderlich, aber dringend empfohlen. Im Entwurf/Gelbdruck (2013) des Merkblattes wurde eine Schlammstabilisierung bei einer thermischen Behandlung lediglich empfohlen.

In den technischen Regelwerken (v.a. DWA-A 222, 226, ATV-DVWK-A 131 und DWA-M 368) werden konkrete Anforderungen an die Bemessung und den Betrieb von Kläranlagen für eine simultane aerobe Stabilisierung über das Schlammalter gestellt:

- 25 d Gesamtschlammalter mit aerobem Anteil von mindestens 65 %
- Ggfs. reduziertes Gesamtschlammalter von 20 d, wenn eine Lagerung des Nassschlammes von mindestens einem Jahr erfolgt.

Die Aussagen zur Schlammstabilisierung wurden auch in das neue Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) unverändert übernommen.

Das Arbeitsblatt DWA-A 226 (DWA-A 226, 2009) geht explizit auf die Bedeutung des aeroben Anteils für die Schlammstabilisierung ein und warnt vor aeroben Anteilen unter 65 %, auch wegen der Gefahr von Blähschlamm. Ein belüfteter Anteil von < 50 % wird als nicht zulässig erachtet. Der Zusammenhang zwischen Temperatur, belüftetem Anteil und Stabilisierung ist in Abbildung 2 dargestellt.

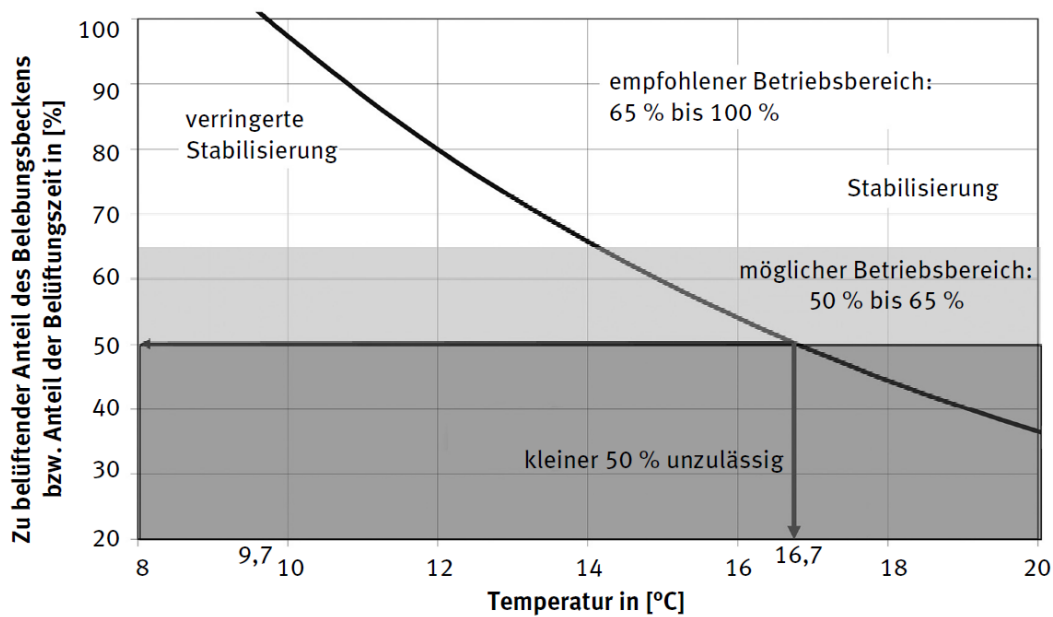


Abbildung 2: Belüfteter Anteil des Belebungsbeckens bzw. anteilige Belüftungszeit in Abhängigkeit von der Temperatur im Belebungsbecken bei 100 % Auslastung für aerobe Schlammstabilisierung, Nitrifikation und Denitrifikation (DWA-A 226, 2009)

2.3 Möglichkeiten der Schlammstabilisierung

Im DWA-Merkblatt M 368 (DWA-M 368, 2014) werden unterschiedlichste Möglichkeiten zur Stabilisierung von Schlämmen aufgelistet (siehe Tabelle 1). Die mit Sicherheit am weitesten verbreitete Variante stellt die simultane aerobe Stabilisierung dar (Schmelz, 2013).

In diesem Merkblatt wird jedoch auch auf den nur mäßigen Stabilisierungsgrad der aeroben Stabilisierung hingewiesen. Stabilisierung durch Emscherbrunnen, unbeheizte Faulbehälter und anaerobe Teiche werden „als in Deutschland nicht mehr eingesetzt“ bezeichnet. Unbeheizte Schlammstapelbehälter sind jedoch im Flächenstaat Bayern noch weit verbreitet. Bei vielen Verfahren der Abwasserreinigung (z.B. Abwasserteiche, Pflanzenkläranlagen, Biofilmanlagen) ist dies bisher die einzige Möglichkeit, eine Stabilisierung des Klärschlammes im Sinne der AbfKlärV zu erreichen.

Tabelle 1: Übersicht zu den Verfahren der Stabilisierung (DWA-M 368, 2014)

Wirkungsweise	Milieu	Konsistenz	Zufuhr von Wärme	Verfahren	Größenbereich Kläranlagen	Anmerkungen
Biologisch	aerob	dünnflüssig	ohne wirksame Selbsterwärmung	Simultane aerobe Stabilisierung	klein bis mittel	mäßiger Stabilisierungsgrad
		eingedickt	Selbsterwärmung	aerob-thermophile Schlammstabilisierung (Flüssigkompostierung)	klein bis mittel	zugleich Desinfektion erreichbar
		entwässert	Selbsterwärmung	Kompostierung in Mieten oder Bio-Reaktoren	klein bis mittel	zugleich Desinfektion erreichbar
Chemisch	anaerob	eingedickt	ohne Wärmezufuhr	Emscherbecken, unbeheizte Faulbehälter oder anaerobe Teiche	klein	In Deutschland nicht mehr eingesetzt
			mit Wärmezufuhr	beheizte Faulbehälter	klein bis groß	Desinfektion thermophil erreichbar
	dual	entwässert	mit Wärmezufuhr	in gasdichten Behältern	klein bis mittel	noch zu entwickeln
		eingedickt	mit Wärmezufuhr und -rückgewinnung	meist aerob thermophil + anaerob mesophil	mittel bis groß	zugleich Desinfektion erreichbar
		entwässert	ohne Selbsterwärmung	Zugabe von Kalkmilch	klein	zugleich Desinfektion erreichbar, nur Pseudo-Stabilisierung
Thermisch	aerob	entwässert	mit Selbsterwärmung	Zugabe von Branntkalk	klein	
		eingedickt	mit Wärmezufuhr	Nassoxidation	groß	zugleich Desinfektion
	aerob	entwässert	mit Wärmezufuhr	Trocknung	klein bis groß	nur Pseudo-Stabilisierung zugleich Desinfektion erreichbar

2.4 Nachweis der Stabilisierung

Nach Eigenüberwachungsverordnung ist auf Kläranlagen zwischen 1.000 und 5.000 EW monatlich der Glühverlust zu bestimmen. Ab einer Ausbaugröße von 5.000 EW ist der Nachweis über die Schlammstabilisierung zu führen. Zur Bewertung der Stabilisierung können die Parameter Glühverlust, TTC-Test und Atmungsaktivität nach LfU 4.7/11 (LfU 4.7/11, 2004) eingesetzt werden.

Unberücksichtigt bleibt aber beispielsweise der direkte Parameter Geruch.

3 Bestandsaufnahme und Datenerfassung

3.1 Kennwerte der Beispielanlagen

Im ersten Teil des Projektes wurden Beispielanlagen identifiziert und in Abstimmung mit dem Landesamt für Umwelt 15 Anlagen der Größenklassen 2, 3 und 4 in ganz Bayern ausgewählt (siehe Abbildung 3). Es handelt sich sowohl um Belebtschlamm- als auch um Biofilmanlagen, die teilweise alternative Schlammkonzepte umgesetzt haben. Das Schlammalter der Belebungsanlagen lag zum Teil unter 25 d. Zum Vergleich wurde auch eine Anlage mit mesophiler Faulung untersucht. Einige Belebtschlammanlagen und natürlich alle Biofilmanlagen verfügen über eine Vorklärung. Unter den untersuchten Anlagen waren Tropfkörper-, Scheibentauchkörper- und Wirbelschwebebettanlagen, SBR-Anlagen, eine Belebungsanlage in Erdbecken, Kombianlagen sowie konventionelle Belebungsanlagen, Röhrenreaktoren sowie eine Kaskadenbiologie.

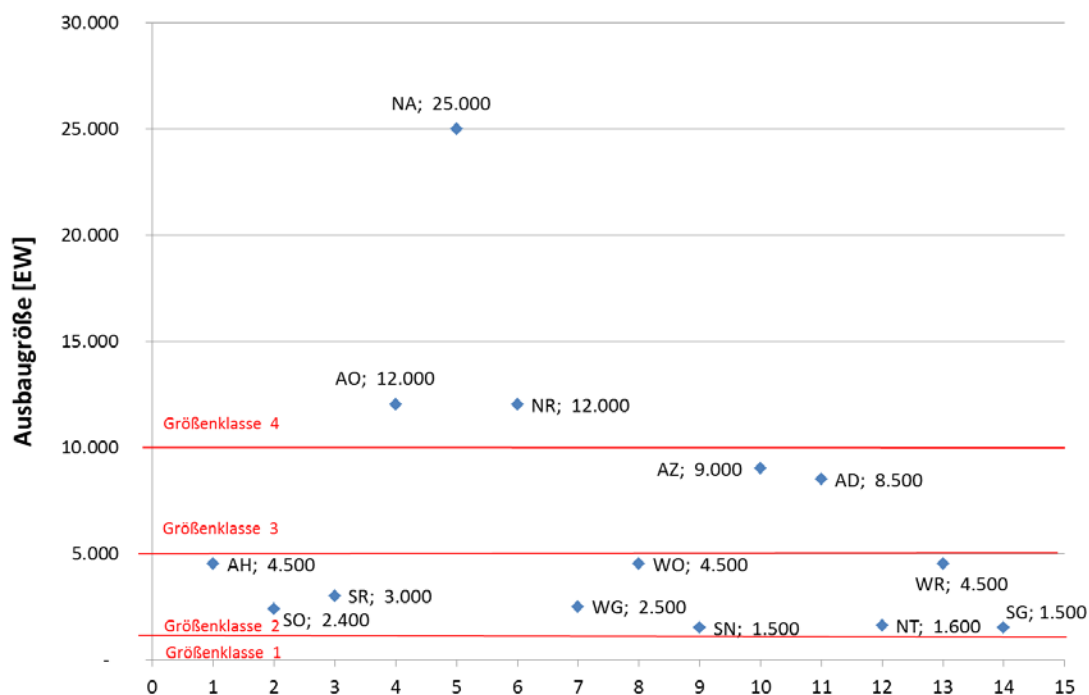


Abbildung 3: Ausbaugrößen der ausgewählten Beispielanlagen



Anlagen der Größenklasse 1 wurden bewußt nicht untersucht, da in dieser Größenklasse die Betriebsdaten durch den geringen Untersuchungsumfang nach Eigenüberwachungsverordnung kaum sinnvoll auszuwerten sind.

Der Schlamm der Anlagen wird sowohl landwirtschaftlich, landschaftsbaulich, thermisch und durch Abgabe an eine größere Kläranlage verwertet. Neben der üblichen Nassschlamm Entsorgung verfügen einige Anlagen über stationäre Aggregate zur maschinellen Volumenverringern (maschinelle Eindickung und/oder Entwässerung), einige Anlagen lassen den Schlamm durch Lohnentwässerer entwässern und entsorgen. Die Lagerdauer des Schlammes auf den jeweiligen Kläranlagen beträgt zwischen wenigen Wochen bis zu zwei Jahren. Unbeheizte Schlammstapelbehälter bzw. sog. kalte Faulungen waren auf allen Kläranlagen vorhanden.

3.2 Erkenntnisse der Ortstermine

Im Rahmen von Ortsterminen im Frühjahr und im Herbst 2015 wurden die Anlagen mit Hilfe eines Fragebogens erfasst, Betriebsdaten auf der Basis von Monats- und Jahresberichten erhoben und ausgewertet, sowie Messungen vor Ort und im Labor durchgeführt.

Im Fokus der Untersuchungen stand die Schlammstabilisierung. Dabei wurden jedoch auch die Ablaufwerte der Anlagen betrachtet. Diese konnten im Wesentlichen sicher eingehalten werden. Es ist anzumerken, dass die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte auch dann unproblematisch war, wenn keine Schlammstabilisierung erfolgt. Dies entspricht den Erfahrungen von Anlagen mit getrennter Stabilisierung.

Für die Anlagenbetreiber hat das Thema Stabilisierung keinen großen Stellenwert. Gleiches gilt auch für die kontaktierten Entsorgungsbetriebe. Keine der Kläranlagen hat nach eigenen Aussagen Schwierigkeiten bei der Verwertung des anfallenden – oft nur teilstabilisierten – Schlammes. Nennenswerte Probleme bei der Entwässerung sind bei den Beispielanlagen nicht aufgetreten.

Einige Anlagen verwerten ein Primärschlamm-/Überschussschlamm-Gemisch nach kalter Faulung landwirtschaftlich. Eine der Beispielanlagen hat dies lange Zeit mit einem benachbarten Landwirt praktiziert. Besondere Geruchsbelästigungen oder andere Probleme sind nicht benannt worden. Bzgl. der Schlammstabilisierungsparameter und bzgl. Geruchs- und Gasemissionen waren diese Beispielanlagen jedoch nicht schlechter zu bewerten als die anderen untersuchten Beispielanlagen. Eine Vorklärung ist für alle Biofilmanlagen wie z.B. Tropfkörper, Scheibentauchkörper und Wirbelbettanlagen immer erforderlich. Es ist jedoch zu beachten, dass flache Vorklärbecken und Vorklärbecken mit

Speicherfunktion ein höheres Risiko für Schlammabtrieb haben; daher ist ein getrennter Speicher vorteilhaft. Eine Biofilmanlage entsorgt das Primärschlamm-/Überschussschlammgemisch nach Entwässerung über eine ortsnahe solare Trocknung. Ungewöhnlich hohe Geruchsbelastungen treten nach Aussagen des Betriebspersonals selbst hier nicht auf.

Die personelle Ausstattung der Kläranlagen war - auch größenbereinigt - sehr unterschiedlich und teilweise sehr gering. So wird eine Anlage der GK 2 durch einen Gemeindemitarbeiter betrieben, dem für die Kläranlage 1 bis maximal 2 h pro Tag zur Verfügung stehen. Dies spiegelte sich auch in der Datenlage der untersuchten Anlagen wider, die sehr unterschiedlich war.

Untersuchungen zu den konkreten Schlammeigenschaften liegen nur in geringem Umfang vor. Die geringe personelle Besetzung mancher Kläranlagen unterstreicht die Wichtigkeit von stabilen Prozessen in der Abwasserreinigung.

Der betriebliche Aufwand für die Handhabung von Schlamm auf den Kläranlagen wurde durchgängig als relativ gering zwischen unter 0,5 und maximal 1,5 h/d beziffert. Der Wert von 1,5 h/d beinhaltet bereits die Betreuung der stationären Eindick- und Entwässerungsmaschine (v.a. Wartung sowie Einstellen der Polymerdosierung). Weitergehende Anforderungen an den Arbeitsschutz (Hygiene), bedingt durch nicht stabilisierten Klärschlamm, wurden auf keiner Anlage über das übliche Maß hinaus umgesetzt, da in der Regel kein Anlass zum direkten Kontakt zu Schlamm oder Abwasser besteht.

3.3 Geruchsemissionen

Auf allen Kläranlagen – unabhängig vom Stabilisierungsgrad des Schlamms - konnte bestätigt werden, dass zumindest zeitweise Geruchsemissionen durch den Schlamm verursacht werden. Der Umgang mit Schlamm ohne Geruchsemissionen scheint nicht möglich, insbesondere dann, wenn der Schlamm bewegt wird und dadurch Gase ausstripfen können (v.a. H_2S), z.B. durch Rühren, Transport, Pumpen, bei der Entwässerung etc..

Ein hohes Schlammalter bei Anlagen mit „Stabilisierung“ verringerte bei den besuchten Anlagen die Geruchsemission nicht maßgeblich. Dies gilt auch für Schlämme aus der getrennten anaeroben Stabilisierung, die im nassen Zustand auf Grund der hohen Konzentrationen an organischen Säuren i.d.R. ebenfalls ein Geruchspotential aufweisen. Insbesondere auch die Ableitung von Trübwasser aus den Schlammspeichern wurde als Geruchsquelle erkannt. Gemische aus Primärschlamm und Überschussschlamm sind nicht nennenswert durch stärkere Geruchsemissionen aufgefallen.

Problematische Abwässer aus Gewerbe oder Industrie und erhöhte Fettanteile wurden von den Betreibern als Ursachen für erhöhte Geruchsemissionen genannt. Dies betrifft neben der Schlammstabilisierung v.a. auch den Abwasserpfad.

Um Geruchsemissionen zu minimieren, wird der gelagerte Schlamm auf einigen Anlagen möglichst wenig bewegt bzw. gerührt. Auf vielen der untersuchten Schlammstapelbehälter bildet sich daher nach einiger Zeit eine stabile, dichte Schwimmdecke, die auch Geruchsemissionen reduziert (siehe Abbildung 4). Auch Trübwasserschichten werden bewusst zur Minimierung von Geruchsemissionen eingesetzt.



Abbildung 4: Schlammstapelbehälter mit dichter Schwimmdecke

Von entwässertem Schlamm scheinen keine nennenswerten Geruchsemissionen auszugehen. Ab einer Entfernung von etwa 400 m zwischen Kläranlage und benachbarter Bebauung scheinen die Geruchsemissionen der Beispielanlagen eher unkritisch zu sein. Topographische Lage und Windverhältnisse scheinen mitunter einen größeren Einfluss auf Geruchsemissionen zu haben als der Grad der Stabilisierung. Teilweise wird bei stabilisierten Schlämmen von einer „erdigeren Note“ beim Geruch gesprochen.

GERDA

Das Programm GERDA (Geruchsemissionsdatenbank) wurde zur Bewertung der immissionsseitigen Relevanz von Anlagen im Genehmigungsverfahren im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg erarbeitet. Die höchsten Geruchsstoffemissionen von flächenbezo-

genen Emissionen für technische Kläranlagen in GE/(m²*h) werden Fäkal-schlamm, Trübwasser aus der Schlammmentwässerung sowie Schlamm im Vor-eindicker zugeschrieben. Auch Sand- und Fettfang weisen relativ hohe Werte auf. Für Nassschlammteiche mit Nachfaulung wird ein geringerer Wert angegeben als bei Stapelbehältern für stabilisierte Schlämme. Des Weiteren werden alle An-lagenteile, die mit Trübwasser aus der Schlammmentwässerung belastet sind, als besonders geruchsintensiv eingestuft, ebenso wie industrielle Einleitungen und Fett. Bei dieser Datenbank wird nicht zwischen stabilisierten und nicht stabilisier-ten Schlämmen unterschieden.

Schlamm speichern werden vergleichsweise geringe Emissionsfaktoren zugeord-net, wogegen eine Reihe von Anlagenteilen – teilweise erhebliche – Emissionen aufweisen. Daher treten auf größeren Anlagen mit Faulung i.d.R. eine Vielzahl von Geruchsquellen auf (wie Vorklärung, Eindicker, Entwässerung etc.), wohin-gegen bei Anlagen mit aerober Stabilisierung als Geruchsquellen oft nur Schlamm-speicher und Rechenanlage auftreten.

3.4 Temperaturen im Schlammstapelbehälter

Die Temperaturen in den Schlammstapelbehältern lagen üblicherweise unter den Abwassertemperaturen, was v.a. an der diskontinuierlichen Beschickung liegt, jedoch von den örtlichen Gegebenheiten abhängig ist (z.B. Beschattung, ober-oder unterirdische Aufstellung, Oberfläche). Auch im Sommer lagen die gemes-senen Temperaturen im Speicher meist unter 20°C.

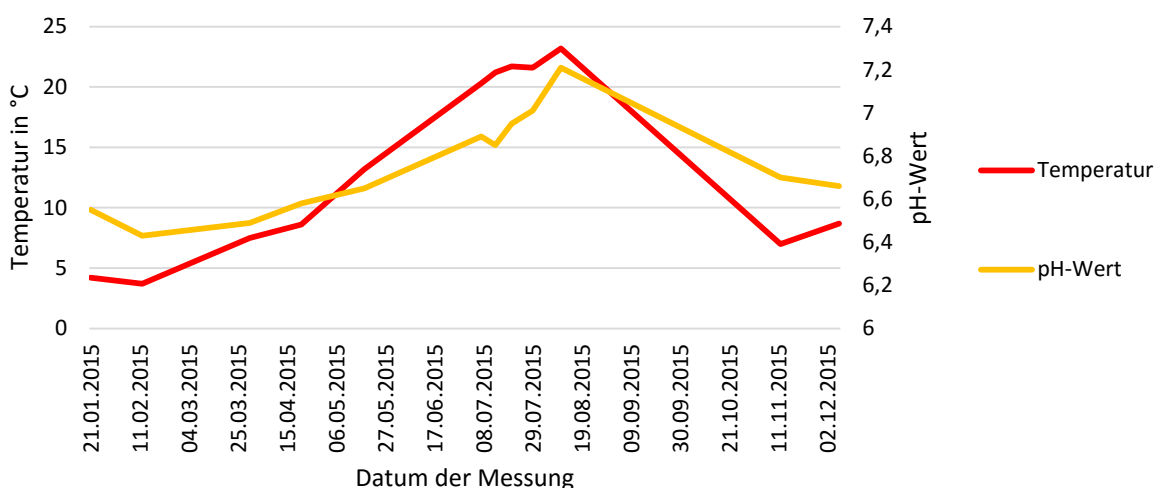


Abbildung 5: Temperaturverlauf und pH-Wert im Schlammstapelbehälter der Kläranlage NR im Jahr 2015

Der Temperaturverlauf im Schlammstapelbehälter der Anlage NR ist in Abbildung 5 dargestellt. Erst im März wurden Temperaturen über 5°C gemessen, ein Maxi-mum von knapp über 20°C wurde im August des besonders warmen Som-

mers 2015 erreicht. Es kann davon ausgegangen werden, dass in den meisten Schlammstapelbehältern typische Temperaturen zwischen 5 und 20°C auftreten.

3.5 Gesamtschlammalter und aerobes Schlammalter

In Abbildung 6 und Abbildung 7 ist das - aus den Betriebsdaten - errechnete IST-Gesamtschlammalter der Beispielanlagen sowie das berechnete aerobe Schlammalter im Hinblick auf Anforderungen der Regelwerke dargestellt.

Trotz der teilweise geringen Schlammalter unter 25 d einiger Beispielanlagen konnten in der Praxis keine nennenswerten Probleme beobachtet werden. Dies betrifft sowohl das Einhalten der Ablaufgrenzwerte als auch die Lagerung des Schlammes in Schlammstapelbehältern. Die Geruchsemissionen waren nicht merkbar erhöht, außer bei Anlagen mit erhöhten gewerblichen Anteilen.

Bemerkenswert war, dass oft auch kleinere Anlagen über eine Regelung der Sauerstoffzufuhr in der biologischen Stufe verfügen. Gemeint sind Regelungen mit Zeitvorgaben, Sollwert-Regelung über die Sauerstoffkonzentration und/oder nach den Parametern Redox(potenzial) und/oder $\text{NH}_4\text{-N}$, die vor allem der Energieoptimierung unter Berücksichtigung der Ablaufgrenzwerte dienen. Voreingestellte Belüftungszeiten werden allerdings oft durch die O_2 -, Redox- oder $\text{NH}_4\text{-N}$ -Regelung weiter verkürzt. Besonders nachts treten bei kleineren Anlagen i.d.R. nur geringe Zuflüsse auf, was bei einer Regelung u.U. zu sehr langen unbelüfteten Zeiten führen kann. Dies führt oft zu einer im Grunde übermäßigen Reduzierung der aeroben Anteile und somit des für die Stabilisierung entscheidenden aeroben Schlammalters. So konnte zwischen aerobem Schlammalter und Atmungsaktivität im Belebtschlamm der Beispielanlagen eine Abhängigkeit festgestellt werden: höhere aerobe Schlammalter führen zu einer geringeren Atmungsaktivität und somit zu einer besseren Stabilisierung.

Auch auf Anlagen mit hohem Gesamtschlammalter lagen die aeroben Anteile teilweise unter dem im Regelwerk geforderten aeroben Schlammalter von 16 d (entsprechend $t_{\text{TS}} = 25$ d mit 65 % belüftetem Anteil).

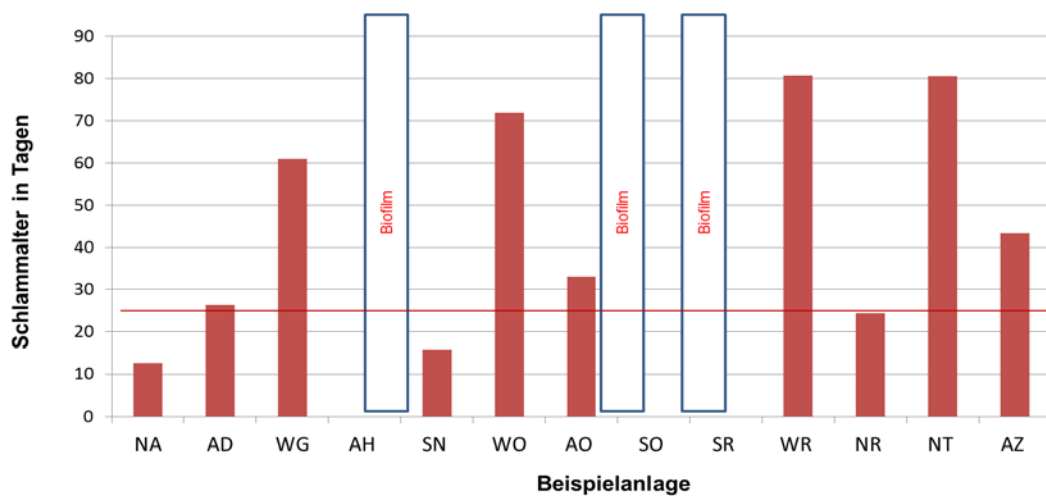


Abbildung 6: Gesamtschlammalter (IST, Medianwerte) der Beispielanlagen mit Darstellung der 25-Tage-Linie, 2015

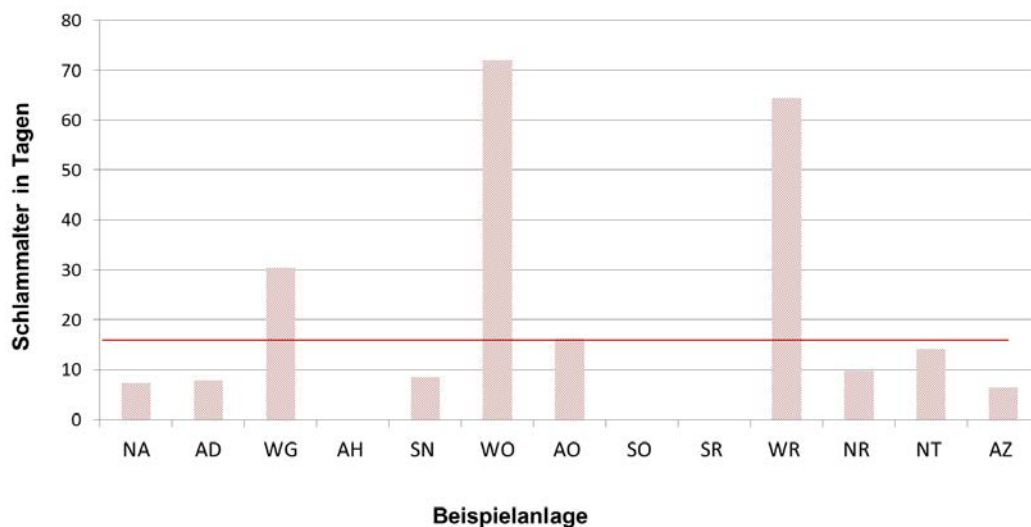


Abbildung 7: Aerobes Schlammalter der Beispielanlagen mit Darstellung der 16-Tage-Linie (aerobes Schlammalter bei 65 % belüftetem Anteil), 2015

Die aeroben Anteile der Beispielanlagen lagen fast immer deutlich unter den im Regelwerk geforderten 65 %, teilweise auch unter 50 %, was nach Arbeitsblatt DWA-A 226 für eine Stabilisierung eigentlich unzulässig ist (siehe Kap. 2).

Geringe aerobe Anteile resultieren manchmal auch aus einer Teilbelegung der Becken mit Belüftungseinrichtungen und verlängerten Belüftungspausen (z.B. durch die o.g. Regelungssysteme). Aus der Literatur ist ebenfalls bekannt, dass zu geringe aerobe Anteile auch einen negativen Einfluss auf die Schlammigenschaften (z.B. ISV) haben können.

3.6 Stromverbrauch

Eine weitreichende Energieoptimierung wirkt einer Schlammstabilisierung somit zwangsläufig entgegen. Gleiches gilt für eine optimierte Stickstoffelimination („ $N_{ges} < 5 \text{ mg/l}$ “) mit langen unbelüfteten Phasen. Trotz der geringen aeroben Anteile liegt der spezifische Gesamt-Stromverbrauch der Beispielanlagen bezogen auf die mittlere IST-Belastung (EW_{120}) teilweise etwas über dem jeweiligen Toleranz- und Zielwert nach (Baumann & Roth, 2008). Es ist daher denkbar, dass die Vorgaben für die Toleranz- und Zielwerte ohne Berücksichtigung des eigentlichen Verfahrensziels „Schlammstabilisierung“ festgelegt wurden.

4 Orientierende Laboruntersuchungen

4.1 Vorbemerkung

Zusätzlich zur Auswertung der Betriebsdaten der Beispielkläranlagen wurde im Labor der Hochschule Augsburg im Projektverlauf eine Reihe von ergänzenden Untersuchungen z.B. bezüglich der Schlammstabilisierungsparameter und Gasbildung durchgeführt. Die Versuche waren ursprünglich nicht Teil des F&E-Projektes und haben nur orientierenden Charakter. Sofern möglich, erfolgte die Probenahme (Stichproben) auf allen Beispielanlagen für Schlamm- und Überstandproben aus der biologischen Stufe (Belebtschlamm bzw. Überschussschlamm) sowie aus den Schlammstapelbehältern. Verfälschungen der Ergebnisse durch den Transport der Proben, unterschiedliche TS-Gehalte sowie den Stichprobencharakter können nicht ausgeschlossen werden. Zur besseren Lesbarkeit werden in diesem Kapitel die Überschussschlämme aus Belebtschlamm- und Biofilmanlagen als Belebtschlamm bezeichnet.

4.2 Gasmessungen

Im Rahmen der Vor-Ort-Termine wurden punktuell Gasmessungen durchgeführt (ohne Gashauben). Besonderes Augenmerk lag auf Methanemissionen aus Schlammspeichern, die bei anaeroben Abbauprozessen entstehen. Insgesamt wurden nur relativ geringe Gas-Konzentrationen v.a. kurzzeitig im Bereich der frisch aufgerührten Schlammstapelbehälter gemessen, während in ungerührten Behältern keine - gegenüber Atmosphärenluft - erhöhten Messwerte registriert wurden. Die höchsten Konzentrationen wurden im Umfeld der maschinellen Entwässerung, Schächten mit Turbulenz sowie an einem abgedeckten Schlammstapelbehälter gemessen (v.a. H_2S und CO_2). Insbesondere war überraschend, dass nur geringe Methankonzentrationen von i.d.R. unter 0,13 Vol% gemessen werden konnten. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass Methan eine geringe Löslichkeit und geringe Dichte aufweist, was zur raschen Ausgasung und schlechten



Messbarkeit führt. Nur in einem geschlossenen Behälter lag die Methankonzentration relativ nahe an der unteren Explosionsgrenze (4,4 Vol-%). Auch auf der getrennt anaerob stabilisierenden Anlage wurden Methanausgasungen von bis zu 0,1 Vol% im Bereich der Nacheindicker gemessen.

CO₂ und H₂S mit hoher Löslichkeit und höherer Dichte als Atmosphärenluft wurden in geringen Konzentrationen kurzzeitig überall dort gemessen, wo Turbulenzen (z.B. Schächte, aufgerührte Behälter, Entwässerung etc.) auftreten. Maximale Konzentrationen wurden am abgedeckten Speicher gemessen. Die CO₂-Emissionen der Belebungsbecken überschritten oftmals die Werte der aufgerührten Schlammstapelbehälter im Bereich von bis zu 1.000 ppm (0,1 Vol%).

4.3 Messergebnisse Stickstoff, organische Säuren (HAc) und pH-Wert

Eine gewisse Stickstoff-Rückbelastung tritt erwartungsgemäß auch bei simultan aerob stabilisierenden Anlagen auf. So wurden im Trübwasser teilweise Konzentrationen von über 300 mg NH₄-N/l gemessen. In der Regel ist die Rückbelastung der Anlagen jedoch unproblematisch, wenn anfallende Trüb- und Zentrat-/ Filtratwässer kontinuierlich der Anlage zudosiert werden (v.a. durch Speicherung bei Lohnentwässerung). Die gemessenen Rückbelastungen liegen deutlich unter denen bei Anlagen mit mesophiler Faulung.

Organische Säuren (HAc) und der pH-Wert werden üblicherweise im Faulschlamm anaerob stabilisierender Anlagen gemessen. Sie repräsentieren die für die Methanbildung erforderliche Versäuerungsphase, in der die Säuren – mit erheblichem Geruchspotential – gebildet werden. Die Messungen von HAc und pH-Wert in der biologischen Stufe und im Schlammstapelbehälter der Beispielanlagen weisen auf keine ausgeprägte Versäuerung in den Schlammstapelbehältern hin. Der pH-Wert lag in den Schlammstapelbehältern nur geringfügig unter dem im Belebtschlamm.

Die gemessenen organischen Säuren in den Schlammstapelbehältern lagen hauptsächlich unter 100 mg/L, oft unter 50 mg/L, und somit unter den für Faulschlamm üblichen Werten. Das Geruchspotential der organischen Säuren zeigte sich z.B. an der Faulschlammprobe der Kläranlage AB, die sowohl eine hohe HAc-Konzentration als auch ein hohes Geruchspotential aufwies.

4.4 Stabilisierungsparameter Glühverlust, TTC-Test und Atmungsaktivität

Für alle verfügbaren Proben wurden die Bestimmung des Glühverlustes, der TTC-Test sowie die Messung der Atmungsaktivität zur Beurteilung der Stabilisierung der Anlagen durchgeführt. Hierzu wurden im Rahmen der Ortstermine im Frühjahr und im Herbst Belebtschlammproben und Proben aus den Schlammstapelbehältern entnommen. Die Ergebnisse wurden gemäß LfU-Merkblatt 4.7/11 bewertet.

Insgesamt war der jeweilige Stabilisierungsgrad in der biologischen Stufe geringer als erwartet. Auch Klärschlamm aus Anlagen mit hohem Schlammalter konnten nicht eindeutig als stabilisiert eingestuft werden.

Der Glühverlust (GV) im Belebtschlamm lag zwischen 53 und 78 %, der Median betrug 65 %. Nur eine Probe lag unter 55 % und wäre somit als stabilisiert einzustufen. Fast die Hälfte der Proben (48 %) wiesen einen GV über 65 % auf und wären somit nicht stabilisiert. Im Schlammstapelbehälter lag der GV zwischen 40 bis 80 % mit einem Median von 63 %, was gerade noch einer Teilstabilisierung entsprechen würde. Nur 36 % aller Proben wären als nicht stabilisiert einzustufen. Bei der Probe mit einem GV von 40 % (vollstabilisiert) handelt es sich überraschenderweise um ein Primär- und Sekundärschlammgemisch, das über einen Zeitraum von zwei Jahren bis zur Entwässerung durch einen Lohnentwässerer gelagert wird. Es handelt sich allerdings um eine Anlage ohne Sandfang, was zu der Vermutung führt, dass der niedrige GV v.a. durch mineralische Anteile aus dem Zulauf resultiert. Die Proben aus den Schlammstapelbehältern wären somit etwas besser stabilisiert, allerdings spricht die geringe Abnahme des GV's zwischen Belebtschlamm und Schlammstapelbehälter für einen begrenzten oTR-Abbau im Schlammstapelbehälter.

Der TTC-Test (siehe Abbildung 8) zeigte ebenfalls eine bessere Stabilisierung der Proben aus Schlammstapelbehältern ggü. den Belebtschlammproben. Keine der Belebtschlammproben kann als voll stabilisiert angesehen werden, nur vier Proben wurden durch die subjektiv gewählte Grenze bei leichter Färbung als teilstabilisiert eingestuft. Es handelt sich um Belebungsanlagen mit relativ hohem Schlammalter bzw. Biofilmanlagen. Anders als beim Parameter Glühverlust können nach dem TTC-Test allerdings 54 % der Proben aus den Schlammstapelbehältern als voll stabilisiert eingestuft werden. Bei den Proben aus den Schlammstapelbehältern waren nur 21 % nicht stabilisiert.

Bei dem Parameter Atmungsaktivität waren ebenfalls alle Belebtschlammproben bis auf eine Probe einer Biofilmanlage als nicht stabilisiert einzustufen. Die Proben aus den Schlammstapelbehältern wären hingegen zu 70 % stabilisiert, nur drei der Proben aus den Schlammstapelbehältern wären nicht stabilisiert (siehe Abbildung 8).

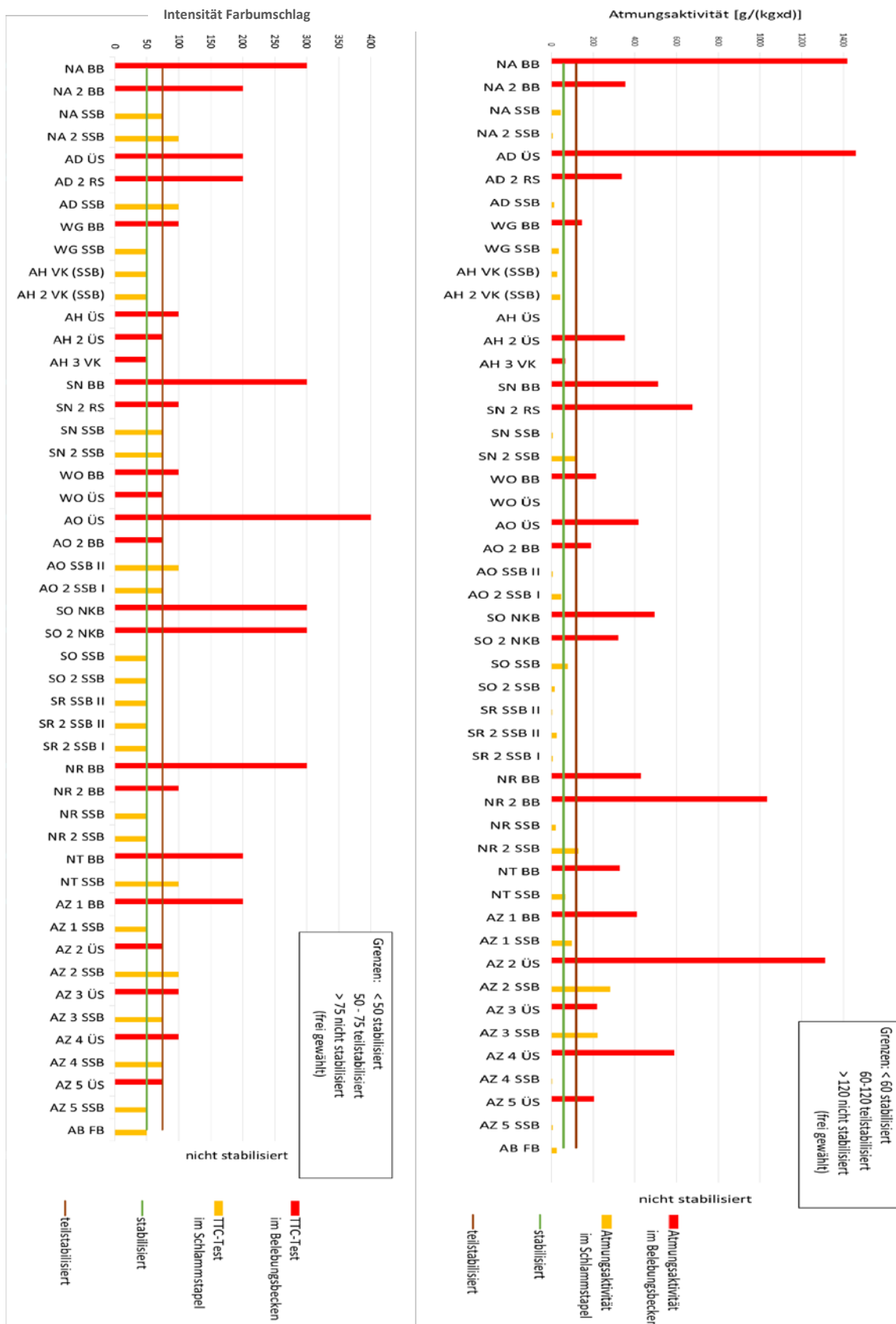


Abbildung 8: Zusammenstellung der Ergebnisse des TTC-Tests bzw. der Atmungsaktivität für Belebtschlamm bzw. Schlamm aus den Schlammstapelbehältern, 2015



Es zeigt sich deutlich, dass der Stabilisierungsgrad des Schlammes in den Stapelbehältern i.d.R. höher war als die jeweiligen Schlammproben aus der biologischen Stufe der gleichen Anlage. Auffallend war, dass die Ergebnisse der drei Parameter oft keine übereinstimmenden Ergebnisse bzgl. des Stabilisierungsgrades lieferten. Teilweise passen die gewonnenen Ergebnisse auch nicht zu den tatsächlich ermittelten Schlammaltern sowie den aeroben Schlammaltern der Anlagen unter IST-Belastung. So konnten Anlagen mit hohem Gesamtschlammalter nicht zwangsläufig als besser stabilisiert eingestuft werden. Auch haben sich bei manchen Anlagen Unterschiede zwischen den Proben im Frühjahr bzw. im Herbst ergeben. Im Herbst wurde ein besserer Stabilisierungsgrad festgestellt, was vermutlich auf die höheren Temperaturen in den Sommermonaten zurück zu führen ist.

Die Faulschlammprobe der getrennt stabilisierenden Anlage konnte eindeutig als stabilisiert eingestuft werden. Gleiches gilt jedoch auch für eine untersuchte Primärschlammprobe einer Anlage - ohne Sandfang.

Aus diesem Grund wird der Glühverlust kritisch gesehen, da er leicht durch mineralische Anteile im Zulauf, den Wirkungsgrad des Sandfangs sowie durch anorganische Fällschlammanteile aus der Phosphorelimination beeinflusst werden kann. Überlegungen die relative Veränderung des Glühverlustes auf einer Kläranlage als Kriterium heranzuziehen, erscheinen unpraktikabel, da ein hoher Untersuchungsumfang auf jeder Anlage separat erforderlich wäre.

Bei der Bewertung des TTC-Tests spielt der mögliche Farbumschlag eine entscheidende Rolle. Im Rahmen der Laboruntersuchungen wurde eine große Bandbreite an Farbumschlägen beobachtet, deren Bewertung subjektiv ist.

Die Atmungsaktivität wird in der Literatur als der am besten geeignete Parameter vorgeschlagen. Bei Schlamm aus aeroben Belebungsbecken erscheint jedoch die Forderung nach einer minimalen Atmungsaktivität nicht wünschenswert. Die Proben aus den Belebungsbecken wurden fast vollständig als nicht stabilisiert eingestuft, die Proben aus den Schlammstapelbehältern der gleichen Anlagen jedoch zu großen Teilen als stabilisiert. Dies ist einleuchtend, da in den überwiegend anaeroben Schlammstapelbehältern keine hohe Atmungsaktivität möglich ist.

Die derzeit verwendeten Parameter zum Nachweis der Stabilisierung (Glühverlust, TTC-Test und Atmungsaktivität) müssen daher kritisch hinterfragt werden.

4.5 Gasbildungsrate

Die Gasbildungsrate GB21 wird i.d.R. zur Beurteilung des möglichen Abbaus von Schlämmen in der mesophilen Faulung durchgeführt (DIN 38414-8, 1985). Hierbei wird die Faulschlammprobe angeimpft und bei 35°C über mindestens 21 d das gebildete Gasvolumen bestimmt. Orientierende Untersuchungen wurden mit Schlamm aus Schlammstapelbehältern der Beispielanlagen durchgeführt, um die Gasbildung in Schlammstapelbehältern grob abschätzen zu können. Hierfür wurden die Versuche an die Bedingungen im Schlammstapelbehälter wie folgt angepasst: Durchführung bei 21°C bzw. 8°C im Kühlschrank, Durchmischung nur einmal täglich, keine Überlagerung mit Stickstoff und keine Animpfung. 12 Proben wurden untersucht, die Versuchsdauer lag zwischen 26 und 50 d.

In Abbildung 9 ist deutlich erkennbar, dass die Gasbildungsraten der Anlagen mit geringem Schlammalter kleiner 25 d (KA SN und NA) sowie der Anlage NR (Belebungsverfahren mit Vorklärung) deutlich über den Gasbildungsraten der stabilisierteren Proben lagen (hohes Schlammalter (KA AO), Biofilmanlagen mit Vorklärung, hoher Lagerdauer (KA AH und SO)). Hier wird ein stabilisierender Einfluss der Lagerdauer des Schlammes vermutet. Auch bei der untersuchten Faulschlammprobe (AB) wurde noch ein Gasbildungspotential festgestellt, das zwischen den stabilisierten und nicht stabilisierten Anlagen einzustufen ist.

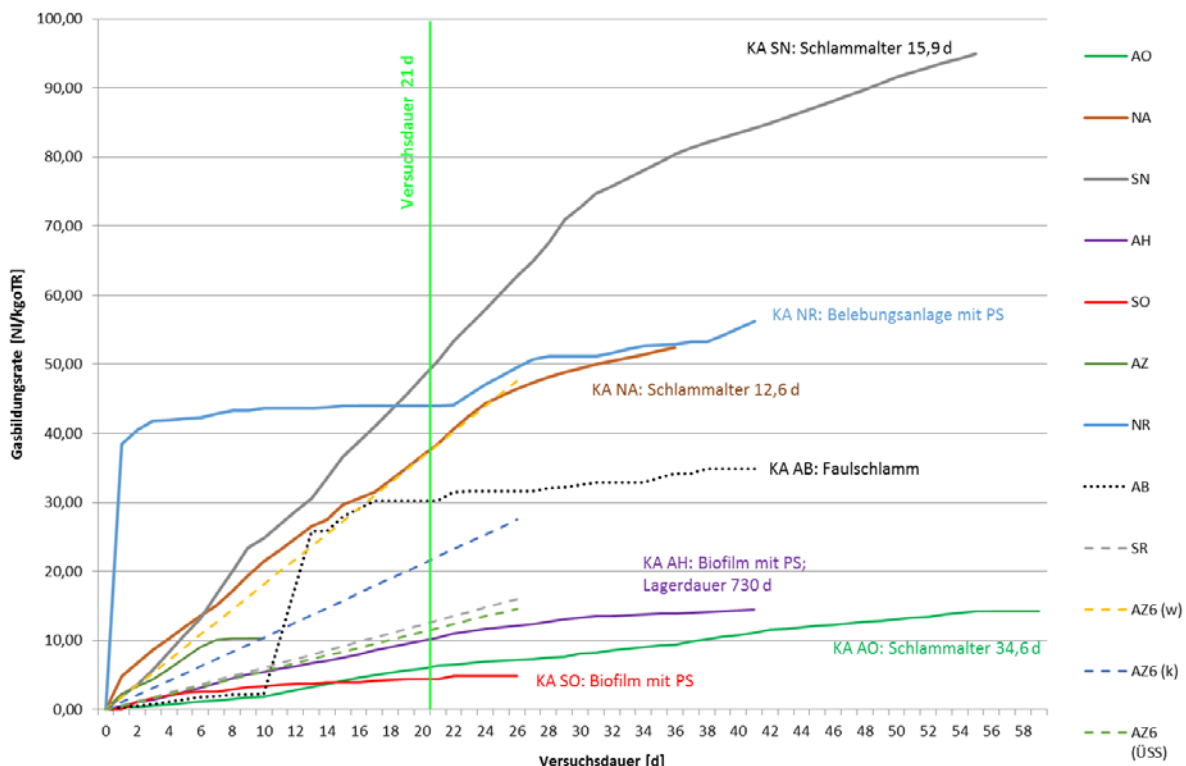


Abbildung 9: Gasbildungsraten der untersuchten Schlammproben in Abhängigkeit der Versuchsdauer, 2015

Trotz der relativ langen Versuchsdauern konnte nicht bei allen Versuchen das Ende der Gasbildung erreicht werden; die Werte wurden entsprechend abgeschätzt. Die abgeschätzten Gasbildungsraten für Schlamm im Schlammstapelbehälter lagen zwischen 10 bis 100 NI/kg_{oTR}. Es ist zu beachten, dass im Rahmen dieses Projektes nur orientierende Versuche möglich waren. Weitergehende Untersuchungen werden empfohlen. Bei einer bei 21 und 8°C parallel untersuchten Probe lag das Gasbildungspotential nach 26 d in der kalten Probe über 40 % unter dem Wert der warmen Probe. Dies deutet darauf hin, dass die Gasbildung in den Schlammstapelbehältern, in denen meistens Temperaturen unter 21°C vorliegen (siehe Kap. 3), geringer ist als in den orientierenden Laborversuchen.

Es hat sich gezeigt, dass die Emissionen nur einen Bruchteil der Gasbildungsraten betragen, die in der mesophilen Faulung typischerweise erreicht werden: > 500 NI/kg_{oTR} für Primärschlamm bzw. 400 – 500 NI/kg_{oTR} für Rohschlamm (Dockhorn, 2010). Ursachen für die geringe Gasbildung in den Versuchen wird vor allem in der höheren Temperatur bei der klassischen Faulung sowie der Durchmischung gesehen.

Die Gasbildungsrate könnte somit einen geeigneten Parameter zur Beurteilung des Stabilisierungsgrads darstellen, da die Fäulnisfähigkeit und somit das Geruchspotential konkret untersucht werden. Die Bestimmung ist jedoch recht aufwändig und das Verfahren müsste standardisiert werden.

In der Literatur werden die Treibhausgasemissionen durch Güllelagerung (direkte CH₄, N₂O und indirekte N₂O Emissionen aus NH₃) mit 31 bis 116 kgCO₂e/m³ bzw. t_{FM} (Paulsen, et al., 2013) angegeben. Zum überschlägigen Vergleich wurde das höchste abgeschätzte Gasbildungspotential der Anlage SN mit 100 NI/kg_{oTR} umgerechnet, was 14 kgCO₂e/m³_{KS} entspricht.

4.6 Mikrobiologische Untersuchungen

Von ausgewählten Proben aus Schlammstapelbehältern wurden in geringem Umfang mikrobiologische Untersuchungen am LfU bzgl. Coliformen Bakterien, *Escherichia coli*, Enterokokken und *Clostridium perfringens* durchgeführt. Es handelt sich auch hier lediglich um Stichproben.

Die Ergebnisse der Untersuchung schwankten in dem für Klärschlamm angegebenen Bereich. Ein deutlicher Einfluss der Lagerdauer oder des Schlammalters auf die mikrobiologische Belastung konnte nicht nachgewiesen werden. Zu einer Keimanreicherung scheint es im Schlammstapelbehälter nicht zu kommen – eine zeitabhängige Reduktion wird für Gülle in der Literatur beschrieben und kann somit auch in einem Schlammstapelbehälter erwartet werden. Allerdings hat sich gezeigt, dass Primärschlamm und primärschlammhaltige Schlammgemische

auch nach einer Lagerdauer im Schlammstapelbehälter von über 1,5 Jahren (bei kontinuierlicher Beschickung) noch eine deutlich erhöhte Keimbelastung aufweisen (siehe Abbildung 10 beispielhaft für *E.coli*).

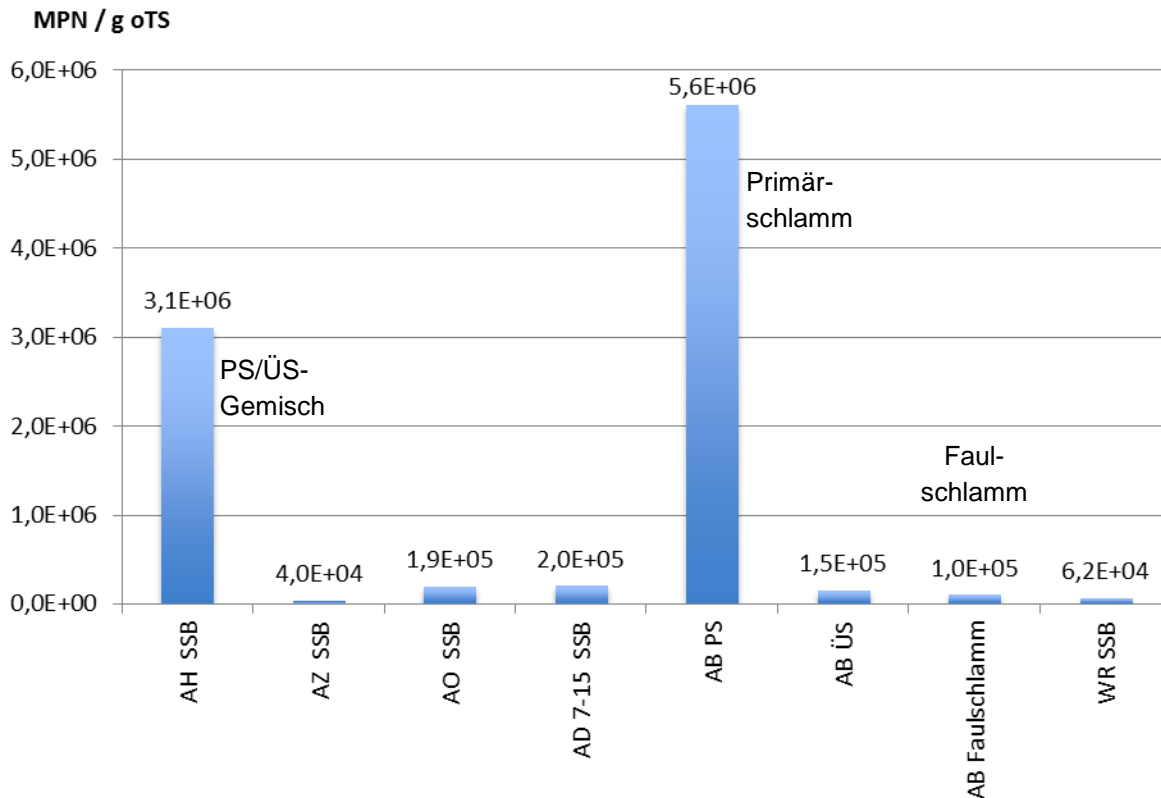


Abbildung 10: Konzentrationen des Parameters *E. Coli* [MPN/g oTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015

Die ebenfalls untersuchte Faulschlammprobe zeigte teilweise eine höhere mikrobiologische Belastung gegenüber den Proben aus den Schlammstapelbehältern. Für den anaeroben Organismus *Clostridium perfringens* wurde sogar der höchste Wert im Faulschlamm gemessen.

Gegenüber den für Gülle angegebenen Literaturwerten lagen die untersuchten Proben meist im unteren Bereich. Weitere Untersuchungen mit abgesenkten Schlammaltern deutlich unter 25 d werden empfohlen.

5 Grundlagen für zukünftige Lösungsansätze

5.1 Kalte Faulung und Schlamm Lagerung

Für aerob stabilisierende Anlagen wird im DWA-Merkblatt M 368 (DWA-M 368, 2014) eine nur bedingte Stabilisierung angegeben. Dies hat sich auch im Rahmen der Untersuchungen dieses Projektes gezeigt. In der Literatur wird für die simultane aerobe Voll-Stabilisierung (bei $T = 10^{\circ}\text{C}$) sogar ein erforderliches Ge-

samtschlammalter über 50 d, bzw. ein rein aerobes Schlammalter von mindestens 20 d angegeben (Nowak, 1998). Als mögliche Alternativen zur aeroben Schlammstabilisierung kommen für kleinere Anlagen z.B. die „kalte Faulung“, Schlammverwertung auf nahegelegenen größeren Anlagen mit Faulung bzw. Entwässerung und thermische Verwertung in Frage.

Aus der Literatur ist bekannt, dass durch eine ausreichend lange, getrennte Lagerung eine Nachstabilisierung erfolgen kann (Nowak, et al., 2002). Dass es in Schlammstapelbehältern zu einer Reduktion des GV kommt, wurde durch Messungen von zwei Beispielkläranlagen bestätigt. Daher wurde auf der Kläranlage AZ der Schlammstapelbehälter über ein halbes Jahr durch Messungen des GV, TTC-Tests sowie der Atmungsaktivität erfasst. Es handelt sich um eine Belebtschlammanlage ohne Vorklärung mit einem Gesamtschlammalter von über 25 d - jedoch liegt das aerobe Schlammalter lediglich bei knapp 11 d. Der Überschussschlamm ist nach den gängigen Kriterien als „nicht-stabilisiert“ einzustufen. Halbjährlich wird der Schlammstapelbehälter durch Lohnentwässerungsbetriebe entsorgt. Beprobet wurde der Schlammstapelbehälter vor der Entleerung im April sowie viermal bis zur nächsten Entleerung im Oktober 2015.

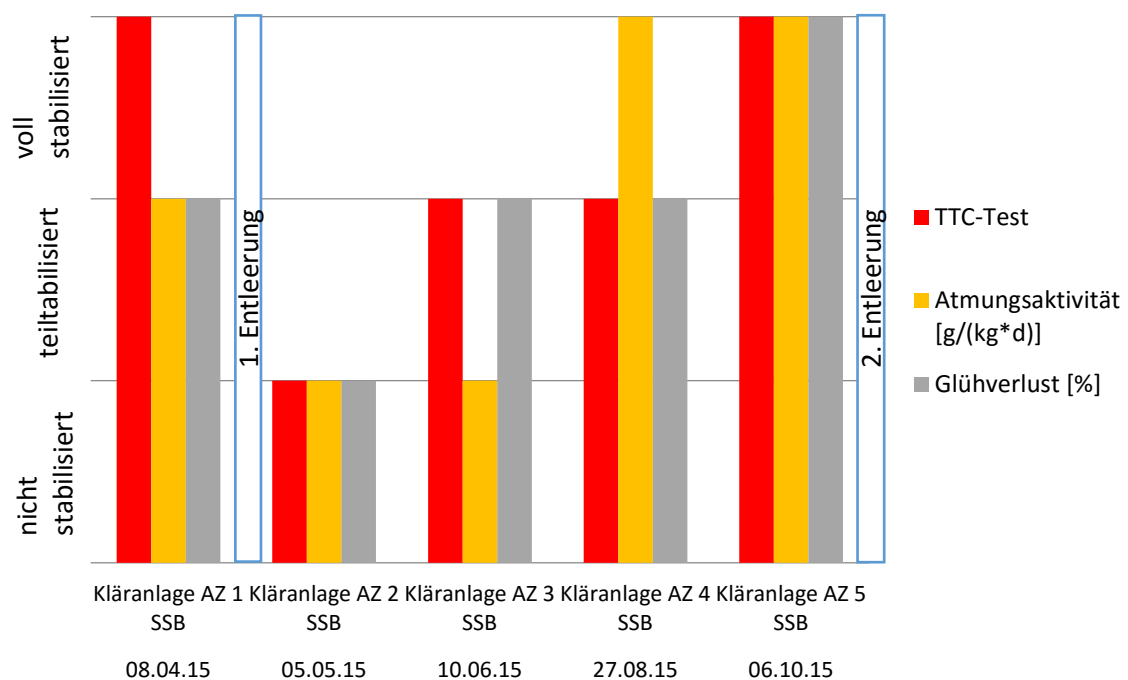


Abbildung 11: Vergleich des Stabilisierungsgrades der Kläranlage AZ über sechs Monate, 2015

Zu Beginn der Lagerdauer im Mai waren noch alle drei Stabilisierungskriterien nicht erfüllt (siehe Abbildung 11). Nach der sechsmonatigen Lagerdauer im

Sommer könnte der Schlamm nach allen drei Parametern als „voll-stabilisiert“ eingestuft werden. Bei der ersten Beprobung am Ende der halbjährigen Lagerdauer im Winterhalbjahr (April 2015) war der Schlamm allerdings nicht so gut stabilisiert wie bei der letzten Probenahme im Sommerhalbjahr, was wiederum auf die Temperaturabhängigkeit des Stabilisierungsprozesses hindeutet (siehe Kap. 4.4). Dies zeigte sich auch bei den Beprobungen der Schlammstapelbehälter der Beispielkläranlagen im Frühjahr bzw. Herbst 2015, v.a. für den Parameter TTC.

In diesem Beispiel sind 6 Monate ausreichend für eine Nachstabilisierung mit „kalter Faulung“. Der gleiche Stabilisierungsgrad, der im Frühjahr festgestellt wurde, wird im Sommer bereits nach 4 Monaten erreicht. Eine Verkürzung der Dauer der Nachstabilisierung in der warmen Jahreszeit ist daher denkbar. Versuche an einer Anlage mit abgesenktem Schlammalter werden zur Überprüfung der Ergebnisse empfohlen.

Die Angaben für erforderliche Lagerdauern für eine Nachstabilisierung mittels kalter Faulung gehen in der Literatur stark auseinander. Dabei ist oft unklar, ob es sich um die hydraulische Aufenthaltszeit, also eine mittlere Lagerdauer (z.B. klassische Faulung), oder die maximale Lagerkapazität handelt. Bei kontinuierlicher Beschickung und intervallartiger Entsorgung (z.B. bei Schlammstapelbehältern) ergibt sich eine mittlere Lagerdauer, die etwa der Hälfte des Entsorgungsintervalls (=Lagerkapazität) entspricht. Im Folgenden wird daher der Zeitraum zwischen zwei Entleerungsintervallen als Lagerkapazität bezeichnet.

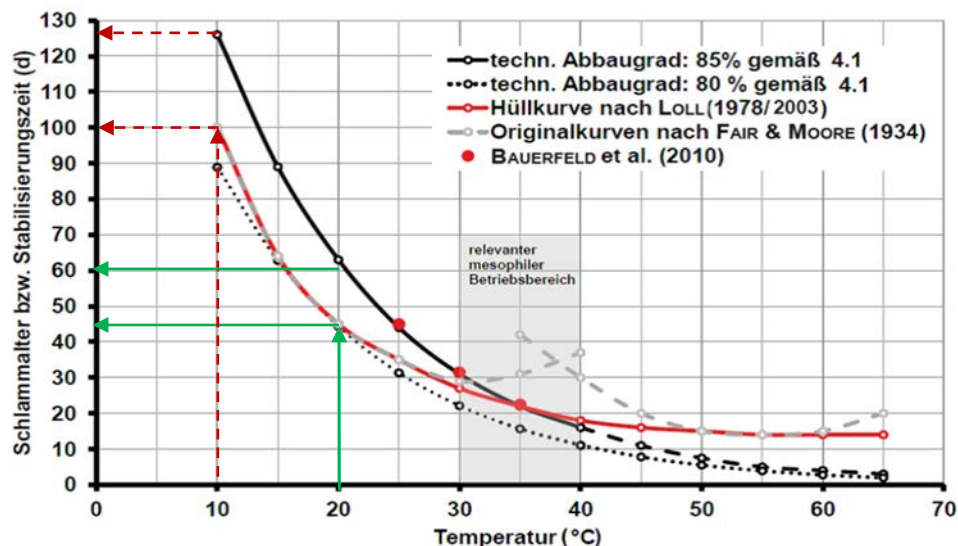


Abbildung 12: Erforderliches anaerobes Schlammalter zum Erreichen der technischen Faulgrenze bei der einstufigen Faulung in Abhängigkeit der Temperatur (DWA-M 368, 2014)

Auch das Arbeitsblatt DWA-A 131 (2000 und 2016) weist auf die Möglichkeit einer Reduzierung des Schlammalters hin, wenn der Schlamm anschließend ein

Jahr gelagert wird. Im ATV-Handbuch „Klärschlamm“ wird die Stabilisierungsgrenze für unbeheizte Faulräume mit 120 d Faulzeit, für Emscherbecken mit 60 d Faulzeit angegeben (ATV, 1996). In der Literatur werden ebenfalls 4 Monate genannt (Nowak, et al., 2002). Nach Merkblatt DWA-M 368 Bild 5 ergeben sich in Abhängigkeit der Temperatur 45 bis 60 d bei 20°C bzw. 100 bis 125 d bei 10°C (siehe Abbildung 12) für eine ausreichende Stabilisierung in unbeheizten Behältern. Informationen zum Grad der Stabilisierung vor Beginn der Lagerzeit liegen dabei jeweils nicht vor.

Aus den Erfahrungen der Messungen im Rahmen der Beispielanlagen scheint eine Lagerkapazität von 6 Monaten für Anlagen ohne Vorklärung realistisch. In den wärmeren Sommermonaten könnte die Lagerkapazität in Anlehnung an DWA-M 368 evtl. auf 4 Monate verkürzt werden. Diese Ergebnisse sind jedoch noch zu verifizieren.

Mit dieser Vorgabe ist auch eine Anpassung an den saisonal unterschiedlichen Düngebedarf der Landwirtschaft möglich (März/April und August/September). Im Rahmen der Ortstermine hat sich außerdem gezeigt, dass eine Lagerkapazität von 6 Monaten im Schlammstapelbehälter nicht unüblich ist. Der Umgang mit Schlamm wird im Winter aus betrieblichen Gründen i.d.R. ohnehin vermieden – auch wenn nicht landwirtschaftlich verwertet wird.

Für primärschlammhaltige Gemische, wie sie z.B. bei Biofilmanlagen anfallen, sollte sich die Lagerdauer an der Forderung des Arbeitsblattes DWA-A 201 für Absetzteiche orientieren und die Lagerkapazität mindestens 1 Jahr betragen.

Eine zusätzliche mikrobiologische Bewertung der Einschätzungen wird empfohlen.

5.2 Thermische Verwertung bzw. Verwertung in fremder Faulung

Eine Nachstabilisierung ist nur für die bodenbezogene Verwertung relevant. Für die thermische Verwertung sowie die Verwertung in der Faulung einer anderen Anlage ist eine Stabilisierung kontraproduktiv.

Die Stabilisierung und die damit verbundene Reduzierung des Glühverlustes vermindern bekanntlich den Heizwert, wobei der Entwässerungs- bzw. Trocknungsgrad eine noch größere Rolle spielt (siehe Abbildung 13).

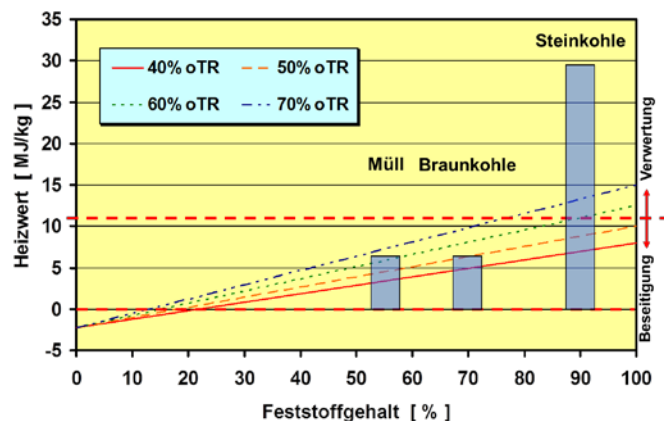


Abbildung 13: Heizwerterhöhung durch Entwässerung und Trocknung (Pinnekamp, 2015)

Vermeint wird vorgeschlagen, den Schlamm kleinerer Anlagen ohne Faulung zentral oder semizentral auf einer größeren Kläranlage energetisch in einer mesophilen Faulung zu nutzen, z.B. (DWA-A 222, 2011). Dies ist i.d.R. allerdings nur sinnvoll, wenn das Schlammalter gering ist und/oder Primärschlamm enthalten ist (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Theoretischer Energiegehalt von Schlamm in Abhängigkeit von Schlammalter und Anlage mit bzw. ohne Vorklä rung (Pinnekamp, 2015)

Schlammalter Biologie	Effizienz Vorklä rung	Spez. Biogas- anfall	Heizwert
Tage	BSB ₅ - Elimination [%]	L/(EW*d)	kWh/(EW*a)
8	40	16,5 – 25,0	49,1
15	40	14,5 – 22,0	43,2
15	20	10,5 – 15,9	31,3
15	-	6,2 – 9,4	18,5
25	-	3,5 – 5,3	3,3

Die energetische Nutzung von Schlä mmen in einer fremden Faulung ist bei freien Kapazitäten prinzipiell anzustreben. Der mögliche Gasertrag ist jedoch im Hinblick auf die erforderlichlich Aufheizung (Wärmebilanz) und den erforderlichen Nass-transport (Klimabilanz) kritisch zu prüfen. Schlä mme mit hohem Schlammalter und/oder hoher vorhergehender Lagerdauer in einem Schlammstapelbehälter sollten ggfs. direkt über eine Annahmestation der Entwässerung zugeführt werden.

5.3 Anforderungen nach Größenklassen

Erst ab GK 4 und 5 sind Kläranlagen nach AbwV Anhang 1 immer auf gezielte Stickstoffelimination auszulegen. Bei aerober Schlammstabilisierung mit einem Schlammalter von 25 d wird bei ausreichender Belüftung jedoch automatisch eine Nitrifikation erreicht. Bei wirtschaftlicher Betriebsweise kann durch gezielte Denitrifikation Belüftungsenergie eingespart werden. Dadurch wird neben einer Vermeidung von wilder Denitrifikation in der Nachklärung auch eine Stabilisierung der Säurekapazität erreicht. Somit wird i.d.R. bei Anlagen der GK 1, 2 und 3 bei simultaner aerober Schlammstabilisierung auch eine Stickstoffelimination erreicht. Aus Sicht des Gewässerschutzes sollte daher – auch bei einem Verzicht auf eine Schlammstabilisierung - nicht auf eine gezielte Stickstoffelimination verzichtet werden. Das Ziel einer bestmöglichen Abwasserreinigung muss oberste Priorität haben.

Die Aufgabe der Forderung nach Stabilisierung darf aus wasserwirtschaftlicher und betrieblicher Sicht nicht zu einer drastischen Absenkung des Schlammalters, z.B. auf reine Kohlenstoffelimination, führen. Die Auslegung einer Belebungsanlage auf reine Kohlenstoffelimination mit einem Schlammalter von etwa 5 d würde gegenüber einer Stabilisierungsanlage zu einer drastischen Verkleinerung des Belebungsbeckens um 80 % führen. Dies würde die Betriebsstabilität erheblich verringern. Stoßbelastungen, die i.d.R. bei kleineren Anlagen stärker ausgeprägt sind, können dann v.a. bei einsetzenden Regenereignissen erhebliche Auswirkungen auf die Ablaufqualität haben.

Die oftmals geringe Personaldecke mit häufig niedriger fachlicher Qualifikation auf kleinen Anlagen und die damit verbundene geringere Kontrolle könnten dazu führen, dass Ablaufspitzen gar nicht oder zu spät erkannt werden. Nach EÜV sind die Parameter CSB und BSB₅ im Ablauf bei Anlagen zwischen 1.000 und 5.000 EW nur einmal monatlich zu bestimmen. Auch der Einsatz von Automatisierungstechnik wäre für dieses Szenario ohne ausreichend qualifiziertes Personal nicht zuverlässig nutzbar. Außerdem liegen derzeit kaum aktuelle Erfahrungen zum Betrieb von Belebungsanlagen mit sehr geringem Schlammalter vor.

Biofilmanlagen können und werden bei kleineren Anlagen teilweise auf reine Kohlenstoffelimination ausgelegt (siehe DWA-A 222 und 281). Betriebliche Probleme dieser Anlagen (z.B. Verschlammung) sind bekannt, daher wird im Regelwerk eine Abminderung der Raumbelastung empfohlen (ATV-DVWK-A 281, 2001).

Durch das LfU-Merkblatt Nr. 4.4/22 vom 15.02.2013 werden ohnehin für kleinere Anlagen oftmals erhöhte Anforderungen in Abhängigkeit der Vorflutsituation gefordert.

Aufgrund des hier durchgeführten F&E-Projekts kann keine Aussage getroffen werden, ob die gewonnenen Erkenntnisse (z.B. zu Geruchs- und Gasemissionen, Lagerfähigkeit etc.) auch auf Anlagen mit sehr geringen Schlammaltern (im Bereich unter 16 d) übertragen werden können. Auch eine mögliche Nachstabilisierung bei so geringen Schlammaltern muss kritisch hinterfragt werden.

5.4 Mindestschlammalter nach Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016)

Das erforderliche Schlammalter für Nitrifikation und Denitrifikation kann nach Regelwerk anlagenspezifisch bestimmt werden. Im Rahmen des Projektes wurden Berechnungen nach Arbeitsblatt DWA-A 131 im Gelbdruck (März 2015) durchgeführt. In der Kurzfassung wurden entsprechende Anpassungen auf die bereits vorliegende Endfassung vom Juni 2016 durchgeführt.

Das Arbeitsblatt gibt an, dass eine Stabilisierung bei einem aeroben Schlammalter von 20 d erreicht werden kann. Die Stabilisierung ist vor allem von unbelüfteten Anteilen sowie der Temperatur abhängig (siehe DWA-M 368). Bei den derzeit in der Praxis üblichen V_{DN}/V_{BB} -Verhältnissen von 0,5 bis 0,6, ergeben sich rechnerisch Gesamtschlammalter von 30 bis 50 d (für $T = 15$ bzw. 10°C), um Schlammstabilisierung zu erreichen. Dies deckt sich mit Aussagen in der Literatur. Bei Anlagen, die auf Denitrifikation bzw. Stromeinsparung optimiert sind und entsprechend lange Belüftungspausen aufweisen, darf eine gleichzeitige Stabilisierung nach *Nowak* im Allgemeinen erst über einem Schlammalter von etwa 60 d erwartet werden (Nowak, et al., 2002). Die Berechnungen zeigen auch, weshalb trotz hoher Bemessungsschlammalter keine Stabilisierung erfolgt, nämlich wenn das aerobe Schlammalter nicht eingehalten wird.

Bei der Ermittlung des erforderlichen aeroben Schlammalters für gezielte Nitrifikation nach DWA-A 131 (2016) muss ein entsprechender Prozessfaktor (PF in Abhängigkeit von Ausbaugröße, Zulaufschwankungen der Stickstofffracht und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswert) berücksichtigt werden. Bei üblichen Randbedingungen wird bei Anlagen unter 20.000 EW - je nach Bemessungstemperatur - das aerobe Schlammalter bereits zwischen 9,5 und 12 d liegen (mit $\text{PF} = 2,1$).

Die Bemessungstemperatur ist nach Arbeitsblatt DWA-A 198 (2003) aus dem Minimum des gleitenden Mittelwerts bzw. dem Mittelwert von zwei Kalenderwochen im Zeitraum Ende Januar bis Ende März zu errechnen. Liegen keine verwertbaren Temperaturmessungen vor, empfiehlt das DWA-Arbeitsblatt A 131 eine Bemessungstemperatur von 2 bis 4°C unter der Überwachungstemperatur (i.d.R. $T_{\text{ÜW}} = 12^{\circ}\text{C}$).

Das Gesamtschlammalter („Bemessungsschlammalter“) ergibt sich in Abhängigkeit der jeweiligen Bemessungstemperatur, dem Prozessfaktor PF und dem

V_{DN}/V_{BB} -Verhältnis. Für eine Bemessungstemperatur von 10°C und einem $PF = 2,1$ ergibt sich für $V_{DN}/V_{BB} = 0,25$ ein Gesamtschlammalter von 15,6 d bzw. bei $V_{DN}/V_{BB} = 0,60$ von 29 d (siehe Abbildung 14). Diese Vorgabe würde sich somit unabhängig von dem Ziel „simultane aerobe Schlammstabilisierung“ ergeben. Mit der Vorgabe auch bei kleinen Anlagen eine gezielte Stickstoffelimination zu erreichen, wird sich somit für kleinere Anlagen i.d.R. keine drastische Absenkung des Schlammalters ergeben.

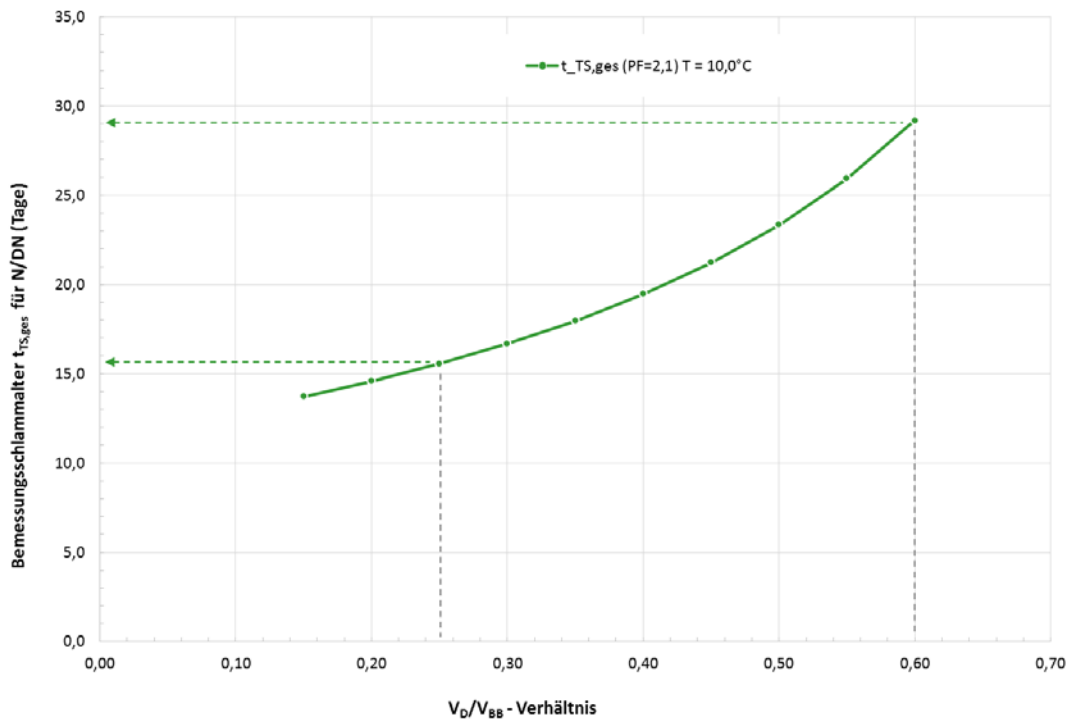


Abbildung 14: Bemessungsschlammalter in Abhängigkeit von V_{DN} - V_{BB} -Verhältnis bei $T=10^{\circ}\text{C}$ nach DWA-A 131 (2016) mit dem Prozessfaktor $PF = 2,1$, Verfahrensziel: Nitrifikation und Denitrifikation für $\leq 10 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$

Wenn kleine Anlagen eine Vorklärung haben, ist zudem eine entsprechende Verschiebung des CSB:TKN-Verhältnisses im Zulauf Belebung zu berücksichtigen. Hierdurch ergibt sich i.d.R. ein Mindestschlammalter für die Stickstoffelimination von mindestens 25 d.

Das aerobe Mindestschlammalter muss insbesondere auch bei niedrigen Temperaturen zwingend eingehalten werden. Andernfalls ist mit dem Zusammenbruch der Nitrifikation und somit der Denitrifikation zu rechnen. Bei Regelungssystemen sind daher z.B. entsprechende Mindestbelüftungszeiten - insbesondere im Frühjahr - festzulegen.

5.5 Entwässerbarkeit

Die Entwässerbarkeit von Klärschlamm wird von einer Vielzahl an Faktoren beeinflusst, wobei der Stabilisierungsgrad oft nur einen Teilaspekt darstellt.

Abbildung 15 zeigt, dass Primärschlamm und primärschlammhaltiger Rohschlamm unabhängig vom Schlammalter deutlich besser entwässerbar sind als reiner Überschussschlamm. Aerob stabilisierte Schlämme weisen i.d.R. eine schlechtere Entwässerbarkeit auf, wobei die Stabilisierungszeit nur einen geringen Einfluss auf das Entwässerungsergebnis hat. Die Schlammart hat größeren Einfluss auf die Entwässerbarkeit als das Schlammalter. Nach Merkblatt DWA-M 368 (2014) wird Überschussschlamm durch klassische Ausfäulung nicht besser entwässerbar.

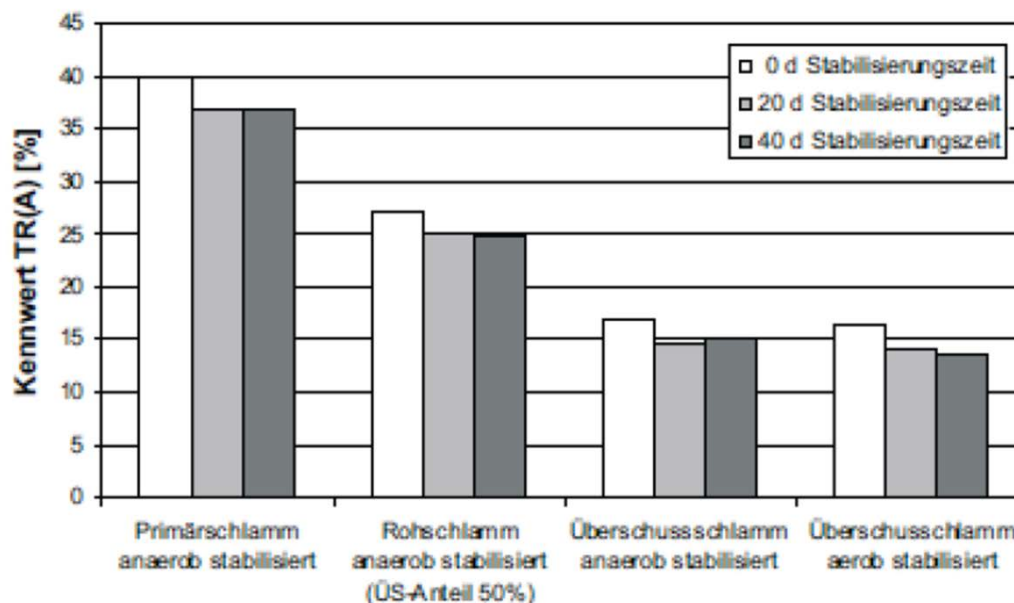


Abbildung 15: Erreichbares Entwässerungsergebnis am Kennwert TR(A) in Abhängigkeit von Schlammart und Stabilisierungszeit (DWA-M 383, 2008)

Laut Arbeitsblatt DWA-A 226 (2009) wird das Entwässerungsergebnis aerober Schlämme durch Faulprozesse im Schlammstapelbehälter jedoch deutlich verbessert.

Eine stationäre Entwässerung kommt v.a. in Frage wenn, größere Transportentfernungen maßgebend sind und nicht landwirtschaftlich verwertet wird. Derzeit kommt eine stationäre Entwässerung für Anlagen unter 5000 EW i.d.R. nicht in Frage. In Einzelfällen können auch kleinere Aggregate wirtschaftlich anwendbar sein. Bei mobiler Schlammmentwässerung sind entsprechende Filtratspeicher vorzusehen.

5.6 Empfehlungen für Schlammspeicher

Im Rahmen der Untersuchungen hat sich gezeigt, dass die Geruchsemissionen an einem abgedeckten Speicher tatsächlich minimal waren. Es wurden jedoch Methanwerte im Bereich der unteren Explosionsschutzgrenze gemessen. Abgedeckte Speicher werden daher nur in Sonderfällen empfohlen, da diese zu erhöhten Kosten durch EX-Schutz- und besondere Korrosionsschutzmaßnahmen führen (siehe Abbildung 16). Abgedeckte Schlammspeicher erfordern eine gezielte Be- und Entlüftung (ggfs. mit Abluftbehandlung). Die schlechtere Zugänglichkeit erschwert die betriebliche Sichtkontrolle.



Abbildung 16: Starke Korrosion am Trübwasserschacht des geschlossenen Schlammstapelbehälters der Anlage SG, 28.09.2015

Aus betrieblichen Gründen ist die Aufteilung auf mindestens zwei Speicher empfohlen. Da im Sommer die Nitrifikationsraten i.d.R. höher sind als im Winter wird die Zugabe von Filtratwasser v.a. im Sommer empfohlen. Bei offenen Schlammstapelbehältern erfolgt die Schlammbefüllung idealerweise unterhalb der Wasserspiegelfläche, um die Geruchsbildung zu minimieren. Die Ausbildung eines „natürlichen“ Schwimmschlammdeckels vermindert Geruchsemissionen.

5.7 Auswirkungen einer Vorklärung

Vorklärbecken können zur Entlastung der Belebung eingesetzt werden und zudem die energetische Situation verbessern (v.a. Belüftung). Eine Vorklärung führt üblicherweise aber auch zu einer Verschiebung des C:N-Verhältnisses im Zulauf zur Belebung und dadurch tendenziell zu höheren Treibhausgasemissionen, v.a. Lachgas (Parravicini & Svardal, 2015). Das schlechtere C:N-Verhältnis erfordert längere unbelüftete Zeiten bzw. größere unbelüftete Zonen, was sich oft negativ auf die Schlammqualität (u.a. Erhöhung ISV) und ggf. auf die Stabilisierung auswirken kann. Des Weiteren führt die Verschiebung auch zu einem höheren Be-

messungsschlammalter für die Belebung. Eine verkleinerte Belebung ist außerdem anfälliger ggü. Zulaufspitzen (Betriebsstabilität).

Für den anfallenden Primärschlamm sollte des Weiteren eine langfristige Entsorgungsmöglichkeit sichergestellt werden. Kleine Vorklärungen weisen außerdem oft hohe spezifische Kosten auf. Primärschlamm ist kritischer zu sehen als Überschussschlamm z.B. bzgl. mikrobiologischer Belastung, Geruchsemissionen und Korrosion durch H₂S-Bildung.

Die Entwässerung von reinem Primärschlamm wird aus betrieblicher Sicht kritisch gesehen. Wird reiner Primärschlamm gelagert, sollte eine regelmäßige Entsorgung vor dem Einsetzen der Versäuerung und der damit verbundenen Geruchsbelastung erfolgen. Es wird davon ausgegangen, dass eine Lagerdauer auf wenige Tage zu beschränken ist, die unter sehr warmen Bedingungen noch zu reduzieren wäre. Eine landwirtschaftliche oder landschaftsbauliche Entsorgung ist in diesem Fall ausgeschlossen. Der Kontakt zu frischem Primärschlamm sollte unbedingt vermieden werden. Die Trocknung (v.a. solare Trocknung) von Primärschlamm sollte im Hinblick auf Geruch und Hygiene vermieden werden (UBA, 2012).

Aufgrund der o.g. Argumente sollte eine Absenkung des Schlammalters in der Belebung (bei Einhaltung des Mindestschlammalters) dem Neubau einer Vorklärung vorgezogen werden, um eine bestehende Kläranlage an eine erhöhte Belastung anzupassen.

Biofilmanlagen müssen im Sinne der Betriebsstabilität eine Vorklärung aufweisen. Üblicherweise wird der Primärschlamm mit dem Überschussschlamm im Schlammstapelbehälter vermischt und kann im Sinne einer kalten Faulung nachstabilisiert werden. Es sollte jedoch analog DWA-A 201 eine Lagerkapazität von einem Jahr eingehalten werden (DWA-A 201, 2005). Der Gasertrag in einer Faulung ist anschließend i.d.R. nicht mehr rentabel. Gegebenenfalls kann jedoch eine Entwässerung durch eine benachbarte Kläranlage erfolgen.

6 Lösungsansätze für verschiedene Entsorgungswege

Die vorgeschlagenen Lösungsansätze sind nur für kleinere Anlagen ohne klassische mesophile Faulung geeignet. Die wirtschaftliche Anwendungsgrenze der mesophilen Faulung könnte sich durch die hier genannten Lösungsansätze „nach oben“ verschieben.

Für unterschiedliche Kläranlagentypen wurden mögliche Lösungswege in Blockfließschemen dargestellt und beschrieben (siehe Schlussbericht). Für die bodenbezogene Verwertung müssen die - neben der Stabilisierung - zu erfüllenden Anforderungen (z.B. Schadstoffe, Hygienisierung, Polymere etc.) getrennt geprüft

und eingehalten werden. Änderungen können sich durch eine Aktualisierung des Regelwerks (z.B. DWA-A 131) oder neuere Erkenntnisse (empfohlene weitere Untersuchungen) ergeben.

Grundsätzlich wird immer ein Feinrechen/-sieb (< 8 mm) empfohlen. Auch das Arbeitsblatt DWA-A 222 (2011) schreibt dies bereits vor. Für Anlagen unter 500 EW können Vorklärbecken mit integriertem Schlamm Speicher evtl. noch sinnvoll sein, wenn diese regelmäßig entleert/entsorgt werden.

Bei Belebungsanlagen mit einem nominellen Bemessungsschlammalter von mindestens 25 d ist eine bodenbezogene Verwertung – bei Einhaltung der geltenden (Schadstoff-) Grenzwerte nach AbfKlärV – derzeit uneingeschränkt möglich. Eine Nachstabilisierung (z.B. durch entsprechende Lagerzeit in einem Schlamm Speicher) ist nicht erforderlich. I.d.R. ist jedoch immer eine Lagerung des Schlamm zur Sicherung der Schlamm Entsorgung notwendig.

Wird von der Forderung nach einem Bemessungsschlammalter von mindestens 25 d abgerückt, ist eine simultane Schlammstabilisierung nicht mehr möglich. Das erforderliche Mindestschlammalter ist dann gemäß dem DWA-Arbeitsblatt A 131 anlagenspezifisch nachzuweisen. Die Einhaltung des Bemessungsschlammalters und v.a. des aeroben Schlammalters ist dann essentiell für die Abwasserreinigung. Das aerobe Schlammalter hat i.d.R. auch Einfluss auf die Schlammqualität (ISV). Die getroffenen Aussagen gelten nach derzeitigem Kenntnisstand nur für eine moderate Absenkung des Gesamtschlammalters um maximal etwa ein Drittel, entsprechend etwa 16 d.

Ist eine bodenbezogene Verwertung vorgesehen, ist eine entsprechende Nachstabilisierung (z.B. durch kalte Faulung) erforderlich. Die „kalte Faulung“ in Schlammstapelbehältern oder Abwasserteichen wird in Bayern häufig praktiziert und kann grundsätzlich als geeignetes Verfahren zur Nachstabilisierung angesehen werden. Dies gilt nach derzeitigem Stand des Wissens, wenn ein Mindestschlammalter für die Stickstoffelimination bei Belebungsanlagen eingehalten wird. Bei zu geringen Schlammaltern kann derzeit keine Aussage getroffen werden.

Aufgrund der derzeitigen Erkenntnisse im Rahmen des Forschungsprojektes scheint eine erforderliche Lagerkapazität für Schlämme ohne Primärschlamm-Anteil in Abhängigkeit der Temperatur von 6 Monaten im Winter bzw. 4 Monaten im Sommer möglich.

Durch eine maschinelle Eindickung kann das erforderliche Speichervolumen reduziert werden. Bei Lohnentwässerung ist ein Filtratspeicher erforderlich.

Eine energetische Nutzung in einer externen Faulung ist nach einer Nachstabilisierung i.d.R. nicht mehr sinnvoll. Für die thermische Verwertung sowie die Nut-

zung in der Faulung einer anderen Kläranlage sind ein geringes Schlammalter und eine geringe Lagerzeit von Vorteil. Eine kurze Lagerdauer vermindert den Abbau organischer Substanz und minimiert Emissionen. Es ist anlagenspezifisch zu prüfen, ob der Schlamm noch ausreichend energiereich ist, um z.B. den Transport und das Aufheizen des Schlammes zu rechtfertigen (Klimarelevanz).

Eine moderate Absenkung des Bemessungsschlammalters unter 25 d kann für den verfahrenstechnischen Nachweis bestehender Kläranlagen in Erwägung gezogen werden. Es ist jedoch das geforderte Mindestschlammalter einzuhalten, das durch rechnerischen Nachweis anlagenspezifisch nach Arbeitsblatt DWA-A 131 zu bestimmen ist. Im Rahmen der Ortstermine wurden bei entsprechenden Anlagen, die aus Kapazitätsgründen mit reduziertem Schlammalter betrieben werden, keine offenkundigen Probleme festgestellt. Die Ablaufgrenzwerte werden bei diesen Anlagen sicher eingehalten. Die Geruchsemissionen waren nicht merkbar erhöht.

Für den Neubau wird diese Option ausdrücklich nicht empfohlen, da die Einsparungen vergleichsweise gering eingeschätzt werden und Erweiterungskapazitäten für die Zukunft fehlen.

Die moderate Absenkung des Schlammalters im Belebungsbecken – unter Einhaltung des Mindestschlammalters – sollte dem Bau einer Vorklärung zur Entlastung der Belebung vorgezogen werden. Ein durch eine Vorklärung bedingter erhöhter V_D/V_{BB} -Anteil führt nach DWA-A 131 i.d.R zu höherem Bemessungsschlammalter. Die negativen Auswirkungen einer Verschiebung des C:N-Verhältnisses sind zu berücksichtigen.

Primärschlammhaltige Gemische sind grundsätzlich nicht stabilisiert - unabhängig vom Schlammalter in der biologischen Stufe. Bei einer Nachstabilisierung durch kalte Faulung sollte die Lagerkapazität ggfs. ein Jahr betragen (analog Abwasserteichanlagen). Primärschlammhaltige Gemische sind energiereich und eignen sich für die Verwertung in einer externen Faulung oder für die thermische Verwertung. Die Lagerdauer hierfür sollte jedoch möglichst kurz sein. Bei einer solaren Trocknung ist evtl. mit Geruchsbelästigungen zu rechnen.

Bei Biofilmanlagen mit Vorklärung (Primärschlamm-/ Überschussschlammgemisch) ist eine landwirtschaftliche Verwertung – bei Einhaltung der geltenden (Schadstoff-) Grenzwerte nach AbfKlärV – möglich, wenn eine Nachstabilisierung (z.B. kalte Faulung) erfolgt. Für primärschlammhaltige Gemische sollte die Lagerkapazität 1 Jahr nicht unterschritten werden (analog DWA-A 201).

Für den Umgang mit reinem Primärschlamm sind besondere Anforderungen zu beachten.

Entwässerter Schlamm emittiert kaum Gerüche, eine geringe Gasbildung ist dennoch zu erwarten. Eine lange Lagerdauer sollte v.a. aufgrund von möglichem Kleintierbefall und Nachentwässerung vermieden werden.

Direkter Kontakt mit Abwasser und Schlamm sollte vermieden werden. Die Vorgaben der Biostoffverordnung und des Arbeitsschutzes sind in jeden Fall zu beachten.

7 Modellberechnungen und Klimabilanzen

Die Lagerung von teilstabilisiertem Schlamm steht im Verdacht unverhältnismäßig hohe Mengen an klimaschädlichem Methan in die Umwelt zu emittieren. Dies würde auch für eine gezielte Nachstabilisierung im Schlammstapelbehälter gelten. Zur Abschätzung der klimarelevanten Emissionen aus Schlammstapelbehältern wurden daher Modellberechnungen auf Grundlage von CSB-Bilanzen für vier unterschiedliche Anlagentypen und Klärschlammstapelsorgungspfade durchgeführt. Gewählt wurden drei Anlagentypen ohne klassische Faulung und mit Lagerung des Schlammes in Schlammstapelbehältern. Es wurden beispielhaft Gesamtschlammalter von 18, 25 und 60 d gewählt, entsprechend Teilstabilisierung, Stabilisierung und Vollstabilisierung. Diese drei Anlagentypen wurden verglichen mit einer als Referenz gewählten Anlage mit Vorklärung, mesophiler Faulung und einem Gesamtschlammalter von 18 d. Ziel war die Abschätzung der möglichen Abbaueffekte im Schlammstapelbehälter und den dadurch verursachten Treibhausgas-Emissionen (THG-Emissionen). Die abgeschätzten THG-Emissionen wurden mit Angaben aus der Literatur sowie mit den durchgeführten Gasbildungsversuchen im Labor abgeglichen. Die Daten zu den THG-Emissionen aus unterschiedlichen Entsorgungswegen beruhen v.a. auf Untersuchungen der TU Wien (Parravicini & Svardal, 2014), (Parravicini & Svardal, 2015). Für die Bilanzmodelle und die Betrachtung der Klimarelevanz wurden übliche Annahmen getroffen. Im Einzelfall können sich durch veränderte Randbedingungen andere Ergebnisse ergeben.

Bei Anlagen ohne mesophile Faulung mit unterschiedlichen Schlammaltern (mit Teilstabilisierung, Stabilisierung und Vollstabilisierung) lassen sich rechnerisch kaum Unterschiede im Schlammanfall nachweisen. Die anfallende Schlammmenge erhöht sich bei Anlagen mit abgesenktem Schlammalter in einer Größenordnung von etwa $0,5 \text{ kg}_{\text{TM}}/(\text{EW} \cdot \text{a})$. Entsprechend beträgt der Unterschied im Stromverbrauch der Belüftung ebenfalls nur etwa $1,0 \text{ kWh}/(\text{EW} \cdot \text{a})$ bei abgesenktem Schlammalter (bezogen auf die biologische Stufe/Belebungsbecken).

Die möglichen Betriebskosteneinsparungen durch Absenkung des Schlammalters sind daher vergleichsweise gering und sollten nicht als entscheidendes Kriterium herangezogen werden. Es ist zu berücksichtigen, dass sich eventuell erheb-



liche Unterschiede bzgl. der Investitionskosten ergeben können. Dies ist jedoch stark abhängig von anlagenspezifischen Randbedingungen wie Anlagenbestand, Abwasserzusammensetzung, etc..

Die zu erwartenden Emissionen durch den anaeroben Abbau im Schlammstapelbehälter während der Lagerphase sind ebenfalls vergleichsweise gering. Mithilfe eines CSB-Bilanzmodells wurde abgeschätzt, dass bei einem Bemessungsschlammalter unter 25 d (z.B. 18 d) rund 1,5 Nm³/(EW*a) im Schlamm Speicher anfallen können; aber auch bei einem Schlammalter über 25 d fallen immerhin noch rund 0,7 bis 1,0 Nm³/(EW*a) Faulgas an. Die rechnerischen Emissionen aus Schlammstapelbehältern konnten durch die Ergebnisse der Gasbildungsrate sowie Angaben aus der Literatur untermauert werden.

Abbildung 17 zeigt die aus dem Abwasser gebildeten Fraktionen des CSB für die vier Anlagentypen. Erwartungsgemäß sind bei Anlagen mit Faulung die gasförmigen Anteile (v.a. Methan) am größten, während diese bei den drei Varianten mit aerober Stabilisierung vergleichsweise gering sind. Diese würden den Emissionen aus den Schlamm Speichern entsprechen. Gut erkennbar ist auch, dass mit zunehmender Stabilisierung der Anteil des CSB in der Abluft („CO₂“) der Belebungs („Substratatmung“) deutlich zunimmt. Diese Tatsache korrespondiert mit dem Luft- bzw. Strombedarf. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass in der Praxis kein linearer Zusammenhang zwischen theoretischem Sauerstoffbedarf und Stromverbrauch besteht. Die Modellbetrachtung zeigt übrigens auch, dass mit üblichen Ansätzen durch aerobe Stabilisierung (Schlammalter max. 25 d) keine Senkung des Glühverlusts unter 55 % im Klärschlamm zu erreichen ist.

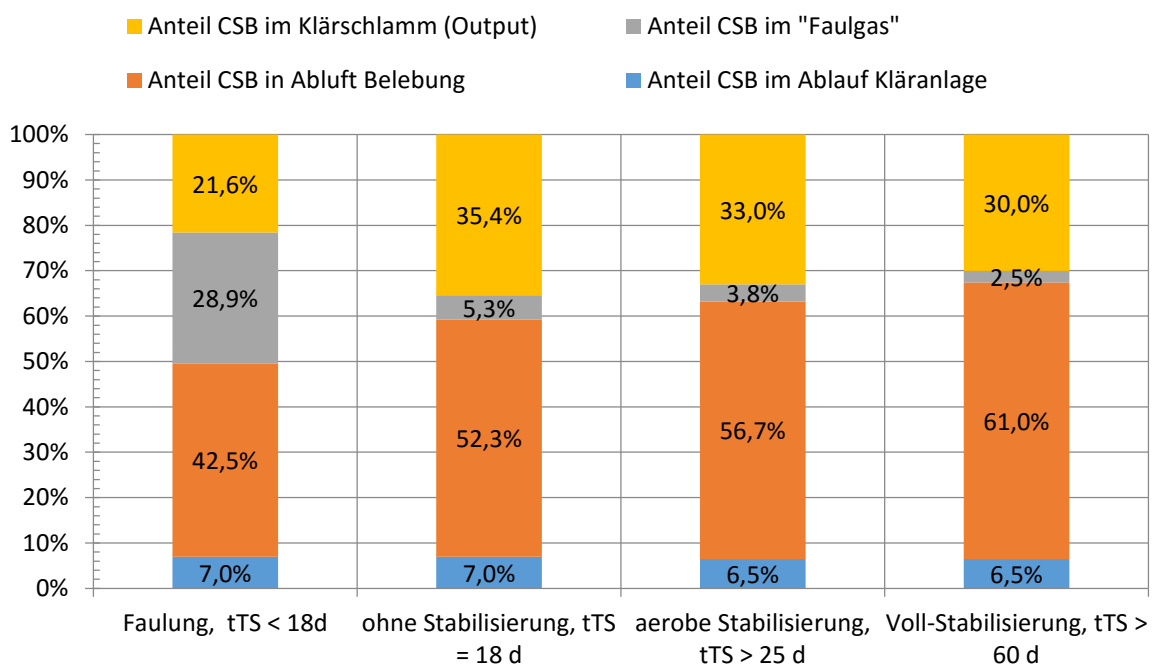


Abbildung 17: CSB-Bilanz für die vier Anlagentypen der Modellbetrachtung

Den Emissionen aus den Schlammstapelbehältern stehen Emissionen aus der mesophilen Faulung (Methanverluste in Vorklärung und Faulung, BHKW-Schlupf) gegenüber. Die TU Wien stuft daher die Klimarelevanz einer Modellanlage mit 50.000 EW mit Faulung bzw. aerober Stabilisierung v.a. auch durch N₂O-Emissionen als etwa gleichwertig ein (Parravicini & Svardal, 2015).

Hinsichtlich der THG-Emissionen wurden überschlägig Unterschiede zwischen den Anlagentypen abgeschätzt. Berücksichtigt wurden der Strombedarf und gasförmige Emissionen. Es handelt sich nicht um komplette Klimabilanzen! Besonders zu den Emissionen aus Schlammstapelbehältern werden weitere Untersuchungen empfohlen.

Die Anlage mit Faulung schneidet hinsichtlich THG-Emissionen erwartungsgemäß am besten ab. Jedoch wurde im Rahmen der Ortstermine klar, dass bei vielen kleineren Anlagen mit der vorhandenen personellen Ausstattung der Betrieb einer Faulung in Frage zu stellen ist.

Die abgeschätzten Emissionen aus Schlammstapelbehältern liegen deutlich unter den Gasbildungsraten einer mesophilen Faulung. Wesentliche Gründe sind insbesondere in dem vergleichsweisen geringen Temperaturniveau der Schlammstapelbehälter ($T < 15^{\circ}\text{C}$ im Jahresmittel) sowie der fehlenden Umwälzung und der Abwesenheit von energiereichem Primärschlamm zu suchen.

Die in der Bilanzierung erkennbaren Differenzen zwischen den vier Anlagentypen (ohne Entsorgung) waren gering und lagen zwischen 11 bis 15 kgCO₂e/(EW*a). Unter Berücksichtigung der möglichen Entsorgungswege: landwirtschaftliche, landschaftsbauliche Verwertung sowie thermische Verwertung durch Mono- bzw. Mitverbrennung ergaben sich maximale Unterschiede von unter 30 kgCO₂e/(EW*a), was der Fahrleistung eines modernen Mittelklassewagens von etwa 200 km entspricht. Belebungsanlagen mit Faulung weisen im Vergleich die geringsten Emissionen auf, Anlagen mit Teilstabilisierung die höchsten (siehe Tabelle 3).

Der Transport von z.B. Schlamm beeinflusst die THG-Emissionen weit stärker. Dies ist auch beim Nasstransport von Schlamm zu einer anderen Faulung zu beachten und insbesondere bei der landschaftsbaulichen Verwertung, die hauptsächlich außerhalb Bayerns stattfindet. Deshalb spielt u.U. der Verwertungspfad eine größere Rolle als der Grad der Schlammstabilisierung.

Aufgrund der insgesamt relativ geringen Unterschiede sind die klimarelevanten Emissionen jedoch nicht als vorrangiges Entscheidungskriterium für die Wahl des Abwasserbehandlungsverfahrens hervorgetreten.



Tabelle 3: Übersichtsmatrix über Unterschiede zwischen den vier Modellbilanzen der Abwasserreinigung und unterschiedlichen Klärschlammbehandlungsmöglichkeiten

Emissionen inkl. Entsorgung [kgCO ₂ e/(EW*a)]	Anlage mit Faulung (VK+t _{TS} <18d)	Anlage ohne Stabilisierung (t _{TS} <18d)	Anlage mit Stabilisierung (t _{TS} =25d)	Anlage mit Vollstabilisierung (t _{TS} =60d)
Landwirtschaftliche Verwertung mit stat. Eindickung	15,5	34,2	31,2	29,9
Landschaftsbau mit Entwässerung (Zentrifuge bzw. Kammerfilterpresse)	21,6	40,7	37,6	36,2
Monoverbrennung mit Entwässerung (Zentrifuge bzw. Kammerfilterpresse)	15,9	32,9	29,9	28,6
Mitverbrennung MVA mit Entwässerung (Zentrifuge bzw. Kammerfilterpresse)	12,2	27,8	24,9	23,7

Abschließend sei darauf hingewiesen, dass die kommunalen Kläranlagen in Deutschland jährlich etwa 3 MtCO₂ (UBA, 2009) emittieren, was einem Anteil von etwa nur 0,4 % der deutschen Gesamtemissionen entspricht.

8 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden 15 unterschiedliche Beispielanlagen in ganz Bayern im Hinblick auf das Thema Schlammstabilisierung untersucht.

Bei Beispielanlagen, die aus Kapazitätsgründen mit reduziertem Schlammalter betrieben werden, wurden keine offenkundigen Probleme festgestellt. Die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte ist somit nicht grundsätzlich von einer ausreichenden Schlammstabilisierung abhängig.

Die Stabilisierung hatte weder für die Betreiber noch für die befragten Entsorgungsunternehmen Relevanz. Für die Verwertung in einer fremden Faulung oder bei der thermischen Verwertung ist die Schlammstabilisierung ohnehin eher kontraproduktiv. Die Entwässerung, Lagerung und der Transport von nicht stabilisiertem Schlamm wird bereits jetzt in der Praxis ohne Probleme durchgeführt und ist gesetzlich nicht ausgeschlossen.

Es hat sich gezeigt, dass Geruchsemissionen beim Umgang mit Schlamm nicht zu vermeiden sind. Anders als erwartet, waren die Geruchsemissionen an Anlagen mit reduziertem Schlammalter jedoch nicht merklich erhöht. Weit größeren Einfluss auf die Geruchssituation können v.a. gewerbliche Abwasseranteile und Fette sowie die örtliche Topographie und Windverhältnisse haben. Auch nicht-entwässertes Faulschlamm weist durch die in der Faulung gebildeten organischen Säuren ein Geruchspotential auf. Von entwässertem Schlamm sind üblicherweise keine nennenswerten Geruchsemissionen zu erwarten.

Bei mikrobiologischen Untersuchungen an ausgewählten Anlagen konnte zwar ein deutlicher Einfluss von Primärschlamm festgestellt werden, jedoch kein signifikanter Zusammenhang zum Schlammalter.

Die Definition und Anforderungen an Schlammstabilisierung sind gesetzlich nicht eindeutig festgelegt. Die untersuchten Belebtschlammproben waren nach den gängigen Kriterien (GV, TTC-Test und Atmungsaktivität) insgesamt schlechter stabilisiert, als nach dem rechnerischen Gesamtschlammalter zu erwarten gewesen wäre. Vielfach wurden regelungsbedingt sehr geringe aerobe Schlammalter beobachtet, die hier als Ursache vermutet werden. Jedoch wurde teilweise auch bei Anlagen mit sehr hohem Gesamtschlammalter nur ein geringer Stabilisierungsgrad nachgewiesen. Der nachweisbare Stabilisierungsgrad in den Schlammstapelbehältern war höher als in der biologischen Stufe. Ebenso konnte bei höheren Temperaturen im Sommer ein besserer Stabilisierungsgrad festgestellt werden. Insgesamt wiesen die Parameter GV, TTC und Atmungsaktivität jeweils keine gute Übereinstimmung untereinander auf.

Im Schlammstapelbehälter wurde eine geringe, temperaturabhängige Reduzierung des Glühverlustes und der pH-Werte gemessen. Außerdem war der Anstieg der Konzentrationen an organischen Säuren sowie Ammonium gering, was ebenfalls auf einen nur geringen anaeroben Abbau im Speicher - und somit entsprechend geringe gasförmige Emissionen - hinweist.

Diese Beobachtung stimmt mit den orientierenden Versuchen zur Gasbildungsrate bei den geringen Temperaturen in Schlammspeichern, sowie den Gasmessungen und den Modellberechnungen auf Grundlage von CSB-Bilanzen überein. Es wird nach Angaben aus der Literatur vermutet, dass die THG-Emissionen aus Schlammstapelbehältern unter denen von Güllelagern liegen. Eine Kläranlage mit klassischer Faulung zeigte in Modellrechnungen etwas geringere THG-Emissionen gegenüber Anlagen mit Schlammstapelbehältern und teilweise nur teilstabilisiertem Schlamm. Insgesamt waren die Unterschiede jedoch gering. Unter Umständen hat der Transport von Schlamm z.B. bei der landschaftsbaulichen Verwertung einen größeren Einfluss auf die THG-Emissionen als die Abwasserreinigung. Der Anteil der Kläranlagen an der deutschen Klimabilanz wird unter 0,5 % eingeschätzt. Durch die Lagerung von nur teilstabilisiertem Schlamm ist hier keine relevante Erhöhung zu erwarten.

In der Landwirtschaft und im Landschaftsbau darf nach Abfallrecht nur ausreichend stabilisierter Klärschlamm verwertet werden². Nach technischem Regelwerk kann bei Belebungsanlagen ein ausreichender Stabilisierungsgrad erreicht werden, wenn ein Schlammalter von mindestens 25 d mit einem aeroben Anteil von mindestens 65 % eingehalten wird. Alternativ kann das Schlammalter auf 20 d verkürzt werden, wenn eine anschließende Lagerung des Nassschlammes über ein Jahr erfolgt (siehe Kap. 2.2). Im Hinblick auf die Stabilisierung ist somit das aerobe Schlammalter von besonderer Bedeutung.

Durch Maßnahmen zur Energieeinsparung auf Kläranlagen sind sehr viele - auch kleinere Anlagen - mit Belüftungsregelungen ausgestattet. Die hierdurch verkürzten belüfteten Anteile wirken durch zu geringe aerobe Anteile besonders bei kleinen Anlagen mit teilweise nur geringen (Nacht-)Zuflüssen einer Stabilisierung entgegen. Es wird daher vermutet, dass unbewusst bereits sehr viele Anlagen ohne ausreichende Schlammstabilisierung betrieben werden.

Soll Schlamm dauerhaft nicht bodenbezogen verwertet werden scheint daher eine moderate Reduzierung des Schlammalters möglich.

² AbfKlärV in Verbindung mit "Gemeinsame Bekanntmachung zum Vollzug der Klärschlammverordnung der Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten" (1997); diese GemBek wurde 2004 zuletzt geändert und ist am 31.12.2009 außer Kraft getreten, wird jedoch weiterhin als Erkenntnisquelle genutzt.

Die Aufgabe der Forderung nach Stabilisierung darf aber aus wasserwirtschaftlicher und betrieblicher Sicht für kleinere Anlagen nicht zur Reduzierung des Schlammalters auf z.B. reine Kohlenstoffelimination führen. Im Sinne des Gewässerschutzes muss eine Verschlechterung der bisherigen Reinigungsleistung in jedem Fall vermieden werden. Möglich wäre dies, wenn die Reduzierung des Bemessungsschlammalters durch die Sicherstellung von Nitrifikation und einer gezielten Stickstoffelimination begrenzt wird. Für die Ermittlung des relevanten Bemessungsschlammalters sind die Vorgaben des Regelwerks (v.a. DWA-A 131) auch bzgl. der Bemessungstemperatur zu beachten.

Die getroffenen Aussagen gelten nur für eine moderate Absenkung des Schlammalters. Es kann derzeit keine Aussage getroffen werden, ob die gewonnenen Erkenntnisse (z.B. zu Geruchs- und Gasemissionen, Lagerfähigkeit, etc.) auch auf Anlagen mit sehr geringen Schlammaltern (unter etwa 16 d) übertragen werden können. Auch eine mögliche Nachstabilisierung bei so geringen Schlammaltern muss kritisch hinterfragt werden.

Die Aussagen gelten schwerpunktmäßig für Anlagen der GK 2 und 3. Für Anlagen der GK 1 ist aus Gründen der Betriebsstabilität i.d.R. eine Absenkung des Schlammalters nicht empfehlenswert. Ab GK 4 sollte eine Prüfung erfolgen, ob auch eine anaerobe Schlammstabilisierung wirtschaftlich und betrieblich einsetzbar ist.

Bei einem Anlagenbetrieb mit reduzierten Schlammalter ist insbesondere Augenmerk auf die Einhaltung des aeroben Schlammalters (Nitrifikation) in der kalten Jahreszeit zu richten, um die Abwasserreinigung und die Schlamm Eigenschaften nicht zu gefährden. Vor allem im Hinblick auf die oft geringe personelle Besetzung und Qualifikation auf kleineren Anlagen muss die Betriebsstabilität der Anlagen im Vordergrund stehen. Die Abwasserreinigung muss höchste Priorität haben.

Die Auslegung auf simultane aerobe Schlammstabilisierung bleibt weiterhin möglich und wird bei Neubau oder umfassenden Sanierungsmaßnahmen im Hinblick auf die Schaffung zukünftiger Kapazitäten empfohlen.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden in gewissem Umfang Nachstabilisierungseffekte durch kalte Faulung in unbeheizten Schlammstapelbehältern beobachtet. Um eine ausreichende Stabilisierung von nicht stabilisiertem Schlamm zu erreichen, erscheint derzeit eine erforderliche Lagerkapazität von 6 Monaten als ausreichend; bei warmen Temperaturen scheint eine Verkürzung auf 4 Monate möglich. Primärschlammhaltige Gemische sollten, in Anlehnung an Arbeitsblatt DWA-A 201, eine Lagerkapazität von einem Jahr nicht unterschreiten.

Ohnehin wird Primärschlamm als kritischer angesehen als teil-stabilisierter Überschussschlamm (v.a. Hygiene, Geruch, etc.). Die Reduzierung des Schlammal-

ters in der Belebung sollte daher bei Überlastung einer Kläranlage der Vorschaltung einer Vorklärung vorgezogen werden (v.a. C:N-Verhältnis, N₂O-Emissionen, ISV).

Bei Biofilmanlagen entsteht i.d.R. zwangsläufig nicht-stabilisierter Primärschlamm bzw. ein nicht stabilisiertes Primärschlamm-/Überschussschlammgemisch. Bisher wird hier oft im Sinne einer Nachstabilisierung der Schlamm in unbeheizten Schlammstapelbehältern gelagert.

Bei der Verwertung von teilstabilisiertem Schlamm in der Faulung einer benachbarten Kläranlage ist der energetische Nutzen in jedem Fall kritisch zu überprüfen. Bei thermischer Verwertung oder Verwertung in einer Faulung sollte die vorherige Lagerdauer so gering wie möglich sein.

Im Zuge der hier durchgeführten Untersuchungen wurde deutlich, dass es sich bei der simultanen aeroben Stabilisierung um ein sehr breites Themenfeld handelt, das in den vergangenen Jahren kaum wissenschaftlich beleuchtet wurde. Im Rahmen dieses Projektes konnten daher nicht alle Fragestellungen umfassend beantwortet werden. Hierzu gehören insbesondere das Gasbildungspotential im Schlammstapelbehälter, mikrobiologische Aspekte, Umgang mit Primärschlamm sowie erforderliche Lagerkapazität / Möglichkeiten zur Nachstabilisierung. An dieser Stelle werden auch weitere Arbeiten zur Entwicklung eines geeigneten Parameters zur Bestimmung des Stabilisierungsgrads angeregt.

Es wird daher auch vorgeschlagen, auf einer Kläranlage im betrachteten Größenbereich das Schlammalter auf das Mindestschlammalter für Nitrifikation/Denitrifikation abzusenken und gezielte Untersuchungen bzgl. Betriebsstabilität, Schlamm Lagerung und Stabilisierung/Geruchs- und Gasemissionen sowie Entsorgung und Entwässerbarkeit des Schlamms durchzuführen.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Entwicklung der anteiligen Klärschlammverwertung in Deutschland für die Jahre 1991 bis 2010 (UBA, 2012).....	1
Abbildung 2:	Belüfteter Anteil des Belebungsbeckens bzw. anteilige Belüftungszeit in Abhängigkeit von der Temperatur im Belebungsbecken bei 100 % Auslastung für aerobe Schlammstabilisierung, Nitrifikation und Denitrifikation (DWA-A 226, 2009)	6
Abbildung 3:	Ausbaugrößen der ausgewählten Beispielanlagen.....	8
Abbildung 4:	Schlammstapelbehälter mit dichter Schwimmdecke.....	11
Abbildung 5:	Temperaturverlauf und pH-Wert im Schlammstapelbehälter der Kläranlage NR im Jahr 2015	12
Abbildung 6:	Gesamtschlammalter (IST, Medianwerte) der Beispielanlagen mit Darstellung der 25-Tage-Linie, 2015	14
Abbildung 7:	Aerobes Schlammalter der Beispielanlagen mit Darstellung der 16-Tage-Linie (aerobes Schlammalter bei 65 % belüftetem Anteil), 2015	14
Abbildung 8:	Zusammenstellung der Ergebnisse des TTC-Tests bzw. der Atmungsaktivität für Belebtschlamm bzw. Schlamm aus den Schlammstapelbehältern, 2015	18
Abbildung 9:	Gasbildungsraten der untersuchten Schlammproben in Abhängigkeit der Versuchsdauer, 2015.....	20
Abbildung 10:	Konzentrationen des Parameters <i>E. Coli</i> [MPN/g oTS] in Schlämmen ausgewählter Beispielanlagen, 2015	22
Abbildung 11:	Vergleich des Stabilisierungsgrades der Kläranlage AZ über sechs Monate, 2015	23
Abbildung 12:	Erforderliches anaerobes Schlammalter zum Erreichen der technischen Faulgrenze bei der einstufigen Faulung in Abhängigkeit der Temperatur (DWA-M 368, 2014)	24
Abbildung 13:	Heizwerterhöhung durch Entwässerung und Trocknung (Pinnekamp, 2015)	26
Abbildung 14:	Bemessungsschlammalter in Abhängigkeit von V_{DN} - V_{BB} -Verhältnis bei $T=10^{\circ}C$ nach DWA-A 131 (2016) mit dem Prozessfaktor $PF = 2,1$, Verfahrensziel: Nitrifikation und Denitrifikation für $< 10 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$	29
Abbildung 15:	Erreichbares Entwässerungsergebnis am Kennwert TR(A) in Abhängigkeit von Schlammart und Stabilisierungszeit (DWA-M 383, 2008)	30
Abbildung 16:	Starke Korrosion am Trübwasserschacht des geschlossenen Schlammstapelbehälters der Anlage SG, 28.09.2015.....	31
Abbildung 17:	CSB-Bilanz für die vier Anlagentypen der Modellbetrachtung .	36

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht zu den Verfahren der Stabilisierung (DWA-M 368, 2014)	7
Tabelle 2:	Theoretischer Energiegehalt von Schlamm in Abhängigkeit von Schlammalter und Anlage mit bzw. ohne Vorklärung (Pinnekamp, 2015).....	26
Tabelle 3:	Übersichtsmatrix über Unterschiede zwischen den vier Modellbilanzen der Abwasserreinigung und unterschiedlichen Klärschlamm Entsorgungsmöglichkeiten.....	38

Literaturverzeichnis

- AbfKlärV, 1992. Klärschlammverordnung, s.l.: BMjUV.
- ATV, 1996. Klärschlamm (Handbuch). 4. Auflage Hrsg. Hennef: s.n.
- ATV-DVWK-A 131, 2000. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Arbeitsblatt. Hennef: DWA.
- ATV-DVWK-A 198, 2003. Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Hennef: DWA.
- ATV-DVWK-A 281, 2001. Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern, Hennef: DWA.
- Baumann, P. & Roth, M., 2008. Senkung des Stromverbrauchs auf Kläranlagen, Leitfaden für das Betriebspersonal Heft 4. Stuttgart: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.; Landesverband Baden-Württemberg.
- DIN 38414-8, 1985. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung des Faulverhaltens (S 8), s.l.: s.n.
- DIN_4045, 2000. Abwassertechnik - Grundbegriffe. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V..
- DIN_EN_1085, 1997. Abwasserbehandlung - Wörterbuch. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V..
- DIN_EN_12255-8, 2001. Kläranlagen_Teil 8: Schlammbehandlung und -lagerung. Berlin: DIN Deutsches Institut für Normung e.V. .
- DIN_EN_14701-1, 2006. Charakterisierung von Schlämmen - Filtrationseigenschaften - Teil 1: Bestimmung der kapillaren Fließzeit. s.l.:s.n.

DIN EN 16323, 2014. Wörterbuch für Begriffe der Abwassertechnik; Dreisprachige Fassung EN 16323:2014.

Dockhorn, T., 2010. Möglichkeiten und Potenziale der Energieerzeugung mittels Abwasser, Braunschweig: Technische Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft.

DüV, 2012. Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV), Berlin: Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz.

DüMV, 2012. Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln, Berlin: Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz.

DWA-A 131, Gelbdruck , März 2015. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Arbeitsblatt, Hennef, DWA.

DWA-A 131, 2016. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Arbeitsblatt. Bad Hennef, DWA.

DWA-A 201, 2005. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen, Hennef, DWA.

DWA-A 222, 2011. Grundsatz für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aeroben biologischer Reinigungsstufe bis 1.000 Einwohnerwerte. Hennef: DWA.

DWA-A 226, 2009. Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung ab 1.000 Einwohnerwerte, Hennef: DWA.

DWA-M 368, 2014. Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Hennef: DWA.

DWA-M 368, 2013. Gelbdruck, Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Hennef: DWA.

DWA-M 383, 2008. Kennwerte der Klärschlammmentwässerung, Hennef: DWA.

DWA-Stellungnahme, 2015. *DWA-Stellungnahme Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung; Referentenentwurf vom 31. August 2015*, 2015: DWA.

EÜV, 1995. *Verordnung zur Eigenüberwachung von Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen (EÜV)*. München: s.n.

KrWG Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft, 24.02.2012. s.l.:s.n.

LfU 4.7/11, 2004. *Merkblatt: Nachweis von Stabilisierungskriterien bei der aeroben Schlammstabilisierung*, München, Bayer. Landesamt für Umwelt

LfU, 2016. *Klärschlamm entsorgungssituation*, <http://www.lfu.bayern.de/abfall/klaerschlam/index.htm> (Stand 13.05.2016), Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.

LfU 4.4/22, 2013. *Merkblatt: Anforderungen an die Einleitung von häusliche und kommunalem Abwasser sowie Einleitungen aus Kanalisationen*, Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.

Nowak, O., 1998. Stickstoffentfernung und gleichzeitige aerobe Stabilisierung bei schwachbelasteten Belebungsanlagen. *Wiener Mitteilungen*, Band 145, pp. 261-291.

Nowak, O. et al., 2002. *Bewährte Systeme zur Klärschlammbehandlung*. Wien: Wiener Mitteilungen Band 177a, S. 44-66.

Parravicini, V. & Svardal, K., 2014. Klimarelevanz der Abwasserentsorgung inklusive Klärschlammbehandlung. *ÖWAV-Klärschlammseminar 2014 "Klärschlammwende?"*, 20. und 21. November 2014, Wels.

Parravicini, V. & Svardal, K., 2015. Klimarelevante Emissionen aus der Abwasserentsorgung. *Wiener Mitteilungen Band 232*, pp. 183-204.

Paulsen, H. M. et al., 2013. Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen. In: *Abschlussbericht - Netzwerk von Pilotbetrieben*. s.l.:s.n., pp. 179-191.

Pinnekamp, J., 2015. Energetische Optimierung von Kläranlagen. *ISA - Wasserwirtschaftskurs*.

Schmelz, K.-G., 2013. Spezifischer Klärschlammfall und Bemessungsansätze für Schlammbehandlungsanlagen. In: *Klärschlammbehandlung*. Hennef: DWA, pp. 44-81.

UBA, 2009. *Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UBA, 2012. *Klärschlamm entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.