

DWA-Regelwerk

Merkblatt DWA-M 230-1

**Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung – Teil 1: Direkte
Treibhausgasemissionen – Messen und Bewerten**

Oktober 2022

DWA-Regelwerk

Merkblatt DWA-M 230-1

Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung – Teil 1: Direkte
Treibhausgasemissionen – Messen und Bewerten

Oktober 2022

Die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) setzt sich intensiv für die Entwicklung einer sicheren und nachhaltigen Wasser- und Abfallwirtschaft ein. Als politisch und wirtschaftlich unabhängige Organisation arbeitet sie fachlich auf den Gebieten Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall und Bodenschutz.

In Europa ist die DWA die mitgliederstärkste Vereinigung auf diesem Gebiet und nimmt durch ihre fachliche Kompetenz bezüglich Regelsetzung, Bildung und Information sowohl der Fachleute als auch der Öffentlichkeit eine besondere Stellung ein. Die rund 14 000 Mitglieder repräsentieren die Fachleute und Führungskräfte aus Kommunen, Hochschulen, Ingenieurbüros, Behörden und Unternehmen.

Impressum

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft,
Abwasser und Abfall e. V. (DWA)
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef, Deutschland
Tel.: +49 2242 872-333
Fax: +49 2242 872-100
E-Mail: info@dwa.de
Internet: www.dwa.de

© DWA, 1. Auflage, Hennef 2022

Satz:

Christiane Krieg, DWA

Druck:

druckhaus köthen GmbH & Co KG

ISBN:

978-3-96862-518-8 (Print)

978-3-96862-519-5 (E-Book)

Gedruckt auf 100 % Recyclingpapier

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in andere Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieses Merkblatts darf vorbehaltlich der gesetzlich erlaubten Nutzungen ohne schriftliche Genehmigung der Herausgeberin in irgendeiner Form – durch Fotokopie, Digitalisierung oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsmaschinen, verwendbare Sprache übertragen werden.

Bilder und Tabellen, die keine Quellenangaben aufweisen, sind im Rahmen der Merkblätterstellung als Gemeinschaftsergebnis des DWA-Fachgremiums zustande gekommen. Die Nutzungsrechte obliegen der DWA.

Vorwort

Der Klimawandel wird mittlerweile als das dringendste, ja sogar als ein existenzielles Umweltproblem wahrgenommen. Auf wissenschaftlicher Ebene liegen eine Vielzahl von Veröffentlichungen mit Fakten und Empfehlungen vor. Handlungsbedarf besteht – zumindest erkennt dies eine Mehrheit der Fachleute an – aber für die betriebliche Praxis in der Siedlungswasserwirtschaft liegen kaum Handreichungen und Hinweise über die Relevanz der abwasserbürtigen klimarelevanten Emissionsquellen und ihre Beeinflussbarkeit vor.

Wir, die Mitglieder der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.7 „Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung“, wollen diese Lücke zwischen Erkenntnis über den Handlungsbedarf und bisher nur zaghafter Aktion schließen, indem wir

- die Grundlagen des Themenfeldes in übersichtlicher Form darstellen,
- zeigen, wo im System der Abwasserentsorgung relevante Quellen von Treibhausgasen existieren, und
- die Methoden der Bilanzierung in einer handhabbaren Weise aufzeigen.

In ihrem **Arbeitsbericht „Treibhausgasemissionen bei der Abwasserreinigung“** (DWA 2017) hat die 2014 neu gegründete Arbeitsgruppe DWA-AG KA-6.7 einen ersten Überblick über verschiedene relevante Aspekte von Treibhausgasemissionen in der Abwasserwirtschaft gegeben. In dem vorliegenden **Merkblatt** werden zur Unterstützung in der praktischen Umsetzung nun zwei Teilbereiche konkretisiert:

- **Teil 1 „Direkte Treibhausgasemissionen – Messen und Bewerten“:** Mit THG-Emissionen wird die Gesamtheit des Ausstoßes solcher Gase bezeichnet, die in der Atmosphäre zum Treibhauseffekt beitragen. Die unter dem Kyoto-Protokoll 1997 und in der Ergänzung reglementierten Treibhausgase sind: Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄), Distickstoffmonoxid (N₂O), Halogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW), Fluorkohlenwasserstoffe (FKW) und Schwefelhexafluorid (SF₆) und später ergänzt Stickstofftrifluorid (NF₃). Aufgrund der Komplexität der zu berücksichtigenden Einflussfaktoren und Prozesse bei Entstehung und Emission klimaschädlicher Gase bei der Abwasserableitung und -behandlung bestehen erhebliche Unsicherheiten bei der Emissionsabschätzung. Ziel des Teils 1 ist es daher, die Betreiber abwassertechnischer Anlagen in die Lage zu versetzen, für die in der Wasserwirtschaft relevanten Klimagase Methan und Lachgas (Distickstoffmonoxid) Emissionsdaten für spezifische Anlagen (oder Anlagenbereiche) zu erheben, ihre Relevanz einzuschätzen und gegebenenfalls Maßnahmen zur Reduzierung zu veranlassen. Daneben unterstützt das Merkblatt das Verständnis für die Sensitivitäten verschiedener Einflussfaktoren auf die Treibhausgasbildung und -emission und damit die Bewertung von Verfahrensvarianten bei Planung und Betrieb.
- **Teil 2 „Motivation und Vorgehen zur Erstellung von CO₂e-Bilanzen“:** Zur Entwicklung von Strategien und Maßnahmen zur Verminderung von THG-Emissionen aus anthropogenen Quellen ist die Erstellung von Bilanzen erforderlich. Für die Bewertung von Verfahren und betrieblichen Maßnahmen haben sich in den letzten Jahren Methoden durchgesetzt, die die Summe der CO₂-Äquivalente (CO₂e) als Kennwert für die THG-Emissionen berücksichtigen (LCA, CO₂e-Footprint, THG-Potenzial etc.). Grundlage der Bilanzierung bildet hierbei zum einen die Bewertung der unterschiedlichen Gase in Bezug auf ihre Klimaschädlichkeit, die mittels übergeordnet festgelegter gasspezifischer Gewichtungsfaktoren („*Global Warming Potential*“, GWP) in CO₂-Äquivalenten (CO₂e) angegeben wird. Zum anderen muss die Massenermittlung der emittierten Gase im Betrachtungsraum prozess- und fragestellungsspezifisch erfolgen. Dadurch wächst der Bedarf an belastbaren Kennzahlen zur Abschätzung der CO₂e-Emissionen zum Beispiel für übergeordnete Planungen (Stichwort klimaneutrale Stadt, Klimaziele Deutschland etc.). Der zweite Teil des Merkblatts fokussiert daher neben einer Klärung der verwendeten Begrifflichkeiten und gesetzlich/normativen Vorgaben auf der Beschreibung des Vorgehens zur Aufstellung von CO₂e-Bilanzen. Hierzu gehört ein Überblick über relevante Eingangsparameter und Datenbanken ebenso wie Hinweise zur Wahl des Bilanzraums und Berechnung verfahrensspezifischer CO₂e-Footprints (Methodik und Sensitivitäten).

Die Abwasserwirtschaft stellt, gemessen an Wirtschaftskraft, Energieverbrauch oder Beschäftigtenzahl, zwar „nur“ zwischen 0,5 % bis 1 % der gesamten deutschen Wirtschaft dar. In der gleichen Größe emittiert sie aber auch Treibhausgase. Somit ist sie, bzw. sind die dort beschäftigten Fachleute, genauso verantwortlich für den Erfolg der CO₂-Emissionsminderung wie jeder andere Wirtschaftsbe-
reich und wie jeder Einwohner auch.

Wir hoffen, mit den im vorliegenden Merkblatt zusammengetragenen Informationen einen Beitrag ge-
liefert zu haben, Sie in ihren Bemühungen hierbei zu unterstützen.

In diesem Merkblatt werden, soweit wie möglich, geschlechtsneutrale Bezeichnungen für personen-
bezogene Berufs- und Funktionsbezeichnungen verwendet. Sofern dies nicht möglich ist, wird die
weibliche und die männliche Form verwendet. Ist dies aus Gründen der Verständlichkeit nicht möglich,
wird nur eine von beiden Formen verwendet. Alle Informationen beziehen sich aber in gleicher Weise
auf alle Geschlechter.

Frühere Ausgaben

Kein Vorgängerdokument

DWA-Klimakennung

Im Rahmen der DWA-Klimastrategie werden Arbeits- und Merkblätter mit einer Klimakennung aus-
gezeichnet. Über diese Klimakennung können Anwendende des DWA-Regelwerks schnell und einfach
erkennen, in welcher Intensität sich eine technische Regel mit dem Thema Klimaanpassung und Kli-
maschutz auseinandersetzt. Kosten- und Umweltaspekte werden im vorliegenden Merkblatt nicht im
Detail behandelt. Es werden nur Methoden zur Erhebung der direkten THG-Emission und CO₂e-
Bilanzierung beschrieben. Damit hat das Merkblatt eine hohe Relevanz zum Klimaschutz und wird im
Zuge der Klimakennung des DWA-Regelwerks als sehr relevant für den Klimaschutz KS2 eingestuft.
Die Bilanzierung der THG hat keine Schnittstelle zur Klimaanpassung und wird daher als nicht rele-
vant eingestuft (KA0) Das vorliegende Merkblatt wurde wie folgt eingestuft:

KA0 = Das Merkblatt hat keinen Bezug zur Klimaanpassung

KS2 = Das Merkblatt hat direkten Bezug zu Klimaschutzparametern

Einzelheiten zur Ableitung der Bewertungskriterien sind im „Leitfaden zur Einführung der Klimaken-
nung im DWA-Regelwerk“ erläutert, der online unter www.dwa.de/klimakennung verfügbar ist.

Verfasserinnen und Verfasser

Dieses Merkblatt wurde von der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.7 „Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung“ im Auftrag des DWA-Hauptausschusses „Kommunale Abwasserbehandlung“ im DWA-Fachausschuss KA-6 „Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren“ erarbeitet.

Der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.7 „Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung“ gehören folgende Mitglieder an:

BEIER, Maike	Dr.-Ing., Hannover (Sprecherin)
KLEIMANN, Jörn	Dipl.-Ing., Köln (stellv. Sprecher)
MAUER, Christian	Dr.-Ing., Essen
PFEIFFER, Ekkehard	Dipl.-Ing., Dipl.-Wirt. Ing., Essen
SCHMUCK, Sebastian	Dr.-Ing., Essen
SCHNEIDER, Yvonne	Dr.-Ing., Essen
UHLENHUT, Frank	Priv.-Doz. Dr. rer. nat. habil., Emden
WEILBEER, Julia	Dr.-Ing., Hettingen
WICHT, Hartmut	Dr.-Ing., Rossdorf

Als Gäste haben mitgewirkt:

FREYSCHMIDT, Arne	M.Sc., Hannover
GÄRTNER, Andrea	Dr. rer. nat., Recklinghausen

Der Unterabschnitt 4.3 wurde unter Mitarbeit der DWA-Arbeitsgruppe KEK-2.1 „Stabilisierung und Entseuchung“ erarbeitet, der folgende Mitglieder angehören:

LOLL, Ulrich	Dr.-Ing., Darmstadt
URBAN, Ingo	Dr.-Ing., Essen
TRAUTMANN, Niklas	Dr.-Ing., Hannover
ROEDIGER, Markus	Dr.-Ing., Stuttgart

Dem DWA-Fachausschuss KA-6 „Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren“ gehören folgende Mitglieder an:

TEICHGRÄBER, Burkhard	Prof. Dr.-Ing., Essen (Obmann)
BEIER, Maike	Dr.-Ing., Hannover (stellv. Obfrau)
ALEX, Jens	Dr.-Ing., Magdeburg
ALT, Klaus-Stephan	Dipl.-Ing., Düsseldorf
ETTL, Marina	Dr. rer. nat., Dülmen
JARDIN, Norbert	Prof. Dr.-Ing., Essen
KELLER, Steffen	Dipl.-Ing., Berlin
KOLISCH, Gerd	Dr.-Ing., Wuppertal
KÜHN, Volker	Dr.-Ing., Dresden
MEDA, Alessandro	Dr.-Ing., Leonberg
MORCK, Tobias	Prof. Dr.-Ing., Kassel
MORGENROTH, Eberhard	Prof. Dr.-Ing., Zürich (Schweiz)
PINNEKAMP, Johannes	Univ.-Prof. Dr.-Ing., Aachen

SCHREFF, Dieter

Dr.-Ing., Miesbach

SVARDAL, Karl

Ass.-Prof. Dr. techn., Wien (Österreich)

WAGNER, Martin

Prof. Dr.-Ing. habil., Darmstadt

WICHERN, Marc

Prof. Dr.-Ing. habil., Bochum

Projektbetreuer in der DWA-Bundesgeschäftsstelle:

WILHELM, Christian

Dr.-Ing., Hennef

Abteilung Wasser- und Abfallwirtschaft

Inhalt

Vorwort	3
Verfasserinnen und Verfasser	5
Bilderverzeichnis	8
Tabellenverzeichnis	9
Hinweis für die Benutzung	10
Einleitung	10
1 Anwendungsbereich	11
2 Verweisungen	11
3 Abkürzungen und Formelzeichen	12
4 Direkte THG-Emissionen bei der Abwasserbehandlung und -ableitung	14
4.1 Allgemeines	14
4.2 Verfahrensspezifische Lachgas-Emissionen	15
4.2.1 Bildungsprozesse von Lachgas (N_2O)	15
4.2.2 Lachgas-Emissionen aus Schwachlastbetrieb (Hauptstrom)	16
4.2.3 Lachgas-Emissionen aus Hochlaststufen (Teilstrombehandlung)	18
4.2.4 Vor- und nachgelagerte Prozesse der gezielten Stickstoffelimination	19
4.2.5 Bewertung des Lachgas-Emissionspotenzials und technische Maßnahmen	19
4.3 Verfahrensspezifische Methan-Emissionen	20
4.3.1 Bildungsprozesse von Methan	20
4.3.2 Methan-Emissionen	21
4.3.3 Emissionen aus der Schlammbehandlung	22
4.3.4 Kanal	27
4.3.5 Abwasserreinigung	27
4.3.6 Technische Maßnahmen zur Vermeidung und Reduzierung	28
5 Methoden zur Konzentrationsbestimmung der Gase (N_2O, CH_4)	32
5.1 Allgemeines	32
5.2 Chromatografische Verfahren	32
5.3 Infrarot-Spektroskopie (IR)	33
5.4 Mikrosensoren (amperometrische Messung)	34
5.5 Neue, noch nicht etablierte analytische Methoden	34
5.5.1 Photoakustische Spektroskopie (PAS)	34
5.5.2 Raman-Spektroskopie	35
6 Ermittlung von Emissionen	36
6.1 Allgemeines	36
6.2 Allgemeines Vorgehen bei der Emissionsabschätzung	36
6.3 Emissionsbestimmung bei gefassten Quellen	38
6.4 Emissionsbestimmung aus diffusen Quellen	40
6.4.1 Vorbemerkungen	40

6.4.2	Emissionsbestimmung mit FTIR-Fernmessverfahren	41
6.4.3	Gastomografie	42
6.4.4	Emissionsbestimmung mittels Messhauben	43
6.4.5	Diskussion der Methoden	46
6.5	Emissionsbestimmung über Messung in der Flüssigphase (N_2O)	47
6.5.1	Vorbemerkungen	47
6.5.2	Diskussion der Methode	49
6.5.3	Anwendung zur Bestimmung des Bildungspotenzials von Lachgas	49
7	Nutzung der erhobenen Messdaten	52
7.1	Abschätzung von Jahresemissionen – CO_2e -Bilanz	52
7.2	Optimierung des Betriebs	52
7.3	Modellierung von Treibhausgasemissionen	52
	Quellen und Literaturhinweise	53

Bilderverzeichnis

Bild 1:	Überblick über die Prozessstufen der Abwasserbehandlung mit relevanter Treibhausgasbildung und Emission für die Treibhausgase Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4)	15
Bild 2:	N_2O -Bildungspotenziale bei der Stickstoffumsetzung	16
Bild 3:	Emissionsfaktor $N_2O-N/N_{Zulauf-KA}$ in Abhängigkeit der N-Entfernung mittels Stufenansatz	18
Bild 4:	Abhängigkeit der Löslichkeit von Methan, H_2S und CO_2 in Wasser von der Temperatur	22
Bild 5:	Schematischer Aufbau eines „Open Path“-FTIR-Systems an einer rechteckigen Flächenquelle	41
Bild 6:	Schematische Darstellung der Berechnung der Emissionen mit $Q(t)$ = Massenstrom, $c_{xy}(t)$ = Konzentration, A = Mess-Fläche, $v_z(t)$ = Windgeschwindigkeit	42
Bild 7:	Messstrategie– Zusammenspiel stationäre und mobile Sensorik zur Rekonstruktion der Gasverteilung, unten rechts befindet sich ein Anemometer zur Windmessung	43
Bild 8:	Anordnung dreier Messhauben zur Aufnahme der THG-Emissionen in einem ppropfendurchströmten Belebungsbecken	45
Bild 9:	Indirekte Messung des in der Wasserphase gelösten Gases	48
Bild 10:	Schematische Darstellung der Bypass-Messung mit Batchreaktor als Durchlaufreaktor im mobilen Labor	50
Bild 11:	Ermittlung der Lachgasbildungsrate	51

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Abkürzungen und Formelzeichen	12
Tabelle 2: Methan-Emissionen unterschiedlicher Verfahrensstufen der Schlammbehandlung nach IPCC (2001) – nicht empfohlen zur Abschätzung der anlagenspezifischen CH ₄ -Emissionen	26
Tabelle 3: Einsatzmöglichkeiten der verschiedenen Messverfahren	35
Tabelle 4: Messhaubenvarianten zur Emissionsbestimmung bei offenen Becken	44

Hinweis für die Benutzung

Dieses Merkblatt ist das Ergebnis ehrenamtlicher, technisch-wissenschaftlicher/wirtschaftlicher Gemeinschaftsarbeit, das nach den hierfür geltenden Grundsätzen (Satzung, Geschäftsordnung der DWA und dem Arbeitsblatt DWA-A 400) zustande gekommen ist. Für ein Merkblatt besteht eine tatsächliche Vermutung, dass es inhaltlich und fachlich richtig ist.

Jeder Person steht die Anwendung des Merkblatts frei. Eine Pflicht zur Anwendung kann sich aber aus Rechts- oder Verwaltungsvorschriften, Vertrag oder sonstigem Rechtsgrund ergeben.

Dieses Merkblatt ist eine wichtige, jedoch nicht die einzige Erkenntnisquelle für fachgerechte Lösungen. Durch seine Anwendung entzieht sich niemand der Verantwortung für eigenes Handeln oder für die richtige Anwendung im konkreten Fall; dies gilt insbesondere für den sachgerechten Umgang mit den im Merkblatt aufgezeigten Spielräumen.

Normen und sonstige Bestimmungen anderer Mitgliedstaaten der Europäischen Union oder anderer Vertragsstaaten des Abkommens über den Europäischen Wirtschaftsraum stehen Regeln der DWA gleich, wenn mit ihnen dauerhaft das gleiche Schutzniveau erreicht wird.

Einleitung

Die Abwasserentsorgung ist über das Grundgesetz den kommunalen Aufgaben der Daseinsfürsorge zugeordnet. Damit verbunden ist der gesellschaftliche Auftrag, im Rahmen des Vorsorgeprinzips ein lebenswertes Umfeld zu erhalten. In diesem Kontext und angesichts der zunehmenden öffentlichen Diskussion über den Klimawandel ist die Abwasserwirtschaft gefordert, dieses Handlungsfeld mit in ihre Betrachtungen aufzunehmen. In diesem Sinne sind auch die Prozesse der Abwasserentsorgung auf ihre Klimaauswirkungen zu analysieren, zu bewerten und zu verbessern und damit neben der Entsorgungssicherheit, dem Gewässerschutz und der Wirtschaftlichkeit eine weitere Entscheidungsdimension mit aufzunehmen.

Kosten- und Umweltaspekte werden im vorliegenden Merkblatt nicht im Detail behandelt. Es werden nur Methoden zur Erhebung der direkten THG-Emission und CO₂e-Bilanzierung beschrieben. Damit hat das Merkblatt eine hohe Relevanz zum Klimaschutz und wird im Zuge der Klimakennung des DWA-Regelwerks als sehr relevant für den Klimaschutz KS2 eingestuft. Die Bilanzierung der THG hat keine Schnittstelle zur Klimaanpassung und wird daher als nicht relevant eingestuft (KA0).

„Treibhausgas (THG)“-Emissionen entstehen in unterschiedlichen Lebenszyklusphasen (Bau, Betrieb, Rückbau) und an unterschiedlichen Stellen abwassertechnischer Anlagen. Unter direkten THG-Emissionen sind dabei diejenigen Emissionen zu verstehen, die durch Prozesse innerhalb des gewählten Bilanzraums als messbarer Gasausstoß entstehen. Indirekte THG-Emissionen dagegen bezeichnen den Ausstoß klimarelevanter Gase als Folge von Prozessen, die den Aktivitäten innerhalb des Bilanzraums vor- oder nachgelagert sind. Nach dem GHG Protocol (WRI & WBCSD 2004), dem international anerkannten Standard zur Treibhausgasbilanzierung, erfolgt die Zuordnung zum Ort der Entstehung über sogenannte Scopes:

- **Scope 1** umfasst die direkten Emissionen aus den jeweiligen Unternehmensprozessen. Für Abwasseranlagen sind dies typischerweise die direkten Emissionen von N₂O und CH₄ aus der Abwasserableitung und -reinigung.
- **Scope 2** umfasst indirekte Emissionen, die aus dem Bezug von Strom, Dampf, Wärme und Kälte resultieren.

- I Scope 3** enthält die Emissionen aus dem vorgelagertem und nachgelagertem Bezug von Gütern und Dienstleistungen (z. B. Einkauf von Betriebsmitteln, Entsorgungsleistungen).

Teil 1 der Merkblattreihe soll dabei unterstützen, die für die direkten THG-Emissionen (Scope 1) wesentlichen Prozesse der Bildung und Emission bei der Abwasserentsorgung zu identifizieren, zu verstehen und dieses Wissen in der praktischen Anwendung im Sinne der umweltverträglichsten Lösung umzusetzen. Daher werden die nachfolgenden Betrachtungen auf den direkten Einflussbereich der Abwasserwirtschaft beschränkt.

1 Anwendungsbereich

Der vorliegende Teil 1 der Merkblattreihe DWA-M 230 beschäftigt sich ausschließlich mit den direkten Treibhausgasemissionen abwassertechnischer Anlagen für kommunales Abwasser (Scope 1, nach dem GHG Protocol (WRI & WBCSD 2004)). Für die in der Abwasserwirtschaft relevanten Treibhausgase „Methan“ (CH₄, Produkt anaerober Umsetzungsprozesse) und „Lachgas“ (N₂O, mögliches Zwischen- und Endprodukt der Stickstoffumsetzung) werden zunächst im Überblick die Einflussfaktoren auf die Treibhausgasbildung und -emission der Bereiche Kanalnetz, Abwasserreinigung und Schlammbehandlung beschrieben. Im Anschluss folgt ein Überblick über verschiedene Analysemethoden und Messstrategien zur Erhebung anlagenspezifischer Emissionswerte für Treibhausgase (THG).

2 Verweisungen

Die folgenden Dokumente, die in diesem Merkblatt teilweise oder als Ganzes zitiert werden, sind für die Anwendung dieses Merkblatts erforderlich. Bei datierten Verweisungen gilt nur die in Bezug genommene Ausgabe. Bei undatierten Verweisungen gilt die letzte Ausgabe des in Bezug genommenen Dokuments (einschließlich aller Änderungen).

DIN EN 15259, *Luftbeschaffenheit – Messung von Emissionen aus stationären Quellen – Anforderungen an Messstrecken und Messplätze und an die Messaufgabe, den Messplan und den Messbericht*

DWA-M 368, *Biologische Stabilisierung von Klärschlamm*. Merkblatt

VDI 3951, *Übersicht über wesentliche Regelungen zur Durchführung von Emissionsmessungen*

3 Abkürzungen und Formelzeichen

Tabelle 1: Abkürzungen und Formelzeichen

Abkürzung	Erläuterung
A	Messfläche
ASM	engl. <i>activated sludge model</i>
BHKW	Blockheizkraftwerk
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ e	CO ₂ -Äquivalente
CRDS	engl. <i>Cavity Ring Down Spectroscopy</i>
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
FKW	Fluorkohlenwasserstoffe
FTIR	Fourier-Transformations-Infrarot-Spektrometer
GC	Gaschromatografie
GWP	engl. <i>Global Warming Potential</i> (auch: <i>Greenhouse Warming Potential</i>); Treibhauspotenzial
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
H-FKW	Halogenierte Fluorkohlenwasserstoffe
HNO ₂	Salpetrige Säure
IR	Infrarot-Spektroskopie
$k_L a$	volumenbezogener Stoffübergangskoeffizient (1/s) als Produkt von Stoffübergangszahl (k_L) der Flüssigphase und der volumenbezogenen Phasengrenzfläche (a)
LCA	engl. <i>Life Cycle Assessment</i> ; Lebenszyklusanalyse
Lidar	engl. <i>Light detection and ranging</i>
mM	Millimol
N ₂ O	Lachgas (Distickstoffmonoxid)
NDIR	Nicht Dispersives Infrarot-Spektrometer
NF ₃	Stickstofftrifluorid
NH ₂ OH	Hydroxylamin
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium

Tabelle 1 (Ende)

Abkürzung	Erläuterung
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
l _N	Normliter (1.013 mbar, 273,15 K)
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂ ⁻	Nitrit
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
NO ₃ ⁻	Nitrat
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
oTM	Organische Trockenmasse
PAS	Photoakustische Spektroskopie
PLS	Prozessleitsystem
PRTR	engl. <i>Pollutant Release and Transfer Register</i> ; Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister
SF ₆	Schwefelhexafluorid
TDLAS	Absorptionsspektrometrie mit durchstimmbaren Diodenlasern
THG	Treibhausgase
TS	Trockensubstanz
t _{TS}	Schlammalter
UV-DOAS	Differenzielle Optische Absorptionsspektrometrie

4 Direkte THG-Emissionen bei der Abwasserbehandlung und -ableitung

4.1 Allgemeines

Die als „Treibhauseffekt“ bezeichnete Wirkung eines Gases beschreibt dessen Fähigkeit, die von der Erdoberfläche ausgehende Wärmestrahlung im Infrarotbereich zu absorbieren und dadurch eine Erwärmung der Erdatmosphäre zu verursachen. Die an diesem natürlichen Treibhauseffekt beteiligten Gase sind zum überwiegenden Teil Wasserdampf, Kohlenstoffdioxid, Ozon und im geringen Maße Methan und Lachgas. Durch anthropogene Einflüsse wird dieser Effekt mit erheblichen Auswirkungen auf das Klima verstärkt.

Auch im Bereich der Abwasserentsorgung treten klimarelevante Gase auf. Dies sind insbesondere das bei der Stickstoffumsetzung entstehende **Lachgas (N_2O)** sowie das unter Sauerstoffausschluss (anaerobe Bedingungen) entstehende **Methan (CH_4)**. Ammoniak (NH_3) wird über das PRTR abgefragt, ist aber kein direktes Treibhausgas und bleibt hier unberücksichtigt¹⁾. Das bei der Abwasserentsorgung freigesetzte CO_2 stammt überwiegend nicht aus fossilen Bindungen und gilt daher als **CO_2 -neutral** (Monitoring-Leitlinien 2008–2012).²⁾ Unabhängig von den Monitoring-Leitlinien sind natürlich auch die direkten CO_2 -Emissionen klimarelevant. Die Umstellung der Abwasserreinigung auf Prozesse, in denen der organische Kohlenstoff nicht veratmet sondern einer Nutzung zugeführt wird, bietet hier quantitativ relevante Potenziale der Senkung der absoluten CO_2 -Emission der biologischen Abwasserreinigung, dies wird in diesem Merkblatt aber nicht thematisiert.

Zur Entwicklung von Strategien und Maßnahmen zur Verminderung von THG-Emissionen aus anthropogenen Quellen ist die Erstellung von Bilanzen erforderlich. Grundlage der Bilanzierung bildet eine Bewertung der unterschiedlichen Gase in Bezug auf ihre Klimaschädlichkeit. Zur Quantifizierung der Klimawirksamkeit der verschiedenen Gase werden die freigesetzten Mengen nach ihrem unterschiedlich hohen klimawirksamen Potenzial gewichtet. Als Referenz für die Ermittlung der gasspezifischen Gewichtungsfaktoren („Global Warming Potential“, GWP) wurde CO_2 gewählt, da es in der Atmosphäre das dominierende klimarelevante Gas ist. Die mit dem GWP multiplizierten Gasmengen werden als CO_2 -Äquivalente (CO_2e) angegeben und können als Bilanzergebnis zu einem Gesamtwert summiert werden (siehe auch Merkblatt DWA-M 230-2:2022, 5.2: Tabelle 3: GWP-Werte und mittlere Verweilzeit der für den Bereich der Abwasserbehandlung relevanten Gase).

Bei der Bilanzierung der direkten Treibhausgasemissionen gilt für die verschiedenen Bereiche der Abwasserentsorgung gleichermaßen, dass Anfallort und Emissionsort der Treibhausgase nicht identisch sein müssen. Ebenso kommt durch gegebenenfalls vorhandene Umsetzungsprozesse oder veränderte physikalische Rahmenbedingungen nicht das gesamte gebildete Gas zur Emission. So führt eine von den Prozessbedingungen abhängige „Bildung“ eines Gases zwar zu einer Erhöhung der Konzentration in der Wasserphase, ob diese Konzentrationserhöhung allerdings zu einer Emission führt, hängt von verschiedenen anlagenspezifischen physikalischen Randbedingungen ab, die den Gasaustausch beeinflussen, wie zum Beispiel Gasvolumeneintrag, Turbulenzen, Temperatur und Druck.

Nachfolgend werden für die verschiedenen Bereiche der Abwasserentsorgung potenzielle Anfallstellen und Größenordnungen der Methan- und Lachgas-Emission beschrieben. Einen Überblick über die relevanten Prozesse und Emissionsorte gibt Bild 1.

1) Ammoniak kann bei der Abwasserbehandlung nur bei hohen Ammoniumkonzentrationen und hohen pH-Werten in relevanten Mengen auftreten (nach Dissoziationsgleichgewicht $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$), also ggf. in der Schlammbehandlung. Davon kann etwa 1 % der NH_3 -Emission nach (UBA 2020) zu N_2O umgesetzt werden.

2) Diese Vereinfachung ist nicht für alle Abwasserinhaltsstoffe korrekt. Für Stoffe, die unter Verwendung fossiler Rohstoffe hergestellt werden, ist zu diskutieren, an welcher Stelle die CO_2 -Freisetzung berücksichtigt werden soll. Im Rahmen dieses Merkblatts erfolgt keine Differenzierung der Zulauforganik nach Herkunft der Stoffe, sodass direkte CO_2 -Emissionen nicht berücksichtigt werden.

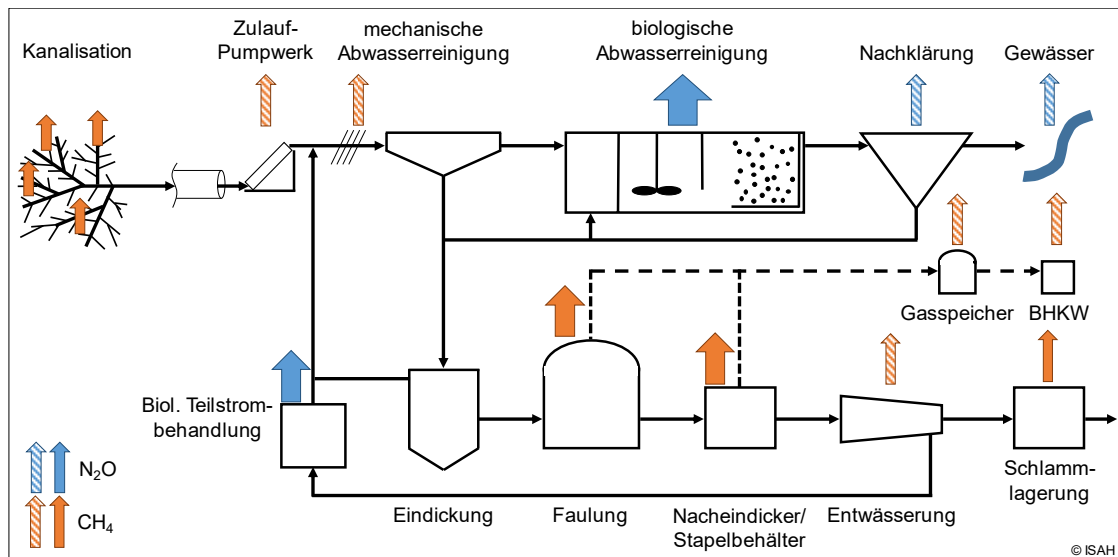


Bild 1: Überblick über die Prozessstufen der Abwasserbehandlung mit relevanter Treibhausgasbildung und Emission für die Treibhausgase Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) (ausgefüllte Pfeile = Hauptbildungsorte; gestrichelte Pfeile = potenzielle Emissionsorte)

4.2 Verfahrensspezifische Lachgas-Emissionen

4.2.1 Bildungsprozesse von Lachgas (N_2O)

N_2O -Emissionen werden hauptsächlich durch biochemische Prozesse der Stickstoffumsetzung hervorgerufen, die in Kläranlagen und möglicherweise auch im Vorfluter stattfinden. Die Lachgasbildung kann dabei im Wesentlichen auf zwei Wegen verlaufen (siehe auch Bild 2):

- I Während der **Nitrifikation** kann N_2O beim ersten Schritt, der Ammoniumoxidation zu Nitrit (Nitrifikation), als gasförmiges **Nebenprodukt** abgespalten und freigesetzt werden. Außerdem verfügen einige Nitrifikanten über einen weiteren Abbauweg, die **autotrophe Denitrifikation**. Dieser wird unter Stressbedingungen aktiviert und führt vom Nitrit über das Zwischenprodukt Stickstoffmonoxid (NO) zur Bildung des **Endprodukts** N_2O . Als Ursachen der Bildung von N_2O wurden bisher identifiziert: Belastungsschwankungen, Hochlastverfahren mit hohen Ammoniumkonzentrationen und -umsätzen, hohe Nitritkonzentrationen, Sauerstoffunterversorgung, Hemmstoffe.
- I Während der **heterotrophen Denitrifikation** verläuft die Reduktion des Nitrats zu elementarem Stickstoff N_2 über verschiedene **Zwischenprodukte**. Zuerst werden Nitrit (NO_2^-), dann Stickstoffmonoxid (NO) und anschließend Lachgas (N_2O) als gasförmige Nebenprodukte gebildet. Eine Störung im Ablauf einzelner Umsetzungsschritte kann zu einer Anreicherung der Zwischenprodukte führen und damit zu einer Freisetzung. Als Ursachen der Anreicherung von N_2O wurden bisher identifiziert: Rest-Sauerstoffgehalt, CSB-Stöße, CSB-Mangel (ungünstiges N/CSB-Verhältnis), Änderungen der Milieubedingungen wie Temperatur und pH-Wert, Hemmstoffe.

Während der anaeroben Ammoniumoxidation (Anammox) als zweitem Schritt der Deammonifikation wird nach jetzigem Wissensstand **kein** N_2O gebildet.

Wie in Bild 2 zu erkennen ist, stellt die Denitrifikation aber nicht nur ein Bildungspotenzial für N_2O dar, sondern N_2O kann im Rahmen der Denitrifikation auch weiter zu elementarem Stickstoff reduziert werden. Die Denitrifikation stellt damit eine potenzielle Senke für das in der biologischen Abwasserreinigung gebildete N_2O dar (BEIER et al. 2016).

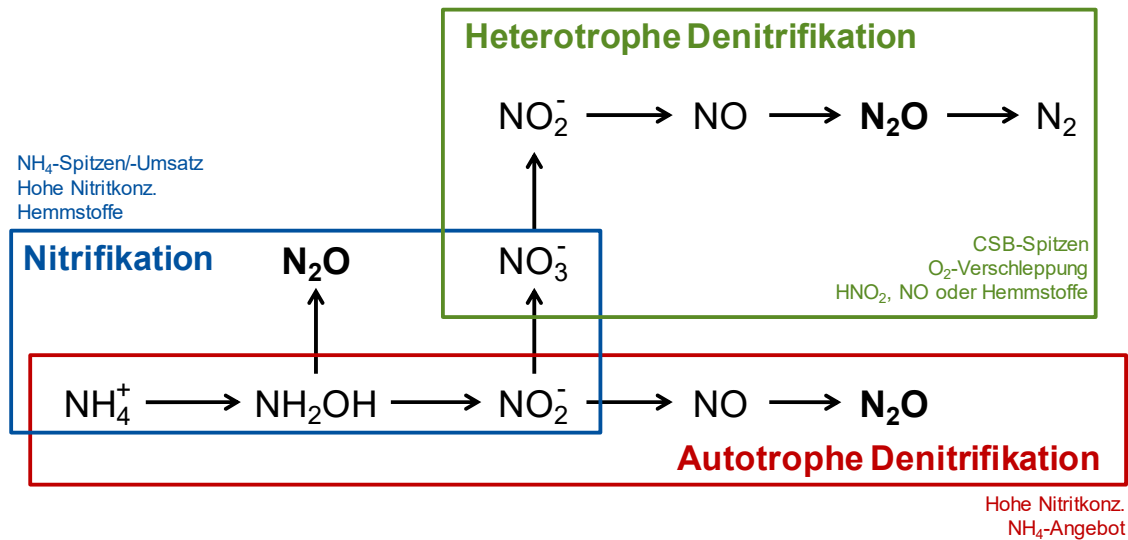


Bild 2: N_2O -Bildungspotenziale bei der Stickstoffumsetzung (Quelle: BEIER 2015)

Nachfolgend werden zur Abschätzung und Einordnung der N_2O -Emissionspotenziale Daten aus der Literatur zur N_2O -Bildung zusammengefasst.

4.2.2 Lachgas-Emissionen aus Schwachlastbetrieb (Hauptstrom)

Nach Vorgaben des „Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)“ werden N_2O -Emissionen basierend auf einem einwohnerspezifischen Emissionsfaktor, dem Anschlussgrad an zentralisierte Kläranlagen, einem Korrekturfaktor für Industrieabwasseranteile und der Gesamtbevölkerungszahl berechnet (IPCC 2006). Dieser Faktor wurde aus einer Einzelmessung an einer Kläranlage in den USA ermittelt und ist nicht belastbar und auch nicht übertragbar. In den landesweiten Treibhausgas-Inventaren des Umweltbundesamtes (UBA 2020) wird dieser Faktor zur überschlägigen Ermittlung der Lachgas-Emissionen aus der Abwasserentsorgung verwendet. Für den Einsatz in der Prozessoptimierung oder für den Vergleich verschiedener Reinigungsverfahren können die so ermittelten Werte nicht genutzt werden.

In Deutschland wurde Anfang der 1990er Jahre ein umfangreiches Anlagenscreening zur Bestimmung der N_2O -Emissionen aus Prozessen der Abwasserreinigung durchgeführt (WICHT & BEIER 1995). Im Regelbetrieb von voll denitrifizierenden kommunalen Kläranlagen wurden dabei Lachgaskonzentrationen von 0,03 mg/l bis 0,22 mg/l in der wässrigen Phase gemessen. Die Untersuchungen verdeutlichen zum einen, dass die Nitrifikation/Denitrifikation nicht in allen Fällen vollständig bis zum elementaren Stickstoff erfolgt, zum anderen zeigte sich, dass die Emissionen anlagen- und betriebsspezifisch deutlich differieren, was dann auch in nachfolgenden Untersuchungen bestätigt wird.

Aufgrund der Vielzahl verschiedener Konfigurationen und Randbedingungen auf der einen und dem Einsatz unterschiedlicher Methoden zur Probenahme, Analytik und Bilanzierung auf der anderen Seite sind die in verschiedenen Studien erhobenen Daten selten vergleichbar. Beispielsweise schwanken die Angaben für die Emission von Stickstoff in Form von N_2O bei der Nitrifikation zwischen 0,24 % bis 4 % der Stickstoffzulaufmenge (ITOKAWA et al. 1996; KAMPSCHREUR et al. 2009); für Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation wird eine Spanne von 0,001 % bis 20 % (BENCKISER et al. 1996; PEU et al. 2006; GWRC 2011; VASILAKI et al. 2019) genannt.

Hinweise zur Einordnung der direkten N_2O -Emissionen von Kläranlagen sind unter anderem bei (THÖLE et al. 2011) zu finden. Orientierende Messungen an einer kommunalen Kläranlage mit einer Kapazität von 320.000 Einwohnerwerten zeigten, dass der Anteil der Lachgas-Emissionen am Gesamt-

massenstrom der direkten Treibhausgasemissionen (hier N_2O und Methan) sowie des ebenfalls gemessenen Ammoniaks sehr gering war (rd. 1 %). Rund 35 % der gemessenen N_2O -Emissionen stammte aus dem Belebungsbecken, der Rest aus verschiedenen Behältern zur Primär-, Überschuss- und Faulschlammeindickung. Unter Berücksichtigung der Klimawirksamkeit der verschiedenen Gase wurden jährliche direkte Emissionen (Methan, N_2O und Ammoniak) von rund 1.400 t $\text{CO}_2\text{e/a}$ abgeschätzt. Der Anteil der N_2O -Emissionen ergibt sich bei dieser Betrachtungsweise zu rd. 20 % der direkt emittierten CO_2e . Zum Vergleich: die anzunehmenden jährlichen indirekten Emissionen aus Strombezug (fiktiv errechnet mit einem Stromverbrauch von 32 kWh/(E·a) (Kläranlage mit anaerober Schlammstabilisierung, DWA-A 216), einem Eigenversorgungsgrad von 37,5 % und einem Emissionsfaktor von 575 g $\text{CO}_2\text{e/kWh}$ ergibt sich eine Emission von 3.680 t $\text{CO}_2\text{e/a}$) sind auf dieser Anlage während des Messzeitraums damit rd. 13-fach höher als die geschätzten jährlichen N_2O -Emissionen (bezogen auf CO_2e). Ein Ausbau der erneuerbaren Energien im (deutschen) Strommix wird die Gewichtung von N_2O -Emissionen im Gesamtbudget einer Kläranlage in Zukunft erhöhen.

Untersuchungen von (DAELMAN et al. 2013) in den Niederlanden zeigen die Beeinflussung des CO_2e -Footprint durch die Anlagengestaltung, aber auch durch jahreszeitlich variierende Betriebseinstellungen. So wurden für die Belebungsbecken (Nitrifikation/Denitrifikation) einer kommunalen Kläranlage mit 360.000 Einwohnerwerten im Herbst durchschnittlich 0,42 % der Stickstofffracht im Zulauf als N_2O emittiert, im Februar belief sich dieser Faktor auf 6,1 %. Daraus resultierte eine deutliche Verschiebung des aus den Einzelmessungen hochgerechneten Anteils von N_2O -Emissionen an den Gesamtemissionen der Anlage (berechnet als CO_2e aus N_2O -Emissionen, Methan-Emissionen und indirekten Emissionen aus Strom und Gasverbrauch): im Oktober betrug der Anteil von N_2O rd. 21 %, im Februar 88 % unter anderem aufgrund der Änderung der Energiequelle (Erhöhung Eigenenergieversorgung). Messungen an den Belebungsbecken zweier weiterer Kläranlagen ergaben hingegen einen Anteil der N_2O -Emissionen von nur 2 % bis 3 %.

An den exemplarisch aufgeführten N_2O -Emissionswerten einzelner Anlagen wird deutlich, wie sensitiv sich eine nicht vollständige Stickstoffumwandlung zu N_2 auf die CO_2e -Emission einer Kläranlage auswirkt. Der Betrieb der Anlage sollte daher in jeder Hinsicht darauf ausgerichtet sein, Milieubedingungen, die die Bildung von N_2O unterstützen, zu vermeiden (siehe auch 4.2.5). Gleichzeitig wird aber auch deutlich, dass eine prozentuale Angabe der CO_2e -Quellen-Anteile eine Vergleichbarkeit der Werte im Sinne eines Benchmarks für einzelne Prozessstufen unmöglich macht. Es sollte daher immer die spezifische Jahresfracht der Emission angegeben werden (siehe auch Merkblatt DWA-M 230-2:2022).

Neben Belastungsschwankungen und Überlast verstärken unter anderem niedrige Sauerstoffkonzentrationen nach FOLEY et al. (2010) die Bildung von Lachgas. Dieser Trend wurde ebenfalls im Projekt NoNiTriNoX (BOLEY 2017) bestätigt.

Weitere Studien zeigen, dass Kläranlagen mit niedrigen Ablaufwerten für Gesamtstickstoff (d. h. $< 10 \text{ g N/m}^3$) im Allgemeinen geringere und weniger variable Lachgasbildungsraten aufweisen als Anlagen, die nicht weitgehend denitrifizieren (FOLEY et al. 2010). Die Autoren führen dieses auf die Rezirkulation hoher Volumenströme und Beckenvolumina zurück. Zu einem ähnlichen Ergebnis kam die TU Wien im Rahmen der bis 2015 durchgeführten Studie „ReLaKo“ (VALKOVA et al. 2021; PARRAVICINI et al. 2015) zur Ermittlung der N_2O -Emissionen kommunaler Kläranlagen.

„Basierend auf statistischen Auswertungen wurden der Wirkungsgrad der N-Entfernung und die Belastungsverhältnisse in Belebungsbecken als betriebliche Haupteinflussfaktoren auf die N_2O -Produktion und -Emission in Belebungsbecken identifiziert. Ein niedriger N_2O -Emissionsfaktor ($\text{g N}_2\text{O-N/g N}_{\text{Zulauf-KA}}$) ist bei steigender N-Entfernung bzw. sinkender N-Raumbelastung zu verzeichnen. Die festgestellte Korrelation mit der N-Entfernung bekräftigt die Rolle der Denitrifikation als N_2O -Senke im Belebungsbecken.“ (PARRAVICINI et al. 2015).

Die aus den Belebungsbecken erfasste N_2O -Emission (hier angegeben als N_2O -N-Fracht) lag zwischen 0,002 % und 1,52 % (Medianwert: 0,16 %) der Stickstoff-Fracht im Zulauf zur Kläranlage. Aus den Ergebnissen wurde ein Stufenansatz entwickelt, der im Rahmen einer übergreifenden Bilanzabschätzung statt eigener Messwerte für eine grobe Abschätzung verwendet werden kann (siehe Stufenansatz

ReLaKo-Projekt, Bild 3). Basis des Stufenansatzes ist die N-Entfernung in % als Maß für die Auslastung/Belastung oder auch Prozessstabilität der Nitrifikation/Denitrifikation einer kommunalen Kläranlage³⁾. Dem abnehmenden Wirkungsgrad werden in Stufen zunehmende N_2O -Emissionsfaktoren zugeordnet. Bei einem in der Regel bei großen Anlagen vorliegenden Wirkungsgrad der N-Entfernung von > 92 % oder eher kleinen Kläranlagen < 30.000 Einwohnerwerten mit simultan aerober Schlammstabilisierung kann, bei guter Betriebsführung (ausreichende Sauerstoffversorgung, keine Totzonen, etc.), die N_2O -Emission als sehr gering angenommen werden.

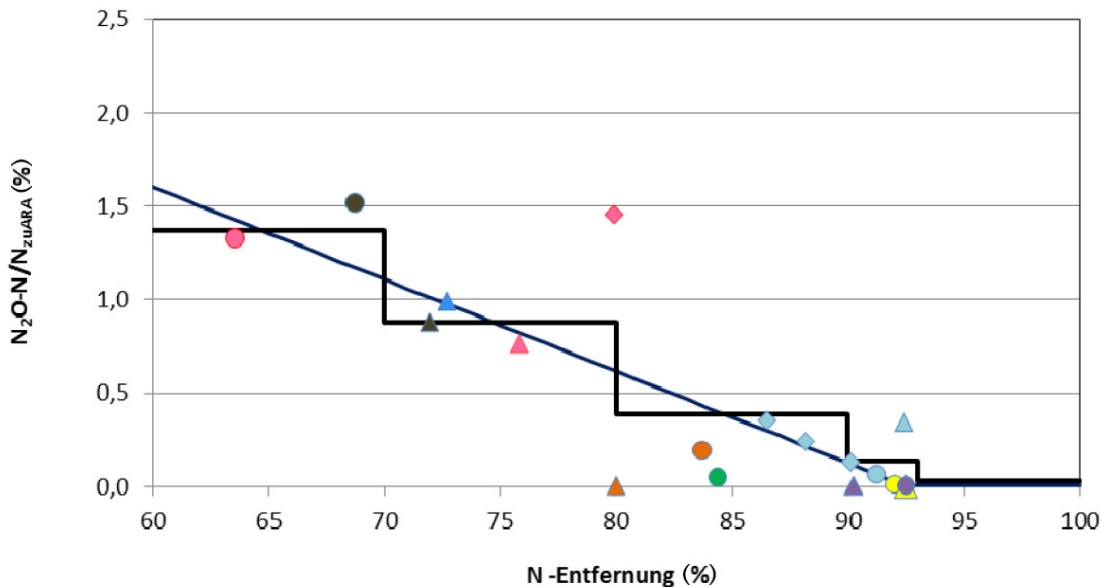


Bild 3: Emissionsfaktor $N_2O-N/N_{zufl-KA}$ in Abhängigkeit der N-Entfernung mittels Stufenansatz

(Quelle: PARRAVICINI et al. 2015)

In einer vergleichbaren Studie aus Dänemark wurde gezeigt, dass auch große Kläranlagen mit hoher Stickstoffreinigungsleistung erhöhte Emissionsfaktoren von mehr als 0,5 % aufweisen können. Als möglicher Grund konnte hier unter anderem der Abzug von Schlamm aus der Vorklärung zur Erhöhung der Biogasausbeute in der Faulung identifiziert werden. Das aus der Ausfrachtung von Kohlenstoff resultierende verringerte Verhältnis CSB/N ist dann nicht ausreichend für eine vollständige Denitrifikation.

4.2.3 Lachgas-Emissionen aus Hochlaststufen (Teilstrombehandlung)

Bei der Stickstoffumsetzung im hochkonzentrierten Teilstrom ist wegen des höheren Konzentrationsniveaus der Stickstofffraktionen, der hohen Umsatzraten und gegebenenfalls der gezielten Entstehung von Nitrit oft mit höheren Lachgas-Emissionen zu rechnen als im Hauptstrom.

Neben der Nitrifikation/Denitrifikation (Nitrifikation: bakterielle Oxidation des im Ammonium gebundenen Stickstoffs zu Nitrit) wird in der Teilstrombehandlung von Schlammwässern in den letzten Jahren vermehrt auch der Prozess der Deammonifikation, bestehend aus den zwei Teilschritten Nitrifikation und anaerobe Ammoniumoxidation (Anammox), implementiert. Der erste Teilschritt (Nitrifikation) erfordert aerobe Bedingungen. Für den Anammox-Schritt ist die Abwesenheit von Sauerstoff und die Verfügbarkeit von Ammonium und Nitrit dringende Voraussetzung. Da der Anammox-Umsatz nach aktuellem Kenntnisstand nicht direkt an der N_2O -Bildung beteiligt ist, konzentriert sich die Bewertung der

3) Achtung: Der Ansatz ist nicht gültig für Anlagen, die ihre hohen N-Eliminationsraten in einer Post-Deni-Stufe mit CSB-Dosierung (z. B. Methanol) erreichen.

Teilstromverfahren im Folgenden auf die Nitritation und gegebenenfalls simultan stattfindende Denitrifikation.

Für die Emissionsfaktoren finden sich in der Literatur verschiedene Angaben mit einer insgesamt sehr großen Schwankungsbreite. Bezogen auf den Kjeldahl-Stickstoff im Zulauf findet sich ein Bereich von 0,001 % bis 14,6 % (KAMPSCHREUR et al. 2009; AHN et al. 2010). Bezogen auf denitrifizierten Stickstoff wurden Emissionsfaktoren von 0,06 % bis 25,3 % ermittelt (Foley et al. 2010).

Emissionsansätze der direkten Lachgas-Emissionen sind für Hochlastverfahren stark verfahrensabhängig, sodass eine allgemeine Abschätzung übergreifend für alle Teilstromverfahren nicht zielführend ist.

Auf Basis von Laborversuchen im Rahmen eines am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Hannover (ISAH) durchgeführten DFG-Projekts (RO1221/13-1) konnte der Einfluss der verschiedenen Randbedingungen beim Prozess der Nitritation quantifiziert werden. In labortechnischen Langzeitversuchen mit stabilen Betriebseinstellungen (t_{TS} , Ammoniumfracht) und ausreichend hohen Sauerstoffkonzentrationen ($> 2 \text{ mg O}_2/\text{l}$) wurde für den Prozess der Nitritation mit 2,6 % bis 2,9 % $\text{N}_2\text{O}/\text{NH}_{4,\text{oxidiert}}$ ein höheres N_2O -Bildungspotenzial als für die vollständige Nitrifikation (0,7 % bis 1,3 % (bei Nitritpeak)) ermittelt (SCHNEIDER et al. 2013). Der Einfluss der Nitritkonzentration war hierbei nahezu vernachlässigbar.

Der Prozess der Denitrifikation wirkt in der Regel auch in Teilstrombehandlungsanlagen als N_2O -Senke, allerdings aufgrund der eingeschränkten Verfügbarkeit organischer Kohlenstoffquellen mit geringem Umsatz. Eine plötzliche Zugabe von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen sowie erhöhte Konzentrationen an salpetriger Säure sind im Hinblick auf die oben beschriebenen Zusammenhänge zu vermeiden.

4.2.4 Vor- und nachgelagerte Prozesse der gezielten Stickstoffelimination

Neben der biologischen Stufe kann auch in Kanal, Sandfang, Vorklärung, Nachklärung, Schlamm-speicher und Faulbehälter N_2O emittiert werden. In diesen Bereichen kann es nur zu einer Bildung von N_2O kommen, wenn Sauerstoff in das System eingetragen wird (Nitrifikation) (dies ist zum Beispiel im Sandfang in geringem Umfang möglich) oder wenn Nitrit oder Nitrat vorhanden ist (Denitrifikation). Bei optimiertem Anlagenbetrieb sollten diese Verbindungen in keinem der genannten Bereiche in höheren Konzentrationen vorhanden sein, sodass in diesen Bereichen nur N_2O emittiert, das zuvor gebildet wurde. Damit ist die Belegung der Ausgangspunkt sondierender Messungen.

Liegen keine anlagenspezifischen Messwerte vor, kann im Rahmen einer übergreifenden Bilanzabschätzung die direkte Lachgas-Emission dieser Stufen wegen ihrer zumeist geringen Emissionen vernachlässigt werden.

4.2.5 Bewertung des Lachgas-Emissionspotenzials und technische Maßnahmen

Direkte Lachgas-Emissionen fallen nicht konstant an, sondern sind direkt an die räumlich und zeitlich dynamischen Prozesse des Stickstoffabbaus gekoppelt. Damit sind sie stark verfahrens- und anlagenspezifisch. Es gibt zahlreiche Einflussfaktoren, die eine gravierende Änderung der Emissionen bewirken können wie zum Beispiel Temperatur, Fracht- und Konzentrationsspitzen, pH-Wert und Konzentration bestimmter Hemmstoffe, sodass die Lachgasbildung auch zeitlich variabel auftreten kann. Das ist insbesondere bei sondierenden Messungen zu beachten, und entsprechend charakteristische Betriebszustände/-zeiten der Anlage sind im Messprogramm zu berücksichtigen.

Für Lachgas-Emissionen können damit nur prozessspezifische Kennwerte angegeben werden, da die Ursache-Wirkungs-Beziehungen in Abhängigkeit von der Art der Stickstoffentfernung und der Betriebsführung anlagenspezifisch variieren. Da die Lachgas-Emissionen mit einem Umrechnungsfaktor GWP um 300 aber einen erheblichen Anteil am CO₂e-Footprint der Abwasserbehandlung haben können, stellt die messtechnische Überprüfung der Emissionswerte der eigenen Anlage eine wichtige Basisinformation für den Betreiber dar, die individuell erhoben werden muss. Die Verwendung der Literaturdaten ist mit großen Unsicherheiten verbunden und insbesondere für eine Prozessoptimierung und Vergleichsrechnungen nicht ausreichend.

Zusammengefasst sind folgende Betriebseinstellungen relevant zur Reduzierung von N₂O-Emissionen aus Kläranlagen:

- Sicherstellung eines ausreichenden Schlammalters für die Nitrifikation,
- Vergleichmäßigung der Zulaufkraft bei der Einleitung von hochkonzentrierten Teilströmen wie zum Beispiel Industrieinleitungen, Schlammwasser aus der Entwässerung oder leicht abbaubaren C-Quellen zur Stützung der Denitrifikation,
- Vermeidung des Auftretens von Nitritkonzentrationen,
- ausreichendes Denitrifikationsvolumen,
- klares Belüftungsregime mit eindeutigen aeroben und anoxischen Zonen/Zeiten sowie Variabilität der Belüftung zur Bereitstellung an die Belastung angepasster Volumina.

Bei Anlagen mit Deammonifikation zusätzlich (umgesetzt zum Beispiel im MiNzE-Verfahren, BMBF-Projekt 02WQ1482):

- an die Leistung der Mikroorganismen angepasste Beschickung (keine Anreicherung von Ammonium und Nitrit über das verfahrenstechnisch vorgesehene Maß),
- Vermeidung von Strippung durch reduziertes Emissionsgasvolumen (z. B. diffusive Belüftung) und Reduzierung der N₂O-Konzentration in der Flüssigphase durch Abbau in einer nachgeschaltet angeordneten anoxischen Zone/Phase,
- Abbau der N₂O-Konzentration im Gasstrom, induziert durch Rückführung in einen Denitrifikationsbereich/Phase (Behandlung des Abluftstroms).

Neben den oben beschriebenen grundsätzlichen technischen Vermeidungsstrategien wird empfohlen, im Zuge einer Anlagenoptimierung zur Minimierung der CO₂e-Emissionen durch Energieeinsparung, Volumenreduzierung, Einführung von Co-Substraten etc. eine für die spezifische Anlage angepasste Betriebsstrategie auf Basis von Langzeit-N₂O-Messungen zu entwickeln (siehe Abschnitt 6). Gleichzeitig erhält man hierdurch auch weitere Basisdaten zur Einordnung der Sensitivität der Anlage im Hinblick auf die N₂O-Bildung.

Liegen keine Messungen vor, empfiehlt die Arbeitsgruppe für eine grobe Abschätzung zum Beispiel im Rahmen der Erstellung von CO₂e-Bilanzen (s. Merkblatt Teil 2) eine Ermittlung nach dem Stufenmodell der TU Wien (s. Bild 3).

4.3 Verfahrensspezifische Methan-Emissionen

4.3.1 Bildungsprozesse von Methan

Die Umsetzungsprozesse von hochmolekularen organischen Verbindungen über verschiedene Zwischenprodukte zu Methan finden unter anaeroben Bedingungen, d. h. unter der Abwesenheit von Sauerstoff, statt. Über einen 4-stufigen Abbaupfad (Hydrolyse, Versäuerung, Acetogenese und Methanogenese) wird organische Substanz aus der wässrigen Phase umgesetzt. Im Gegensatz zur aeroben

heterotrophen Biomasse der Belebungsanlagen sind für die Anreicherung der methanbildenden Archaeen in der Regel längere Schlammalter (> 16 d) notwendig, auch wenn eine Methanbildung in Sonderfällen schon bei Schlammaltern ab 4 d beobachtet wurde. Ungewollte Methanbildung kann überall dort auftreten, wo anaerobe Bedingungen vorliegen, ausreichende Schlammalter zum Beispiel durch Biofilmbildung erreicht werden und abbaubare Organik im Abwasser enthalten ist. Ein Teil des in der mechanischen und biologischen Reinigungsstufe einer Kläranlage emittierten Methans wurde gegebenenfalls schon im Kanalnetz gebildet. Die Konzentration des im Zulauf gelösten Methans hängt dabei von den Verhältnissen im Kanalnetz ab, vor allem von der Wassertemperatur und der Aufenthaltszeit, aber auch dem Verhältnis von Volumen/Oberfläche der Leitungen und Konzentration von organischen Inhaltsstoffen im Abwasser. Wird Methan gebildet, erfolgt die Emission an jeder Stelle des Kanalnetzes, an der eine freie Oberfläche vorliegt, zum Beispiel im Pumpensumpf oder dem Hebebauwerk. Sie kann durch Turbulenzen und Lufteintrag deutlich verstärkt werden. Auch im Wasserweg einer Kläranlage kann es bei unerwünschten anaeroben Milieubedingungen, zum Beispiel in Speicherbecken oder Feststoffablagerungen in Pumpensämpfen, zu einer ungezielten Methanbildung und -emission kommen.

Die Faulgasproduktion bei der Abwasserentsorgung stellt im Bereich der Schlammbehandlung eines der Ziele der anaeroben Stabilisierung dar. Da das im Faulbehälter gebildete Faulgas gefasst und verwertet wird, erfolgen Emissionen im Normalbetrieb nur durch Verschleppung in der Wasser-/Schlammphase zu nachgelagerten Anlagenteilen, wo es dann infolge einer verminderten Löslichkeit durch Änderung von Temperatur und Druck freigesetzt werden kann. Bei Faulschlamm handelt es sich um ein viskoses Medium, das auch Feststoffe enthält. Daher können zusätzlich zu gelöstem Methan Mikrogasbläschen, die an Feststoffen anhaften und daher nicht im Faulbehälter gezielt erfasst werden können, in den Behandlungsstufen nach dem Faulturm in die Atmosphäre entweichen. Wie weit die Verschleppung gehen kann und ob zum Beispiel die in der Belebung gemessenen Methan-Emissionen hierauf zurückzuführen sind oder in der Belebung gebildet werden, ist zurzeit nicht geklärt. Sicher ist, dass in den der Faulung nachgelagerten Behältern und Leitungen unter anaeroben Bedingungen eine weitere Umsetzung von im Faulbehälter nicht vollständig abgebauten organischen Stoffen mit entsprechender Gasbildung und -emission stattfindet (siehe 4.3.3). Werden nicht ausreichend stabilisierte Schlämme ohne eine gezielte Sauerstoffzufuhr gelagert, kann durch die einsetzende anaerobe Umsetzung der vorhandenen Organik bei der Lagerung ebenfalls Methan gebildet und emittiert werden.

4.3.2 Methan-Emissionen

Potenzielle Emissionsquellen für Methan sind in der Abwasserbehandlung überall dort gegeben, wo ein anaerober Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen stattfindet und das gebildete Methan die Wasserphase verlassen kann. Die potenziellen Emissionsorte für Methan sind in Bild 1 schematisch dargestellt. Untersuchungen von GÄRTNER et al. (2017) zeigen, dass die Methan-Emissionen von Kläranlagen mit Faulung über den Tag konstant und in relevanten Mengen auftreten. Aufgrund der auf den verschiedenen Anlagen in stark unterschiedlichem Maße umgesetzten Vermeidungsmaßnahmen (siehe 4.3.5) sind absolute Emissionsfaktoren, wie sie zum Beispiel durch das IPCC für Methan-Emissionen unterschiedlicher Verfahrensstufen angegeben werden, kritisch für den speziellen Anwendungsfall zu bewerten und nach Meinung der DWA-Arbeitsgruppe zurzeit noch nicht geeignet zur Abschätzung der Methan-Emission bei fehlender Datenlage.

Das durch die Biomasse gebildete Methan geht in der Regel zunächst bis zur Sättigungskonzentration in der wässrigen Phase in Lösung, die für Methan gering ist. Wird über die Sättigung hinaus Methan gebildet, kommt es zu Ausgasungsprozessen. Die Menge von Methan, welche in der wässrigen Phase gelöst sein kann, hängt dabei wie bei allen Gasen von der Henry-Konstante und dem Methanpartialdruck in der Gasphase ab. Die Geschwindigkeit der Ausgasungsprozesse kann durch den $k_L a$ -Wert beschrieben werden. Dieser beinhaltet als wichtigste Einflussgröße das A/V -Verhältnis, also das Verhältnis von Oberfläche, durch die ein Phasenübergang des Methans stattfindet, zu dem Volumen des

Wasserkörpers (je größer das Verhältnis, umso schneller der Austausch). Bei turbulenten Verhältnissen, zum Beispiel bei einem Wasserüberfall, wird der Gasaustausch zusätzlich verstärkt.

Das gelöste Methan steht im Gleichgewicht mit dem Methan in der umgebenden Atmosphäre. Eine freie Atmosphäre mit einem Partialdruck CH_4 von quasi 0 Pa führt daher aufgrund der geringen Löslichkeit von Methan zu einem nahezu vollständigen Ausgasen des Methans. Liegt auch in der Umgebungsluft Methan vor, wie zum Beispiel in der Kanalatmosphäre oder an der Schlammoberfläche der Faulung, bleibt ein Teil des Methans in Lösung. Bei offenen Oberflächen nachfolgender Verfahrensstufen kommt es immer zur vollständigen Methanausgasung.

Ein wichtiger Einflussfaktor auf die Löslichkeit ist die Temperatur (siehe Bild 4). Die zunehmende Löslichkeit bei niedrigeren Temperaturen hat insbesondere Bedeutung im Hinblick auf den Transport des Methans über den Schlammmpfad in nachfolgende Prozessstufen. Eine noch größere Bedeutung auf die Löslichkeit hat die Druckverminderung, wenn Faulschlamm aus unteren Bereichen des Faulbehälters über einen Schlammüberlauf verdrängt wird.

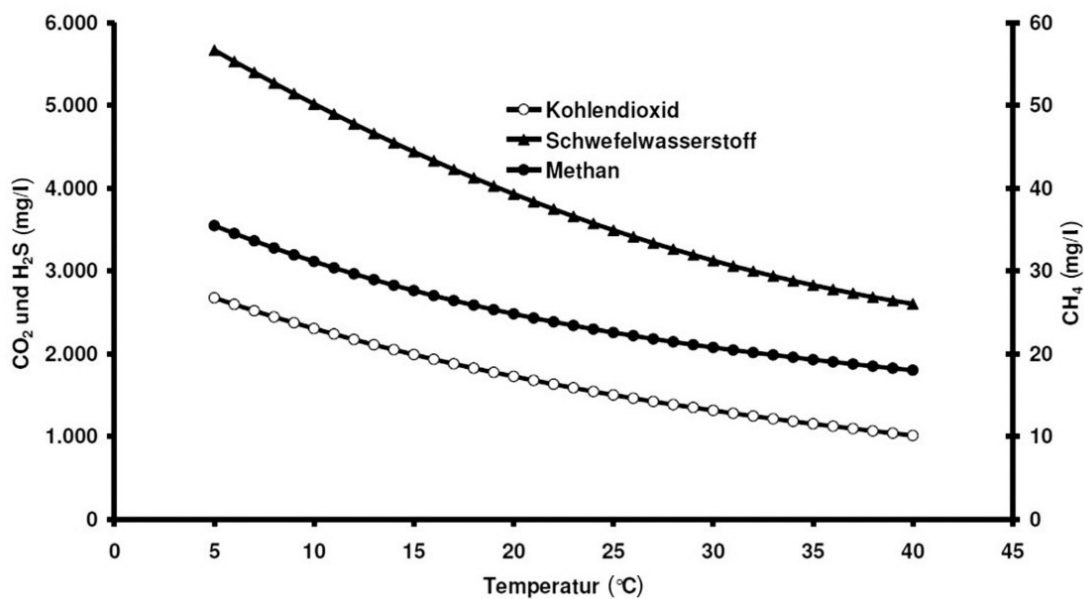


Bild 4: Abhängigkeit der Löslichkeit von Methan, H_2S und CO_2 in Wasser von der Temperatur

(Quelle: URBAN 2009)

4.3.3 Emissionen aus der Schlammbehandlung

Treibhausgasemissionen technischer Anlagen, die über die TA Luft geregelt und kontrolliert werden, werden im nachfolgenden Abschnitt nicht betrachtet (z. B. Trocknungs- und Verbrennungsanlagen).

Schlammfäulung

Bei Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung ist die Methanbildung ein gewolltes Produkt der Prozessstufe. Das gebildete Methan wird als Faulgas gefasst und in der Regel einer Verwertung zugeführt. Emissionen ergeben sich in dieser Stufe

- beim Überlauf des Schlamms aus dem Faulbehälter in die Atmosphäre, insbesondere wenn es dabei einen großen Druckabfall gibt;
- außerhalb des Normalbetriebs durch Undichtheiten;
- durch unvermeidbare Permeation durch die Gasspeichermembran;
- und durch Verschleppung mit der Wasser-/Schlammphase in nachgelagerte Einheiten/Verfahrensstufen.

Ausgehend davon, dass der ausgefaulte Schlamm beim Verlassen des Faulbehälters übersättigt ist, können die Emissionspotenziale mit folgenden Rahmenbedingungen abgeschätzt werden:

- Bei einer Temperatur von 35 °C beträgt die Löslichkeit von Methan bei Atmosphärendruck 0,026 l CH₄/l H₂O.
- Berücksichtigt man, dass der Faulschlamm in der Regel vom Grund des Faulbehälters verdrängt wird, so entspricht der Druck beim Eintritt in die Ablaufleitung der Wassersäule bis zum Schlamm-spiegel (zzgl. des leichten Überdrucks im Gasraum). Die Ablaufleitungen sind in der Regel vertikal angeordnet. Mit zunehmender Höhe reduziert sich der hydrostatische Druck. Infolge des Druckab-falls wird gelöstes Methan in Form von Mikroblasen frei, welche zum Überlauf aufsteigen und dort ausgasen.
- Die beim Aufsteigen des Schlammes in der Ablaufleitung gebildeten Gasblasen bleiben zum Teil in Abhängigkeit zum Beispiel der Viskosität des Schlammes zu einem erheblichen Anteil im Schlamm und werden in die nachfolgende Stufe „mitgerissen“ (Übersättigung).

Auf Grundlage der oben angegebenen Löslichkeiten bei Atmosphärendruck und einem Methangehalt von 60 % im Faulgas verlassen prozessbedingt rechnerisch 0,01 kg bis 0,03 kg CH₄ mit jedem m³ Schlammumsatz (Faulbehälter Höhe = 10 m bis 30 m) den Faulbehälter über den Ablauf. Das Emis-sionspotenzial im Ablauf der Faulung beträgt damit rechnerisch für die oben angegebenen Faulbehäl-terhöhen und bei einem angenommenen mittleren täglichen Faulschlammfall von 1 l/(E·d) (Merk-blatt DWA-M 368) **~0,25 kg bis 0,76 kg CO₂e/(E·d)**⁴⁾ ohne Berücksichtigung der zusätzlich anhaftenden Gasblasen. PARRAVICINI et al. (2016) geben hierfür einen Anteil von < 1 % des in der Faulung produzier-ten Methans an. Am Überlauf von 8 Faulbehältern im Klärwerk Köhlbrandhöft wurde durch Messhau-ben über den Schlamm-taschen die Methan-Emission zu 240 m³/d ermittelt, was ca. 0,3 % der täglich produzierten Methanmenge entspricht (Li 2020).

Messungen haben gezeigt, dass in der Praxis am Austritt der Faulung eine höhere Methanfracht auf-tritt, als sich durch die Löslichkeitsbetrachtung theoretisch ergibt. So wurde in einem 20 m hohen Faulbehälter das 1,4-Fache der theoretisch gelösten Methanmenge gemessen (BMBF-Projekt DiMeR 02WQ1482A). Dies kann auf zusätzliche Gasblasen, welche an der Schlamm-matrix anhaften, zurück-geführt werden, die dann durch Turbulenzen (z. B. Überfallkanten am Faulbehälterablauf) freigesetzt werden.

Weitere Emissionen aus dem Faulprozess können beim Ablassen von Schwimmschlamm und aus Un-dichtigkeiten des bei leichtem Überdruck betriebenen Gassystems entstehen.

Nacheindicker/Schlammstapelbehälter

In Nacheindickern oder Schlammstapelbehältern kann das aus dem Faulprozess im Schlamm gelöste und an die Matrix anhaftende Methan in die Atmosphäre emittieren. Da ohne gezielte Maßnahmen unter den anaeroben Bedingungen in diesen Becken eine weitergehende Methanbildung stattfinden kann, kann es zu weiteren Methan-Emissionen aus dieser Prozessstufe kommen. Wesentliche Fakto-ren, die die ungezielte Methanbildung beeinflussen, sind die Verweilzeit (längere Verweilzeit führt zu mehr Methanbildung), Temperatur (höhere Temperatur, schnellere Methanbildung) und der Gehalt an leicht abbaubarem CSB (umso geringer, je besser der Stabilisierungsgrad der Faulung ist). Aus letz-terem ergibt sich bei Vernachlässigung des Biomassewachstums rechnerisch ein Restgaspotenzial von 0,35 m³_N Methan je kg CSB_{abgebaut}. Durch Schaffung eines aeroben Milieus, zum Beispiel durch eine

4) Die Methan-Emission der Faulung wird vom Durchsatz der Faulung bestimmt, da in jedem Liter Schlamm Methan gelöst ist. Der Durchsatz wiederum ist abhängig von der Betriebsweise (hoher oder niedriger Feststoffgehalt) und der Schlammproduktion. Die Angabe auf Einwohner (E) oder Einwohnerwerten (EW) ergibt sich durch entsprechende einwohnerspezifische Ansätze der Schlamm-mengen und üblichen Feststoffgehalte und entspricht bei einem Fest-stoffgehaltgehalt von 3 % bis 5 % einer CO₂e-Emission von 8 g bis 5 g CO₂/kg TS. IPCC gibt für die Faulung einen deutlich höheren Wert von 21 g CO₂/kg an – allerdings ohne Hinweis auf den betrachteten Bilanzraum, sodass ver-mutet werden muss, dass in dieser Zahl gegebenenfalls auch die Emissionen der Nacheindicker/Speicher enthalten sind bzw. die Emissionen durch nicht effiziente Gasfassungen. Der Wert wird von der DWA-Arbeitsgruppe als zu hoch angesetzt bewertet.

intermittierende Belüftung des Schlammes im Nacheindicker (siehe 4.3.5), kann dieser Prozess ebenso wie durch eine Kalkung in Anlehnung an das Merkblatt DWA-M 368 zur Stabilisierung unterbunden werden. Diese Maßnahmen können auch Auswirkungen auf das Entwässerungsverhalten haben.

Da gemäß Merkblatt DWA-M 368 (Bild 5) ein Abbau der leicht abbaubaren Stoffe (technischer Faulgrad) bei der Schlammfäulung zwischen 80 % und 90 %⁵⁾ erreicht wird, passieren 10 % bis 20 % der organischen Feststoffe den Faulbehälter nicht abgebaut. Das Restgaspotenzial liegt rechnerisch damit auch bei ordnungsgemäßer Betriebsweise bei ca. 2 l/(E·d) Faulgas, bzw. 1,3 l/(E·d) Methan, die in den der Fäulung nachgeschalteten Einheiten unter anaeroben Bedingungen gebildet und kontinuierlich über freie Oberflächen in die Atmosphäre emittieren können. Bezogen auf den mittleren Faulgasanfall von 20 l_N/(E·d) entspricht dies etwa 10 % oder ca. 8,7 kg CO₂e/(E·a). Inwieweit dieses Potenzial umgesetzt wird, hängt dabei auch von der Temperatur und der Dauer der Schlamm-speicherung ab. Messungen von OSHITA et al. (2014) zeigen mit einer im Nacheindicker vorliegenden CH₄-Konzentration, die 16 % über der theoretischen Löslichkeit von Methan lag, die Relevanz des Nachgaspotenzials für die Reduzierung der THG-Emission aus der Schlammbehandlung. Im Klärwerk Köhlbrandhöft werden seit Abdeckung des Nacheindickers ca. 1.100 m³ CH₄/d zusätzlich der Gasverwertung zugeführt, welche ohne Abdeckung und Verwertung als Treibhausgas emittiert worden wären (SCHÄFER 2020), was 1,6 % der täglichen Gasmenge entspricht. Der Einfluss des Ausfallgrads, der Schlammstruktur (Verschleppung der Gasblasen in Abhängigkeit der Viskosität) sowie der Betriebsweise auf die CH₄-Bildung und -Emissionspotenziale zeigt sich beispielhaft bei Messungen an zwei Kläranlagen in Japan, (OSHITA et al. 2014) mit einem ausgeprägten Unterschied der CH₄-Emissionen zwischen Sommer- und Winterbetrieb (Temperaturabhängigkeit des anaeroben Umsatzes). Die hier genannten beispielhaften Daten zeigen deutlich, wie wichtig anlagenspezifische Messungen zur Abschätzung der direkten THG-Emissionen der einzelnen Anlagen sind (siehe Abschnitt 6).

Schlammmentwässerung

Im Schlamm, der vom Nacheindicker/Stapelbehälter der Schlammmentwässerung zugeführt wird, sind nicht nur gelöste Gase, sondern auch weiterhin kleine Gasblasen enthalten, die an den Feststoffen haften (siehe oben). Erfolgt keine gezielte Unterdrückung der Methanbildung, bzw. eines anaeroben Milieus, kann außerdem bei ausreichenden Aufenthaltszeiten weiterhin Methan gebildet werden. Durch die Änderung der die Löslichkeit beeinflussenden Parameter (z. B. Temperatur, Druck) und Turbulenz (z. B. in Zentrifugen) kann dieses, in die nachfolgenden Prozessstufen mitgeführte Methan, in die umgebende Atmosphäre zum Beispiel des Entwässerungsgebäudes entgasen. Es wird an dieser Stelle ausdrücklich darauf hingewiesen, dass stationäre Gaswarnanlagen für die Arbeitssicherheit auf Kläranlagen bisher in Entwässerungsanlagen jedoch keine Methankonzentrationen erfasst haben, welche zu einer explosionsfähigen Atmosphäre führen würden (Ex-Schutz nach siehe Beispielsammlung DGV R 113-001 ist zu berücksichtigen).

Schlamm-lagerung und -speicherung

Zunächst ist zu unterscheiden, ob es sich um Faulschlämme oder gemeinsam aerob stabilisierte Schlämme handelt.

- In Abhängigkeit vom technischen Ausfallgrad der Schlammfäulung und der Lagerzeit können bei der **Faulschlamm-lagerung** noch bis zu 15 kg CO₂-Äquivalente/(E·a) emittiert werden (Quelle: DWA 2020). Das entspricht einem Methanbildungspotenzial von 576 g CH₄/(E·a). Für die Methan-Emissionen aus der Lagerung und Entwässerung von ausgefaultem Schlamm wird von PARRAVICINI et al. (2016) ein Bereich von 2 % bis 4,5 % der Methanproduktion angegeben.
- Auch bei ordnungsgemäßigem Betrieb enthalten gemeinsam aerob stabilisierte Schlämme mit ca. 11 g oTM/(E·d) mehr leicht abbaubare Stoffe im Vergleich zu Faulschlamm (ca. 4 g oTM/(E·d) im Faulschlamm), es sei denn, das aerobe Schlammalter beträgt weit über 30 d (DWA 2020). Werden die Schlämme über einen längeren Zeitraum gelagert bzw. gespeichert, so kann sich ein anaerobes Milieu einstellen, welches Methanbildung begünstigt. Bei der Lagerung bzw. Speicherung von

5) Zukünftig wird ein technischer Faulgrad > 90 % und damit ein sinkendes Nachmethanisierungspotenzial erwartet, da insbesondere im 2-stufigen Betrieb von Fäulungsanlagen ein höherer technischer Abbaugrad (> 90 %) möglich ist. Es ist davon auszugehen, dass dieser zukünftig als Zielgröße anzusetzen ist. Das entsprechende Merkblatt DWA-M 368 wird derzeit überarbeitet.

aerob stabilisierten Schlämmen kann so Methan entstehen und emittieren. Das Emissionspotenzial liegt daher deutlich über den aus dem Betrieb einer ordnungsgemäß betriebenen Faulungsanlage zu erwartenden Methan-Emissionen. Aus der Lagerung nur ungenügend stabilisierter Schlämme können entsprechend dem höheren Anteil an Organik, höhere Methan-Emissionen entstehen. Zur Reduzierung dieser Emissionen ist die Bildung eines für die Methanbildung notwendigen Milieus zu vermeiden.⁶⁾

Pflanzenbeete

Flüssiger, bedingt aerob stabilisierter Überschussschlamm wird in eines von mehreren mit Schilf bewachsenen Schlammbeeten geleitet, in denen er mehrere Jahre gespeichert wird, bis das Beet geräumt wird. Zur Sicherstellung der Mindestverweilzeit werden zwei oder mehr Beete benötigt, die rotierend beschickt und geräumt werden. Der Klärschlamm wird weiter stabilisiert, eingedickt und teilweise entwässert. Über die Wurzeln des Schilfs wird Sauerstoff eingetragen, sodass der Schlamm weitgehend aerob bleibt. Es ist aber davon auszugehen, dass zumindest in Teilen auch ein anaerobes Milieu mit Methanbildung besteht (Analogie zum Reisfeld). Messungen zur Einordnung der Größenordnung des gebildeten Methans liegen nicht vor.

BHKW

Auch bei der Gasverwertung entstehen prozessbedingte Methan-Emissionen: BHKW-Motoren arbeiten nach dem Vier-Takt-Prinzip. Dabei sind zum Gasaustausch für eine kurze Zeit beim Übergang vom vierten (Ausstoßen) in den ersten (Ansaugen) Takt sowohl das Einlass- als auch das Auslassventil (teilweise) geöffnet. Durch diese Überschneidung können unter Umständen geringe Mengen unverbrannten Faulgases in den Abgasstrom gelangen. Ottomotoren haben dabei einen Methanschluß im Bereich von 1 % bis 2 %⁷⁾, Zündstrahlmotoren (sind für Faulgas nicht relevant) liegen höher in der Größenordnung von 2 % bis 3 %. Mikrogasturbinen (typische Leistungsklasse von 30 kW bis 65 kW) können dagegen einen Methanschluß < 1 % erreichen (STMWI 2016).

Die Gaszusammensetzung, Brennraumtemperatur (Gasfeuchte), Brennraumgestaltung und Betriebsweise beeinflussen die Verbrennungsvorgänge. Bei hohen Sauerstoffkonzentrationen (Magerbetrieb), welche für die Reduktion der NO_x-Bildung bei hohen Temperaturen notwendig sind, steigt der Methanschluß. Neben der Betriebsweise hat auch die Aggregateleistung einen Einfluss auf den Methanschluß. So hat sich bei Messungen im Betrieb gezeigt, dass unter Volllast in der Regel weniger Methan über das Abgas emittiert wird als bei Teillastbetrieb. Bei Mikrogasturbinen ist dieser Effekt sehr stark ausgeprägt und kann zu einem Anstieg bis auf > 5 % im 60 %-Teillastbetrieb führen (STMWI 2016).

Fackel

Gasfackeln werden auf Kläranlagen in der Regel als Notfalleinrichtung installiert und sind dementsprechend selten in Betrieb. Methan-Emissionen durch unverbranntes Faulgas können unter Umständen durch Fehler bei der Zündung der Flamme entstehen. Um dies zu vermeiden, sind in den entsprechenden Regelwerken wie dem DWA-M 305 „Gasfackeln auf Biogasanlagen“ eine automatische Zündung und Flammenüberwachung vorgeschrieben. Relevante Methan-Emissionen durch Gasfackeln können somit ausgeschlossen werden.

6) Ebenso wie bei der Faulung ist der ordnungsgemäße Betrieb Voraussetzung für eine ausreichende Stabilisierung. Dazu zählen ein ausreichendes aerobes Schlammalter > 20 d sowie ein Gesamtschlammalter im Bemessungsfall von mindestens 25 d (Arbeitsblatt DWA A-131). Die Reduzierung der O₂-Konzentration zum Beispiel mit dem Ziel der Energieeinsparung für die Belüftung führt neben einem höheren Restgaspotenzial und damit Emissionspotenzial des Überschussschlammes aufgrund ungenügender Stabilisierung, in der Regel zu einer schlechteren Entwässerbarkeit und damit erhöhten Entsorgungskosten. Als Kriterium für aerobe Zonen wird empfohlen, eine Mindest-Sauerstoffkonzentration ≥ 1,5 mg/l einzuhalten.

7) WILLIAMS, A.; WATT COMMITTEE ON ENERGY (1994): Methane emissions. Watt Committee on Energy, London: gibt zum Beispiel einen Schlupfverlust von 1,5 % an.

Fazit Methan-Emissionen aus der Schlammbehandlung und -lagerung

Über Massenbilanzen für die verschiedenen Verfahrensstufen konnte gezeigt werden, dass Methan-Emissionen aus Kläranlagen im Bereich der anaeroben Faulung von Primär- und Sekundärschlamm in relevanter Höhe entstehen können.

Messwerte der methanbürtigen CO₂e-Emissionen liegen zurzeit aufgrund der von der Auslegungsgröße der Abwasserbehandlungsanlage unabhängigen Entstehung und den vielfältigen individuellen technischen Ausführungen in einer nicht unerheblichen Bandbreite vor, deren Bezugsgröße „Einwohner“ nicht geeignet ist für eine Abschätzung der CO₂e-Emissionen im Rahmen einer Anlagenbilanz. So gibt SCHAUM (2016) für den Gesamtbereich der Faulung (Faulung, Eindicker/Stapelbehälter, BHKW) zum Beispiel eine Spanne von 65 g bis 281 g CH₄/(E·a) an (Mittelwert: 162 g ± 87 g CH₄/(E·a)). GÄRTNER et al. (2017) erhebt die Methan-Emissionen über die Gesamtanlage (also inklusive kanalbürtiger Ausgasungen im Zulaufbereich oder Schlamm Lagerplätzen) und liegt damit mit 375 g CH₄/(E·a) (entspricht 9,75 kg CO₂e/(E·a)) erwartungsgemäß über den Werten der Schlammbehandlung (additiv ermittelt). Ausgehend von dem Median des Gesamtstromverbrauchs von Kläranlagen mit anaerober Schlammstabilisierung in Höhe von ca. 32 kWh/(E·a) (Arbeitsblatt DWA A-216) (entspricht mit 0,6 g CO₂e/kWh ca. 19,2 kg CO₂e/a) betragen die in den Untersuchungen von GÄRTNER et al. (2017) gemessenen CH₄-Emissionen ca. 50 % der indirekten Emissionen aus dem Stromverbrauch. Auf Anlagen mit einer Faulung ist der Anteil der zurzeit konstant und verfahrensbedingt auftretenden CH₄-Emissionen an der Gesamt- CO₂e-Emission damit nicht zu vernachlässigen, während bei der Lagerung der Schlämme aerob stabilisierende Anlagen ein erhebliches Emissionspotenzial zu beachten haben.

Erst nach Erarbeitung von einheitlichen technischen Standards können aus Messdaten einzelner Anlagen allgemeingültige Kennzahlen abgeleitet werden. Bis dahin werden Betreiber zur zahlenmäßigen Bewertung ihrer Anlage einordnende Messungen vornehmen müssen. Auch die in Tabelle 2 angegebenen Kennzahlen für Methan-Emissionen für die verschiedenen Verfahrensstufen nach IPCC werden durch die DWA-Arbeitsgruppe nicht als geeignet zur Abschätzung der Methan-Emission in der Schlammbehandlung bewertet.

Es wäre hilfreich, wenn zur Orientierung Messungen an in Hinsicht auf die THG-Emissionen optimierten großtechnischen Verfahrensstufen erfolgen und mit Angabe des rechnerisch ermittelten maximalen Methan-Emissionspotenzials veröffentlicht würden. Dann könnte anhand dieser Angaben eine Einordnung der eigenen Anlage erfolgen. Eine solche systematische Erhebung ist den Autoren zum jetzigen Zeitpunkt jedoch nicht bekannt.

Tabelle 2: Methan-Emissionen unterschiedlicher Verfahrensstufen der Schlammbehandlung nach IPCC (2001) – nicht empfohlen zur Abschätzung der anlagenspezifischen CH₄-Emissionen

Verfahrensstufe	Emissionsfaktor CH ₄
Schwerkrafteindicker	1 kg/t TS
Temporäres Rohschlamm Lager	1 kg/t TS
Rohschlamm Lager (3 Monate)	36 kg/t TS
Mesophil anaerobe Stabilisierung	21,5 kg/t TS
Mechanische Roh-/Faulschlamm entwässerung	1 kg/t TS
Schlamm Lager (entwässert)	0 kg/t TS

4.3.4 Kanal

Eine Methanbildung kann auch in Kanalnetzen auftreten. Insbesondere folgende Bedingungen in kommunalen Kanalsystemen begünstigen eine Methanbildung:

- durch die Bildung von Biofilmen an den Kanalwandungen können die notwendigen hohen Schlammalter erreicht werden,
- es sind leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen (Rohabwasser) in hoher Konzentration verfügbar,
- aufgrund der Sauerstoffzehrung stellt sich ein anaerobes Milieu ein. Durch den fehlenden Luftaustausch und freie Oberfläche sind Druckleitungen besonders prädestiniert.

Die Emission des in Druckleitungen gebildeten Methans erfolgt im Grenzbereich von Abwasser und Atmosphäre, also in den Übergangsbereichen zu drucklosen Abwasserleitungen, in Pumpstationen und in Zulaufbereichen von Abwasserreinigungsanlagen. Online-Messungen (LIU et al. 2015) zeigten große zeitliche und räumliche Schwankungen der Methanproduktion im Kanal. Diese Untersuchungen ergaben auch, dass im Kanal keine signifikanten Senken für Methan vorhanden sind, sodass einmal gebildetes Methan relativ sicher zu einer THG-Emission, entweder in Schächten oder Pumpstationen des Kanalsystems oder aber im Einlaufbereich der Kläranlage, führt.

Untersuchungen in Australien an einer Druckleitung mit Verweilzeiten zwischen 1,5 h und 6 h ergaben spezifische Methanbildungsraten von $1,2 \text{ g CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. FOLEY et al. (2009) stellen dabei einen empirischen Zusammenhang zwischen der spezifischen Biofilmoberfläche und der hydraulischen Verweilzeit fest. Die Messungen in Pumpensämpfen der kommunalen Kanalsysteme ergaben durchgehende Methankonzentrationen von $1 \text{ mg CH}_4/\text{l}$ bis $2 \text{ mg CH}_4/\text{l}$. Bezogen auf die CSB-Fracht im Rohabwasser geben DAELMAN et al. (2012) aus Messungen an den Zuläufen dreier niederländischer Kläranlagen Methan-Emissionen von $0,0035 \text{ kg}$ bis $0,0067 \text{ kg CH}_4/\text{kg CSB an}$.

Kann sich ein ausreichend starker Biofilm ausbilden, so ist auch eine Methanbildung in Freigefälleleitungen möglich. Bei Messungen im Rahmen einer Masterarbeit am Einlauf der Kläranlage Sjölanda, in Malmö, Schweden (550.000 EW), und an verschiedenen Schächten im Kanalsystem der Stadt, das teilweise als Trenn- und zu anderen Teilen als Mischkanalisation betrieben wird, wurde von ISGREN & MARTENSSEN (2013) für Druckleitungen eine 10-fach höhere durchschnittliche CH_4 -Bildungsrate gegenüber der Bildung in Freigefälleleitungen ermittelt. Durch eine geeignete Druckluftspülung von Abwassertransportleitungen (siehe Arbeitsblatt DWA-A 120-2) zur Vermeidung langer Durchflusszeiten und zum Erreichen hoher Spülgeschwindigkeiten, kann die Bildung von H_2S und Methan verhindert oder zumindest weitgehend vermieden werden.

Alle hier genannten Werte sind von verschiedenen spezifischen Vor-Ort-Faktoren stark beeinflusst, insbesondere die Abwasserzusammensetzung (z. B. Anteil Industrieabwasser mit leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen), die Temperatur und die Kanalbewirtschaftung spielen eine wichtige Rolle (GWRC 2011). Da die THG-Emissionen stark kanalnetzspezifisch sind, sind für eine individuelle Quantifizierung derzeit in jedem Fall sowohl örtlich, als auch zeitliche breit angelegte Messungen notwendig. Mit zunehmender Datendichte (z. B. durch vermehrte Online-Messungen) wird sich zukünftig ein besseres Verständnis der im Kanal stattfindenden Prozesse der THG-Emissionen ergeben. Betreibern wird empfohlen, laufende Messprogramme im Kanal zu H_2S um Methan zu ergänzen, um so für einzelne Kanalstränge spezifische Bildungsraten bei Auftreten anaerober Bedingungen ableiten und gegebenenfalls in Kanalsimulationen mit berechnen und damit bewerten zu können.

4.3.5 Abwasserreinigung

In der kommunalen Abwasserreinigung in Deutschland spielen anaerobe Verfahren zur CSB-Elimination im Hauptstrom keine Rolle. Bei den an verschiedenen Stellen des Abwasserpfads gemessenen Methan-Emissionen handelt es sich in der Regel um im Kanal gebildetes Methan, das bei Kontakt mit der Atmosphäre (Partialdruck quasi Null) ausgast. Dieser Vorgang wird durch eine große

Gasaustauschfläche begünstigt, welches in turbulenten Bereichen (z. B. Einlaufbauwerk) und in Bereichen mit Belüftung in der Regel auftritt (Sandfang, Belebung). Es ist davon auszugehen, dass bereits vor dem Eintritt in die Belebung das Methan weitestgehend entgast ist. Noch vorhandene Restkonzentrationen werden gegebenenfalls in der Belebung gestrippt (Nitrifikation) oder als C-Quelle veratmet (aerober Umsatz und Denitrifikation).

Auch wenn es nicht die Regel ist, können an verschiedenen Orten der Abwasserreinigung die Bedingungen für einen anaeroben Umsatz und somit eine Methanbildung erfüllt sein, sodass hier kurz die verschiedenen Stufen auf ihr Bildungspotenzial hin bewertet werden:

- Einlaufbauwerk: Aufgrund der kurzen Verweilzeiten des Abwassers ist eine Methanbildung in Einlaufbauwerken unwahrscheinlich. Methan-Emissionen die hier gemessen werden, wurden in der Regel im Kanalsystem gebildet.
- In Vorklärbecken ermittelten ISGREN & MARTENSSEN (2013) eine durchschnittliche CH_4 -Konzentration (lediglich aus drei Proben) im Vorklärbecken der Kläranlage Sjölanda von $0,83 \text{ mg CH}_4/\text{l}$. Die CH_4 -Konzentration lag damit höher als im Einlaufbereich der KA, sodass hier durch die Autoren eine Methanbildung in der Vorklärung vermutet wird. Die geringe Probenzahl ist hier jedoch zu beachten. Aufgrund der geringen Schlammaufenthaltszeiten ist die Ausbildung der für die Methanbildung benötigten Biozönose eher unwahrscheinlich.
- In un- oder teilbelüfteten Misch- und Ausgleichbecken, wie sie zum Beispiel für industrielle Industrieleiter häufig angeordnet werden, kann ein hohes Emissionspotenzial bestehen, da industrielle Abwässer häufig hohe Konzentrationen an leicht abbaubaren CSB enthalten. Die Bildung von Bio-Filmen und Schlammablagerungen in den Speicherbecken können dabei die Umsetzung begünstigen.
- In der Belebung herrschen in der Regel ausreichend aerobe Bedingungen vor oder Sauerstoff ist in gebundener Form (Nitrat) vorhanden, sodass die Belebung eher als Senke für Methan gewertet werden kann (siehe auch 4.3.6).

4.3.6 Technische Maßnahmen zur Vermeidung und Reduzierung

Anders als beim Lachgas, für dessen Emissionspotenzial sehr stark anlagenspezifische Randbedingungen zu berücksichtigen sind, lässt sich für die Schlammbehandlung von Kläranlagen ein relativ stabiles und dauerhaftes Methan-Emissionspotenzial feststellen (siehe 4.3.3). Die tatsächlichen Methan-Emissionen können dabei durch eine entsprechende Ausrüstung und Betriebsweise der Schlamm-schiene maßgebend beeinflusst und gegenüber den Potenzialen deutlich reduziert werden.

Grundsätzlich kann eine unerwünschte **Methanproduktion** durch die gezielte Vermeidung der für methanogene Bakterien förderlichen Milieubedingungen:

- leicht abbaubare organische Kohlenstoffverbindungen,
- Abwesenheit von Sauerstoff,
- hoher Ausfallgrad bzw. lange Verweilzeiten in der Faulung,
- lange Aufenthaltszeiten in Schlammstapelbehältern mit langsamer Abkühlung

eingedämmt werden.

Zur Vermeidung einer **ungezielten Abgabe** des gebildeten Methans sind gezielte Entgasungspunkte vorzusehen, an denen das Methan aufgefangen und einer Nutzung bzw. schadfreien Ableitung zugeführt werden kann. Für bekannte Emissionspunkte werden nachfolgend Hinweise gegeben, wie diesen begegnet werden kann.

Die Verminderungspotenziale stellen sich folgendermaßen dar:

- Die Emissionen unmittelbar am Faulbehälterablauf können durch gezielte technische Maßnahmen bei der Gestaltung von Schlammfalle und -überlauf (z. B. Vermeidung von offenen Schächten o. a.) gesenkt werden (siehe Merkblatt DWA-M 368). Ebenfalls kann bei einer Vielzahl von Faulbehältern der Ablauf aus dem oberen Schlammbereich erfolgen, um die gelöste Methanmenge zu reduzieren. Zur Sicherstellung des Sandaustrags sollte diese Fahrweise allerdings nicht ausschließlich erfolgen. Das Ausgasen wird durch die Mischungsrichtung innerhalb des Faulbehälters und damit auch der Transportrichtung von Gasblasen beeinflusst.
- Weiterhin ist es möglich, Ausgasungsprozesse am Schlammüberlauf der Faulung gezielt zu forcieren, bei gleichzeitiger Fassung und Verwertung, bzw. Vernichtung des Gases (z. B. in Unterdruckentgasungsanlagen). Diese Maßnahme stellt auch eine Möglichkeit zur Nachrüstung von Bestandsanlagen dar, ist aber mit nicht geringem Installationsaufwand verbunden. Mit einer Unterdruckentgasung können im Schlammstrom enthaltene Gase weitgehend entfernt werden. Nebeneffekt ist, dass neben der eher geringen Menge CH_4 viel CO_2 ausgetragen wird, was zu einer Anhebung des pH-Werts führt, wodurch die nachfolgende Konditionierung und Entwässerung des Faulschlammes verbessert wird (induzierte P-Fällung). Außerdem wird gelöstes H_2S ausgetragen bzw. durch die pH-Wertverschiebung in nicht flüchtiges HS^- (Hydrosulfid-Anion) umgewandelt, wodurch Geruchsemission und Korrosion in den nachfolgenden Stufen (Entwässerung) vermindert werden.
- Sind zwei oder mehr Faulbehälter auf einer Kläranlage vorhanden, kann der Wirkungsgrad der Faulung und damit eine Reduktion des Restgaspotenzials in nachfolgenden Stufen (Nacheindicker, Schlammfallebehälter) durch den zweistufigen Betrieb von Faulbehältern erreicht werden. Der Aufwand für notwendige Umbaumaßnahmen im Rohrleitungssystem hält sich dabei oft in Grenzen. Anlagen mit einer zweistufigen Faulung sind mit Blick auf die Stabilisierung leistungsfähiger, sie erreichen meist einen technischen Abbaugrad von über 90 %.
- Nacheindicker dienen zugleich als Vorlagebehälter für die weitere Schlammbehandlung (z. B. die Entwässerung). Nacheindicker/Speicherbehälter können beim Neubau konstruktiv so ausgebildet werden, dass sie gasdicht sind. Nachrüstungen bestehender Anlagen mit Abdeckungen sind unter günstigen Randbedingungen gegebenenfalls möglich (z. B. Rundbecken; ausreichend breite Beckenkante...). Die bei der Schlammabnahme erforderliche zurückströmende Gasmenge ist bei der Planung zu berücksichtigen (Auslegung des Faulgassystems inkl. Gasspeicher/-volumen). Durch die Kombination mit einer Unterdruckentgasung im Anlauf des Behälters kann gelöstes und an die Schlammfalle anhaftendes Methan zurückgewonnen und die Emission so reduziert werden. Bei der Nachrüstung bestehender Behälter ist auch zu berücksichtigen, dass die Gasatmosphäre korrosiv ist.
- Eine Alternative ist die Installation einer grobblasigen kurzzeitigen Belüftung von Nacheindickern und Speicherbehältern. Hierdurch wird ein weiterer anaerober Abbau (Nachgasung) effektiv verhindert. Die Behälter können gegebenenfalls offen ausgeführt werden. Die Atmosphäre ist weniger korrosiv, da eine weitere H_2S -Bildung unterbunden, bzw. vorhandenes H_2S in Teilen oxidiert wird. Durch die Belüftung kann allerdings die Nacheindickung beeinträchtigt werden, auch ein Auftreten von Schaumbildung ist möglich. Hier sind in Abstimmung mit dem Bewirtschaftungsregime der Faulung und den Substraten geeignete Belüftungsregelungen zu finden. Verfahrensumsetzungen finden bereits erfolgreich Anwendung. Die Investition ist geringer als die Installation einer Unterdruckentgasung, aber es entstehen (geringe) Betriebskosten für die Belüftung; weiteres Faulgas wird nicht gewonnen. Weiterhin kann es bei der Lagerung wieder zu einer Reaktivierung mit entsprechender Methanbildung kommen. Durch die kurzzeitige, gezielte Luftzufuhr ist im Falle einer Abdeckung eine individuelle Gefährdungsbeurteilung hinsichtlich des Ex-Schutzes erforderlich. Durch die Kombination mit einer Unterdruckentgasung im Anlauf des Behälters kann gelöstes und an die Schlammfalle anhaftendes Methan zurückgewonnen und die Emission so reduziert werden.
- Die oben genannten Maßnahmen für Faulschlamm gelten prinzipiell auch für die Lagerung aerob stabilisierter Schlämme. Zur Vermeidung einer ungewollten Methanbildung könnte eine Lösung darin bestehen, den Überschussschlamm in einem getrennten Becken bis zur Stabilisierung weiter zu belüften. Da er mit etwa der doppelten Konzentration des belebten Schlammes abgezogen

wird, würde das erforderliche Volumen der Becken oder Behälter für die Weiterbelüftung nur ca. 50 % im Vergleich zu einer entsprechenden Stabilisierung im Belebungsbecken betragen.

- Wenn Klärschlämme weiterhin bodenbezogen verwertet werden dürfen, kann auch eine Nachstabilisierung mit Kalk zielführend sein. Landwirte verwerten gerne gekalkte Klärschlämme auf sauren Böden. Es handelt sich hierbei um eine Stabilisierung durch Erhöhung des pH-Werts auf > 12 , welche einen biologischen Abbau während der Speicherung oder Lagerung der so behandelten Klärschlämme verhindert, nicht um einen Abbau der Organik. Während der Speicherung oder Lagerung und nach der bodenbezogenen Verwertung sinkt der pH-Wert durch Karbonatisierung (Reaktion mit CO_2) allmählich ab und es erfolgt eine langsame aerobe Stabilisierung. Eine Kalkbehandlung von Klärschlämmen, die verbrannt werden, ist nicht sinnvoll.
- Zur Vermeidung von CH_4 -Emissionen im Abgasstrom von BHKW-Motoren können Oxydationskatalysatoren eingesetzt werden. Diese sind unter Umständen bei Anlagen, die der 44. BImSchV unterliegen, bereits vorhanden. In Verbindung mit heute häufig eingesetzten Gasreinigungsanlagen können sogenannte Kat-Gifte ausreichend entfernt und damit vertretbare Standzeiten erreicht werden. Bei BImSchV-Anlagen ist durch vorgeschriebene Prüfzyklen die Funktion von Oxidationskatalysatoren ausreichend gewährleistet. Thermische Nachverbrennung im Abgasstrom als Alternative ist demgegenüber technisch deutlich aufwendiger und verursacht zusätzliche Betriebskosten und THG-Emissionen durch den zusätzlichen Gasverbrauch.
- Methan-Emissionen an Gasfackeln lassen sich betrieblich durch entsprechende Wartungs- und Instandsetzungsintervalle reduzieren.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass aufgrund der geringen Mengen und verteilten Anfallstellen eine Verwertung der Methan-Emissionen der der Faulung nachgeschalteten Verfahrensstufen technisch möglich, aber aufwendig ist. Wenn die Schlämme gut ausgefault sind (z. B. bei einem technischen Abbaugrad in der Faulung von ca. 95 %), ist die weitere Emission von Methan gering. Deshalb ist es im Hinblick auf die Reduzierung entscheidend, den Abbaugrad in der Faulung möglichst weit zu erhöhen. Wenn der technische Abbaugrad bei der Schlammfäulung zum Beispiel 95 % statt 85 % beträgt, ist das Potenzial für eine weitere Emission von Methan in den der Schlammfäulung folgenden Verfahrensstufen (Nacheindicker, Schlammstapelbehälter, Entwässerung) auf ein Drittel vermindert. Die Verbesserung der Effizienz von Schlammfäulungsanlagen ist deshalb vorrangiges Ziel, um Treibhausgasemissionen zu vermindern. Zusätzlich kann hierdurch die Faulgaserzeugung um ca. 10 % gesteigert werden, was zu einer weiteren Reduktion der indirekten CO_2 -Emissionen führt.

Für die Reduzierung von Methan-Emissionen aus dem Wasserpfad gilt grundsätzlich, dass im Fließweg unerwünschte Schlammablagerungen zu vermeiden sind (z. B. wegen ungenügender Durchmischung von Denitrifikationszonen), um die Bildung von anaeroben Milieus und eine damit einhergehende Methanproduktion und -emission zu verhindern. In der Kanalisation ist das Risiko einer Methanbildung in Druckleitungen deutlich höher als in Freigefälleleitungen. Es gibt jedoch Maßnahmen, mit denen auch in Druckleitungen die Methanbildung verringert werden kann. Da anaerobe Milieubedingungen in Druckleitungen schwierig zu vermeiden sind, kann durch regelmäßiges Spülen und gegebenenfalls Molchen das Schlammalter in der Sielhaut reduziert werden, sodass methanogenen Bakterien eine Vermehrung erschwert wird. In Freispiegelleitungen, in denen durch die Fließbewegung des Wassers ständig Sauerstoff eingetragen wird, ist die Gefahr einer Methanbildung gering. Grundsätzlich ist daher auf ein stetiges Sohlengefälle zu achten. Abschnitte, in denen größere Mengen Abwasser für längere Zeit unbewegt stehen, sind nach Möglichkeit durch sorgfältige Auslegung des Rohrleitungssystems, der Pumpenstaffelung und der Betriebsweise (z. B. kurzzeitiger „Zwischenspumpbetrieb“) zu vermeiden. Die Wahl größerer Rohrquerschnitte zur Minimierung der Druckverluste steht hier dem Entstehen von längeren Stagnationsphasen im Trockenwetterfall entgegen. Bei vorhandenen, ungünstigen Verhältnissen kann hier gegebenenfalls ein gezielter Rücklauf von Abwasser aus der Druckleitung in den Pumpensumpf mit anschließendem Pumpvorgang Abhilfe schaffen.

Gezielte Oxidation – Reduzierungsmaßnahmen

Die gefasste Abluft aus Nacheindickern, Schlammspeichern, Entwässerungsgebäuden, Einlaufbauwerken, etc. wird häufig über Biofilter geführt. Von Abfalldeponien ist bekannt, dass in der Rekultivierungsschicht in der Praxis eine Methanoxidation auftritt, die durch einen entsprechenden, konstruktiven Aufbau der Schicht optimiert werden kann. Hieraus entstand die Idee zur gezielteren Oxidation von Methan aus Abfalldeponien in Biofiltern (STREESE & STEGMANN 2003). In zahlreichen Untersuchungen wurden dabei unterschiedliche Schichtungen und Materialien untersucht, die grundsätzlich aber denen eines auch auf Kläranlagen üblichen Abluft-Biofilters entsprechen. Wird also auf der Kläranlage die methanhaltige Abluft, zum Beispiel aus abgedeckten Nacheindickern, einem Biofilter zugeführt, so stellt dieser dementsprechend auch eine potenzielle Senke für Methan dar. Hierzu ist in der Regel aber eine lange Verweilzeit im Biofilter notwendig. Bereiche einer Kläranlage, in denen methanhaltige Abluft gefasst werden kann (z. B. Schlammmentwässerung), welche sich aber aufgrund ihrer Zusammensetzung nicht für die Einspeisung in die Faulgasstrecke eignen, können an Biofiltern angeschlossen werden, in denen eine Oxidation des Methans möglich ist. Hierzu ist in der Regel aber eine lange Verweilzeit im Biofilter notwendig.

Methan kann durch Mikroorganismen auch mittels Sulfat, Nitrat oder Nitrit anoxisch oxidiert werden. WERNER (1993) untersuchte die Nutzung von Methan aus Deponiegas als Kohlenstoffquelle zur Denitrifikation von Deponiesickerwasser. Dabei bestätigte er, dass Methan aerob mikrobiell umgesetzt wird. Wird Methan jedoch als Kohlenstoffquelle bei der Denitrifikation genutzt, müssen sauerstofflimitierte Milieubedingungen ($0 \text{ mg/l} < \text{O}_2 < 0,5 \text{ mg/l}$) vorliegen, damit in einer sich einstellenden Mischkultur methanotropher und methyilotropher Bakterien Methanol als Zwischenprodukt entsteht und dieses dann als Wasserstoffdonator bei der Denitrifikation genutzt werden kann.

Erfolgt eine Oxidation, wird das Treibhausgas CH_4 in CO_2 (bei biogenem Ursprung nicht als anthropogenes THG einzuordnen) umgesetzt.

5 Methoden zur Konzentrationsbestimmung der Gase (N₂O, CH₄)

5.1 Allgemeines

Die Bandbreite vorliegender analytischer Methoden und Bilanzierungskonzepte zur Bestimmung direkter Treibhausgasemissionen ist entsprechend der unterschiedlichen Fragestellungen sehr groß. Vor diesem Hintergrund erscheinen weder eine allgemeine Bewertung der Tauglichkeit noch die Festlegung eines Standardverfahrens zielführend. Vielmehr ist für den Einzelfall zu entscheiden, mit welchem Vorgehen für die jeweilige Fragestellung unter Berücksichtigung der spezifischen Randbedingungen auf der Kläranlage geeignete Informationen ermittelt werden können. Die Aspekte „Methoden zur Konzentrationsbestimmung“ und „Ermittlung der Emission“ werden daher in separaten Abschnitten dargestellt. Dabei erfolgt aufgrund der besonderen Relevanz für Kläranlagen weiterhin eine Fokussierung auf die Ermittlung der Emissionen von CH₄ und N₂O.

Bei den analytischen Methoden kann unterschieden werden zwischen extraktiven Verfahren (Chromatografie, Infrarot-Spektroskopie) und In-situ-Messungen sowie bei Letzteren zwischen Punktmessverfahren (Mikrosensoren) und Fernmessverfahren (FTIR). Die in der Praxis bereits bewährten Methoden sowie zwei derzeit noch auf den Bereich der Forschung beschränkte Technologien werden nachfolgend kurz bezüglich praxisrelevanter Aspekte charakterisiert. Für eine Vertiefung der Grundlagen sei auf die einschlägige Literatur verwiesen. Die Auswahl der für den Einzelfall geeigneten analytischen Methode sowie die Entscheidung, ob Treibhausgaskonzentrationen direkt vor Ort in-situ oder in extrahierten Proben gemessen werden, ist abhängig von der jeweiligen Fragestellung sowie den jeweiligen Randbedingungen (Konzentrationsbereich, Zugänglichkeit der Messstelle, Infrastruktur vor Ort). So wird für hochauflösende Langzeitmessungen eine In-situ-Onlinemessung geeignet sein, während für orientierende Stichproben auch einzelne Probenahmen mit nachfolgender Laboranalytik in Frage kommen. Für den Einsatz vor Ort müssen die Messgeräte zusätzlich den folgenden Anforderungen entsprechen:

- Unempfindlichkeit gegenüber Temperatur- und Druckschwankungen, gegebenenfalls entsprechend kompensiert, und Unempfindlichkeit gegenüber Schwankungen der Gasdichte,
- Unempfindlichkeit gegenüber Feuchtigkeit im Gas, Anordnung einer vorgelagerten Kondensatfalle berücksichtigen,
- Unempfindlichkeit gegenüber Verschmutzungen, Korrosionsbeständigkeit,
- gegebenenfalls EX-Schutz.

5.2 Chromatografische Verfahren

Grundsätzlich ist die Gaschromatografie als gleichzeitiges Mess- und Stofftrennverfahren gut für die Analyse von Gasgemischen geeignet und wird daher häufig für die Analyse von N₂O und CH₄ eingesetzt. Gasproben werden dabei mittels Spritze in einen sogenannten Injektor injiziert und gelangen mittels eines inerten Trägergases auf eine spezifisch beheizte Trennsäule, die mit einer Flüssigkeit oder einem Feststoff gefüllt ist. Die einzelnen Komponenten der Gasprobe durchströmen die Trennsäule aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften unterschiedlich schnell und können daher spezifisch am Detektor am Ausgang der Säule bestimmt werden.

Neuere Entwicklungen haben zu transportablen und weitgehend automatisierten Gaschromatografen geführt, welche in Verbindung mit automatischen Probenehmern auch über längere Zeiträume vor Ort eingesetzt werden können. Zu beachten sind jedoch die aufgrund der hohen Drift regelmäßig notwendige Kalibrierung und die Durchführung von Referenzmessungen. Insgesamt stellt die Gaschromatografie eine bewährte, verhältnismäßig kostengünstige und gut anpassbare Standardmethode zur Messung der in der Abwasserbehandlung relevanten Treibhausgase dar.

Allgemeine Hinweise zur N₂O-Bestimmung

Grundsätzlich ist bei der Zuführung der Gasproben darauf zu achten, dass diese frei von Feuchtigkeit sind (z. B. Kondensatfalle in der Probenzuführung), da Wasser aufgrund der niedrigen Säulentemperatur die Funktion der Trennsäule irreversibel beeinträchtigt und so zu Messfehlern führt.

Störungen werden bei dieser Messmethode vor allem durch die Luftbestandteile O₂, CO₂ und N₂ verursacht. Aufgrund der geringen Unterschiede in der Retentionszeit überschneiden sich vor allem die Peaks von N₂O und CO₂. Bei sehr geringen Lachgaskonzentrationen ist deshalb eine vorherige Abtrennung des Kohlenstoffdioxids erforderlich. Heute werden in der Literatur zur gaschromatografischen Trennung von CO₂ und N₂O meist Methoden beschrieben, bei denen zwei oder drei verschiedene industriell gepackte Trennsäulen verwendet werden. Alternativ ist die Verwendung eines Molekularsiebs bereits bei der Probenahme möglich, an dem N₂O bei Raumtemperatur adsorbiert.

5.3 Infrarot-Spektroskopie (IR)

Auch die Infrarot-Spektroskopie ist eine geeignete Methode zur Bestimmung einzelner Stoffe und deren Konzentration in Gasgemischen. Dabei wird die Gasprobe durch eine IR-Messzelle geschickt und die Absorption von Wärmestrahlung (Infrarotstrahlung) durch die Gasmoleküle gemessen. Gasmoleküle absorbieren selektiv infrarotes Licht stoffspezifischer Wellenlänge. Durch den linearen Zusammenhang zwischen der Strahlungsabsorption und der Konzentration des jeweiligen Stoffes kann über die Absorptionsmessung eine Quantifizierung der Konzentration erfolgen. Die Abschwächung des Infrarotlichts durch Absorption kann mit verschiedenen Detektoren bestimmt werden, für die Messung von Treibhausgasen in der Abwasserbehandlung kommen am häufigsten Nicht Dispersive Infrarot-Spektrometer (NDIR) sowie Fourier-Transformations-Infrarot-Spektrometer (FTIR) zum Einsatz.

Sowohl NDIR- als auch FTIR-Geräte können für die gleichzeitige Online-Bestimmung der Konzentrationen verschiedener Treibhausgase (N₂O, CH₄) direkt vor Ort eingesetzt werden. Beim NDIR-Verfahren müssen dazu mehrere Messzellen kombiniert werden. Die Gasproben werden in der Regel durch eine Probenaufbereitungsstrecke (Erwärmung, Entfeuchtung) zum Messgerät gepumpt. Dies kann für längere Messdauern voll automatisiert erfolgen.

Eine Sonderanwendung stellt die Open-Path-FTIR-Spektroskopie dar. Diese ist als Fernmessverfahren geeignet, die Konzentration von Gaskomponenten über Absorptions-Messstrecken von 20 m bis 500 m zu bestimmen, und bereits zur Messung an Kläranlagen erfolgreich eingesetzt worden (GÄRTNER et al. 2017). Hierzu kommen Multikomponentenmesssysteme zum Einsatz, bei denen FTIR-Spektrometer und IR-Strahlungsquelle separat voneinander an den beiden Enden der Messstrecke aufgestellt werden. Die aufgenommenen Spektren enthalten Informationen über alle in der Messstrecke liegenden, infrarotaktiven Komponenten, sodass eine Gesamtemission der Anlage bestimmt wird. Als weitere, alternativ zur FTIR einsetzbare Fernmessverfahren sind Lidar („*Light detection and ranging*“), UV-DOAS (Differentielle Optische Absorptionsspektrometrie) und TDLAS (Absorptionsspektrometrie mit durchstimmbaren Diodenlasern) zu nennen. Aufgrund der empfindlichen und aufwendigen Messgeräte sind bislang auf Kläranlagen jedoch nur stundenweise Messungen realisierbar. Für „*Ground-based Optical Remote Sensing*“ wie die Tracer Dispersionsmethode (DELRE et al. 2018) hat sich die *Cavity Ring Down Spectroscopy* CRDS für CH₄ und N₂O gut bewährt.

Allgemeine Hinweise zur N₂O-Bestimmung

Das Absorptionsmaximum bei IR-Spektren von Distickstoffmonoxid enthaltenden Gasproben liegt bei etwa 2.200 cm⁻¹. Zu beachten ist, dass der größte Peak von Kohlenstoffdioxid im gleichen Bereich bei etwa 2.300 cm⁻¹ liegt und damit erhebliche Überschneidungen auftreten können. Es besteht allerdings die Möglichkeit, die Querempfindlichkeit zu unterdrücken, indem die zur Messung verwendete IR-Strahlung (Wellenlängenkontinuum) in einem vorgeschalteten Schritt durch CO₂ geleitet und somit der von CO₂ absorbierte Wellenzahlenbereich herausgefiltert wird. Die austretenden IR-Strahlen enthalten also keine Bestandteile mehr, die durch Kohlenstoffdioxid in der zu analysierenden Gasprobe absorbiert werden könnten, sodass mit der Reststrahlung eine N₂O-Messung durchgeführt werden

kann. Bei zu hohen CO_2 -Konzentrationen im Gasgemisch scheint dies allerdings nur eingeschränkt zu funktionieren. Mithilfe elektronischer Messdatenverarbeitung kann bei modernen Spektrometern ein Spektrenvergleich, zum Beispiel mit und ohne CO_2 durchgeführt werden, um Querempfindlichkeiten zu eliminieren. Alternativ kann mit definierten Gasgemischen ein Korrekturfaktor für den Einfluss des CO_2 -Gehalts auf die gemessenen N_2O -Konzentrationen ermittelt werden und bei der Auswertung der Messdaten berücksichtigt werden.

Allgemeine Hinweise zur CH_4 -Bestimmung

Sensoren für die Messung von CH_4 in Gas gibt es für einen Messbereich von 0 % bis 100 %. Durch die Messmethode besteht eine Querempfindlichkeit zu anderen Kohlenwasserstoffen. Aufgrund der Nähe der Referenzwellenlänge zur CO_2 -Absorptionsbande besteht eine gewisse Querempfindlichkeit. Durch eine entsprechende Kalibrierung kann die Querempfindlichkeit minimiert werden.

5.4 Mikrosensoren (amperometrische Messung)

Die Amperometrie basiert auf elektrochemischer Reduktion oder Oxidation eines Analyten an Elektroden, welche bei charakteristischen Spannungen erfolgt. Daher werden amperometrische Sensoren in der Regel getrennt für die einzelnen Parameter entwickelt. Für die Messung von Lachgas sind amperometrische Sensoren in Form von Mikrosensoren üblich, welche bisher überwiegend für Online-Messungen des gelösten N_2O in der Flüssigphase zum Einsatz kommen. Sie können jedoch auch für die Bestimmung der N_2O -Konzentration in Gasen genutzt werden. Essenzielles Merkmal der Sensoren ist eine Ascorbat-Kammer, welche als Wächterkathode zunächst zur selektiven Reduktion von O_2 führt, sodass an der Hauptkathode nur noch das N_2O reduziert wird (ANDERSEN et al. 2001). Zu berücksichtigen sind die starke Temperaturabhängigkeit des Messsignals sowie mögliche Interferenzen durch NO , H_2S und hohe CO_2 -Konzentrationen (im mM-Bereich).

Die heute verfügbaren amperometrischen Mikrosensoren für die Messung von Lachgaskonzentrationen in Flüssigkeiten oder Gasgemischen sind ursprünglich für den Einsatz zur Ermittlung von Konzentrationsverläufen in kleinskaligen Proben, wie zum Beispiel Sedimentproben, entwickelt worden. Aufgrund der Sensibilität der Sensoren und der kurzen Standzeiten wurden diese bis vor wenigen Jahren im Abwasserbereich ausschließlich zu Forschungszwecken eingesetzt. Mittlerweile sind aber auch robustere Modelle verfügbar, die speziell für den dauerhaften Einsatz auf Kläranlagen entwickelt wurden und inzwischen auch bereits mit automatischer Temperaturkompensation erhältlich sind.

Mikrosensoren zur Lachgasmessung werden derzeit nur von einem Anbieter kommerziell vertrieben. Es werden verschiedene Ausführungen von Sensoren und Signalumwandlern für Anwendungen im Labor bzw. zum Einsatz in halb- und großtechnischen Anlagen angeboten, die sich in ihrer Sensitivität bezüglich der Messgröße (max. Messbereich 10^{-7} mol/l bis 0,028 mol/l gelöstes N_2O), ihrer Robustheit gegenüber physikalischen Einwirkungen (garantierte Standzeit 2 bis 4 Monate) sowie beim Wartungsaufwand (Kalibrierung je nach Modell täglich bis zweimonatlich) unterscheiden (UNISENSE ENVIRONMENT A/S 2021).

Für die Messung von CH_4 sind bislang nur Mikrosensoren für den Einsatz in reinem Wasser verfügbar (BOULART et al. 2010; CAMILLI & HEMOND 2004).

5.5 Neue, noch nicht etablierte analytische Methoden

5.5.1 Photoakustische Spektroskopie (PAS)

Die photoakustische Spektroskopie ist ein noch junges Verfahren für Messungen in der Abwasserreinigung und daher aktuell noch auf Forschungszwecke beschränkt. Es handelt sich um eine optische Methode, bei der das durch eine Substanz absorbierte Licht in Schallwellen umgewandelt wird. Dieses Prinzip lässt sich mit leichten Modifikationen für Messungen in der Gasphase, aber auch in flüssigen

und festen Proben realisieren. Grundkomponenten der PAS-Messsonden sind ein akustischer Resonator, ein Schallempfänger und eine Lichtquelle, deren Emissionswellenlänge auf eine Absorptionswellenlänge der zu untersuchenden Substanz abgestimmt wird. Die gasförmigen Schlüsselsubstanzen können direkt nacheinander mit einem Sondentyp gemessen werden. Bei dieser Methode werden im Vergleich zur konventionellen Absorptionsspektroskopie Konzentrationsbestimmungen durch Trübungen, Anwesenheit von Schweb- und Aerosolteilchen nicht beeinträchtigt. Die PAS zeichnet sich durch hohe Messempfindlichkeit und die kurze Dauer der Messwerterfassung aus.

5.5.2 Raman-Spektroskopie

Die Raman-Spektroskopie eignet sich zur Konzentrationsbestimmung einzelner gasförmiger Komponenten in Gasgemischen aber auch Flüssigkeiten. Das Analyseverfahren beruht auf der spektralen Analyse der Lichtstreuung, bei der unter anderem der unelastische Anteil der Lichtstreuung an Teilchen, die sogenannte Ramanstreuung, identifiziert werden kann. Diese Streuung ist spezifisch für das streuende Atom oder Molekül. Die Vorteile dieser Methode sind: eindeutige Zuordnung von Signalen zu Komponenten, querempfindlichkeitsfreie quantitative Bestimmung von Komponenten bis in den Spurenbereich, keine Anforderungen an die Probengeometrie oder -beschaffenheit. Außerdem sind Wasser und das Vorliegen von Aerosolen nicht störend.

Für die Prozessverfolgung in Brennstoffzellen wurde die Technologie bereits angewendet, aktuell erfolgen erste Einsätze im Bereich der In-line-(Echtzeit-)Überwachung von Biogasanlagen. Insgesamt könnte die Technologie in Zukunft auch für den Abwasserbereich interessant sein, allerdings wäre hier noch eine umfassende Weiterentwicklung und Anpassung notwendig.

Die Einsatzmöglichkeiten der etablierten Messverfahren sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3: Einsatzmöglichkeiten der verschiedenen Messverfahren

		Analyseverfahren			
		GC	IR	Mikrosensor (gas/flüssig)	FTIR
Probenahme-/Messstelle	Stichprobe (siehe 6.2)	X	X	X	
	Gefasste Quelle (siehe 6.3)		X	X	X
	Fernmessung (siehe 6.4)				X
	Messhaube (siehe 6.4)	X	X	X	
	Gas-Stripper (siehe 6.5)	X	X		
	In-situ (flüssig) (siehe 6.5)			X	

6 Ermittlung von Emissionen

6.1 Allgemeines

Während für die Berechnung der indirekten Emissionen auf die Verbräuche wie zum Beispiel Energiebilanzen und Kennwerte aus der Stromerzeugung (je nach Energiequellen) und umfangreiche Datenbanken mit produktbezogenen Sachbilanzdaten zurückgegriffen werden kann, sind die direkten Treibhausgasemissionen aus verschiedenen Gründen schwerer zu quantifizieren:

- Direkte Treibhausgasemissionen fallen nicht konstant an, sondern sind direkt an die dynamischen Prozesse des biologischen Abbaus und die Anlagengestaltung gekoppelt. Damit sind sie stark verfahrens-, betriebs-, belastungs- und anlagenspezifisch.
- Es gibt zahlreiche Einflussfaktoren, die eine gravierende Änderung der Emissionen bewirken können wie zum Beispiel Temperatur, pH-Wert, Druck, Konzentration bestimmter Hemmstoffe.
- Es liegen bisher weder für Lachgas noch für Methan gesicherte Emissionsmodelle vor, da bisher weder für Lachgas- noch für Methan-Emissionen vollumfängliche eindeutige Ursache-Wirkungs-Beziehungen definiert werden konnten. Ferner liegen für eine mittlere allgemeingültige Abschätzung keine Messwerte in ausreichender Dichte vor.
- Lachgas-Emissionen aus biologischen Reinigungsstufen weisen eine ausgeprägte Tages- und Jahresdynamik auf und variieren bedeutend entlang von Abwasserstraßen. Kurzzeitige Messkampagnen sind somit anders als beim Methan nicht ausreichend, um repräsentative Emissionsfaktoren zu erheben.
- Die quantitative Erfassung von gasförmigen Emissionen aus offenen Becken in einer großtechnischen Abwasserreinigungsanlage ist messtechnisch nur schwer realisierbar. Es gibt bisher kein standardisiertes Messkonzept zur Bestimmung dieser Emissionen.

Da die direkten THG-Emissionen anlagen- und betriebsspezifisch einen erheblichen Anteil am CO₂e-Footprint der Abwasserbehandlung haben können, stellt die messtechnische Überprüfung der Emissionswerte der eigenen Anlage eine wichtige Basisinformation für den Betreiber dar, die individuell erhoben werden muss. In den nachfolgenden Abschnitten erfolgt hierzu eine Beschreibung der verschiedenen Untersuchungsmethoden und Berechnungen. Außerdem werden Hinweise zur Datenauswertung (Bilanzierung, Bewertung) gegeben. Im Gegensatz zum Lachgas kann der Großteil der Methan-Emissionen auf der Kläranlage aufgrund der kontinuierlichen, gezielten Bildung in der Faulung und die Konzentrationsmessung im Faulgas und den in der Regel nicht stattfindenden Abbau über die Gasgesetze abgeschätzt und mit kurzzeitigen Messkampagnen ergänzt werden. Daher liegt der Schwerpunkt der nachfolgenden Erläuterungen auf der Durchführung von Messungen zur Emissionsbestimmung von Lachgas aus biologischen Stufen.

6.2 Allgemeines Vorgehen bei der Emissionsabschätzung

Ziel der Messung von Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen ist es, die für die einzelne Anlage relevanten direkten Emissionen zu quantifizieren und zu lokalisieren. Wie bei allen Emissionsabschätzungen wird dazu

- die Konzentration des betrachteten Stoffs in einem lokal definierten Volumen analytisch bestimmt und
- die Emission durch Multiplikation mit dem den Bilanzraum in einer definierten Zeitspanne verlassenden Volumenstrom berechnet (hier als N₂O und CH₄, meist noch umgerechnet als CO₂-Äquivalent durch Multiplikation mit dem GWP des betrachteten Gases).

Bei abgedeckten Becken mit gefasstem Abluftstrom können die Gesamtemissionen direkt als Produkt aus im Abluftstrom gemessener Konzentration und Abluftvolumenstrom berechnet werden (siehe 6.3).

Bei offenen, druckbelüfteten Becken erfolgt die Berechnung aus an definierten Punkten gemessenen Konzentrationen und dem am Messpunkt repräsentativen Luftvolumenstrom (siehe 6.4.3) unter Berücksichtigung der lokalen Verhältnisse. Dabei ist für die Volumenstromabschätzung ein möglichst hoher Detaillierungsgrad zu wählen, welcher der räumlichen Auflösung der Konzentrationsmessungen entspricht (z. B. Luftvolumenstrom einzelner Belüfterfelder und entsprechend positionierte Gashauben mit IR-Analyzer). Die Ermittlung kann je nach vorhandener Infrastruktur durch Installation von Geräten zur direkten Luftvolumenstrommessung erfolgen oder aus den Leistungsdaten der Gebläse abgeschätzt werden. Bei einigen Varianten der Treibhausgaserfassung mittels Gashauben kann auch der Abluftstrom miterfasst werden.

Bezugsgröße der spezifischen Emission

In allen Fällen wird empfohlen, die Angabe der Bildungs- oder Emissionsrate für N_2O und CH_4 zunächst auf die Gesamtumsatzleistung des jeweiligen Prozesses zu beziehen ($\text{N}_2\text{O}_{\text{emittiert}}/\text{NH}_4\text{,oxidiert}$ oder $\text{N}_2\text{O}_{\text{emittiert}}/\text{NH}_4\text{,eliminiert}$ bzw. $\text{CH}_4\text{,emittiert}/\text{CH}_4\text{,gebildet}$ $\text{CH}_4\text{,emittiert}/\text{CSB}_{\text{umgesetzt}}$). Der Bezug auf die Zulauffrachten ist im Anlagenvergleich dagegen nicht aussagekräftig. So kann sich daraus für Anlagen mit hoher Zulauffracht und eingeschränkter Umsatzleistung ein sehr günstiger N_2O -Emissionsfaktor ergeben, der die Verhältnisse nur unzureichend widerspiegelt. Für die Bilanzierung und Bewertung sind daher neben der THG-Emission die Zulauf- und Ablauffrachten ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, CSB , CH_4) in geeigneter zeitlicher und örtlicher Auflösung zu erheben.

Dauer und Umfang der Messungen

Aufgrund der hohen Unsicherheit der ermittelten Werte – es werden verschiedene Einzelunsicherheiten miteinander multipliziert (Messunsicherheit bei der Konzentrationsbestimmung, Messunsicherheit bei der Abluftmenge) sowie der erheblichen Varianz der Lachgasbildung aufgrund wechselnder Betriebszustände – sollten Emissionen grundsätzlich für längere Betriebszeiträume erhoben und als Tageswerte im Monats- oder Jahresmittel oder für charakteristische Betriebsperioden angegeben werden.

Im Rahmen der Messplanung muss die Messaufgabe detailliert beschrieben werden. Ziel der Messungen kann zum Beispiel sein, einen Emissionsfaktor für den Anlagenbetrieb zu ermitteln, den Zustand höchster Emission zu erfassen oder betriebliche Optimierungsmaßnahmen zur Emissionsminderung zu entwickeln und/oder in ihrer Wirksamkeit zu überprüfen.

Die Messplanung muss an das Ziel der Messungen angepasst werden. So sind unter anderem der Stichprobenumfang, die Messdauer und die zeitliche Lage der Messungen sowie die nachfolgenden Berechnungen aus den gewonnenen Daten im Vorfeld festzulegen. Aufgrund der unterschiedlichen Entstehungsorte und Fragestellungen bei der Erfassung von Methan- und Lachgas-Emissionen (siehe Abschnitt 4) ist das Vorgehen bei der Messstrategie unabhängig voneinander zu betrachten und festzulegen:

- I Für die Ermittlung von **N_2O -Gesamtemissionen** wird empfohlen, die Einzelmessungen zu Tagesmittelwerten zu aggregieren, zum Beispiel von 5-min-Intervallen zu Halbstundenwerten. Die Wichtung der Einzelmessungen sollte bei der Aggregation anhand von Tagesgängen der N-Fracht im Zulauf vorgenommen werden. Die Tagesmittelwerte sind für relevante Betriebszustände der Anlage (z. B. Sommer-/Winterbetrieb, Trocken-/Regenwetter, Industrie-/Stoßbelastung etc.) getrennt zu erheben. Abschließend erfolgt die Ermittlung der Jahresemission mit entsprechender Wichtung über die Betriebstage des jeweiligen Lastfalls. Aufgrund der ausgeprägten Tages- und Jahresdynamik der N_2O -Emission sind ausreichend lange Messphasen durchzuführen.
- I Bei der **prozessspezifischen N_2O -Emissionsermittlung** mit dem Ziel der Verfahrensoptimierung ist die Bestimmung der absoluten Emission nicht das primäre Messziel, sondern die Erfassung der relativen Unterschiede in Abhängigkeit des Anlagenbetriebs und wechselnder Prozessgrößen (Temperatur, pH-Wert, Konzentration des gelösten Sauerstoffs und Feststoffgehalt (TS), Schlammbelastung und Umsatzrate). Ausgehend von stichprobenartigen sondierenden Messungen werden gezielt Betriebsstrategien durch Lachgasmessungen begleitet (siehe auch 6.5). Die hierbei ermittelten Daten bieten die Möglichkeit, das Prozessverständnis zu vertiefen und legen damit die Basis für die Modellierung.

- Da die Faulgasbildung und -nutzung als gezielter Prozess der Schlammbehandlung betrieben wird, ergeben sich nur geringfügige Schwankungen im Anfall und die im Faulbehälterkopf erfassten Gasmengen werden standardmäßig aufgenommen (ggf. auch in ihrer Zusammensetzung, zum Beispiel durch stationäre Gasanalysatoren). Die Messdauer zur Erfassung der **CH₄-Gesamtemissionen der Schlammbehandlung** kann sich damit auf kurze Messphasen beschränken. Darüber hinaus können die CH₄-Emissionen in den der Faulung nachgelagerten Behandlungsstufen über die Gasgesetze auch rechnerisch für eine grobe Abschätzung ermittelt werden (wesentlicher Ansatzpunkt ist hierbei die Bestimmung des erreichten Stabilisierungsgrads in der Faulung). Das im Ablauf aus Faulbehältern enthaltene Methan lässt sich durch Methoden zur gezielten Entgasung mit anschließender Konzentrationsbestimmung und Umrechnung über die Gaslöslichkeit (siehe 6.5) bestimmen.
- Ist die **Ablaufleitung eines Faulbehälters** als vertikales Steigrohr, mit einem Abgang zum Überlauf ausgeführt, können gegebenenfalls am oberen Ende des Steigrohres Gasmengenmessungen und Probenahmen zur Gasanalyse im GC durchgeführt werden. So kann der durch die Änderung des hydrostatischen Drucks ausgasende Teil des Methans relativ einfach erfasst werden.
- Die bei der **Schlammmentwässerung emittierte Methanmenge** wird bilanziert (entspricht der Konzentration im Schlamm-/Wassergemisch), indem die Differenz der Methankonzentrationen im zugeführten Schlamm und im abgeführten Schlammwasser bestimmt wird. Die Bestimmung kann analog zur N₂O-Bestimmung in der Wasserphase erfolgen (siehe 6.5).
- Die aus einem **offenen Überlauf** in einen Schacht aus dem Faulbehälter emittierte **Methanmenge** wird gemessen, indem der Schacht gasdicht abgedeckt wird. Das entweichende Faulgas kann durch ein Zählwerk mit geringem Druckverlust geführt werden. Die leichte Erhöhung des Partialdrucks in der Atmosphäre der Schlammtasche wird zu einer Erhöhung der Löslichkeit führen. Dieser Effekt ist gegebenenfalls herauszurechnen. Die gasdichte Abdeckung der Schlammtasche ist in der Regel sehr aufwendig.
- Die Erfassung der ungezielten **Methanbildung und -emission im Kanal** sowie gegebenenfalls auch in der mechanischen und biologischen Stufe der Abwasserreinigung auftretende Emission (siehe 4.3) ist aufgrund der hohen Dynamik (Vielzahl von potenziellen Ausgasungsstellen, stark wechselnde Zustände) kritisch und kaum umfassend möglich. Hier wird empfohlen, im Zusammenhang mit Messungen zu Geruch (ebenfalls meist Folge von anaeroben Systemzuständen bzw. Indikator für Emissionsstellen aus dem Kanalsystem) orientierende THG-Messungen zu ergänzen. Die Emissionen von Kanalbereichen mit konstanten Betriebszuständen (wie z. B. Druckleitungsendpunkte) können mit kurzzeitigen Messungen (als gefasste Quelle) bestimmt werden.

6.3 Emissionsbestimmung bei gefassten Quellen

Emissionen, die über eine definierte Emissionsquelle abgeleitet werden, bezeichnet man als gefasste Emissionen. Auf Kläranlagen sind die meisten Emissionen allerdings diffus (siehe 6.4) und Emissionen aus gefassten Quellen stellen in der Regel einen Sonderfall dar. Dies sind zum Beispiel (gasdicht) abgedeckte Behälter mit zentraler Abluftableitung sowie komplett eingehauste oder unterirdische und mit einer gezielten Abluftfassung ausgestattete Anlagen(-teile). Gefasste Quellen sind dabei gekennzeichnet durch

- eine definierte Ausblasrichtung (gerichtete Strömung),
- zeitlich und räumlich definierte Ableitbedingungen sowie einen
- definierten (messbaren) Volumenstrom.

In diesen Fällen können die Treibhausgasemissionen über die Messung der Gaskonzentrationen und Abluftvolumenströme in den Gasfassungen ermittelt werden.

Eine grundsätzliche Darstellung der Messaufgaben und deren Durchführung findet sich in der DIN EN 15259 „Luftbeschaffenheit – Messung von Emissionen aus stationären Quellen – Anforderungen

an Messstrecken und Messplätze und an die Messaufgabe, den Messplan und den Messbericht“ sowie kurzgefasst in der VDI 3951 „Übersicht über wesentliche Regelungen zur Durchführung von Emissionsmessungen“ und dem Merkblatt DWA-M 264 „Gasdurchflussmessungen auf Abwasserbehandlungsanlagen“. Ziel der Messungen ist, wie auch bei diffusen Quellen, eine repräsentative Erfassung der zu bestimmenden Messgrößen. Neben der Gaskonzentration (Abschnitt 5) ist der Gasvolumenstrom die zweite messtechnisch zu erfassende Größe zur Berechnung der Emissionen.

Im Folgenden werden die Bauarten der üblichen Gasvolumenstrommessgeräte bei gefassten Quellen kurz vorgestellt.

Turbinenradzähler

Turbinenradzähler sind mechanische Durchflussmessgeräte, bei denen das strömende Messgas einen in den Gasstrom eingebrachten Flügel in Rotation versetzt. Durch eine Querschnittsanpassung (Turbine) wird das Messgas beschleunigt. Die Messung bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten reduziert Störeinflüsse in der Anströmung des Flügels und des Geschwindigkeitsprofils. Aus der Umdrehungszahl und der (angenommenen) Geschwindigkeitsverteilung über den Strömungsquerschnitt errechnet sich der Gasvolumenstrom.

Drehkolbenzähler

Beim Drehkolbenzähler greifen, ähnlich einer Drehkolbenpumpe, zwei achtförmige Kolben ineinander. Die Umdrehungen der Kolben werden erfasst und mit dem bekannten Verdrängungsvolumen multipliziert. Drehkolbenzähler sind sehr präzise, jedoch anfällig gegen Feuchtigkeit und Verschmutzungen und erzeugen einen, im Vergleich zu anderen Verfahren, höheren Strömungswiderstand im Messgasstrom.

Balgengaszähler

Der Balgengaszähler ist bekannt aus der Haustechnik. Zwei durch eine Membran voneinander getrennte Kammern werden abwechselnd beschickt und entleert. Die Membranbewegung wird über einen Pleuel auf eine Kurbelwelle übertragen, die ein Zählwerk antreibt. Wie beim Drehkolbenzähler handelt es sich auch beim Balgengaszähler um eine Verdrängungsmessung. Es gelten dieselben Vor- und Nachteile.

Schwebekörperdurchflussmesser

Der Schwebekörperdurchflussmesser, auch Rotameter, besteht aus einem senkrecht stehenden Rohr, das sich innen von unten nach oben konisch erweitert. Die Durchströmung erfolgt aufwärts und hält einen in der Strömung frei beweglichen, meist ebenfalls konischen, Schwebekörper in Schwebelage. Aus der Höhe in dem konischen Rohr, indem sich das Gleichgewicht zwischen Gewichtskraft des Schwebekörpers und Auftriebskraft der Gasströmung einstellt, lässt sich der Gas-Massenstrom ablesen.

Coriolis-Durchflussmessgeräte

Bei Coriolis-Durchflussmessgeräten werden zwei gekrümmte metallische Rohre mittels Aktoren in Schwingungen versetzt. Das durchströmende Gas verändert die Schwingungsfrequenz der Rohre und aus der Phasenverschiebung lässt sich der Massenstrom mit hoher Genauigkeit ableiten.

Thermische Gasmengenmesser

Bei der thermischen oder auch kalorimetrischen Gasmengenmessung wird ein elektrisch beheizter Fühler in den Gasstrom eingebracht. Über die Abkühlung durch das vorbeiströmende Gas kühlt der Fühler ab. Aus dieser Abkühlung wird elektronisch die Strömungsgeschwindigkeit, bzw. über eine angenommene Geschwindigkeitsverteilung um das Messrohr, der Volumenstrom errechnet.

Differenzdruck-Messungen

Bei der Differenzdruck-Messung wird durch den Einbau einer Querschnittsverengung in eine Rohrleitung die Strömungsgeschwindigkeit erhöht, wodurch sich der statische Druck an der Einschnürung verringert. Die Druckdifferenz vor und in der Querschnittsverengung ergibt ein Maß für den Massenstrom.

Ultraschallmessung

Die Ultraschallmessung besteht aus einer Ultraschallquelle und einem -sensor. Für das am Sensor gemessene Signal gibt es verschiedene Auswerteverfahren. Allen gemein ist, dass die Messung nur einen minimalen Druckverlust erzeugt. Die Ultraschallmessung eignet sich auch für feuchtes Biogas.

6.4 Emissionsbestimmung aus diffusen Quellen

6.4.1 Vorbemerkungen

Hauptemissionsort diffuser Quellen sind in der Abwasserwirtschaft offene Wasser-/Schlammoberflächen bzw. nicht gefasste Reaktoröffnungen (z. B. Kanalschacht oder undichte Abdeckungen). Bei durchströmten Oberflächen (z. B. bei belüfteten Becken) kann einer Konzentrationsmessung in der Regel auch ein Volumenstrom zugeordnet werden, eine direkte Bestimmung der Treibhausgasemissionen ist so möglich. Dies ist bei nicht durchströmten Oberflächen (z. B. Eindicker) nicht der Fall, hier muss man den durch Diffusion erzeugten Massenstrom abschätzen, zum Beispiel über den volumenbezogenen Stoffübergangskoeffizienten $k_L a$.

Um die Inhomogenität der THG-Emission bei freien Oberflächen messtechnisch zu berücksichtigen, haben in der Abwasserwirtschaft zwei grundsätzlich unterschiedliche Strategien bisher Anwendung gefunden:

- **Erfassung der Emissionen über die Gesamtoberfläche** (siehe 6.4.2): Vorteil des Verfahrens ist die berührungslose Messung, die keine extraktive Probenahme erfordert. Durch die integrale Messung ist die Unsicherheit der Konzentrationsbestimmungen bei örtlich schwankenden Emissionen niedrig. Das Verfahren eignet sich damit insbesondere für die Messung der gasförmigen Emissionen aus großen Becken wie sie an den Verfahrensstufen Nitrifikation, Denitrifikation, Nachklärung auftreten, aber auch für den Einsatz bei der Faulschlammbehandlung.
- **Überführung der diffusen Quelle in gefasste Quellen** (siehe 6.4.3): Da das nur kleinräumig möglich ist (z. B. über Messhauben), ist in diesem Fall eine Auswahl von für den Gasaustausch als auch die Emission repräsentativen Messorten notwendig. Diese Schwäche der Messstrategie (ggf. Vielzahl von Einzelmessungen) kann im Hinblick auf die Zuordnung örtlich unterschiedlicher Systemzustände (z. B. Sauerstoffkonzentrationen) oder Betriebsweisen (z. B. unterschiedliche Schlammbelastungen, Dosierungen) aber auch ein Vorteil sein, da so die Emission den Austrittsorten zugeordnet werden kann.
- Für die Messung des in Wasserströmen gelösten Methans, welches bei Änderungen der physikalischen Randbedingungen ausgasen kann (siehe 4.3.2), eignet sich ebenfalls die Überführung in einen gefassten Raum, aus welchem gezielt eine Probe zur Bestimmung des Methangehalts entnommen werden kann. Es hat anschließend eine Umrechnung der gemessenen Methankonzentration auf die zuvor gelöste zu erfolgen (analog zur N_2O -Bestimmung, siehe 6.5).

Auch wenn nachfolgend die Messmethoden⁸⁾ im Detail beschrieben und in der digitalen Zusatzdatei durch Beispiele hinterlegt werden, sollte aufgrund der Komplexität der Messungen und der zurzeit noch fehlenden Standardisierung die Emissionsbestimmung aus diffusen Quellen nur durch erfahrene Einrichtungen durchgeführt werden.

8) Die DWA-Arbeitsgruppe hat sich entschieden, nur Messverfahren, die sie selber mehrfach verwendet hat, im Merkblatt detaillierter zu beschreiben. Weiterführende Literaturstellen zu alternativen Messkonzepten werden an entsprechender Stelle aufgeführt.

6.4.2 Emissionsbestimmung mit FTIR-Fernmessverfahren

Zur Konzentrationsbestimmung diffus emittierter Gase sind optische Fernmesssysteme besonders in Verbindung mit einem Massenbilanzmodell gut geeignet. So lassen sich beispielsweise mit einem Fourier-Transformations-Infrarot-(FTIR-)Spektrometer im „Open Path“-Modus wegstreckenintegrierte Konzentrationen einer Vielzahl verschiedener Stoffe über eine Strecke von bis zu mehreren hundert Metern gleichzeitig erfassen. Die Berechnung des Volumenstroms erfolgt durch Integration aus parallel ermittelten Winddaten (Windgeschwindigkeit, Windrichtung). Bild 5 zeigt beispielhaft zwei grundsätzliche Möglichkeiten, wie in Abhängigkeit der vorherrschenden Windrichtung sinnvoll Wegstrecken an rechteckigen Becken mit dem „Open Path“-FTIR-Messsystem aufgebaut werden können: Bei Fall A wird das Messsystem so installiert, dass die Messstrecke parallel zur Quelle verläuft. Damit sollte die Messstrecke, auch bei leicht schwankender Windrichtung, den Querschnitt der Abluftfahne möglichst vollständig erfassen. In Fall B erfolgt der Aufbau der Messstrecke diagonal über der Quelle, wodurch lediglich die Emission des halben Beckens bestimmt wird. Durch Multiplikation mit dem Faktor 2 lässt sich dann die Emission des gesamten Beckens berechnen.

Für den Fall, dass die gesamte Verfahrensstufe aus mehreren Einzelbecken besteht, bildet die Messung an einem Becken in beiden Fällen die Grundlage zur Berechnung der Emissionen für die ganze Verfahrensstufe. Zusätzlich sind an jedem Messort die Hintergrundkonzentrationen der zu messenden Emissionen gesondert zu ermitteln. Dafür ist eine Messstrecke so einzurichten, dass bei der vorherrschenden Windrichtung die Kläranlagenemissionen die Messung nicht beeinflussen.

In der praktischen Umsetzung gibt es bei dieser Messung Einschränkungen, da nur bei geeigneten Wetterbedingungen gemessen werden kann, was bei stark (saisonal) variablen Emissionen gegebenenfalls zu bedeutenden Unsicherheiten führen kann. Auch wird das Gasaustauschvolumen je nach Methode nur sehr beschränkt (eindimensional) erfasst, weshalb oft auf turbulente Luftbewegungen nur mit beschränkter Genauigkeit extrapoliert werden kann. Nicht alle „*Ground-based Remote Sensing Methods*“ (Analytik + Modell für Emissionsberechnung) können für belüftete Becken verwendet werden. Zum Beispiel sind mit der „*Inverse Dispersion Modeling Method*“ die Luftbewegungen über belüfteten Becken schwierig zu modellieren. Die „*Mobile Tracer Gas Dispersion Method*“ braucht hingegen kein atmosphärisches Modell.

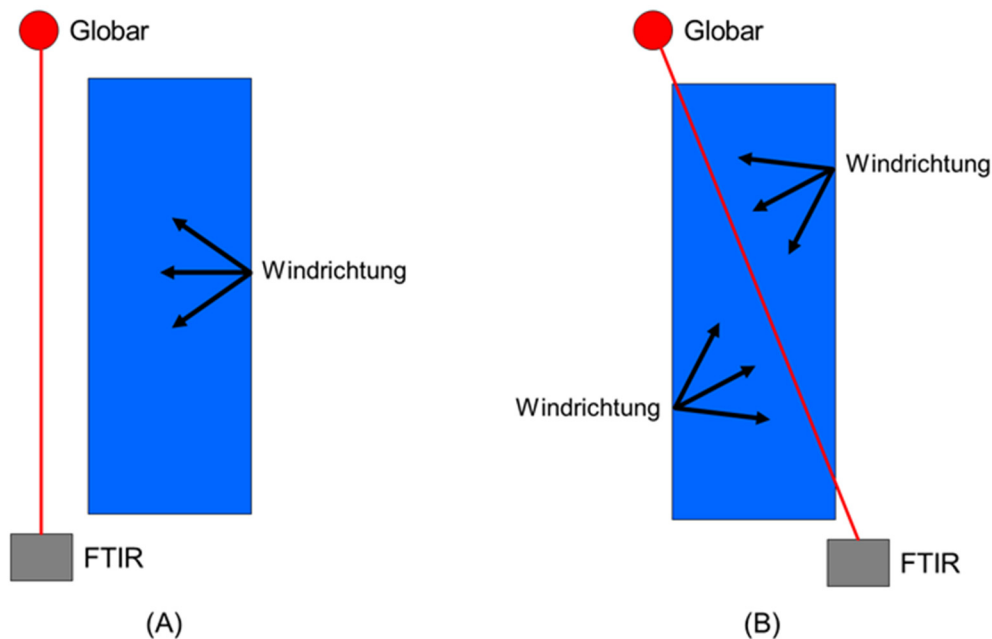


Bild 5: Schematischer Aufbau eines „Open Path“-FTIR-Systems an einer rechteckigen Flächenquelle

Voraussetzung für den sinnvollen Einsatz von „Open Path“-FTIR-Systemen sind geeignete Wetterbedingungen. Es sollten idealerweise eine möglichst konstante Windrichtung und Windgeschwindigkeiten zwischen 2 m/s und 5 m/s vorherrschen. Bei Nebel und starkem Regen sind keine Messungen möglich. Darüber hinaus darf die Messstrecke während der Messungen nicht blockiert und nur kurzzeitig unterbrochen werden.

Berechnung der Treibhausgasemissionen

Bild 6 zeigt die schematische Darstellung der Berechnung der Emissionen für dieses Verfahren. Die Berechnung der Emissionen folgt dem Ansatz, dass die gemessenen Konzentrationen nicht nur Mittelwerte über die Messstrecke repräsentieren, sondern auch Mittelwerte über eine bestimmte Höhe, erfolgt also nach der Massenbilanzmethode gemäß der Gl. (1):

$$Q(t) = c_{xy}(t) \cdot A \cdot v_z(t) \quad (1)$$

mit

$Q(t)$	Massenstrom
$c_{xy}(t)$	Konzentration
A	Messfläche
$v_z(t)$	Windgeschwindigkeit

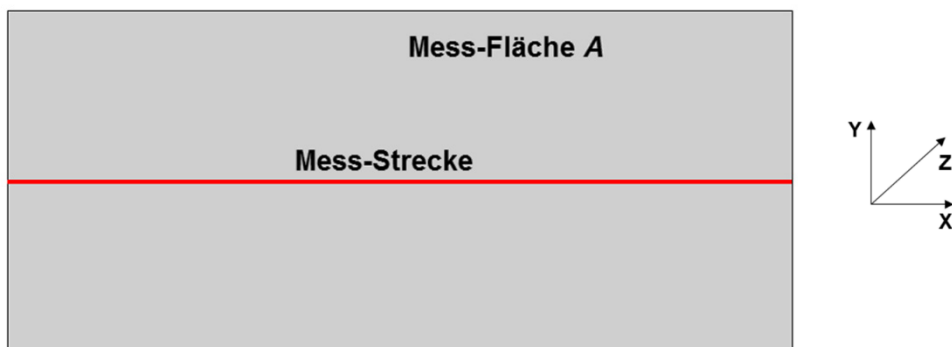


Bild 6: Schematische Darstellung der Berechnung der Emissionen nach (GÄRTNER et al. 2017) mit $Q(t)$ = Massenstrom, $c_{xy}(t)$ = Konzentration, A = Mess-Fläche, $v_z(t)$ = Windgeschwindigkeit

Der Massenstrom Q kann ohne Vorinformationen über die Art und Beschaffenheit der Emissionsquelle bestimmt werden, da lediglich die Konzentrationsverteilung c_{xy} über einer – die Abluftfahne senkrecht schneidende – bekannten Fläche, sowie das Windgeschwindigkeitsprofil bekannt sein müssen.

Eine weitere „Ground-based Remote Sensing“-Methode ist die von (DELRE et al. 2018) beschriebene „Mobile Tracer Gas Dispersion Method“, mit der die DWA-Arbeitsgruppe aber keine eigenen praktischen Erfahrungen hat.

6.4.3 Gastomografie

In der Forschung sind derzeit gastomografische Messsysteme basierend auf stationärer und mobiler Sensorik zum Emissionsmonitoring von Methan auf kommunalen Kläranlagen in der Erprobung (BRAUN 2022). Das Messsystem stellt eine mobile Messstrategie auf Basis eines heterogenen Robotersystems dar, mit der eine Gestalterfassung sowie Vermessung eines spezifischen Gases innerhalb

einer Anlage ermöglicht wird. Ferner erlaubt die algorithmus- und robotergestützte Erfassung gegenüber der manuellen Inspektion eine schnellere Erkundung einer Anlage und kann die Gesamtemissionen einer Anlage oder Anlagenstufe erfassen. Der Einsatz ist vor allen Dingen zielführend für Methan, das an verschiedenen Behältern und Leitungen durch Undichtigkeiten und/oder Schlupfverluste austreten kann. Die Roboter erkunden flächendeckend und identifizieren Leckagen auch an Orten, wo sich aufgrund der Lage zuvor kein Monitoring realisieren ließ, und visualisieren die Ergebnisse entsprechend (Bild 7).

Die Gastomografie basiert im Wesentlichen auf aus unterschiedlichen Sichtwinkeln aufgenommenen, integralen Konzentrationsmessungen, anhand derer eine Rekonstruktion der Gasverteilung erfolgt (vgl. 6.4.2 FTIR-Fernmessverfahren). Durch die Kombination stationärer Sensornetzwerke mit luftgestützten und bodengebundenen Robotersystemen, die mit Reflektoren und/oder Gaskdetektoren ausgestattet sind, ist eine hohe Messgenauigkeit und örtliche Zuordnung möglich. Bei den vom UBA mit diesem System geplanten Messungen werden Open-Path-Gasmesstechniken, basierend auf *Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy* (TDLAS, CH_4 in ppm-m) und In-situ-Gassensorik (CH_4 , ppm), auf Basis von zum Beispiel Infrarot eingesetzt. Dies sind zwei komplementäre Methoden der Gasmessung: Die In-situ-Gassensorik ermöglicht Punktmessungen, wohingegen TDLAS-Sensoren Gaskonzentrationen integral über offene Messstrecken von bis zu 60 m gegen Oberflächen messen. Die In-situ-Gassensorik wird für Referenzmessungen und gegebenenfalls zur Erhöhung der Rekonstruktionsqualität zum Einsatz kommen.

Die zu ermittelnden Emissionsdaten müssen unter Berücksichtigung der Winddaten mittels eines Massebilanzmodells in Emissionsfaktoren überführt werden. Durch die im Vergleich zu anderen Messsystemen günstige Anschaffung und räumlich, wie auch zeitlich flexible Einsetzbarkeit, ohne große Aufbau- und Inbetriebnahmezeiten vor Ort, ist eine deutliche Verbesserung der Datenlage und Repräsentativität erwartbar.

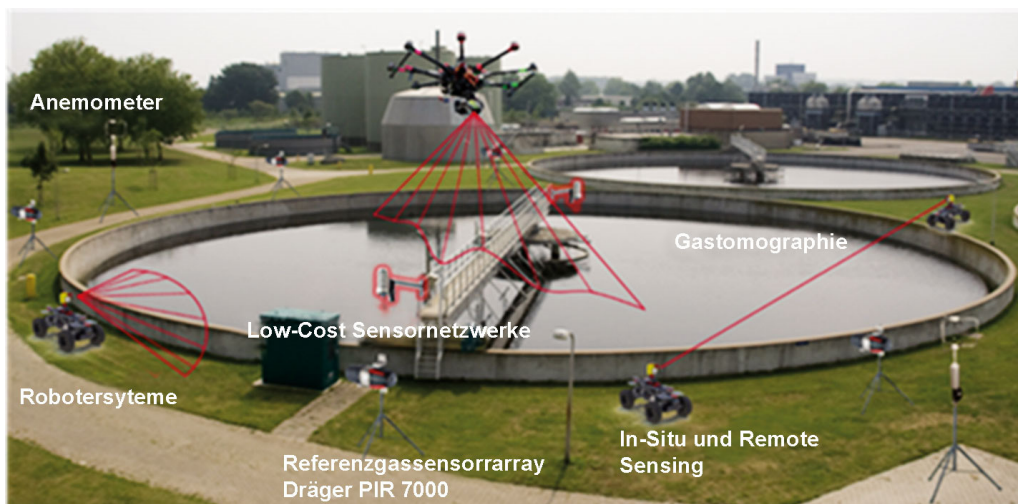


Bild 7: Messstrategie– Zusammenspiel stationäre und mobile Sensorik zur Rekonstruktion der Gasverteilung, unten rechts befindet sich ein Anemometer zur Windmessung (Quelle: BRAUN 2022)

6.4.4 Emissionsbestimmung mittels Messhauben

In Anlehnung an die Emissionsermittlung von gefassten Quellen (siehe 6.3) wurde in verschiedenen Forschungsprojekten der Einsatz von Messhauben zur Erfassung eines definierten Gasvolumens oberhalb des Wasserkörpers entwickelt. Prinzipiell wird bei dieser Messmethode zunächst eine oder mehrere Hauben auf die Emissionsquelle aufgesetzt (in der Regel freie Beckenoberfläche, möglich aber zum Beispiel im Kanal auch die Abdeckung eines gesamten Schachts).

Die Fläche einer einzelnen Haube sollte größer als 1 m^2 sein. Die Haube sollte schwer genug sein, dass auch bei höchstem zu erwartenden Luftvolumenstrom keine Abluft durch Aufschwimmen an der Seite entweicht. Die Haubenhöhe über dem Wasserspiegel sollte hoch genug sein, sodass etwaige Schaumbildung nicht in den Abluftstrom gerät und Messgeräte beschädigen könnte. Bei extremer Schaumbildung kann durch den Aufsatz eines langen Abluftrohrs in U-Form Schaum zurückgehalten werden und das Eindringen von Umgebungsluft in die Haube verhindert werden. Das Haubenvolumen sollte so gering wie möglich sein, um die Aufenthaltszeit des Abluftgases so gering wie möglich zu halten und eine zuverlässige zeitliche Zuordnung von Messwerten zu erreichen. Hierbei ist auch die Transportzeit des Messgases zum Analysator zu beachten. Übliche Haubenhöhen über dem Wasserspiegel bei der Abluftmessung in der Belüftungstechnik betragen 15 cm bis 30 cm.

Konstruktionsvarianten sind in Tabelle 4 dargestellt. Den dort genannten Literaturquellen sind weiterführende Beschreibungen des jeweiligen Messkonzepts zu entnehmen.

Tabelle 4: Messhaubenvarianten zur Emissionsbestimmung bei offenen Becken

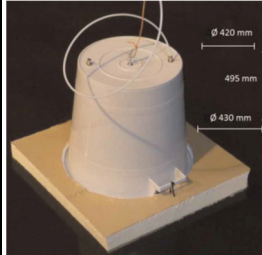
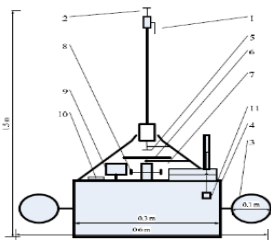
	„SEIFC“/ „AS Scent Flux Hood“ Volumen: 47 l Schwimmkörper: Gummischwimmkörper oder 4 hohle Stahlkörper, Öffnungen für Druckablass oder Einführen eines Transportgases vorhanden Sensoren können in der Haube eingebracht werden. (MARQUES et al. 2016; AHN et al. 2010; CHANDRAN 2011)
	Volumen: 300 l Schwimmkörper: Innen sind an allen vier Seiten als Schwimmkörper Styrodurplatten angebracht (50 mm Stärke). Messtechnik: Bypass, IR (PARRAVICINI et al. 2015)
	Volumen: 10 l Schwimmkörper: Styroporplatte Messung: Sensoren können in die Haube eingebracht werden. MIKOLA et al. (2014)
	Volumen: 22 l Schwimmkörper: Styroporkörper, die ringförmig verklebt sind Messungen: Sensoren können in die Haube eingebracht werden. Zusätzlich zu der eigentlichen Haube ist auch ein Messgerät zur Turbulenzmessung angebracht. VACHON et al. (2010)

Tabelle 4 (Ende)

	Volumen: 300 l Schwimmkörper: rohrförmige Schwimmeinheiten Die Haube enthält ein Vakuumventil, das elektrisch geöffnet und geschlossen werden kann. FOLEY et al. (2010)
	Volumen 56 l Abmessungen: Höhe 45 cm, Durchmesser 40 cm Schwimmkörper: Rettungsring Messung: Sensoren zur Messung in der Gas- und Flüssigphase können in der Haube befestigt werden. VOGEL (2018)

Grundsätzlich ist bei der Anordnung zu beachten, dass über die Beckenfläche hinweg lokal heterogene Emissionen auftreten können, zum Beispiel durch Unterschiede in der Belüftung, eventuell Totzonen, Kurzschlussströmungen oder unvollständige Durchmischung aber auch der Volumenstrom kann lokal variieren. Im Rahmen der Erstellung des Messplans sind daher anlagenspezifisch zu unterscheidende Reaktorbereiche zu identifizieren und je nach Fragestellung Anzahl und Ort der Haubenanordnung festzulegen. Je nach Beckenform und Abstufung des Belüftungssystems sollten mehrere Ablufthauben positioniert werden, die jeweils nicht größer als 1/8 der Beckenfläche sein sollten. Betroffen sind hiervon insbesondere Umlaufbecken und Rohrreaktorbecken, insbesondere mit abgestufter Belüftung. Basierend auf Abluftmessungen in der Belüftungstechnik ist eine Gesamtabdeckung des Belebungsbeckens von etwa 2 % bei gleichmäßiger Belüfterverteilung erforderlich und eine höhere Abdeckung bei ungleichmäßigen Verteilungen.

Ein Beispiel für den Einfluss der Pfropfenströmung ist in Bild 8 dargestellt (ALEX & MORCK 2017).

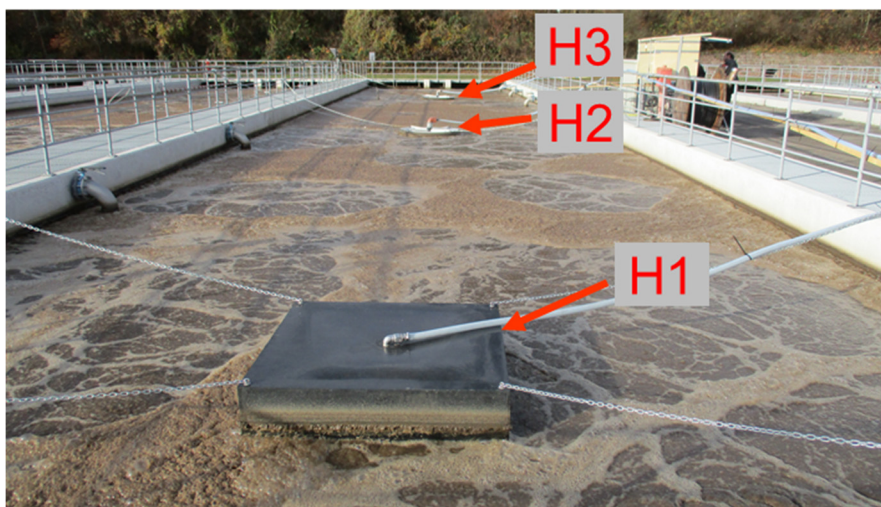


Bild 8: Anordnung dreier Messhauben zur Aufnahme der THG-Emissionen in einem pfropfendurchströmten Belebungsbecken (Foto: EIGENBETRIEB STADTENTWÄSSERUNG PFORZHEIM)

Sollte eine zuverlässige Luftvolumenstrombestimmung für den untersuchten Beckenabschnitt nicht möglich sein, kann der von der Ablufthaube abgeführte Luftvolumenstrom bei Überdruck oder Unterdruck bestimmt werden. Im Unterdruckverfahren wird der Luftvolumenstrom zum Beispiel mit einem Rotameter (Schwebekörper-Durchflussmesser) bestimmt, indem ein Vakuum erzeugt wird (z. B. durch Einsatz eines Staubsaugers). Im Überdruckverfahren wird die Abluft ohne Vakuumquelle abgeführt, sodass ein leichter Überdruck in der Haube entsteht. Hier können zum Beispiel Flügelrad-Durchflussmesser eingesetzt werden. Die Messgeräte zur Bestimmung des Luftvolumenstroms sind so zu wählen, dass diese die zu erwartende Spannweite an Abluftvolumenströmen bei den jeweiligen Haubenmaßen erfassen können.

Berechnung der Treibhausgasemissionen

Die Konzentrationsbestimmung erfolgt als Online-Messung. Hierbei ist der dem Analysator zugeführte Gasstrom entweder im Kreislauf zu führen oder es sind die geometrischen Verhältnisse so anzupassen, dass die kontinuierliche Entnahmerate nicht zu einer relevanten Beeinflussung der zu ermittelnden Konzentrationen führen kann. Neben der Bestimmung der Gaskonzentration sind bei der Haubenmessung die Bestimmung des zugehörigen Abluftvolumenstroms sowie die Zusammenführung der beiden Größen zu einer Gesamtemission von besonderer Bedeutung. Eine Plausibilitätsprüfung bzw. Abschätzung des Abluftvolumenstroms kann bei belüfteten Becken über den zugeführten Luftvolumenstrom erfolgen. Sind die Gasmengen sehr gering, kann die Bestimmung des Abluftstroms über den Einsatz eines Tracergases unterstützt werden. Der Abluftvolumenstrom errechnet sich analog Gl. (2) aus dem Volumenstrom der Belüftung über das Verhältnis von Gashaubenfläche zur Gesamtbeckenfläche.

$$Q = \Delta C \cdot V_H / A_H \cdot \Delta t \quad (2)$$

mit

Q	$\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{m}^2)$	flächenbezogener Massenstrom
Δc	g/m^3	Konzentrationsänderung
V_H	m^3	Volumen der Haube
A_H	m^2	von der Haube abgedeckte Fläche
Δt	h	Zeitspanne zw. den beiden Konzentrationsmessungen

Auch für Belebungsbecken mit Oberflächenbelüftern wurden Abluftmessungen durchgeführt (siehe Ye et al. 2014). Es liegen keine eigenen Erfahrungen mit dem Messverfahren vor.

6.4.5 Diskussion der Methoden

Manuelle Stichproben sind für eine zuverlässige Emissionsabschätzung für direkte THG aufgrund der zahlreichen Arbeitsschritte und Einflussfaktoren nur bedingt nutzbar und stellen immer nur eine erste Orientierung dar. Dies hat zahlreiche Gründe:

- Die punktuelle Beprobung bedingt, dass nur eine Momentaufnahme der Gaskonzentration möglich ist.
- Bei der Probenahme und Überführung von Stichproben in das Labor müssen standardisierte Randbedingungen eingehalten werden, um eine Vergleichbarkeit der Einzelmessungen zu erreichen.
- Aufgrund der komplexen Wechselwirkungen zwischen belebtschlammhaltiger Wassermatrix und dem gelösten Gas ist eine spezifische Kalibrierungsmethode (z. B. Standard-Additionsverfahren) einzusetzen, welche den Aufwand der Messung deutlich erhöht.

- Wie bei allen Messungen ist auch hier die systemische Messwertabweichung des jeweiligen Analyseverfahrens zu berücksichtigen (etwa 20 % laut ReLaKo-Bericht, PARRAVICINI et al. 2015). Insbesondere bei niedrigen Gaskonzentrationen in der Flüssigphase im Mikrogrammbereich sind die resultierenden Gaskonzentrationen in der Gasphase nicht quantifizierbar.

Vorteil von Stichprobenmessungen ist, dass die Probenahme mit geringen Mitteln und die Quantifizierung der Gaskonzentration mit verbreitet vorhandenen Analysegeräten realisiert werden können. Bei einer hohen Variabilität der THG-Konzentration, wie es bei der Lachgaskonzentration in der Belebung oder für Methan im Kanal der Fall ist, ist eine Langzeit-Online-Messung in der Gasphase zum Beispiel mittels Mikrosensor jedoch einer Einzeldatenerhebung vorzuziehen. Fernmessverfahren wie das vorgestellte FTIR-Verfahren bieten mit der über einen verlängerten Zeitraum kontinuierlichen Datenaufnahme einen guten Überblick über die Größenordnung der Gesamtemission, eine Analyse nach Anfallort oder eine rechnerische Rückrechnung auf Konzentrationen in der wässrigen Phase ist nicht möglich.

Zur Identifikation von den Bildungsprozess beeinflussenden Faktoren und damit weitergehendem Prozessverständnis ist zurzeit die Konzentrationsmessung in der Wasserphase am besten geeignet (siehe Abschnitt 7), da die lokalen Milieubedingungen direkt mit aufgenommen werden können.

Für die Bestimmung der Gesamtemission ist die Messung in der Gasphase vorzuziehen. Insbesondere Flächenverfahren sollten zur Anwendung kommen, weil bei den punktuellen Messungen und sehr kleinen Konzentrationen bereits kleine Messwertabweichungen durch die Multiplikation mit großen Massenströmen zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen der Emissionsberechnung führen können.

6.5 Emissionsbestimmung über Messung in der Flüssigphase (N₂O)

6.5.1 Vorbemerkungen

Die Messung von Lachgaskonzentrationen in der Flüssigphase mittels Mikrosensoren ist einfach und entspricht anderen auf Kläranlagen standardmäßig eingesetzten Online-Messverfahren. Wie mit anderen Messsonden für gelöste Salze kann damit direkt im Medium in geringen Zeitabständen die aktuelle Konzentration bestimmt werden. Die neueste Generation von Mikrosensoren für die N₂O-Messung wurde hinsichtlich ihrer Robustheit für die Verhältnisse in Kläranlagen angepasst und kann nun wie andere bekannte Prozesssensoren im Dauerbetrieb installiert werden. Auch eine Einbindung in das vorhandene PLS ist möglich. Die Auswahl der Befestigungsstelle ist unter anderem abhängig von der Beckengeometrie, der Durchmischung und den Strömungsverhältnissen, der Anordnung von Rührern und Belüftern. Allgemein sind bei der Auswahl der Messstelle(n) ebenso wie bei den Hauben, bekannte Konzentrationsgradienten (z. B. Sauerstoffschichtung) sowie eventuell lokale Totzonen zu berücksichtigen. Bei heterogener Verteilung der Belüftungselemente sowie ausgeprägter Pfropfenströmung sollten möglichst mehrere Sensoren gleichzeitig an verschiedenen Messstellen betrieben werden, um genauere Informationen über die einzelnen Beckenbereiche zu erhalten. Werden die Messungen hinsichtlich der Einflussfaktoren der N₂O-Bildung ausgewertet, ist eine lokale Bündelung der N₂O-Sonden mit anderen Prozesssensoren sinnvoll. Trotz der mittlerweile erreichten wartungsfreien Standzeiten von bis zu zwei Monaten sollten die N₂O-Sensoren so installiert werden, dass eine Entnahme für die Reinigung oder Kalibrierung unproblematisch möglich ist. Aufgrund des geringen Aufwands kann die Sensormessung kontinuierlich und langfristig erfolgen.

Alternativ kann auch die Konzentration in der Flüssigphase durch Überführung in die Gasphase mit anschließender Messung erfolgen. Die Bestimmung der Konzentration der gelösten Treibhausgase in einer Wasser-/Belebtschlammprobe erfolgt nach Überführung in die Gasphase mittels GC- oder IR-Messtechnik:

- Dies ist einerseits unter Einsatz der Head-Space-Methode möglich, bei welcher die Diffusion zur Herstellung des natürlichen Gleichgewichtszustands zwischen Gas- und Flüssigphase ausgenutzt wird. Um eine weitere biologische Zersetzung von gelöstem Lachgas zu vermeiden, sollte beim

Einsatz der Head-Space-Methode die Probe konserviert werden, zum Beispiel durch Zugabe von Natronlauge.

- Bei der salz-induzierten Strippung wird hingegen eine nahezu vollständige Überführung der gelösten Gase in die Gasphase erzielt (KOSSE et al. 2017). Später kann aus der gemessenen Konzentration in der Gasphase die ursprüngliche Konzentration der Gase in der Wasserphase berechnet werden.
- Eine weitere in der Praxis erprobte Variante der Stichprobe mit Überführung in die Gasphase ist die Entnahme mittels einer kontinuierlichen Pumpe mit nachgeschalteter Strippkolonne (BEIER & SEYFRIED 1994). Dabei wird das Schlamm-Wasser-Gemisch kontinuierlich über einen im Kreislauf betriebenen Gasstripper geführt, dabei wird das in der Flüssigkeit vorhandene Gas in die Gasphase übertragen. Ein wiederum ebenfalls im Kreislauf an den Gasstripper angeschlossener Gasanalysator ermittelt die Gleichgewichtskonzentration in der Gasphase (siehe Bild 9). Zur Erfassung der korrekten Gaskonzentration ist auf das Einstellen eines stabilen Gasaustauschs zu achten (Datenaufnahme erst nach ausreichender Austauschzeit). Verfahrensbedingt werden unter Umständen extrem kurzzeitig in der Wasserphase auftretende Konzentrationen nur schwierig, bzw. mit Verzögerungen oder Abminderungen erfasst. Dieses Verfahren ist auch anwendbar für Parameter, für die noch keine Sonden zur Messung in der Flüssigphase verfügbar sind, wie zum Beispiel Methan.

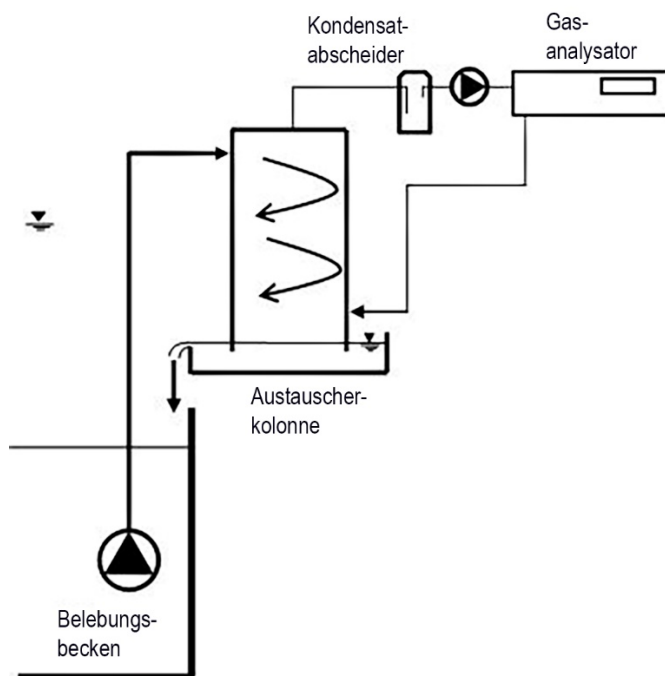


Bild 9: Indirekte Messung des in der Wasserphase gelösten Gases (Quelle: BEIER & SEYFRIED 1994)

Berechnung der Treibhausgasemissionen

Während der messtechnische Aufwand der Konzentrationsbestimmung in der flüssigen Phase überschaubar ist, ist die Ableitung einer Gasemission aus Messungen in der Flüssigphase auf Basis der jeweils ermittelten Konzentrationswerte hingegen komplex. Auf Grundlage der Lachgaskonzentration in der Flüssigkeit muss in Abhängigkeit des Stoffübergangskoeffizienten der Gastransfer in die Atmosphäre ermittelt werden. Eine Abschätzung kann überschlägig nach dem Henry-Gesetz unter Berücksichtigung des Sättigungsgleichgewichts erfolgen. Der Massentransport wird dabei durch einen spezifischen Stoffübergangskoeffizienten $k_{L,xx}$ beschrieben, der Einflussfaktoren wie Temperatur, Gasblasengröße, Salzgehalt, Turbulenz etc. berücksichtigt. Mit der Phasengrenzfläche a und dem Konzentrationsgradienten Δc lässt sich der Gasaustausch dann, hier dargestellt für Lachgas, wie folgt ermitteln (siehe Gl. 3):

$$\varepsilon_{N_2O, \text{unbelüftet}} = k_{L,N_2O} \cdot a \cdot (c_{\text{liquid},S} - c_{\text{liquid},0}) \quad (3)$$

mit

$\varepsilon_{\text{N}_2\text{O,unbelüftet}}$	$\text{g}/(\text{s}\cdot\text{m}^3)$	Gasaustausch
$k_{\text{L,N}_2\text{O}}$	m/s	Stoffübergangskoeffizient
a	m^2/m^3	Phasengrenzfläche/Reaktorvolumen
$c_{\text{liquid,S}}$	g/m^3	Sättigungskonzentration in der Flüssigphase
$c_{\text{liquid,0}}$	g/m^3	aktuelle Konzentration in der Flüssigphase

Für die Berücksichtigung von Gastransportprozessen durch die eingetragenen Luftblasen bei belüfteten Becken kann zusätzlich der Gasaustausch in Abhängigkeit der Blasengröße berechnet werden – so formuliert bei SCHULTHESS & GUJER (1996), siehe auch MYERS et al. (2021).

6.5.2 Diskussion der Methode

Eine wesentliche Schwierigkeit der Emissionsbestimmung über die Konzentrationsbestimmung in der Flüssigphase besteht darin, dass aus einer punktuell gemessenen Konzentration eine flächige Emission berechnet werden muss. Zudem wird der Gastransfer durch die Anwendung des Henry-Gesetzes nur überschlägig ermittelt unter der Annahme, dass das System tatsächlich einen Gleichgewichtszustand erreicht. Messungen haben gezeigt, dass dies nicht unter allen Randbedingungen tatsächlich der Fall ist:

- In Bereichen mit geringem Gasaustausch und hoher Bildungsrate für ein Treibhausgas kann es zu übersättigten Zuständen kommen.
- Untersuchungen (SCHNEIDER et al. 2013, SAREYKO & STRIEMER 2009) zeigen, dass mit zunehmender Belüftungsintensität die Emissionsrate parallel ansteigt, sodass die Emission deutlich überschätzt wird.

Zur Identifikation den Bildungsprozess beeinflussender Faktoren und weitergehender Prozessidentifikation ist die Konzentrationsmessung in der Wasserphase trotz allem am besten geeignet, da die lokalen Milieubedingungen direkt mit aufgenommen werden können und so eine Bilanzierung der ablaufenden Prozesse mit ihren Stoffkomponenten erfolgen kann. Sie eignet sich daher hervorragend zur Unterstützung beim Aufbau und bei der Überprüfung von Prozessmodellen, mit denen hinterher Vermeidungsstrategien modelltechnisch entwickelt und erprobt werden können (siehe auch 6.6 und 6.7). Für die Bestimmung der Gesamtemission ist die Messung in der Gasphase vorzuziehen.

6.5.3 Anwendung zur Bestimmung des Bildungspotenzials von Lachgas

Zur Untersuchung von Einflussfaktoren der biologischen Bildungs- und Abbauprozesse von direkten Treibhausgasen, wie insbesondere von N_2O bei der Stickstoffelimination, eignen sich In-situ-Messungen in der Wasserphase mit paralleler Messung weiterer relevanter Prozessgrößen (Temperatur, pH-Wert, gelöster Sauerstoff, Zulaufkraft und Umsatzraten der Hauptprozesse) aufgrund ihrer lokaleren Datenaufnahme. Aus den Daten können aktuelle Bildungs- bzw. Abbauraten berechnet werden, die jeweils die spezifische Bakterienaktivität zu diesem Zeitpunkt und unter den vorherrschenden Prozessbedingungen widerspiegeln.

Die Betrachtung der Bildungsrate erlaubt somit eine Trennung der physikalischen, anlagenspezifischen und durch den Gasübergang (Absturz, Belüftung, Strippung, Abdeckung) dominierten Emissionswerte von dem verfahrensabhängigen und damit über Betriebseinstellung (Beschickung, O_2 -Konzentrationen, Substratverfügbarkeit, Abbaubarkeit) anlagenunabhängig beeinflussbaren Anteil. Aus

den Auswertungen können damit die wesentlichen Quellen und/oder Senken für N_2O inklusive kritischer Betriebszustände in der Prozesskette identifiziert und mögliche Optimierungsmaßnahmen zur Verringerung der Bildung und nachfolgend der Emission nicht erwünschter Gase abgeleitet werden. Dazu können die Messergebnisse unter anderem als Eingangsgrößen für die Prozessmodellierung genutzt werden (BEIER et al. 2017). Nachfolgend wird für die Bestimmung der Gaskonzentration mittels Mikrosonden die Bestimmung der Bildungsrate beschrieben:

1. Zunächst muss die im Messzeitraum gebildete Gasmenge ermittelt werden. Für unbelüftete Bereiche können hierzu die Werte direkt aus kontinuierlichen Konzentrationsverläufen übernommen werden, da diese kaum durch Gasaustauschprozesse (Strippen) beeinflusst werden. Für belüftete Bereiche müssen entweder über eine Abschätzung anhand des Henry-Gesetzes die im Betrachtungszeitraum emittierten Gasfrachten ermittelt werden, oder die Belüftung pausiert kurzzeitig, sodass der Austritt über die mit Abschalten der Belüftung auftretende Akkumulation von N_2O berechnet werden kann.
2. Dann wird der Verlauf der Konzentrationskurve aufgenommen. Da dies, je nach Betriebsweise der großtechnischen Anlagen, nicht immer direkt im Becken umgesetzt werden kann, ist die Messung gegebenenfalls im Bypass durchzuführen:
 - a) Dazu wird der Schlamm mit einer Tauchpumpe aus dem Becken heraus in einen vordurchmischten Labor-Reaktor gepumpt (siehe Bild 10). Der Bypass-Labor-Reaktor (ebenfalls Bild 10) wird für einen beliebig langen Zeitraum beschickt und als Durchlaufreaktor betrieben, bis alle Parameter ein konstantes Niveau erreicht haben (Gleichgewichtszustand der Gaskomponenten).
 - b) Anschließend werden die Zu- und Ablaufventile verschlossen, währenddessen die Umsatzraten bestimmt werden können. Zur Messung von N_2O in der Gas- und Flüssigphase können die in 5.4 beschriebenen Mikrosensoren eingesetzt werden. Ergänzend sollten der Sauerstoffgehalt und pH-Wert online aufgezeichnet werden, um den Abschluss des biologischen Prozesses zu erkennen und eine Limitierung der Nitrifikation auszuschließen. Es wird eine Zweipunktregelung mit einem unteren Grenzwert = 2 mg/l O_2 , oberer Grenzwert = 4 mg/l O_2 empfohlen.
 - c) Nachdem das Substrat aufgebraucht ist, werden die Ventile wieder geöffnet. Dieser Vorgang sollte mehrfach wiederholt werden, um die Reproduzierbarkeit der Daten sicherzustellen und eine möglichst hohe Zuverlässigkeit der Messergebnisse zu gewährleisten.

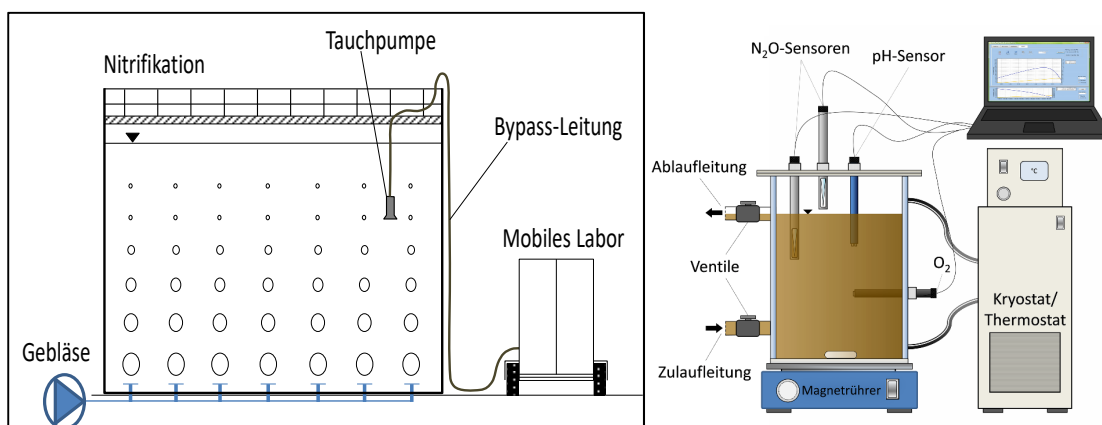


Bild 10: Schematische Darstellung der Bypass-Messung mit Batchreaktor als Durchlaufreaktor im mobilen Labor (Quelle: VOGEL 2018)

Anhand der Konzentrationsänderung in einem bestimmten Zeitraum, zum Beispiel einer Belüftungsphase, kann anschließend die Lachgasbildungsrate berechnet werden (SCHNEIDER et al. 2013; BEIER et al. 2017).

In Bild 11 ist ein beispielhafter Verlauf der Lachgaskonzentration sowie der Sauerstoffkonzentration in der Flüssigphase dargestellt. Die Belüftung ist für 30 min aus (zu vernachlässigender Gasaustausch über die Oberfläche) und 4 min an. Entsprechend der Belüftung und dem somit messbaren Anstieg und Zehrung des Sauerstoffs, bildet sich ein gegenläufiger Verlauf der Lachgaskonzentration aus. Zur Berechnung der Bildungsrate wird auf Grundlage der Messpunkte der Differenzenquotient gebildet. Hierbei sollte ein möglichst linearer Konzentrationsanstieg zugrunde gelegt werden.

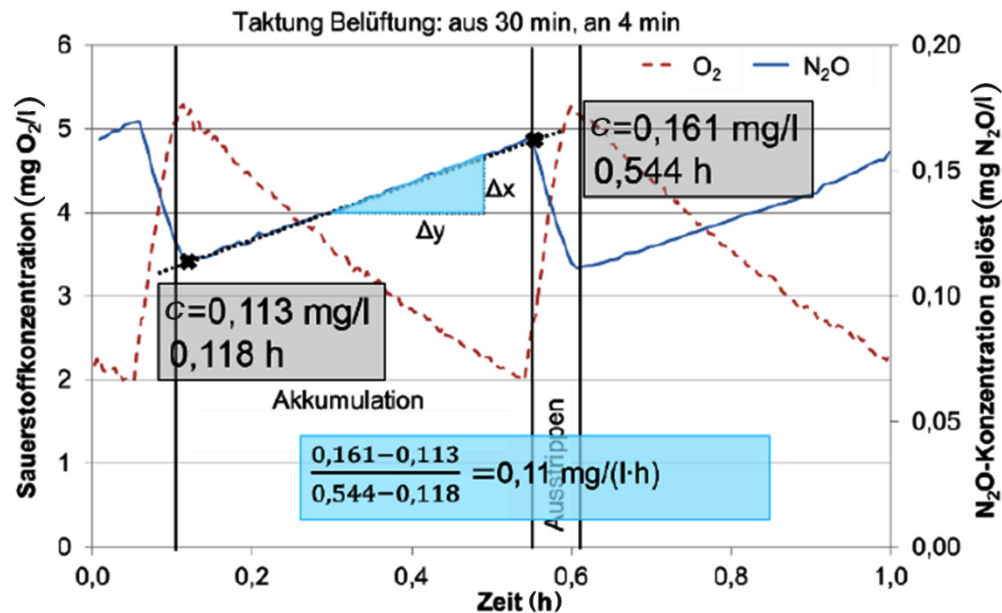


Bild 11: Ermittlung der Lachgasbildungsrate (Quelle: verändert nach SCHNEIDER 2013)

Die Bildungsrate berechnet sich wie folgt (Gl. 4):

$$r_{f,N_2O} = \frac{\Delta c_{N_2O,l,t}}{\Delta t} = \frac{c_{N_2O,l,t_1} - c_{N_2O,l,t_0}}{t_1 - t_0} \quad (\text{mg/(l·h)}) \quad (4)$$

mit

r_{f,N_2O}	mg/l/h	N ₂ O-Bildungsrate
c_{N_2O,l,t_1}	mg/l	Lachgaskonzentration in der Flüssigphase zum Zeitpunkt t_1
$t_1; t_0$	h	Zeit zu Beginn (0) und zum Ende der Anreicherung

Zur Fehlervermeidung durch zum Beispiel variierende Volumina der Gas- und Flüssigphase sollte die Lachgasbildungsrate aus der Frachtbetrachtung berechnet werden. Auf Grundlage der Gleichung ergibt sich dann folgender Zusammenhang (Gl. 5):

$$B_{f,N_2O} = \frac{\Delta(c_{N_2O,l,t} \cdot V_l) + \Delta(c_{N_2O,g,t} \cdot V_g)}{\Delta t} \quad (\text{mg/h}) \quad (5)$$

mit

B_{f,N_2O}	mg/h	N ₂ O-Bildungsrate als Fracht
c_{N_2O,g,t_1}	mg/l	Lachgaskonzentration der Gasphase zum Zeitpunkt t_1

$V_g; V_l$	l	Volumen der Gasphase (Gasraum bei geschlossenen Reaktoren, ausgetauschtes Gasvolumen bei offenen Reaktoren) bzw. Volumen der Flüssigphase
$t_1; t_0$	h	Zeit zu Beginn (0) und zum Ende der Anreicherung

7 Nutzung der erhobenen Messdaten

7.1 Abschätzung von Jahresemissionen – CO₂e-Bilanz

Direkte Treibhausgasemissionen müssen bei der Erstellung von umfassenden CO₂e-Bilanzen mitberücksichtigt werden. Üblicherweise wird dazu die Jahresemission von Lachgas und Methan ermittelt (siehe dazu 6.2), mittels GWP-Faktor in CO₂-Äquivalente umgerechnet und hinsichtlich der jeweils gewählten Bezugsgröße (z. B. Zulaufkraft, angeschlossene Einwohnerwerte) normiert. Während für Methan aufgrund der über das Jahr konstanten (und gewollten) Bildung in der Faulung die Emissionen über die Verschleppung, Verluste bei der Gasnutzung etc. recht konstant dargestellt und damit mit sondierenden Einmalmessungen gut für das Gesamtjahr abgeschätzt werden können, ist das für N₂O nicht der Fall. Hier müssen zeitlich, örtlich und betrieblich variable Messphasen durchgeführt werden, um eine Jahresemissionen ableiten zu können. Grundsätzlich wird für die Emissionsbestimmung eine Messung in der Abluft nach 6.3 (für gefasste Quellen) bzw. 6.4 (für diffuse Quellen) empfohlen.

Liegen keine anlagenspezifischen Messwerte vor, können Abschnitt 4 geeignete Werte zur überschlägigen Abschätzung der direkten THG-Emissionen zur Ermittlung eines allgemeinen CO₂e-Footprints entnommen werden – die oben genannten Einschränkungen sind zu berücksichtigen.

7.2 Optimierung des Betriebs

Ist das Ziel der Messungen die Optimierung des Betriebs zur Reduzierung der direkten THG-Emissionen, wird eine Fokussierung auf die biologischen Reinigungsstufen empfohlen, da hier über die im Betrieb eingestellten Randbedingungen eine gezielte Einflussnahme möglich ist. Eine Optimierung ist dann aussichtsreich, wenn die THG-Emission deutlich über den spezifischen Mittelwerten vergleichbarer Verfahren liegt und der biologische Prozess (z. B. die Stickstoffelimination für N₂O) insgesamt in ihrer Leistungsfähigkeit gestört ist. Erfolgen erste sondierende Messungen zunächst in der Gasphase, ist unbedingt zu differenzieren, ob das THG in der betrachteten Stufe tatsächlich gebildet oder aus vorgelagerten Prozessstufen verschleppt wurde. Aus diesem Grund wird empfohlen, zur Identifikation von THG-begünstigenden Betriebszuständen Messungen mit Mikrosensoren in der Wasserphase unter verschiedenen Betriebszuständen durchzuführen. Aus der Analyse der Messwerte im Zusammenhang mit den jeweiligen Randbedingungen lassen sich sowohl mögliche Ursachen/Stellschrauben ableiten sowie auch Referenzwerte (Basisszenario) ermitteln (siehe 6.5.3). Insbesondere saisonale Besonderheiten sollten dabei ermittelt und berücksichtigt werden. Ist ein Prozessschritt als relevanter Emittent identifiziert, sollten die Stellschrauben einzeln nacheinander verändert und die Wirkung messtechnisch erfasst und bewertet werden.

7.3 Modellierung von Treibhausgasemissionen

Für die Abbildung und Berechnung von THG-Emissionen aus der Abwasserbehandlung existiert derzeit keine allgemein anerkannte Modellgrundlage. Bisher publizierte Ansätze lassen sich unterteilen in

- I empirische Modelle, bei denen den einzelnen Verfahrensstufen ein spezifischer, jedoch fester Emissionsfaktor für die jeweiligen Gasfraktionen zugeordnet wird (z. B. als %-Anteil der Zulaufkraft oder prozentueller Schlupf an gebildetem bzw. zugeführtem Methan);

- mechanistische Modelle, welche eine dynamische, unterschiedlich detaillierte Abbildung der biologischen und physikalischen Prozesse ermöglichen und
- Risikomodelle, welche basierend auf einer Auswertung der Randbedingungen das Risiko erhöhter Treibhausgasemissionen und die jeweils dominierenden Einflussfaktoren bestimmen.

Insbesondere im Bereich der mechanistischen Modelle für die dynamische Simulation sind in den letzten Jahren verstärkte Entwicklungsarbeiten zu verzeichnen. Dabei ist zu unterscheiden zwischen der Einbindung zusätzlicher biologischer Prozesse (z. B. Erweiterung der bekannten ASM-Modelle für N_2O) und der detaillierten Abbildung der Gastransportprozesse (Belüftungssystem, physikalische Prozesse an der Blasenoberfläche). Hier ist als wichtigste kinetische Modellgröße die Bildungsrate zu nennen (siehe 6.5.3). Da einzelne Parameter dieser Modelle anlagenspezifisch kalibriert werden müssen, wird der Einsatz der Simulation jedoch auch in Zukunft die Durchführung von Messungen nicht ersetzen, sondern lediglich ergänzen können. Allerdings kann die Simulation mit Berücksichtigung der N_2O -Emissionen zum Beispiel durch die Möglichkeit von Prognoserechnungen wertvolle Hinweise für die Vermeidung von Prozessstörungen bzw. die Ermittlung geeigneter Maßnahmen zur Behebung bereits bestehender Prozessstörungen liefern.

Quellen und Literaturhinweise

Recht

BlmSchG – Bundes-Immissionsschutzgesetz: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013, BGBl. I S. 1274; 2021 I S. 123. Stand: zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 24. September 2021, BGBl. I S. 4458

44. BImSchV – Verordnung über mittelgroße Feuerungs- Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen: Vierundvierzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes vom 13. Juni 2019, BGBl. I S. 804. Stand: zuletzt geändert durch Artikel 3 Abs. 1 der Verordnung vom 6. Juli 2021, BGBl. I S. 2514. Hinweis: Diese Verordnung dient der Umsetzung der Richtlinie (EU) 2015/2193 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. November 2015 zur Begrenzung der Emissionen bestimmter Schadstoffe aus mittelgroßen Feuerungsanlagen in die Luft, ABl. L 313 vom 28. November 2015, S. 1

Technische Regeln

DIN EN 15259 (Januar 2008): Luftbeschaffenheit – Messung von Emissionen aus stationären Quellen – Anforderungen an Messstrecken und Messplätze und an die Messaufgabe, den Messplan und den Messbericht. Deutsche Fassung EN 15259:2007

DGUV R 113-001 (Januar 2021): Explosionsschutz-Regeln (EX-RL) – Sammlung technischer Regeln für das Vermeiden der Gefahren durch explosionsfähige Atmosphäre mit Beispielsammlung zur Einteilung explosionsgefährdeter Bereiche in Zonen. Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung (DGUV) (Hrsg.)

DWA-A 120-2 (Entwurf Mai 2021): Pumpsysteme außerhalb von Gebäuden – Teil 2: Pumpstationen und Drucksysteme. Arbeitsblatt-Entwurf

DWA-A 131 (Juni 2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt

DWA-A 216 (Dezember 2015): Energiecheck und Energieanalyse – Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen. Arbeitsblatt

DWA-A 400 (Mai 2018): Grundsätze für die Erarbeitung des DWA-Regelwerks. Arbeitsblatt

DWA-M 264 (April 2022): Gasdurchflussmessungen auf Abwasserbehandlungsanlagen. Merkblatt

DWA-M 305 (September 2022): Gasfackeln auf Biogasanlagen. Merkblatt

DWA-M 368 (Juni 2014): Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Merkblatt

VDI 3951 (September 2013): Übersicht über wesentliche Regelungen zur Durchführung von Emissionsmessungen. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Düsseldorf

Literatur

- AHN, J. H.; KIM, S.; PARK, H.; RAHM, B.; PAGILLA, K.; CHANDRAN, K. (2010): N₂O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008–2009: Results of a National Monitoring Survey in the United States. In: *Environmental Science & Technology*, Vol. 44, 12/2010, pp. 4505–4511. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1021/es903845y>>
- ALEX, J.; MORCK, T. (2017): Betrieb von energieeffizienten Kläranlagen mit gezielter Vermeidung umweltgefährdender Emissionen. In: Deutsches Institut für Urbanistik gGmbH (Difu) (Hrsg.): *Wasserinfrastrukturen für die zukunftsfähige Stadt – Beiträge aus der INIS-Forschung*. C7, S. 82–89
- ANDERSEN, K.; KJÆR, T.; REVSBECH, N. P. (2001): An oxygen insensitive microsensor for nitrous oxide. In: *Sensors and Actuators B: Chemical*, Vol. 81, Issue 1, 12/2001, pp. 42–48. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <[https://doi.org/10.1016/S0925-4005\(01\)00924-8](https://doi.org/10.1016/S0925-4005(01)00924-8)>
- BECKER, A.; GÄRTNER, A.; HIRSCHBERGER, R. (2012): Emissionen klimarelevanter Gase aus Kläranlagen. In: *Immissionschutz: Zeitschrift für Luftreinhaltung, Lärmschutz, Anlagensicherheit, Abfallverwertung und Energienutzung*, 4/2012, S. 182–188
- BEIER, M.; SEYFRIED, C.-F. (1994): N₂O-Bildung bei der Nitrifikation und Denitrifikation in Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung hochkonzentrierter Industrieabwässer und der anaeroben Vorbehandlung. Schlussbericht zum BMFT-Förderprojekt 02 WA 910 29 TP3) „N₂O in Kläranlagen“. In: *Schlussbericht zum BMFT-Förderprojekt 02 WA 910 29 TP2 „N₂O in Kläranlagen“*
- BEIER, M. (2015): Lachgasemissionen auf Kläranlagen. 43. Abwassertechniker Seminar: Innovationen aus der Forschung und Erfahrungen aus der Praxis – Energieeffiziente Verfahren zur Stickstoffelimination. Garching, 16.07.2015
- BEIER, M.; SCHNEIDER, Y.; VOGEL, B. (2017): Reduzierung der N₂O-Emissionen bei der Stickstoffelimination aus hoch- und schwachbelasteten Abwässern – modellbasierte Prozessoptimierung großtechnischer Anlagen (ReNEMo). Abschlussbericht des BMBF-Projekts, FKZ: 01RS1203A
- BEIER, M.; SCHNEIDER, Y.; VOGEL, B.; NOGUEIRA, R. (2016): Factors influencing N₂O reduction by denitrification as a means to minimize greenhouse gas emissions. IWA Specialist Conference Microbial Ecology and Water Engineering 2016. Copenhagen, Denmark
- BENCKISER, G.; EILTS, R.; LINN, A.; LORCH, H.; SÜMER, E.; WEISKE, A.; WENZHOFFER, F. (1996): N₂O emissions from different cropping systems and from aerated, nitrifying and denitrifying tanks of a municipal waste water treatment plant. In: *Biology and Fertility of Soils*, 1996, pp. 257–265
- BMU (2001): Protokolltext von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Deutsche Übersetzung des Originaltextes 1997. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Bonn. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://www.bmu.de/gesetz/protokoll-von-kyoto-zum-rahmenuebereinkommen-der-vereinten-nationen-ueber-klimaaenderungen/>>
- BOLEY, A. (2017): Schlussbericht zum INIS-Verbundprojekt NoNiriNox: Planung und Betrieb von ressourcen- und energieeffizienten Kläranlagen mit gezielter Vermeidung umweltgefährdender Emissionen: Teilprojekt 2 (TP 2). Stuttgart
- BOULART, C.; CONNELLY, D. P.; MOWLEM, M. C. (2010): Sensors and technologies for in situ dissolved methane measurements and their evaluation using Technology Readiness Levels. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 29, Issue 2, pp. 186–195. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.trac.2009.12.001>>
- BRAUN, U. (2022): Ermittlung von Treibhausgas-Emissionen in der kommunalen Abwasserbehandlung, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) Fachbereich 8.1 „Sensorik, mess- und prüftechnische Verfahren“
- CAMILLI, R.; HEMOND, H. F. (2004): NEREUS/Kemonaut, a mobile autonomous underwater mass spectrometer. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 23 (4), pp. 307–313. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <[https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(04\)00408-X](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(04)00408-X)>
- CHANDRAN, K. (2011): Protocol for the Measurement of Nitrous Oxide Fluxes from Biological Wastewater Treatment Plants. In: *Methods in Enzymology*, Volume 486, pp. 369–385. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381294-0.00016-X>>
- CZEPIEL, P. M.; CRILL, P. M.; HARRISS, R. C. (1993): Methane emissions from municipal wastewater treatment processes. In: *Environmental Science and Technology*, Vol. 27, Issue 12, pp. 2472–2477. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1021/es00048a025>>

- DAELMAN, M. R. J.; VAN VOORTHUIZEN, E. M.; VAN DONGEN, L. G. J. M.; VOLCKE, E. I. P.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. [2013]: Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment – results from a long-term study. In: *Water Science & Technology*, Vol. 67, Issue 10, pp. 2350–2355. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.2166/wst.2013.109>>
- DAELMAN, M. R. J.; VAN VOORTHUIZEN, E. M.; VAN DONGEN, U. G. J. M.; VOLCKE, E. I. P.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. [2012]: Methane emission during municipal wastewater treatment. In: *Water Research*, Vol. 46, Issue 11, pp. 3657–3670. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024>>
- DELRE, A.; MØNSTER, J.; SAMUELSSON, J.; FREDENSLUND, A. M.; SCHEUTZ, C. [2018]: Emission quantification using the tracer gas dispersion method: The influence of instrument, tracer gas species and source simulation. In: *Science of The Total Environment*, Vol. 634, pp. 59–66. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.289>>
- DESTATIS (2016): Tabelle 6.2 „Erhebung der öffentlichen Abwasserbehandlung und -entsorgung– Öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen ab mindestens 50 Einwohnerwerten, Einwohnerwerte und Jahreswassermengen 2016 – nach Art des Abwassers ausgewählte Größenklassen. In: Statistisches Bundesamt (DESTATIS) (Hrsg.): Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung. Fachserie 19, Reihe 2.1.2., S. 36. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <https://www.destatis.de/DE/Service/Bibliothek/_publikationen-fachserienliste-19.html>
- DWA (2020): Kennwerte zur Beurteilung der Produktqualität von biologisch stabilisierten Klärschlämmen. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KEK-2.1 „Stabilisierung und Entseuchung“. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 67, 12/2020, S. 962-969
- DWA (2017): Treibhausgasemissionen bei der Abwasserreinigung. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.7 „Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung“. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 64, 9/2017, S. 779–788
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2007): Entscheidung der Kommission zur Festlegung von Leitlinien für die Überwachung und Berichterstattung betreffend Treibhausgasemissionen im Sinne der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (Monitoring-Leitlinien), 18. Juli 2007, Aktenzeichen K(2007) 3416
- FOLEY, J.; HAAS, D. DE; YUAN, Z.; LANT, P. [2010]: Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. In: *Water Research*, Vol. 44, Issue 3, pp. 831–844. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.10.033>>
- FOLEY, J.; YUAN, Z. G.; LANT, P. [2009]: Dissolved methane in rising main sewer systems: field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions. In: *Water Science & Technology*, Vol. 60, Issue 11, pp. 2963–2971. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.2166/wst.2009.718>>
- GÄRTNER, A.; GESSNER, A.; PETERS, S.; HIRSCHBERGER, R. (o. J.): Diffuse Methan- und Lachgas-Emissionen in der Abwasserbeseitigung. (in Bearbeitung)
- GÄRTNER, A.; HIRSCHBERGER, R.; BECKER, A.; DÜPUTELL, D. [2017]: Diffuse biogene Emissionen aus Kläranlagen. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 11/2017, S. 985–993
- GUISASOLA, A.; DE HAAS, D.; KELLER, J.; YUAN, Z. [2008]: Methane formation in sewer systems. In: *Water Research*, Vol. 42, Issue 6–7, 3/2008, pp. 1421–1430. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.014>>
- GUISASOLA, A.; SHARMA, K. R.; KELLER, J.; YUAN, Z. [2009]: Development of a model for assessing methane formation in rising main sewers. In: *Water Research*, Volume 43, Issue 11, 6/2009. pp. 2874–2884. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.040>>
- GWRC (2011): N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems. Technical Report, No. 30. Global Water Research Coalition (GWRC) (ed.), c/o International Water Association (IWA). 165 p. ISBN 978.90.77622.24.7 London, United Kingdom
- IPCC (2000): CH₄ and N₂O emissions from waste water handlings, Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Author: John Hobson, reviewed by Thomas Martinsen. International Panel for Climate Change (IPCC) Publications, Genf, Schweiz
- IPCC (2001): Dritter IPCC-Sachstandsbericht (TAR)
- IPCC (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Eggleston, H. S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. (eds.), published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>>
- ISGREN, M.; MÅRTENSSON, P. [2013]: Methane Formation in Sewer Systems. Master Thesis No. 2013-1. Department of Chemical Engineering, Lund University, Lund Sweden

- ITOKAWA, H.; HANAKI, K.; MATSUO, T. (1996): Nitrous oxide emissions during nitrification and denitrification in a full-scale night soil treatment plant. In: *Water Science and Technology*. Vol. 34, Issues 1–2, pp. 277–284. Online unter (zuletzt aufgerufen am 5.07.2021): <[https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00542-2](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00542-2)>
- KAMPSCHREUR, M. J.; TEMMINK, H.; KLEEREBEZEM, R.; JETTEN, M. S. M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (2009): Nitrous oxide emission during wastewater treatment (Review). In: *Water Research*, Vol. 43, Issue 17, pp. 4093–4103. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001>>
- KOSSE, P.; KNOOP, O.; LÜBKEN, M.; SCHMIDT, T. C.; WICHERN, M. (2018): Methane emissions from wastewater treatment plants, In: *WaterSolutions*, Vol. 1, Issue 3–6, pp. 34–39
- KOSSE, P.; LÜBKEN, M.; SCHMIDT, T. C.; WICHERN, M. (2016): Praxisnahe Methode zur Quantifizierung von N₂O Emissionen auf Kläranlagen. In: 34. Bochumer Workshop Siedlungswasserwirtschaft „Kläranlage der Zukunft“. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Bd. 71, S. 91–104
- KOSSE, P.; LÜBKEN, M.; SCHMIDT, T. C.; WICHERN, M. (2017): Quantification of nitrous oxide in wastewater based on salt-induced stripping. In: *Science of The Total Environment*, Vol. 601–602, pp. 83–88. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.053>>
- LI, Z. (2020): Messung der Methanemissionen aus dem Schlammüberlauf der Faultürme des Klärwerks Köhlbrandhöft, Untersuchungsbericht 66/2020, Hamburger Stadtentwässerung AöR
- LIU, D.; ZENG, R. J.; ANGELIDAKI, I. (2008): Effects of pH and hydraulic retention time on hydrogen production versus methanogenesis during anaerobic fermentation of organic household solid waste under extreme-thermophilic temperature (70 degrees C). In: *Biotechnology Bioengineering*, Vol. 100, Issue 6, pp. 1108–1114. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1002/bit.21834>>
- LIU, Y.; NI, B.-J.; SHARMA, K. R.; YUAN, Z. (2015): Methane emission from sewers. In: *Science of The Total Environment*, Vol. 524–525, pp. 40–51. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.029>>
- MARQUES, R.; RODRIGUEZ-CABALLERO, A.; OEHMEN, A.; PIJUAN, M. (2016): Assessment of online monitoring strategies for measuring N₂O emissions from full-scale wastewater treatment systems. In: *Water Research*, Vol. 99, pp. 171–179. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.052>>
- MIKOLA, A.; HEINONEN, M.; KORSONEN, H.; LEPPÄNEN, M.; RANTANEN, P.; VAHALA, R. (2014): N₂O emissions from secondary clarifiers and their contribution to the total emissions of the WWTP. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 70 (4), pp. 720–728. DOI: 10.2166/wst.2014.281
- MYERS, S.; MIKOLA, A.; BLOMBERG, K.; KUOKKANEN, A.; ROSSO, D. (2021): Comparison of methods for nitrous oxide emission estimation in full-scale activated sludge. In: *Water Science & Technology*, Vol. 83, Issue 3, pp. 641–651. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.2166/wst.2021.033>>
- MYHRE, G.; SHINDELL, D.; BRÉON, F.-M.; COLLINS, W.; FUGLESTVEDT, J.; HUANG, J.; KOCH, D.; LAMARQUE, J.-F.; LEE, D.; MENDOZA, B.; NAKAJIMA, T.; ROBOCK, A.; STEPHENS, G.; TAKEMURA, T.; ZHANG, H. (2014): Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (ed.): *Climate Change 2013 – The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 659–740
- NOYOLA, A.; PAREDES, M. G.; GÜERECA, L. P.; MOLINA, L. T.; ZAVALA, M. (2018): Methane correction factors for estimating emissions from aerobic wastewater treatment facilities based on field data in Mexico and on literature review. In: *Science of The Total Environment*, Vol. 639, pp. 84–91. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.111>>
- OSHITA, K.; OKUMURA, T.; TAKAOKA, M.; FUJIMORI, T.; APPELS, L.; DEWIL, R. (2014): Methane and nitrous oxide emissions following anaerobic digestion of sludge in Japanese sewage treatment facilities. In: *Bioresource Technology*, Vol. 171, pp. 175–181. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.081>>
- PARRAVICINI, V.; SVARDAL, K.; KRAMPE, J. (2016): Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants. In: *Energy Procedia*, Vol. 97, pp. 246–253. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.10.067>>
- PARRAVICINI, V.; VALKOVA, T.; HASLINGER, J.; SARACEVIC, E.; WINKELBAUER, A.; TAUBER, J.; SVARDAL, K.; HOHENBLUM, P.; CLARA, M.; WINDHOFER, G.; PAZDERNIK, K.; LAMPERT, C. (2015): Reduktionspotential bei den Lachgasreduktionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes (ReLaKo) – Abschlussbericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien, 252 S.
- PEU, P.; BELINE, F.; PICARD, S.; HÉDUI, A. (Hrsg.) (2006): Measurement and quantification of nitrous oxide emissions from municipal activated sludge plants in France. Conference Proceedings IWA World Water Congress 2006. Beijing, China
- ROSENWINKEL, K.-H.; KROISS, H.; DICHTL, N.; SEYFRIED, C.-F.; WEILAND, P. (Hrsg.) (2015): *Anaerobtechnik Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung*. 3. Aufl., Verlag Springer Vieweg. ISBN 978-3-642-24894-8

- SAREYKO, P.; STRIEMER, J. (2009): Berechnung von Lachgasemissionen aus Kläranlagen auf Basis von Konzentrationsmessungen in der Flüssigphase, Hannover 2009
- SCHÄFER, A. (2020): Klimaschutz – Modellprojekt: Abdeckung des Schlamm-speicherbehälters und Einspeisung des Gases im Klärwerk Hamburg [MeGa], Abschlussbericht FKZ: 03KSM0008
- SCHAUM, C. (2016): Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz. In: Schriftenreihe IWAR, Bd. 233. Verein zur Förderung des Instituts der TU Darmstadt e.V. (Hrsg.). ISBN 978-3-940897-32-9
- SCHNEIDER, Y. (2013): Nitrous oxide formation during biological treatment of ammonium-rich wastewater. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover (ISAH), Bd. 150, 126 S. Zugl.: Dissertation 2012, Universität Hannover, Institut für Siedlungswirtschaft und Abfalltechnik, Hannover
- SCHNEIDER, Y.; BEIER, M.; ROSENWINKEL, K.-H. (2013): Nitrous oxide formation during nitrification and nitrification of high-strength wastewater. In: Water Science & Technology, Vol. 67, Issue 11, pp. 2494–2502. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.2166/wst.2013.144>>
- SCHULTHESS, R. V.; GUJER, W. (1996): Release of nitrous oxide (N₂O) from denitrifying activated sludge: Verification and application of a mathematical model. In: Water Research, Vol. 30, Issue 3, pp. 521–530. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00204-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00204-9)>
- STMWI (2016): Wegweiser für Energieprojekte in Bayern, Bayerisches Staatsministerium für Wirtschaft und Medien, Energie und Technologie, Broschüre StMWi, Referat 83 "Energiedialog und Kommunikation"
- STOWA (2010): EMISSIES VAN BROEIKASGASSEN VAN RWZI'S. STOWA, Rapport 8/2010. Amersfoort, The Netherlands. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202010/STOWA%202010-08.pdf>>
- Streese, J.; Stegmann, R. (2003): Microbial oxidation of methane from old landfills in biofilters. In: Waste Management 23 (7), pp. 573–580. DOI: 10.1016/S0956-053X(03)00097-7
- THALER, K. M.; BERGER, C.; LEIX, C.; DREWES, J.; NIESSNER, R.; HAISCH, C. (2017): Photoacoustic Spectroscopy for the Quantification of N₂O in the Off-Gas of Wastewater Treatment Plants. In: Analytical Chemistry, Vol. 89, Issue 6, pp. 3795–3801. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1021/acs.analchem.7b00491>>
- THÖLE, D.; GRÜNEBAUM, T.; SCHMITT, F.; LORENZ, G. (2011): Energie- und CO₂-Bilanz eines Wasserverbands. In: Korrespondenz Abwasser Abfall, 6/2011, S. 542–548
- TRAUTMANN, N.; BEIER, M. (2018): Treibhausgase aus der Schlammbehandlung – Bilanzierung und Reduktionsmaßnahmen. 7. Gemeinsamer Betreuer/Obleutetag, DWA-Landesverband Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland, 19. Februar 2018, Neustadt/Weinstraße
- U. S. EPA (2012): Global Anthropogenic Emissions of Non-CO₂ Greenhouse Gases: 1990–2030 (EPA 430-R-12-006). Office of Atmospheric Programs Climate Change Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. Online unter (zuletzt aufgerufen am 6.07.2021): <<https://www.epa.gov/global-mitigation-non-co2-greenhouse-gases/global-non-co2-ghg-emissions-1990-2030>>
- UBA (2020): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2020, Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2018. Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.), Dessau-Roßlau. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/berichterstattung-unter-der-klimarahmenkonvention-5>>
- UNISENSE Environment A/S (ed.) (2021): N₂O Microsensor. Unisense A/S, Aarhus, Denmark Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <www.unisense-environment.com>
- URBAN, I. (2009): Anaerobe Kommunalabwasserbehandlung Einsatz und Bemessung von UASB-Reaktoren. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, Heft 143. Dissertation
- VACHON, D.; PRAIRIE, Y.; COLE, T.; JONATHAN, J. (2010): The relationship between near-surface turbulence and gas transfer velocity in freshwater systems and its implications for floating chamber measurements of gas exchange. In: Limnology and Oceanography, Vol. 55, Issue 4, pp. 1723–1732. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.4.1723>>
- VALKOVA, T.; PARRAVICINI, V.; SARACEVIC, E.; TAUBER, J.; SVARDAL, K.; KRAMPE, J. (2021): A method to estimate the direct nitrous oxide emissions of municipal wastewater treatment plants based on the degree of nitrogen removal. In: Journal of Environmental Management, Vol. 279. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111563>>
- VASILAKI, V.; MASSARA, T. M.; STANCHEV, P.; FATONE, F.; KATSOU, E. (2019): A decade of nitrous oxide (N₂O) monitoring in full-scale wastewater treatment processes: A critical review. In: Water Research, Vol. 161, pp. 392–412. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.022>>

- VOGEL, B. (2018): Denitrifikation als Senke von N_2O -Emissionen bei der Teilstrombehandlung. Dissertation. Leibniz Universität Hannover
- WANG, J.; ZHANG, J.; XIE, H.; QI, P.; REN, Y.; HU, Z. (2011): Methane emissions from a full-scale A/A/O wastewater treatment plant. In: Bioresource Technology, Vol. 102, Issue 9, pp. 5479–5485. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.090>>
- WERNER, M. (1993): Deponiegas zur Denitrifikation von Sickerwasser aus Mülldeponien, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 53, 1993
- WICHT, H.; BEIER, M. (1995): N_2O -Emissionen aus nitrifizierenden und denitrifizierenden Kläranlagen. In: KA Korrespondenz Abwasser, 3/1995, S. 404–412
- WILLIAMS, A.; WATT COMMITTEE ON ENERGY (1994): Methane emissions: Report of a working Group appointed by the Watt Committee on Energy. Watt Committee report. The Committee (ed.), London, 171 p.
- WRI; WBCSD (2004): The Greenhouse Gas Protocol. A Corporate Accounting and Reporting Standard (Revised Edition). World Resources Institute (WRI; World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) (eds.). Washington, DC; Conches-Geneva, Switzerland. Online unter (zuletzt aufgerufen am 22.06.2022): <<https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/ghg-protocol-revised.pdf>>
- YE, L.; NI, B.-J.; LAW, Y.; BYERS, C.; YUAN, Z. (2014): A novel methodology to quantify nitrous oxide emissions from full-scale wastewater treatment systems with surface aerators. In: Water Research, Vol. 48, pp. 257–268

Bezugsquellen

DWA-Publikationen:
Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft,
Abwasser und Abfall e. V., Hennef
<www.dwa.de>

DIN-Normen:
Beuth Verlag GmbH, Berlin
<www.beuth.de>

Vorschriften- und Regelwerk der Deutschen
Gesetzlichen Unfallversicherung: DGUV, Berlin
<<http://bibliothek.arbeitssicherheit.de>>

Arbeitsblatt DWA-A 131

Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen

Mit den in diesem Arbeitsblatt empfohlenen Bemessungswerten lassen sich für kommunales Abwasser mit einstufigen Belebungsanlagen die Mindestanforderungen auf nationaler Ebene einhalten bzw. unterschreiten. Im Gegensatz zu früheren Ausgaben, in denen der Bemessungsgang für nitrifizierende und denitrifizierende Belebungsanlagen auf der gemessenen BSB_5 -Fracht aufbaute, wird nun die Bemessung ausschließlich auf den CSB aufgebaut.

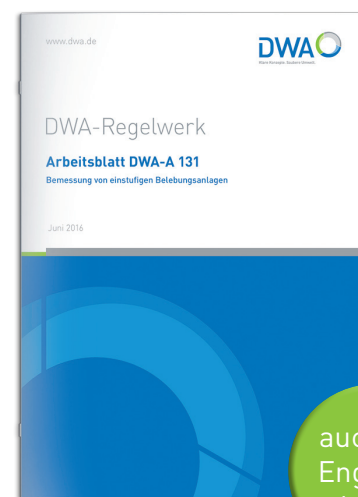
Das Arbeitsblatt befasst sich mit

- der Beschreibung des Verfahrens,
- dem Ablauf der Bemessung und den Bemessungsgrundlagen,
- der Berechnung der Schlammmasse und
- der Bemessung der Nachklärung und Belebung.

Zusätzlich wird auf planerische und betriebliche Aspekte eingegangen und die Möglichkeiten der Simulation, z. B. Szenarienvergleiche, wird erläutert.

Sie suchen nach der passenden Software?

Informationen zum Belebungs-Expert finden Sie unter www.dwa.de/software



auch auf
Englisch
erhältlich

**83,00 €/66,40 €*
Juni 2016, 68 Seiten, A4,**

Preise inkl. MwSt. zzgl. Versandkosten. Preisänderungen und Irrtümer vorbehalten.

* Preis für fördernde DWA-Mitglieder

Weitere Informationen finden Sie unter: www.dwa.de/shop

Bestellung

Ja, wir bestellen das Arbeitsblatt DWA-A 131

☐ gegen Rechnung • per Kreditkarte: ☐ Visa ☐ Mastercard

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

Kundenzentrum
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef

Vor- und Zuname, Titel

Firma/Behörde

Straße

PLZ/Ort

E-Mail (freiwillig)

Telefon

DWA-Mitgliedsnummer

Datum/Unterschrift

☐ Ja, ich willige ein, künftig Informationen der DWA/GfA per E-Mail zu erhalten.

Neugierig auf den größten Fachverband der Wasserwirtschaft in Deutschland?

netzwerken | weiterbilden | informieren | sich engagieren



© Aleks, Adobe Stock

Ein Jahr kostenlose Schnuppermitgliedschaft für Auszubildende und Studierende

Der Klimawandel wird mittlerweile als das dringendste, ja sogar als ein existenzielles Umweltproblem wahrgenommen. Für die betriebliche Praxis in der Siedlungswasserwirtschaft liegen aber bisher kaum Handreichungen und Hinweise zur Relevanz der abwasserbürtigen klimarelevanten Emissionsquellen und ihre Beeinflussbarkeit vor. Mit den ersten beiden Teilen der Merkblattreihe DWA-M 230 werden Betreiber und Planende unterstützt, die Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung zu erfassen und zu bewerten:

- Teil 1: Direkte Treibhausgasemissionen – Messen und Bewerten,
- Teil 2: Motivation und Vorgehen zur Erstellung von CO₂e-Bilanzen.

Ziel des vorliegenden Teil 1 ist es, die Betreiber abwassertechnischer Anlagen in die Lage zu versetzen für die in der Wasserwirtschaft relevanten Klimagase Methan und Lachgas Emissionsdaten für spezifische Anlagen (oder Anlagenbereiche) zu erheben, ihre Relevanz einzuschätzen und gegebenenfalls Maßnahmen zur Reduzierung zu veranlassen. Daneben unterstützt das Merkblatt das Verständnis für die Sensitivitäten verschiedener Einflussfaktoren auf die Treibhausgasbildung und -emission und damit die Bewertung von Verfahrensvarianten bei Planung und Betrieb.

Das Merkblatt DWA-M 230-1 beschäftigt sich ausschließlich mit den direkten Treibhausgasemissionen abwassertechnischer Anlagen für kommunales Abwasser vom World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development 2004 verfassten „Greenhouse Gas Protocol“ (GHG). Für die in der Abwasserwirtschaft relevanten Treibhausgase „Methan“ (CH₄, Produkt anaerober Umsetzungsprozesse) und „Lachgas“ (N₂O, mögliches Zwischen- und Endprodukt der Stickstoffumsetzung) werden zunächst im Überblick die Einflussfaktoren auf die Treibhausgasbildung und -emission der Bereiche Kanalnetz, Abwasserreinigung und Schlammbehandlung beschrieben mit einer Einordnung der Relevanz der verschiedenen Emissionspunkte. Im Anschluss folgt ein Überblick über Analysemethoden und Messstrategien zur Erhebung anlagenspezifischer Emissionswerte für Treibhausgase und ein kurzer Überblick möglicher betrieblicher Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Reduzierung der Treibhausgasemission.

Das Merkblatt DWA-M 230-1 richtet sich an Betreiber kommunaler Kläranlagen sowie Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter von Ingenieurbüros und Fachbehörden.

ISBN: 978-3-96862-518-8 (Print)
978-3-96862-519-5 (E-Book)

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA)
Theodor-Heuss-Allee 17 · 53773 Hennef
Telefon: +49 2242 872-333 · Fax: +49 2242 872-100
info@dwa.de · www.dwa.de