

Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas- Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgrube n) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und Erarbeitung eines detaillierten Messkonzepts

Abschlussbericht

CLIMATE CHANGE 34/2023

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3719 41 599 0
FB000789

Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und Erarbeitung eines detaillierten Messkonzepts

Abschlussbericht

von

Antje Lange, Dr. Gabriele Stich
Bildungs- und Demonstrationszentrum Dezentrale
Infrastruktur – BDZ e.V., Leipzig

Dr.-Ing. Jutta Niederste-Hollenberg
Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung
ISI, Karlsruhe

Patricia Khan, Dr.-Ing. Elmar Dorgeloh
Prüf- und Entwicklungsinstitut für Abwassertechnik an
der RWTH Aachen e.V., Aachen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:
Bildungs- und Demonstrationszentrum Dezentrale Infrastruktur – BDZ e.V.
An der Luppe 2
04178 Leipzig

Abschlussdatum:
Dezember 2021

Redaktion:
Fachgebiet V 1.6 Emissionssituation
Stephan Schiller

Publikationen als pdf:
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Juli 2023

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und Erarbeitung eines detaillierten Messkonzepts

Mit dem Vorhaben erfolgt eine Überprüfung der THG-Relevanz der derzeit in Verwendung befindlichen dezentralen Abwasserbehandlungsanlagen. Dazu wurde eine Umfrage zur Anzahl von Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben in den einzelnen Bundesländern durchgeführt, um einen aktuellen Stand zu den bisher verbauten und in Betrieb befindlichen dezentralen Anlagen zu erhalten. Eine umfangreiche Literatur- und Quellenrecherche soll zeigen, inwieweit die Annahme, dass im Betrieb von Kleinkläranlagen keine Methan-, Lachgas- oder Ammoniak-Emissionen entstehen, zutrifft bzw. ggf. korrigiert werden muss. Zusätzlich wird ermittelt, ob Kleinkläranlagen und Abwassersammelgruben bei der Abwasserentsorgung auch zukünftig zahlenmäßig relevant bleiben und wo es technische Neuerungen und Innovationen geben kann. Anhand der vorliegenden Daten werden Emissionen für 1990 bis 2019 berechnet und eine Prognose bis 2050 erstellt. Ergibt sich aus den Ergebnissen die Notwendigkeit ein Messprojekt durchzuführen, um die fehlenden Emissionsfaktoren (Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und Ammoniak (NH₃)) zu ermitteln, wird im Anschluss an das Projekt ein Messkonzept entwickelt.

Abstract: Determination of the relevance of greenhouse gas emissions from drain-free septic tanks (wastewater collection pits) as well as aerobic and anaerobic small wastewater treatment plants and development of a detailed measurement strategy

The purpose of this project is to investigate the relevance of the decentralised wastewater treatment plants currently in use with respect to GHG. To this end, we surveyed the number of small wastewater treatment plants and drain-free septic tanks in the individual federal states to obtain an up-to-date status on the decentralised plants installed and in operation to date. An extensive review of the literature and sources is expected to show the extent to which the assumption that no methane, nitrous oxide or ammonia emissions are generated during the operation of small wastewater treatment plants is correct, or whether this assumption needs to be corrected. In addition, we will determine whether small wastewater treatment plants and wastewater collection pits will remain numerically relevant for wastewater disposal in the future and where there may be technical innovations and new developments. Emissions for 1990 to 2019 will be calculated based on the available data; this will then be used to generate a forecast for up to 2050. If the results indicate the need to conduct a measurement project to determine the missing emission factors (methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O) and ammonia (NH₃)), a measurement strategy will be developed subsequent to the project.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis	8
Tabellenverzeichnis	10
Abkürzungsverzeichnis	12
Zusammenfassung	15
Summary	19
1 Einleitung / Hintergrund	22
2 Rechtliche Rahmenbedingungen – Auswirkungen auf die zukünftige Verbreitung von Kleinkläranlagen	23
2.1 Europäische Ebene	24
2.2 Bundesebene	26
2.3 Länderebene	26
2.4 Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der dezentralen Abwasserbehandlung anhand der rechtlichen Rahmenbedingungen	27
3 Anzahl sowie räumliche und typologische Verbreitung von Kleinkläranlagen	28
3.1 Lageberichte der Bundesländer – Aktueller Stand der kommunalen Abwasserbeseitigung	29
3.2 Befragung der Umweltministerien zu Anzahl und Art von Kleinkläranlagen	31
3.2.1 Übersicht über die spezifischen Verfahrenstechniken	33
3.3 Zusammenfassung	38
4 Literatur- und Forschungsprojekt Recherche	39
4.1 Literatur	39
4.1.1 Eingrenzung und qualitative Bewertung der Literatur	40
4.1.2 Literaturstellen „dezentral und relevant“	41
4.1.3 Zusammenfassung	49
4.2 Forschungsprojekte	49
4.2.1 Förderkatalog des Bundes	49
4.2.2 Projektdatenbank der Deutschen Bundesstiftung Umwelt DBU	52
4.2.3 Recherche in der UFORDAT	52
4.2.4 Recherche in der ULIDAT	54
4.2.5 Zusammenfassung	55
4.3 Fazit der Literaturrecherche	55
5 Befragung verschiedener Akteure zu Messungen von THG-Emissionen aus KKA und der zukünftigen Entwicklung der dezentralen Abwasserbehandlung	56
5.1 Konzeption der Befragung	56

5.2	Ergebnisse der Befragung.....	56
6	Online - Workshop „Sind Emissionen aus abflusslosen Gruben sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen klimarelevant?“	58
6.1	Thesenpapier	58
6.1.1	These 1: Die vollbiologischen Kleinkläranlagen werden auch zukünftig dauerhaft ein Bestandteil der Abwasserentsorgung in Deutschland sein. Die Anzahl der Kleinkläranlagen wird zunehmen.	58
6.1.2	These 2: Anaerobe Kleinkläranlagen spielen in Deutschland keine signifikante Rolle. Dies wird sich in Zukunft auch nicht ändern.	58
6.1.3	These 3: Der Methankonversionsfaktor (MCF) für aerobe Kleinkläranlagen liegt bei 0,2.	59
6.1.4	These 4: Die organische Zulaufkraft von Kleinkläranlagen beträgt 87,5 g BSB ₅ /EW/d.	59
6.1.5	These 5: Der Emissionsfaktor für N ₂ O wird mit 1% der N-Zulaufkraft angesetzt.....	59
6.1.6	These 6: Auf Basis von Erkenntnissen zu mittleren Bodentemperaturen in Deutschland wird der MCF aus These 3 auf 0,167 korrigiert.	59
6.1.7	Berechnungen aus den Thesen 1-6: Abschätzung der Jahresemissionen von CH ₄ und N ₂ O aus aeroben Kleinkläranlagen in Deutschland.....	60
6.1.8	These 7: Es liegen keine Messungen zu THG-Emissionen aus aeroben Kleinkläranlagen vor. Für eine genauere Einschätzung muss ein Messprogramm durchgeführt werden, das die als relevant identifizierten Parameter berücksichtigt.	60
6.2	Ergebnisse des Online – Workshops	60
7	Ergebnisse und Schlussfolgerungen	63
7.1	Einwohnerzahlen	63
7.2	Emissionsparameter	65
7.3	Emissionsberechnung	66
7.3.1	Abschätzung der Jahresemissionen pro Einwohner von CH ₄ aus KKA und aG in Deutschland	66
7.3.2	Abschätzung der Jahresemissionen von N ₂ O aus KKA und aG in Deutschland	67
7.4	Berechnung der Zeitreihe 1990-2019	67
7.4.1	Abschätzung und Einordnung der CO ₂ -Äquivalentemissionen aus KKA und aG in Deutschland	76
7.5	Schlussfolgerungen	76
7.6	Fazit	80
7.7	Empfehlung Messprogramm	81
8	Quellenverzeichnis.....	83
A	Anhang.....	86

A.1	Gesetze und Vorschriften der Länder, die Regelungen zu Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben treffen	86
A.2	Offizielles Anschreiben an die Umweltministerien	98
A.3	Literaturstellen gefiltert nach „relevant“ und „zentral“ (Langliste) und ausgewählt nach einer potenziellen Übertragbarkeit der Ergebnisse	101
A.4	Online-Fragebogen (erstellt mit der Software „questionstar“)	222
A.5	Auswertung der Befragung.....	224
A.6	Thesenpapier	232
A.6.1	Einleitung / Hintergrund.....	232
A.6.2	These 1: Die vollbiologischen Kleinkläranlagen werden auch zukünftig dauerhaft ein Bestandteil der Abwasserentsorgung in Deutschland sein. Die Anzahl der Kleinkläranlagen wird zunehmen.	232
A.6.3	These 2: Anaerobe Kleinkläranlagen spielen in Deutschland keine signifikante Rolle. Dies wird sich in Zukunft auch nicht ändern.	235
A.6.4	These 3: Der Methankonversionsfaktor (MCF) für aerobe Kleinkläranlagen liegt bei 0,2.	236
A.6.5	These 4: Die organische Zulaufkraft von Kleinkläranlagen beträgt 87,5 g BSB5/EW/d.	239
A.6.6	These 5: Der Emissionsfaktor für N ₂ O wird mit 1% der N-Zulaufkraft angesetzt.....	240
A.6.7	These 6: Auf Basis von Erkenntnissen zu mittleren Bodentemperaturen in Deutschland wird der MCF aus These 3 auf 0,167 korrigiert.	242
A.6.8	Berechnung aus den Thesen 1 bis 6 und Abschätzung der Jahresemissionen von CH ₄ und N ₂ O aus aeroben Kleinkläranlagen in Deutschland	244
A.6.9	These 7: Es liegen keine Messungen zu THG-Emissionen aus aeroben Kleinkläranlagen vor. Für eine genauere Einschätzung muss ein Messprogramm durchgeführt werden, das die als relevant identifizierten Parameter berücksichtigt	246
A.6.10	Quellen.....	246
A.7	Teilnehmer des Online-Workshops	248
A.8	Protokoll des Online-Workshops.....	249

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Grundlegende Gesetze, Verordnungen und technische Regelwerke auf Europäischer, Bundes-, Länder- und Kommunalen Ebene	24
Abbildung 2:	Anschluss der Bevölkerung an die Kanalisation und Abwasserbehandlung in Deutschland 2016	28
Abbildung 3:	Anzahl der E_{ges} und der E_{dez} von 1990 bis 2019	64
Abbildung 4:	Anzahl der E_{dez} (unterteilt in KKA und aG) von 1990 bis 2019	65
Abbildung 5:	Abschätzung der CO_2 -Äquivalentemissionen aus dezentralen Anlagen	76
Abbildung 6:	Vergleich der CH_4 Jahresemissionen (CH_{4ges}) mit den CH_4 Emissionen aus KKA und aG (CH_{4dez}) für 1990 bis 2019	77
Abbildung 7:	Überblick über die CH_4 Jahresemissionen (CH_{4dez}) mit Unterteilung in CH_4 Emissionen aus KKA und aG für 1990 bis 2019	78
Abbildung 8:	Vergleich der N_2O Jahresemissionen (N_{2Oges}) mit den N_2O Emissionen aus KKA und aG (N_{2Odez}) für 1990 bis 2019	79
Abbildung 9:	Gesamtübersicht der THG Emissionen aus KKA und aG ($CO_{2eq dez}$) im Vergleich zu den Einwohnern, die dezentral entsorgen (E_{dez})	80
Abbildung 10:	Fragen zur Person	224
Abbildung 11:	Welche Produkte bieten Sie an?	225
Abbildung 12:	Welche Treibhausgas-Emissionen sind im Rahmen Ihrer beruflichen Tätigkeit relevant?	225
Abbildung 13:	Aus welchen Prozess-bzw. Verfahrensbereichen kennen Sie Treibhausgas-Emissionen?	226
Abbildung 14:	Haben Sie Treibhausgas-Emissionen aus aeroben/anaeroben KKA gemessen?	227
Abbildung 15:	Haben Sie Treibhausgas-Emissionen aus aeroben/anaeroben KKA rechnerisch ermittelt?	227
Abbildung 16:	Wie schätzen Sie die Rolle der dezentralen Abwasserbehandlung im Vergleich zur zentralen Abwasserbehandlung in den nächsten 20 Jahren in Deutschland ein?	228
Abbildung 17:	Für welche Verfahrenstechniken würde eine Zu-bzw. Abnahme zutreffen?	228
Abbildung 18:	Wie schätzen Sie die Rolle der dezentralen Abwasserbehandlung im Vergleich zur zentralen Abwasserbehandlung in den nächsten 20 Jahren in Deutschland ein?	229
Abbildung 19:	Welche Zukunftstrends der dezentralen Abwasserbehandlung erwarten sie?	229

Abbildung 20:	Wird es zukünftig noch technische Innovationen für aerobe / anaerobe KKA geben?	230
Abbildung 21:	Werden anaerobe KKA zukünftig eine relevante Rolle in der dezentralen Abwasserbehandlung spielen?.....	231
Abbildung 22:	Wären Sie bereit an einem Messprojekt teilzunehmen?	231
Abbildung 23:	Bo für häusliches Abwasser	240
Abbildung 24:	Zeitliche Verlauf der Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen im Jahr 2005 als Beispiel für den generellen Gang der Bodentemperaturen in verschiedenen Tiefen (Böhme und Böttcher, 2011).....	242
Abbildung 25:	Absolute Trends der Dekaden-Jahresmittel der Lufttemperatur und der Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen von 1898 bis 2007	243
Abbildung 26:	Kohlendioxid-Emissionen nach Kategorien	245

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der derzeit gültigen Europäischen Richtlinien zum Wasserrecht.....	25
Tabelle 2:	Gesetze und Vorschriften des Bundes, die Regelungen zu Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben treffen	26
Tabelle 3:	Überblick über die dezentrale Abwasserentsorgung in den Bundesländern – Ergebnisse aus den Lageberichten	29
Tabelle 4:	Übersicht über die Anzahl der Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben in Abhängigkeit der Einwohner in den Bundesländern (Abfrage der Umweltministerien im Rahmen des Projektes)	31
Tabelle 5:	Unterteilung der KKA in technische und naturnahe Verfahren (Ergebnisse der Abfrage der Bundesländer)	33
Tabelle 6:	Bundesland Schleswig-Holstein: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien	34
Tabelle 7:	Bundesland Saarland: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien	35
Tabelle 8:	Bundesland Nordrhein-Westfalen: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien	36
Tabelle 9:	Bundesland Bayern: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien	37
Tabelle 10:	Bundesland Bremen: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien	37
Tabelle 11:	Suchstrategien	39
Tabelle 12:	Schema der qualitativen Bewertung der Literaturstellen	41
Tabelle 13:	Literaturstellen gefiltert nach „relevant“ und „dezentral“ (10 Ergebnisse)	42
Tabelle 14:	Genauere Ergebnisanalyse der Relevanten Publikationen aus Tabelle 13	46
Tabelle 15:	Potenziell relevante Projekte aus der Förderdatenbank des Bundes	51
Tabelle 16:	Potenziell relevante Projekte der DBU	52
Tabelle 17:	Ergebnisse der UFORDAT-Recherche	52
Tabelle 18:	Konkretisierung der ggf. relevanten Ergebnisse aus Tabelle 17	54
Tabelle 19:	Ergebnisse der ULIDAT-Recherche	55
Tabelle 20:	Vergleich der Einwohner _{ges} und der Einwohner _{dez} für die Jahre 2007 – 2019	63
Tabelle 21:	Zeitreihenberechnung der Emissionen (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O) für 1990 bis 2019	69
Tabelle 22:	Gesetze und Vorschriften der Bundesländer zu KKA und aG ...	86

Tabelle 23:	Mit Hilfe der Suchstrategien aus Tabelle 11 gefundene und in den Kontext der Fragestellung grob passende Literaturstellen	102
Tabelle 24:	Literaturstellen gefiltert nach „relevant“ und „zentral“ und ausgewählt nach einer potenziellen Übertragbarkeit der Ergebnisse.....	214
Tabelle 25:	Online-Fragebogen	222
Tabelle 26:	Ergebnisse der Online-Befragung (Berichtszusammenfassung) auf Grundlage des Fragebogens	224
Tabelle 27:	Übersicht über die Anzahl der Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben in den Bundesländern.....	233
Tabelle 28:	Default MCF Werte für häusliches Abwasser der Behandlung - Ausschnitt der näherungsweise in Frage kommenden Behandlungen.....	236
Tabelle 29:	Überblick der Untersuchungen von (Schouten et al. 2013 a/b)	238

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Langform
AbwV	Abwasserverordnung
aG	Abflusslose Grube (Abwassersammelgrube)
BDZ	Bildungs- und Demonstrationszentrum Dezentrale Infrastruktur – BDZ e.V.
BSB	Biochemische (Biologische) Sauerstoffbedarf
Bo	Maximale Methan-Bildungskapazität
CE	Communauté Européenne (Europäische Gemeinschaft)
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
CO ₂ eq	Kohlendioxidäquivalent
CSB	Chemische Sauerstoffbedarf
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DESTATIS	Statistische Bundesamt
DIBt	Deutsche Institut für Bautechnik
DIN	Deutsche Institut für Normung
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	Einwohner
Edez	Einwohner dezentral
EF	Emissionsfaktor
Eges	Einwohner gesamt

Abkürzung	Langform
EN	Europäische Norm
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
EW	Einwohnerwert
GK	Größenklasse
GWP	Global Warming Potential
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISI	Fraunhofer - Institut für System- und Innovationsforschung ISI
KA	Kläranlage
KKA	Kleinkläranlage
kt	Kilotonne
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
MCF	Methankonversionsfaktor
N ₂ O	Lachgas
PIA	Prüf- und Entwicklungsinstitut für Abwassertechnik an der RWTH Aachen e.V.
SdT	Stand der Technik
THG	Treibhausgas
TKN	Total Kjeldahl Stickstoff
NIR	National Inventory Report (Nationaler Inventarbericht)
UBA	Umweltbundesamt
UFORDAT	Umweltforschungsdatenbank des Umweltbundesamt
ULIDAT	Literaturdatenbank des Umweltbundesamt

Abkürzung	Langform
UNFCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
WHG	Wasserhaushaltsgesetz

Zusammenfassung

Bei der Quantifizierung der Emissionen im Bereich der kommunalen Abwasserwirtschaft besteht der Bedarf, die derzeit lediglich für abflusslose Gruben (aG) berechneten und berichteten Treibhausgas-Emissionen auf die aeroben/anaeroben Kleinkläranlagen (KKA) zu erweitern. Es soll überprüft werden, ob in Betrieb befindliche KKA eine THG-Relevanz haben und wenn ja, ob diese auf eine nicht zu vernachlässigende Gesamtemission hinweisen.

Derzeitige Datengrundlage für die KKA und aG bis einschließlich 2016 ist das Statistische Bundesamt (Fachserie 19, Reihe 2.1.3) – Daten für 2017 und 2018 wurden daraus extrapoliert. Der bisher für Deutschland verwendete Methankonversionsfaktor (MCF) für aG beträgt 0,173 und berücksichtigt eine Unsicherheit von $\pm 20\%$.

Im Ergebnis der Recherche zu den rechtlichen Rahmenbedingungen (EU, Bund, Länder) entstand eine umfassende Sammlung der gesetzlichen Vorgaben im Bereich der dezentralen Abwasserbehandlung. Die Gesetze regeln u.a. den Einbau, Betrieb und die Wartung von KKA und geben damit einen Überblick über den derzeitigen Status Quo in Deutschland. Eine Abschätzung zur künftigen Entwicklung der dezentralen Abwasserbehandlung ist auf Grundlage der Analyse der rechtlichen Regelungen nicht möglich.

Grundlage für die Mengenermittlung und damit Relevanzabschätzung der Treibhausgas-Emissionen aus KKA bildet eine möglichst genaue Abschätzung der Anzahl und räumlichen Verbreitung der verschiedenen KKA-Technologien. In einem ersten Schritt erfolgte die Abfrage und Auswertung von Daten zu KKA und aG aus den Lageberichten der Bundesländer. In einem nächsten Schritt erfolgte eine Abfrage bei den Umweltministerien der einzelnen Bundesländer zur Anzahl der dezentral angeschlossenen Einwohner, Anzahl von KKA und aG und wenn möglich, zu den bisher verbauten und in Betrieb befindlichen Verfahrenstechniken.

In Summe wird aktuell (Daten des Statistischen Bundesamtes, Fachserie 19, Reihe 2.1.3) das Abwasser von 1,90 Mio. Einwohnern, das entspricht ca. 2,3 % der Gesamtbevölkerung Deutschlands, dezentral über KKA und aG entsorgt. Bezogen auf die Anzahl an dezentralen Systemen sind das 644.251 Anlagen: 551.390 biologische KKA und 92.861 aG (Zahlen aus Abfrage der Umweltministerien).

Eine Prognose, wie die Anzahl der dezentral zu entsorgenden Einwohner sich ab 2019 entwickelt, ist aufgrund fehlender Daten nur schwer abzuleiten. Unter Beachtung der gesetzlichen Rahmenbedingungen und der geforderten technischen Umrüstungen lassen die vorliegenden Daten die Annahme zu, dass die Summe der dezentral zu entsorgenden Einwohner in etwa auf dem jetzigen Niveau bleiben und die Anzahl der KKA nicht weiter zunehmen wird. Es ist wahrscheinlicher, dass die Anzahl der KKA künftig eher zurückgehen werden, da in einigen Gebieten Deutschlands der Anschluss an zentrale Abwasserbehandlungsanlagen (KA) weiterhin stattfinden wird.

Bei der Abfrage der spezifischen Verfahrenstechniken konnten insgesamt fünf Bundesländer detaillierte Angaben machen. Bei den technischen Verfahren kommen am häufigsten die Belebungsverfahren, insbesondere die SBR-Anlagen zum Einsatz. Bei den naturnahen Verfahren sind es die Pflanzenkläranlagen.

Die anaerobe Abwasserreinigung spielt in Deutschland bei der Behandlung von häuslichem Abwasser keine signifikante Rolle, obwohl der Abbau von Abwasserinhaltsstoffen aus KKA grundsätzlich mit und ohne Sauerstoff im Abwasser stattfinden kann. Im dezentralen Bereich hat sich der aerobe Abbau (mit Sauerstoff) durchgesetzt.

Im Rahmen der Literatur- und Forschungsprojektrecherche werden 68 Quellen als thematisch ggf. relevant identifiziert. Davon beschäftigen sich zehn Publikationen mit dezentralen Anlagen,

49 mit zentralen Kläranlagen, drei mit Emissionen aus der Kanalisation und sechs generell mit Emissionen aus dem Abwassersystem.

Die Literatur- und Quellenrecherche hat gezeigt, dass bisher nur wenige Methanmessungen in KKA durchgeführt wurden. Die Ergebnisse dieser Publikationen sind aufgrund der Skalierung und der geografischen und damit klimatischen Verortung nicht direkt auf die hier vorliegende Fragestellung übertragbar, sie bieten aber gute Anhaltspunkte für zu erwartende Größenordnungen. Weitere Forschungsprojekte wurden nicht gefunden, die der Fragestellung im Projekt entsprechen. Daher wären genauere Betrachtungen zur Übertragbarkeit der vorhandenen Messwerte sowie zur Einschätzung des Potentials der Methanbildung in KKA empfehlenswert.

Mit Hilfe eines Online-Fragebogens wurde eine Umfrage „Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus Kleinkläranlagen“ im Rahmen des Projektes durchgeführt. Der Fragebogen wurde an 45 Vertreter persönlich und an ca. 300 Verbände als Sammelmail geschickt. Insgesamt haben 23 Akteure geantwortet. Die niedrige Rücklaufquote lässt vermuten, dass das Thema für einige Zielgruppen, wie z.B. die Abwasserverbände derzeit nicht relevant ist.

Inhaltlich konzentrierte sich die Abfrage auf Kenntnisse über und ggf. auf eigene Messungen/Daten von THG-Emissionen aus aeroben/anaeroben KKA sowie die erwartete zukünftige Entwicklung der dezentralen Abwasserentsorgung.

Die Umfrage ergab, dass für KKA keine relevanten Messdaten vorliegen, die für eine Neuberechnung/Ermittlung des MCF genutzt werden können. Bisher wurde noch nicht messtechnisch untersucht, unter welchen Bedingungen in KKA Treibhausgase entstehen und wie hoch die Menge/Konzentration der emittierten Gase tatsächlich ist. Es gibt keine standardisierte Messtechnik und -methodik für die Bestimmung der Emissionen. Hinsichtlich des Ziels des Vorhabens – die Ermittlung der Relevanz von THG Emissionen aus KKA - konnten mit der Befragung keine neuen Erkenntnisse gewonnen werden.

Um die erzielten Projektergebnisse einem Fachpublikum vorzustellen und mit ihnen zu diskutieren, wurde ein Online-Workshop zum Thema „Sind Emissionen aus abflusslosen Gruben sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen klimarelevant“? durchgeführt. In Vorbereitung des Workshops wurde ein Thesenpapier mit insgesamt sieben Thesen erarbeitet, in dem die Resultate der einzelnen Arbeitspakete sowie eigene Berechnungen zusammengefasst wurden. Im Rahmen des Workshops wurden die Thesen bewertet und diskutiert. Die Ergebnisse flossen in die weitere Projektarbeit ein.

Die wichtigsten Projektergebnisse sind nachfolgend kurz zusammengefasst:

- ▶ Die Bevölkerungsentwicklung von 1990 bis 2019 zeigt deutlich, dass trotz Zunahme der Gesamtbevölkerung die Einwohner, die dezentral entsorgen, konstant abnehmen. Im Jahr 1990 lag der dezentral zu entsorgende Anteil der Bevölkerung bei etwas mehr als 10 Mio. Einwohner, im Jahr 2019 lag der Anteil bei rd. 1,9 Mio. Einwohner.
- ▶ Proportional mit Abnahme der Einwohner, nimmt auch die Menge an CO₂eq dez (Summe aus N₂O und CH₄ aus KKA und aG) ab. Es ist anzunehmen, dass sich der Abnahmetrend in den nächsten Jahren fortsetzen wird.
- ▶ Bei einer Gesamtemission (kommunal) in Deutschland im Jahr 2019 von ca. 936 kt CO₂eq entsprechen die rd. 122 kt errechneten CO₂eq aus dezentralen Anlagen (KKA und aG) ca. 13 % der Gesamtemissionen an Treibhausgasen.

- ▶ Bezogen auf die Menge an Methan aus der dezentralen Abwasserbehandlung (KKA und aG) sind das für 2019 rd. 4 kt CO₂eq (bei einer Gesamtmethanmenge von 17 kt CO₂eq). Das entspricht einem Anteil von rd. 24 % der Gesamtmethanemission.
- ▶ Die jährlichen N₂O-Emissionen aus dezentralen Anlagen liegen 2019 bei rd. 0,06 kt CO₂eq (bei einer Gesamtlachgasmenge von 1,63 kt CO₂eq) und einem Durchschnittswert von 0,75 % der N_{ges}-Zulaufracht. Das entspricht einem Anteil von 3,5 % der Gesamtlachgasemission.
- ▶ Es ist davon auszugehen, dass keine relevanten Mengen von Lachgas aus KKA in die Umwelt emittieren, da die Anzahl der KKA mit Stickstoffelimination verglichen mit der Gesamtanzahl der KKA sehr gering ist. Lachgas kann daher bei der Betrachtung der THG-Emissionen eher vernachlässigt werden.
- ▶ Im Ergebnis der Literaturrecherche wird für aerobe KKA ein MCF von 0,167 vorgeschlagen.
- ▶ Bisher wurde noch nicht messtechnisch untersucht, unter welchen Bedingungen in KKA Treibhausgase entstehen und wie hoch die Menge/Konzentration der emittierten Gase tatsächlich ist. Aufgrund des umfangreichen Messaufwandes, verbunden mit einem hohen Kosteneinsatz, sind Aufwand und Nutzen für ein Messprogramm im Rahmen des Projektes nicht sinnvoll realisierbar. Auf die Durchführung wird daher verzichtet.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der prozentuale Anteil der Emissionen, für die die dezentrale Abwasserwirtschaft verantwortlich ist, im Vergleich zu den Gesamtemissionen von Treibhausgasen sehr klein ist. Es wurde festgestellt, dass es nur vereinzelte spezifische Messungen und Berichte zu dieser Problematik gibt und dass sowohl Messungen als auch Berechnungen keine eindeutigen Ergebnisse liefern. Bei den im Projekt durchgeführten Berechnungen gingen im Ergebnis bei allen Treibhausgasen die Emissionen über die Jahre zurück.

Geht man davon aus, dass die Anzahl der KKA und aG nicht zunehmen wird, kann geschlossen werden, dass der Anteil der THG-Emissionen aus KKA (und aG) in den nächsten Jahren gleichbleiben bzw. weiter abnehmen wird. Diesen Trend zeigt auch die vorläufige Treibhausgas-Bilanz für 2019 des Umweltbundesamtes (UBA 2020)¹.

Eine Prognose der zu erwartenden Emissionen aus KKA bis 2050 ist nicht möglich. DESTATIS² gibt für Deutschland und die Bundesländer bis 2060 lediglich an, dass die Gesamt-Bevölkerungszahl voraussichtlich ausgehend von rd. 83 Millionen im Jahr 2018 mindestens bis 2024 zunehmen und spätestens ab 2040 zurückgehen wird. Konkrete Zahlen für KKA und aG (dezentral angeschlossene Einwohner) werden dabei nicht hinterlegt. Eine Rolle wird auch spielen, wie sich die künftige prozentuale Verteilung der Bevölkerung in den Städten und deren Randgebieten bzw. in ländlichen Gebieten in den nächsten Jahrzehnten entwickelt. Auch davon wird abhängen, ob und wie sich die Anzahl der KKA ändern wird. Die Recherche zu den rechtlichen Rahmenbedingungen ergab ebenfalls keine belastbaren Aussagen über die künftige Relevanz der KKA. Eine Abschätzung der zukünftigen Entwicklung ist auf dieser Grundlage somit nicht möglich.

Aufgrund der geringen Relevanz der THG-Emissionen aus KKA in Bezug zur Gesamtemissionen an CO₂ sowie der im Projekt definierten spezifischen und umfangreichen Anforderungen an ein Messprogramm erscheinen derzeit Aufwand und Nutzen für die Durchführung eines

¹ <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/treibhausgasemissionen-gingen-2019-um-63-prozent>

² <https://www.destatis.de/DE/Themen/Querschnitt/Demografischer-Wandel/Aspekte/demografie-bevoelkerungsentwicklung.html>

Messprojektes als nicht angemessen. Im Bereich der dezentralen Abwasserbehandlung werden nur für die Abwassersammelgruben CH₄-Emissionen berechnet und berichtet (deutsche Inventarberichterstattung (NIR)). Gemessen wurde auch hier bisher nicht. Daher gibt es auch keine standardisierte Messmethodik für die Bestimmung der THG-Emissionen.

Summary

In order to quantify emissions in the municipal wastewater management sector, it is necessary to extend the greenhouse gas emissions, which are currently calculated and reported only for drain-free septic tanks (DST), to aerobic/anaerobic small wastewater treatment plants (SWWTPs). We shall first ascertain whether operating SWWTPs are relevant in terms of GHG and if so, whether or not their total emissions are negligible.

Our current source of data for SWWTP and DST up to and including 2016 is the Federal Statistical Office (Fachserie 19, Reihe 2.1.3); data for 2017 and 2018 were extrapolated from this. The methane conversion factor (MCF) for DST used for Germany up to now is 0.173 and factors in an uncertainty of $\pm 20\%$.

We amassed a comprehensive collection of the legal requirements for the decentralised wastewater treatment sector based on our research on the legal framework (EU, federal government and federal states). Among other things, the laws regulate the installation, operation and maintenance of SWWTPs and thus provide an overview of the current status quo in Germany. It is not possible to estimate the future development of decentralised wastewater treatment based on an analysis of the legal regulations.

The basis for determining the quantity and thus the relevance of greenhouse gas emissions from SWWTPs is as accurate an estimate as possible of the number and spatial distribution of the various SWWTP technologies. Our first step was to query and evaluate data on SWWTPs and DSTs from the management reports of the federal states. Then, we asked the Ministries of the Environment of the individual federal states about the number of decentralised connected residents, the number of SWWTPs and DSTs and, if possible, about the process technologies installed and in operation up to now.

In total (data from the Federal Statistical Office, Fachserie 19, Reihe 2.1.3), the wastewater of 1.90 million residents, which corresponds to approx. 2.3 % of the total population of Germany, is currently being decentrally disposed of via SWWTPs and DSTs. In terms of the number of decentralised systems, this amounts to 644,251 facilities: 551,390 biological SWWTPs and 92,861 DSTs (figures from survey of Ministries of the Environment).

A forecast of how the number of residents requiring decentralised disposal will develop after 2019 is difficult to derive due to a lack of data. Taking the legal framework conditions and the required technical upgrades into account, the available data allow us to assume that the total number of inhabitants requiring decentralised disposal will remain at about the current level and that the number of SWWTPs will not continue to increase. It is more likely that the number of SWWTPs will tend to decrease in the future, as some areas of Germany will continue to be connected to centralised wastewater treatment plants (WWTPs).

When asked about specific process technologies, a total of five states were able to provide detailed information. The technical processes most frequently used are activated sludge processes, particularly sequencing batch reactor (SBR) plants. The most widely used near-natural process is that of constructed wetlands.

Anaerobic wastewater treatment does not play a significant role in the treatment of domestic wastewater in Germany, although the degradation of wastewater constituents from small wastewater treatment plants can, in principle, take place with or without oxygen in the wastewater. Aerobic degradation (with oxygen) has become established in the decentralised sector.

Our review of the literature and research projects identified 68 sources as potentially being thematically relevant. Of these, ten publications are concerned with decentralised plants, 49

with centralised wastewater treatment plants, three with emissions from sewage water systems and six generally with emissions from the wastewater system.

Our review of the literature and sources has revealed that few methane measurements have been collected at SWWTPs up to now. Due to the scaling and the geographical and thus climatic location, the results of these publications are not directly transferable to the issue under investigation, but they do provide good indications of the orders of magnitude to be expected. We found no other research projects that correspond to the objective of the project. Therefore, we recommend more detailed considerations of the transferability of the existing measured values and of the assessed potential for methane formation in SWWTPs.

A survey entitled, "Determining the relevance of greenhouse gas emissions from small wastewater treatment plants" was conducted as part of the project by means of an online questionnaire. The questionnaire was personally sent to 45 representatives and as a mass mailing to approximately 300 associations. A total of 23 stakeholders responded. The low response rate suggests that the topic is not currently relevant to some of the target groups, such as wastewater associations.

In terms of content, the query focused on the respondents' knowledge of and, if applicable, their own measurements/data on GHG emissions from aerobic/anaerobic SWWTPs as well as the expected future development of decentralised wastewater disposal.

The survey revealed that no relevant measurement data are available for SWWTPs that can be used to recalculate or determine the MCF. As of yet, there has been no metrological investigation of the conditions under which greenhouse gases are produced in SWWTPs or of the actual quantity/concentration of the emitted gases. There is no standardised measurement technique or methodology for determining emissions. With regard to the objective of the project, a determination of the relevance of GHG emissions from SWWTPs, we were not able to obtain any new findings from the survey.

In order to present the achieved project results to an expert audience and to discuss the results with them, we held an online workshop on the topic, "Are emissions from drain-free septic tanks and aerobic and anaerobic small wastewater treatment plants climate-relevant?" In preparation for the workshop, we prepared a thesis paper with a total of seven theses, in which we summarised the results of the individual work packages and our own calculations. The theses were evaluated and discussed during the workshop. The results were incorporated into the continuing project work.

The most important project results are briefly summarised below:

- ▶ The demographics from 1990 to 2019 clearly show that, despite an increase in the total population, the number of residents who dispose of waste in a decentralised manner is constantly decreasing. In 1990, the proportion of the population requiring decentralised disposal was slightly more than 10 million; in 2019, it was approximately 1.9 million.
- ▶ The amount of CO₂eq. decentralised (sum of N₂O and CH₄ from SWWTPs and DSTs) decreases proportionately with the decrease in population. It can be assumed that the declining trend will continue in the coming years.
- ▶ With total emissions (municipal) of approx. 936 kt of CO₂eq. in Germany for 2019, the approx. 122 kt of CO₂eq. calculated from decentralised plants (SWWTPs and DSTs) corresponds to approx. 13 % of total greenhouse gas emissions.
- ▶ In relation to the amount of methane from decentralised wastewater treatment (SWWTPs and DSTs), this amounts to approx. 4 kt CO₂eq. for 2019 (out of a total methane volume of

17 kt CO₂eq.). This corresponds to a share of approximately 24 % of total methane emissions.

- ▶ Annual N₂O emissions from decentralised plants in 2019 are approximately 0.06 kt CO₂eq (out of a total nitrous oxide of 1.63 kt CO₂eq.) and an average value of 0.75 % of the Nges influent load. This corresponds to a share of 3.5 % of total nitrous oxide emissions.
- ▶ It can be assumed that no relevant quantities of nitrous oxide are emitted to the environment from SWWTPs, as the number of SWWTPs with nitrogen elimination is very small compared to the total number of SWWTPs. Nitrous oxide can therefore be rather neglected when considering GHG emissions.
- ▶ As a result of the literature review, an MCF of 0.167 is suggested for aerobic small wastewater treatment plants.
- ▶ As of yet, there has been no metrological investigation of the conditions under which greenhouse gases are produced in SWWTPs or of the actual quantity/concentration of the emitted gases. Due to the extensive effort involved in obtaining measurements, combined with high costs, the cost-benefit ratio for a measurement programme cannot be reasonably justified within the scope of the project. The programme will, therefore, not be implemented.

In summary, the percentage of emissions for which decentralised wastewater management is responsible is very small compared to total greenhouse gas emissions. It was noted that there are only isolated specific measurements and reports on this issue and that neither measurements nor calculations provide clear results. The calculations performed during the course of the project showed that emissions of all greenhouse gases decreased over the years.

Assuming that the number of SWWTPs and DSTs do not increase, we can conclude that the share of GHG emissions from SWWTPs (and DSTs) will remain the same or continue to decrease in the coming years. This trend is also demonstrated by the preliminary greenhouse gas balance for 2019 of the Federal Environment Agency (UBA 2020).

It is not possible to forecast the emissions to be expected from SWWTPs up to 2050. For Germany and the federal states until 2060, the only indication from DESTATIS [German Federal Statistical Office] is that the total population is expected to increase from approx. 83 million in 2018 at least until 2024 and to begin declining in 2040 at the latest. No concrete figures for SWWTPs and DSTs (decentralised connected residents) have been stored. The way in which the future percentage distribution of the population in cities and their outskirts or in rural areas develops over the next decades will also play a role. This will also determine whether and how the number of SWWTPs will change. Our research on the legal framework conditions did not yield any reliable statements on the future relevance of SWWTPs either. It is therefore not possible to estimate future developments on this basis.

Due to the low relevance of GHG emissions from SWWTPs in relation to total CO₂ emissions, as well as the specific and extensive requirements for the measurement programme defined in this project, the cost-benefit ratio for implementing a measurement project do not appear to be appropriate at present. In the decentralised wastewater treatment sector, CH₄ emissions are only calculated and reported for wastewater collection pits (German Inventory Reporting (NIR)). Measurements have not yet been taken here either. Therefore, there is no standardised measurement methodology for determining GHG emissions.

1 Einleitung / Hintergrund

Studien und Untersuchungen, die sich mit der Nachhaltigkeit von KKA befassen, adressieren in aller Regel die gängigen Kriterien der siedlungswasserwirtschaftlichen Funktionen. Neben der Siedlungshygiene, dem Gewässerschutz und der Kosteneffizienz spielt dabei auch die Flexibilität bzw. die Generationengerechtigkeit eine Rolle, die sich dadurch ausdrückt, dass keine hohen „sunk costs“ entstehen, die über lange Zeiträume die Haushalte belasten.

Die demografische Entwicklung in Deutschland und der damit verbundene Strukturwandel verändert die Inanspruchnahme der siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastrukturen insbesondere im ländlichen Raum. Durch die wachsende Bedeutung der effektiveren Nutzung der regional verfügbaren Ressourcen und technischen Innovationen ändern sich zunehmend auch die Rahmenbedingungen für die Wasserver- und Abwasserentsorger. Es ist anzunehmen, dass Abwasser künftig noch intensiver als Wertstoff behandelt wird und die darin enthaltenen Nährstoffe vermehrt aufbereitet und wiederverwendet werden.

KKA können gerade im dispers besiedelten Raum Lösungen bieten, die durch kurze Abschreibungszeiten Flexibilität für etwaige Anpassungsbedarfe schaffen. Sie können somit durchaus auch langfristig Teil des siedlungswasserwirtschaftlichen Systems sein, was eine Abschätzung der klimarelevanten Emissionen umso notwendiger macht.

2 Rechtliche Rahmenbedingungen – Auswirkungen auf die zukünftige Verbreitung von Kleinkläranlagen

Die großen zentralen Ver- und Entsorgungssysteme müssen immer öfters auf Schwankungen des Abwasseranfalls flexibel reagieren. Hinzu kommt ein sinkender Wasserbedarf der Haushalte und steigende Preise für Energie und Rohstoffe, die die Rahmenbedingungen weiter ändern und sich auf die zukünftige Entwicklung der Infrastrukturen auswirken werden.

Mit der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EU-WRRL)³ wird das Ziel verfolgt, den guten Zustand der Gewässer zu erreichen. Auch in weniger dicht besiedelten Gebieten soll die Abwasserentsorgung an den gesetzlich geforderten „Stand der Technik“ (SdT) zur ordnungsgemäßen Abwasserbeseitigung mit möglichst geringem Aufwand angepasst werden. Die Errichtung von zentralen Abwasserentsorgungssystemen ist dabei nicht mehr zwingend vorgeschrieben. Im Zuge der Etablierung des dezentralen Abwassermanagements sind mittlerweile vollbiologische KKA als dauerhafte Lösung anerkannt und finden in einem relevanten Umfang auch Anwendung. Die Reinigung von häuslichem Abwasser durch dezentrale Anlagen wird als gleichwertig zur zentralen Abwasserreinigung angesehen.

Das anfallende Abwasser aus Haushalten, Gewerbe oder Industrie darf in Deutschland nicht ungeklärt in Flüsse und Seen eingeleitet werden. Eine ordnungsgemäße Abwasserentsorgung (Wasserhaushaltsgesetz - WHG)⁴ ist Teil des Gewässerschutzes und dient dem Schutz des Allgemeinwohls (§ 55 Abs. 1 WHG). Die Abwasseranlagen sind so zu errichten, zu betreiben und zu unterhalten, dass die Anforderungen an die Abwasserbeseitigung eingehalten werden (§ 60 WHG). Das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer ist nur erlaubt, wenn die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem SdT möglich ist. Konkretisiert wird das in der Verordnung über die Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV)⁵. Für häusliches und kommunales Abwasser gilt der Anhang 1 der AbwV. Die Mindestanforderungen an das Abwasser für das Einleiten in ein Gewässer werden nach Größenklassen (GK) gegliedert, KKA entsprechen der GK 1. Hiernach darf das einzuleitende Abwasser höchstens einen chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) von 150 mg/l und einen biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅) von 40 mg/l aufweisen.

Für den Bau und Betrieb von KKA gibt es neben den harmonisierten technischen Normen, die es einzuhalten gilt, weitere allgemeine anerkannte Regeln der Technik. Diese von der DWA erarbeiteten Arbeits- und Merkblätter sind Regelwerke, die jedoch keine mit Rechtsnormen vergleichbare Wirkung haben.

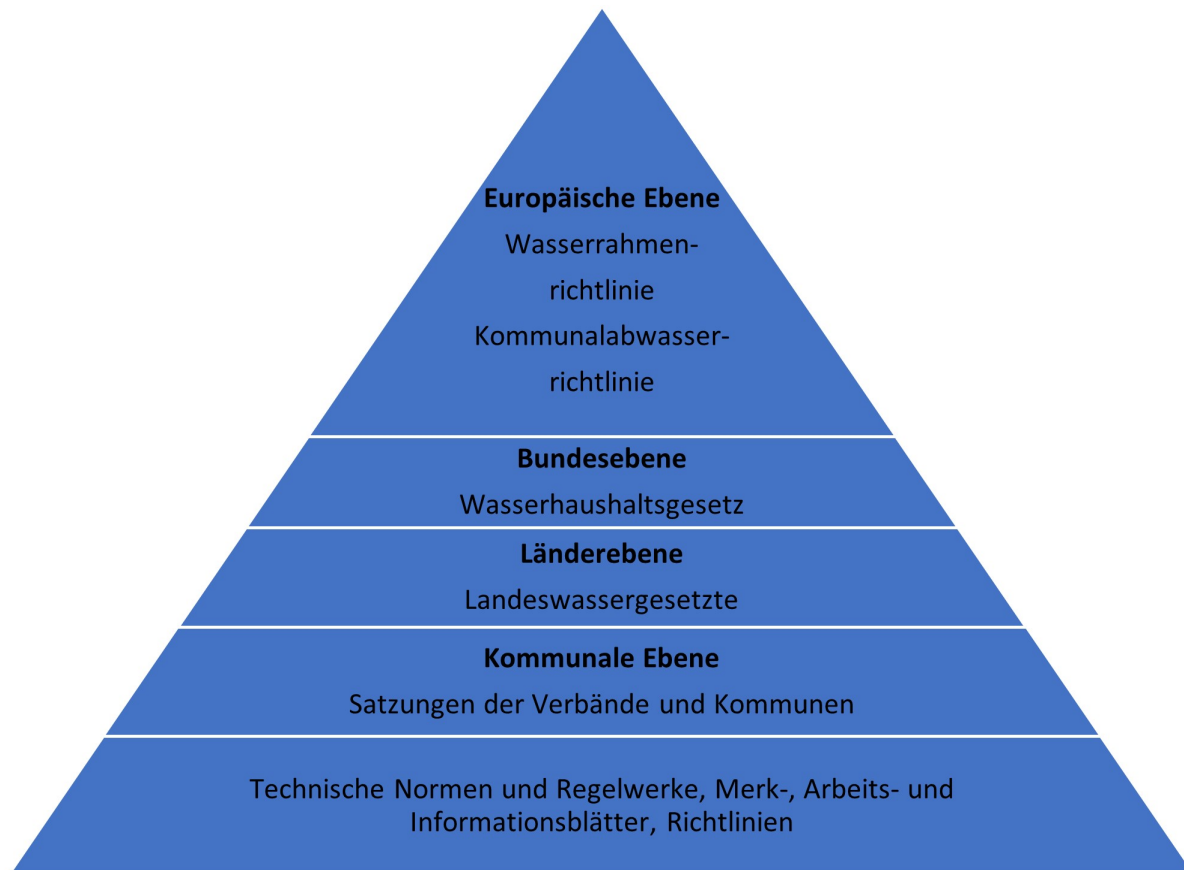
Die Abbildung 1 zeigt die grundlegenden Gesetze und Verordnungen im Bereich Wasser/Abwasser auf Europäischer sowie Bundes-, Länder- und Kommunalebene.

³ <https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie-2000-60-eg-zur-schaffung-eines-ordnungsrahmens-fuer-massnahmen-der-gemeinschaft-im-bereich-der-wasserpoltik>

⁴ <https://www.bmu.de/gesetz/gesetz-zur-ordnung-des-wasserhaushalts>

⁵ <https://www.bmu.de/gesetz/verordnung-ueber-anforderungen-an-das-einleiten-von-abwasser-in-gewaesser>

Abbildung 1 Grundlegende Gesetze, Verordnungen und technische Regelwerke auf Europäischer, Bundes-, Länder- und Kommunalen Ebene



Quelle: eigene Darstellung, BDZ e.V.

2.1 Europäische Ebene

Zentrales Ziel der Ende des Jahres 2000 in Kraft getretenen Richtlinie 2000/60/EG⁶ des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-WRRL) ist der gute Zustand möglichst aller Gewässer bis 2015. Für die Umsetzung auf nationaler Ebene (Umsetzung in Bundes- und Landesrecht) waren die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union verantwortlich.

Auf Bundesebene ist dies im Wasserhaushaltsgesetz (WHG), in der Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung – GrwV) sowie in der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OgewV) erfolgt.

Gemäß § 82 und 83 des WHG sind für die Flussgebietseinheiten Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme zu erstellen. Die Bewirtschaftungspläne fassen alle für den Bezugsraum relevanten Informationen und Aufgaben (z.B. Bestandsaufnahme, Überwachungsprogramme, Maßnahmenprogramme) zusammen und sollen damit die gebiets- und sektorenübergreifende Koordination erleichtern. Die Maßnahmenprogramme sind ein zentraler Bestandteil der Bewirtschaftungsplanung jeder Flussgebietseinheit.

Mit der Umsetzung der darin enthaltenen Maßnahmen soll das wichtigste Ziel der EU-WRRL, der gute Zustand von Grund- und Oberflächenwasserkörpern, erreicht werden.

⁶ <https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie-2000-60-eg-zur-schaffung-eines-ordnungsrahmens-fuer-massnahmen-der-gemeinschaft-im-bereich-der-wasserpolitik>

Die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme wurden im Jahr 2009 erstmals erstellt. Sie werden alle sechs Jahre überprüft und nötigenfalls aktualisiert. Die praktische Umsetzung der Maßnahmenprogramme und Vorgaben erfolgte mit Hilfe eines durch den LAWA-Ausschuss (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) bereitgestellten Maßnahmenkataloges (LAWA 2020)⁷. Der Neubau und die Umrüstung von KKA mit dem Ziel einer Anpassung an den SdT werden im bundeseinheitlichen LAWA-Maßnahmenkatalog als eigenständige Maßnahmennummer 7 geführt.

Im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung gilt die Europäische Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 21. Mai 1991 (91/271/EWG)⁸. Die Kommunalabwasserrichtlinie regelt für die Mitgliedstaaten verpflichtend die Einleitung, Sammlung und Behandlung von kommunalem Abwasser und von biologisch abbaubaren Industrieabwasser. Ziel der Richtlinie ist es, die Gewässerverschmutzung durch eine unzureichende Abwasserbehandlung zu reduzieren.

Die Richtlinie ist mit der Abwasserverordnung des Bundes umgesetzt. Gemäß den Vorgaben der EG-Richtlinie ist alle zwei Jahre ein Lagebericht zu veröffentlichen, in dem über den Stand der kommunalen Abwasserbeseitigung und der Klärschlamm Entsorgung informiert wird.

Die Tabelle 1 zeigt eine Übersicht der derzeit gültigen Europäischen Richtlinien zum Wasserrecht.

Tabelle 1: Übersicht der derzeit gültigen Europäischen Richtlinien zum Wasserrecht

Richtlinie	Quelle
Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie-200060eg-zur-schaffung-eines-ordnungsrahmens-fuer-massnahmen-der-gemeinschaft-im-bereich/
Grundwasserrichtlinie (GWRL)	https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie-201480eu-zur-aenderung-von-anhang-ii-der-richtlinie-2006118eg-zum-schutz-des-grundwass/
Hochwasserrisikomanagement-richtlinie (HWRM)	https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32007L0060
Kommunale Abwasserrichtlinie	https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie-91271ewg-ueber-die-behandlung-von-kommunalem-abwasser/
Nitratrihtlinie	https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie-91676ewg-zum-schutz-der-gewaesser-vor-verunreinigung-durch-nitrat-aus-landwirtschaftlich/
Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik (UQN-RL)	https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewasser/gewaesserschutzrecht/europa/eu-richtlinie-ueber-umweltqualitaetsnormen-im-bereich-der-wasserpolitik/

⁷ https://www.lawa.de/documents/lawa-blano-massnahmenkatalog_1594133389.pdf

⁸ <https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie-91-271-ewg-ueber-die-behandlung-von-kommunalem-abwasser>

2.2 Bundesebene

Die Anforderungen an dezentrale Abwasseranlagen (KKA), die häusliches Abwasser behandeln, sind in den gesetzlichen Regelungen des Bundes und der Länder festgelegt (vgl. Tabelle 2).

Auf dem Gebiet des Wasserhaushaltes hat der Bund das Recht, Rahmenvorschriften zu erlassen. Damit kann der Bund den Ländern einen rechtlichen Regelungsrahmen vorgeben, den die Länder durch eigenes Landesrecht ausfüllen müssen und ergänzen können.

Die zentrale rechtliche Regelung des Bundes ist das WHG. Dieses regelt in den §§ 54 bis 61 die Abwasserbeseitigung. Zunächst wird in den Grundsätzen der Abwasserbeseitigung (§ 55 Abs.1 WHG) vorgegeben, dass Abwasser so zu beseitigen ist, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Klargestellt wird, dass auch die Beseitigung von häuslichem Abwasser durch dezentrale Anlagen dem Wohl der Allgemeinheit dient. Ferner wird die Abwasserreinigung nach dem SdT (§ 57, § 60 WHG) in Verbindung mit den Anforderungen der AbwV Anhang 1 vorgeschrieben. Der für häusliches und kommunales Abwasser einschlägige Anhang 1 der AbwV gilt seit dem 1. August 2002 auch für Kleineinleitungen und ist damit für KKA anzuwenden.

Tabelle 2: Gesetze und Vorschriften des Bundes, die Regelungen zu Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben treffen

Gesetze / Vorschriften	Quellen
Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts	http://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/inhalts_bersicht.html
Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer	http://www.gesetze-im-internet.de/abwag/
Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer	http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/index.html
Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (AwSV)	http://www.bgb1.de/xaver/bgb1/start.xav?startbk=Bundesanzeiger_BGB1&jumpTo=bgb117s0905.pdf
Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung – GrwV)	http://www.gesetze-im-internet.de/grwv_2010/index.html
Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OgewV)	https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/index.html

2.3 Länderebene

Mit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie wurden in den Bundesländern neue gesetzliche Anforderungen an den Gewässerschutz gestellt. Das Wasserrecht der Länder ergänzt zum Teil das Bundesrecht, in Einzelfällen kann es aber auch abweichende Regelungen enthalten. Grundlage bilden in allen Bundesländern die jeweiligen Landeswassergesetze bzw.

Landesverordnungen. Diese regeln auch die Abwasserbeseitigung. Hinzu kommen länderspezifische Richtlinien, Vorschriften und Erlasse, die die Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum, den Einsatz von KKA und aG, die Wartung, die Überwachung und Kontrolle sowie die Gebührenerhebung regeln (siehe A.1, Tabelle 22). Der Vollzug aller wasserrechtlichen Vorschriften, auch der Bundesgesetze ist Sache der Länder.

Die jeweiligen Landeswassergesetze in Verbindung mit dem WHG des Bundes legen somit die Mindestanforderungen für das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer und für den Betrieb, die Wartung und die Überwachung von KKA fest.

2.4 Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der dezentralen Abwasserbehandlung anhand der rechtlichen Rahmenbedingungen

Mit Inkrafttreten der EU-WRRL wurden in Deutschland neue gesetzliche Anforderungen an den Gewässerschutz gestellt. Dabei erfolgte die Umsetzung der EU-WRRL durch die Bundesländer und deren Wasserbehörden. Der Fokus wurde dabei verstärkt auf einen guten ökologischen Zustand der Fließgewässer gerichtet. Eine Voraussetzung für intakte Gewässer ist auch eine ordnungsgemäße Abwasserbeseitigung durch KKA.

Die Herangehensweise bei der Umsetzung erfolgte in den Bundesländern unterschiedlich. Neben regionalen Informationsveranstaltungen und Einbeziehung der Bürger, über staatliche Förderungen zum Bau von KKA bis hin zur Einsetzung von privaten Sachverständigen, die die Aufgaben der Wasserbehörden übernahmen, waren die Maßnahmen breit gefächert. Der Erfolg der Umsetzung hing dabei stark vom Engagement und der Unterstützung der beteiligten Akteure ab.

Die Grundsätze und gesetzlichen Anforderungen an KKA sind in Deutschland geregelt. Alle serienmäßig hergestellten und in Verkehr gebrachten KKA müssen mit der CE-Kennzeichnung nach den harmonisierten Normen DIN EN 12566-1, 3, 4, 6 und 7 versehen sein. Voraussetzung für die Errichtung einer Anlage ist eine wasserrechtliche Genehmigung bzw. Erlaubnis durch die zuständige Behörde. Anhand der wasserrechtlichen Bestimmungen wird auch festgelegt, welche Reinigung in welchem Umfang erfolgen muss (Reinigungsanforderungen). Für Betrieb und Wartung sind technische Regelwerke zu beachten, insbesondere die DIN 4261, die DIN EN 12566 und die DWA-Arbeitsblätter (DWA-A). KKA müssen damit bestimmten technischen Anforderungen genügen. Werden diese Standards nicht erreicht, kann der Betrieb unzulässig sein.

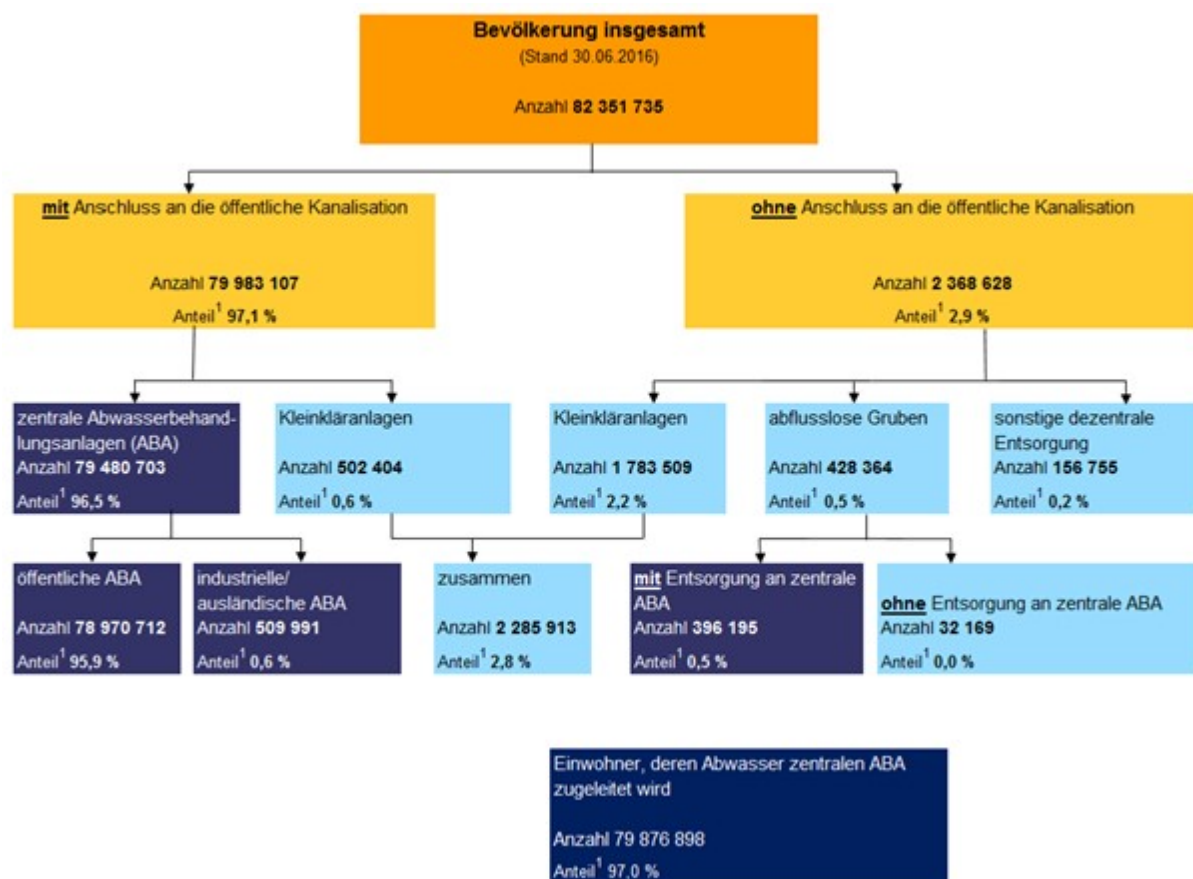
Die Recherche zu den rechtlichen Rahmenbedingungen ergab keine belastbaren Aussagen über die künftige Relevanz der KKA bei der häuslichen Abwasserbeseitigung. Vorgegeben wird lediglich der Status Quo der Mindestanforderungen für das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer und für den Betrieb, die Wartung und die Überwachung von KKA. Eine Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der dezentralen Abwasserbehandlung ist auf dieser Grundlage nicht möglich.

3 Anzahl sowie räumliche und typologische Verbreitung von Kleinkläranlagen

Das Statistische Bundesamt veröffentlicht in seiner Fachserie 19-Umwelt (Reihe 2.1.2, Seite 16) Daten zur Anzahl von nichtöffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen (siehe Abbildung 2). Im Jahr 2016 hatten rund 2,4 Mio. Einwohner, das entspricht etwa 2,9 % der Gesamtbevölkerung in Deutschland, keinen Anschluss an die öffentliche Kanalisation. Davon entsorgten ca. 428.000 Einwohner (0,5 % der Bevölkerung) ihr Abwasser über abflusslose Gruben und 1,8 Mio. Einwohner über KKA. Das Abwasser der genannten 0,5 % aG wird über zentrale Abwasserbehandlungsanlagen entsorgt.

Zusätzlich reinigten rund 500.000 Einwohner ihr Abwasser (ca. 0,6 % der Bevölkerung) über KKA mit Anschluss an die öffentliche Kanalisation. Das sind Gebiete bzw. Grundstücke, in denen ein Vollanschluss an eine zentrale Kläranlage i.d.R. nicht wirtschaftlich vertretbar ist. Es kommen vollbiologische KKA zum Einsatz, obwohl die Grundstücke an einen öffentlichen Kanal angeschlossen sind. Zusammen mit den KKA ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation (dezentrale Systeme) reinigen somit rd. 2,3 Mio. Einwohner (ca. 2,8 % der Bevölkerung) ihr Abwasser mit vollbiologischen KKA. Hiervon ausgenommen sind die aG und sonstige dezentrale Entsorgungsmöglichkeiten.

Abbildung 2: Anschluss der Bevölkerung an die Kanalisation und Abwasserbehandlung in Deutschland 2016



Quelle: DESTATIS 2016a

1 Anteil der Bevölkerung in Deutschland insgesamt (Stand 30.06.2016)

3.1 Lageberichte der Bundesländer – Aktueller Stand der kommunalen Abwasserbeseitigung

Grundlage für die Mengenermittlung und damit Relevanzabschätzung der Treibhausgas-Emissionen aus KKA bildet eine möglichst genaue Abschätzung der Anzahl und räumlichen Verbreitung der verschiedenen KKA-Technologien. Daher erfolgte in einem ersten Schritt die Abfrage und Auswertung von Daten zu KKA und aG der Bundesländer.

Die Bundesländer dokumentieren den kommunalen Stand der Abwasserbeseitigung und Klärschlamm Entsorgung in Form eines Lageberichtes. Die Herausgabe erfolgt alle zwei Jahre, die Berichte sind öffentlich verfügbar und zeigen den aktuellen Stand der Umsetzung der rechtlich vorgegebenen Anforderungen durch die EU.

Für die Datenerhebung wurden die Lageberichte auf Informationen zu Anzahl und Art der KKA untersucht. Die Erfassung der Anzahl und Art von KKA und aG in den Bundesländern ist sehr unterschiedlich. So erfolgt bspw. entweder eine einwohnerspezifische Erfassung der Abwasserbeseitigung durch KKA und/oder aG (die Anzahl der verbauten KKA/aG waren dadurch nicht zu ermitteln) oder es werden nur die technischen Systeme (KKA) erfasst, nicht aber die Abwassersammelgruben. Häufig werden Daten aus älteren Berichten wieder verwendet, obwohl sich möglicherweise die Anzahl der Einwohner erhöht bzw. verringert hat. Eine Aktualisierung der Daten erfolgt nicht zwingend bei der Herausgabe eines neuen Lageberichtes.

Die nachfolgende Tabelle 3 gibt einen deutschlandweiten Überblick über die dezentrale Abwasserentsorgung entsprechend den Lageberichten.

Tabelle 3: Überblick über die dezentrale Abwasserentsorgung in den Bundesländern – Ergebnisse aus den Lageberichten

Bundesland	Jahr	E _{dez}	Anschlussgrad (Kanal)	Anschlussgrad (KA)	Anzahl KKA	Anzahl aG	Bemerkungen
Baden-Württb.	2019	51.000	99,0%				von den 51.000 E haben rd. 35.000 E eine ordnungsgemäße Abwasserentsorgung; rd. 5.000 Anlagen müssen noch ertüchtigt oder gebaut werden (entspricht ca. 16.000 E, 0,15 % der Bevölkerung Baden-Württb.)
Bayern	2018		97,0%				
Berlin							

Bundesland	Jahr	E _{dez}	Anschlussgrad (Kanal)	Anschlussgrad (KA)	Anzahl KKA	Anzahl aG	Bemerkungen
Brandenburg	2019		88,5%				Stand 2017: 8,4% in aG und 3,1% in KKA (77.000 E)
Bremen	2019		99,98%		95	720	95 KKA entspricht ca. 285 E
Hamburg	2018		99,8%				keine Angaben zu KKA/aG
Hessen	2018		99,5%				0,2% entsorgen über aG; 0,3% über KKA
Mecklenburg-Vorp.	2019	162.000	90,0%		52.900	18.700	
Niedersachsen	2019		94,7%		150.000		450.000 E entsorgen dezentral
Nordrh.-Westf.	2016/18		98,0%		80.030	6.429	
Rheinl.-Pfalz	2018		99,5%	99,4%			keine Angaben zu KKA/aG
Saarland	2018		100,0%	99,0%			keine Angaben zu KKA/aG
Sachsen	2018	363.000		90,0% nach dem SdT			ca. 98% der sächsischen Bevölkerung reinigen nach SdT (zentr./dez.); E _{dez} 339.500 nach dem SdT; keine Angaben zu KKA/aG

Bundesland	Jahr	E _{dez}	Anschlussgrad (Kanal)	Anschlussgrad (KA)	Anzahl KKA	Anzahl aG	Bemerkungen
Sachsen-Anhalt	2019	106.000	95,2%				keine Angaben zu KKA/aG
Schlesw.-Holst.	2018			95,0%			keine Angaben zu KKA/aG
Thüringen	2019			80,0%			keine Angaben zu KKA/aG

Es ist festzustellen, dass in den Lageberichten kaum Angaben zur Anzahl der verbauten KKA und aG in Deutschland zu finden sind. Obwohl die Angaben für die Berechnung der THG – Emissionen nicht relevant sind, wäre eine Aktualisierung der Daten, insbesondere auch für das Statistische Bundesamt hilfreich. Dieses erfasst alle drei Jahre u.a. Informationen zu KKA und aG. Aktuelle Ergebnisse liegen derzeit aus dem Berichtsjahr 2016 vor.

3.2 Befragung der Umweltministerien zu Anzahl und Art von Kleinkläranlagen

In einem nächsten Schritt erfolgte eine Abfrage bei den Bundesländern zu Anzahl von KKA / aG. Das offizielle Anschreiben an die jeweiligen Umweltministerien ist dem Anhang A.2 beigelegt.

Die Ergebnisse sind Tabelle 4 in zusammengefasst.

Tabelle 4: Übersicht über die Anzahl der Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben in Abhängigkeit der Einwohner in den Bundesländern (Abfrage der Umweltministerien im Rahmen des Projektes)⁹

Bundesland	Daten von	E _{ges} *	E _{dez}	Anteil in % (dez.)	Anzahl KKA	Anzahl aG	Bemerkungen
Baden-Württemberg	2018	11.069.533	61.382	0,6	7.494	6.759	
Bayern	2016/19	13.076.721	400.000	3,1	83.000	16.100	
Berlin	k.A.	3.644.826	k.A.		166	5.945	Sickergruben: 422; aG gesamt: 74.307, davon 92 % in Kleingärten / Siedlungen und 8 % in

⁹ Daten wurden nach der Vorstellung und Diskussion des Thesenpapiers im Rahmen des Workshops korrigiert und angepasst

Bundesland	Daten von	E _{ges} *	E _{dez}	Anteil in % (dez.)	Anzahl KKA	Anzahl aG	Bemerkungen
							Einzelgrundstücken
Brandenburg	2017	2.511.917	576.846	23,0			aG: 422.516 E, KKA: 154.330 E; keine andere Erfassung
Bremen	2018	682.986	1.707	0,2	95	711	
Hamburg	2019	1.841.179	12.430	0,7	680	2.650	Anzahl aG geschätzt; 811 Sicker- bzw. Mehrkammergruben
Hessen	2020	6.265.809	30.000	0,5	2.900	1.500	
Mecklenburg-Vorpommern	2019	1.609.675	160.000	9,9	53.790	19.630	
Niedersachsen	2020	7.982.448	231.353	2,9	100.844	4.065	
Nordrhein-Westfalen	2014/18	17.932.651	497.632	2,8	80.030	6.429	
Rheinland-Pfalz	2019	4.084.844	21.500	0,5	2.540	190	
Saarland	2020	990.509	9.467	1,0	1.166	329	
Sachsen	2017/20	4.077.937	358.428	8,8	102.985	13.653	
Sachsen-Anhalt	2018	2.208.321	106.000	4,8	27.000	14.000	
Schleswig-Holstein	2019	2.896.712	157.000	5,4	43.700	900	
Thüringen	k.A.	2.143.145	117.000	5,5	45.000		413 E (2014) leiten in aG
SUMME		83.019.213	2.740.745		551.390	92.861	

*Einwohnerzahlen (gesamt) aus: <https://www.statistikportal.de/de/bevoelkerung/flaeche-und-bevoelkerung> (Stand: 31.12.2018)

Mit der Abfrage bei den Umweltministerien konnten im Vergleich zu der Auswertung der Lageberichte spezifischere Informationen erhalten werden. Bei einigen Bundesländern (bspw. Brandenburg, Thüringen, Niedersachsen) wurden Abweichungen zwischen dem Lagebericht und der Abfrage über das Umweltministerium festgestellt.

Hinweis: Für die Berechnungen in Kapitel 7 werden Daten des Statistischen Bundesamtes und des Umweltbundesamtes verwendet. Die in Tabelle 4 ermittelte Einwohnerzahl (E_{dez}) ist nicht Grundlage für die Berechnungen der Jahresemissionen für 2019, da die Bundesländer keine einheitliche Erhebung der Einwohnerzahlen vorgenommen haben.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass in Deutschland derzeit ca. 645.000 KKA und aG verbaut und in Betrieb sind. Man kann davon ausgehen, dass die Anzahl an KKA und aG höher ist, da die Bundesländer Brandenburg und Thüringen keine Angaben dazu veröffentlicht haben.

3.2.1 Übersicht über die spezifischen Verfahrenstechniken

Eine Untergliederung in die verschiedenen Verfahrenstechniken muss im Lagebericht nicht explizit ausgewiesen werden. Deshalb wird nur von einigen Bundesländern zum Zwecke der Überwachung und des wasserrechtlichen Vollzuges die Anlagentechnik dokumentiert. Die nachfolgende Tabelle 5 zeigt eine Übersicht der Bundesländer, die eine Unterteilung der KKA in technische und naturnahe Verfahren vornehmen.

In den naturnahen Systemen kommt in der Regel keine Technik zum Einsatz, die Abwasserreinigung erfolgt durch einen Boden- bzw. Filterkörper. Hierzu zählen hauptsächlich Pflanzenkläranlagen (vertikal, horizontal). In technischen Kläranlagen hingegen geschieht die Abwasserreinigung mit technischen Einrichtungen, wie Pumpen oder Druckbelüftern.

Tabelle 5: Unterteilung der KKA in technische und naturnahe Verfahren (Ergebnisse der Abfrage der Bundesländer)

Bundesland	Technische Verfahren	Naturnahe Verfahren	Erhebungsjahr
Bayern	41.895	5.700	2016/19
Bremen	66	29	2018
Hessen	2.100	800	2020
Niedersachsen	81.080	14.812	2020
Nordrhein-Westfalen	22.625	14.809	2014/18
Saarland	917	249	2020
Sachsen	101.085	1.900	2017/20
Schleswig-Holstein	16.000	27.700	2019

Bei der Abfrage der spezifischen Verfahrenstechniken konnten insgesamt fünf Bundesländer detailliertere Angaben machen. Aufgrund der spezifischen Unterteilung in technische und naturnahe Verfahren und der Einbeziehung von Klärverfahren, die nicht mehr dem SdT entsprechen, gibt es in einigen Bundesländern in der Gesamtanzahl der KKA abweichende Angaben.

Es ist anzumerken, dass bei den naturnahen Verfahren neben den klassischen Pflanzenkläranlagen auch Anlagen im Einsatz sind, die nicht mehr dem SdT entsprechen und als biologische Reinigungsstufe unzulässig sind. Die Untergrundverrieselung bspw. ist kein Verfahren zur Reinigung von Abwasser, sondern kann nachgeschaltet zur Einleitung von gereinigtem Abwasser in den Untergrund verwendet werden. Das Gleiche gilt für Schönungsteiche, Oxidationsteiche, Abwasserteiche (belüftet/unbelüftet) oder Sandfiltergraben. Auch bei den technischen Systemen sind Anlagen genannt, die nicht dem SdT entsprechen (siehe unter Sonstige Anlagen). Im Bundesland Nordrhein-Westfalen sind unter den sonstigen Anlagen rd. 50.000 Anlagen (Mehrkammerausfallgruben, Mehrkammerabsetzgruben) aufgeführt, die nicht zu den vollbiologischen KKA zählen.

Bundesland Schleswig-Holstein

Tabelle 6: Bundesland Schleswig-Holstein: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien

Schleswig-Holstein		
Technische Anlagen		16.033
	Belebungsanlage	256
	Festbettanlage	3.576
	Wirbel-/Schwebebettanlagen	2.230
	Membrananlage	3
	SBR-Anlage	7.219
	SSB-Anlage	22
	Tauchkörperanlage	227
	Tropfkörperanlage	2.437
	Sonstige Anlagen	63
Naturnahe Anlagen		27.696
	modif. Sandgraben	8

Schleswig-Holstein		
	Oxidationsteich	13.825
	Pflanzenbeet	2.118
	Sandfiltergraben	5.668
	Sandfilterschacht	345
	KKA mit natürlicher Belüftung	3
	Sonstige Anlagen	274
	unbekannt	277
	Untergrundverrieselung	4.591
	kein SdT	587

Bundesland Saarland

Tabelle 7: Bundesland Saarland: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien

Saarland		
Technische Anlagen		917
	Belebungsanlage	21
	Festbettanlage	17
	Membrananlage	28
	SBR-Anlage	573
	SSB-Anlage	39
	Tauchkörperanlage	5
	Tropfkörperanlage	54
	Wirbel-/Schwebbett	142

Saarland		
	Sonstige Anlagen	38
Naturnahe Anlagen		240
	Teichanlage	7
	Pflanzenbeet vertikal	35
	Pflanzenbeet horizontal	198

Bundesland Nordrhein-Westfalen

Tabelle 8: Bundesland Nordrhein-Westfalen: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien

Nordrhein-Westfalen		
Technische Anlagen		22.625
	Belebungsanlage	10.542
	Festbettanlage	300
	Membrananlage	107
	SBR-Anlage	2.818
	Tauchkörperanlage	415
	Tropfkörperanlage	8.415
	Wirbel-/Schwebebett	28
Naturnahe Anlagen		14.599
	Teichanlage (belüftet)	14
	Teichanlage (unbelüftet)	589
	Schönungsteich	125
	Pflanzenbeet vertikal	316

Nordrhein-Westfalen		
	Pflanzenbeet horizontal	4.861
	Filtergraben	2.094
	Untergrundverrieselung	6.600

Bundesland Bayern

Tabelle 9: Bundesland Bayern: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien

Bayern		
Technische Anlagen		41.895
	Belebungsanlage (klass.)	9.690
	Festbettanlage	k.A.
	Membrananlage	285
	SBR-Anlage	22.800
	Tauchkörperanlage	3.420
	Tropfkörperanlage	1.140
	Wirbel-/Schwebebett	k.A.
	Filterschächte (Biofilter)	4.560
Naturnahe Anlagen		5.700
	Teichanlage	2.280
	Pflanzenbeet	3.420

Bundesland Bremen

Tabelle 10: Bundesland Bremen: Spezifische Unterteilung der Verfahrenstechnologien

Bremen		
Technische Anlagen		66

Bremen		
	Festbettanlage	24
	Membrananlage	1
	SBR/SSB-Anlage	26
	Wirbel-/Schwebebett	15
Naturnahe Anlage		29
	Sandfilteranlage	1
	Untergrundverrieselung	5
	Pflanzenbeet	23

3.3 Zusammenfassung

Aus den Lageberichten und der Abfrage der Umweltministerien ergeben sich folgende Ergebnisse:

- ▶ Die Bundesländer dokumentieren den kommunalen Stand der Abwasserbeseitigung und Klärschlamm Entsorgung in Form eines Lageberichtes. Die Erfassung der Anzahl und Art von KKA und aG ist dabei sehr unterschiedlich. Häufig werden Daten aus älteren Berichten wieder verwendet. Eine Aktualisierung der Daten erfolgt nicht zwingend bei der Herausgabe eines neuen Lageberichtes.
- ▶ Mit der Abfrage der Umweltministerien konnten im Vergleich zu der Auswertung der Lageberichte spezifischere Informationen erhalten werden. In Deutschland sind laut Abfrage der Umweltministerien derzeit ca. 645.000 KKA und aG verbaut und in Betrieb (551.390 KKA / 92.861 aG).
- ▶ Es gibt regionale Unterschiede in der Verteilung der naturnahen und technischen Systeme, insgesamt ist der Anteil der naturnahen Verfahren gegenüber den technischen Verfahren deutlich geringer.
- ▶ Bei den technischen Anlagen werden vorrangig die Belebungsverfahren, insbesondere die SBR-Verfahren eingesetzt. Bei den Biofilmverfahren gibt es zwischen den am häufigsten verbauten Verfahren (Festbett-, Wirbel-/Schwebebett- und Tropfkörper) regionale Unterschiede.
- ▶ Bei den naturnahen Verfahren sind die Pflanzenkläranlagen die am häufigsten verbauten Systeme. Neben den Pflanzenkläranlagen sind auch Anlagen in Betrieb, die nicht mehr dem SdT entsprechen. Das sind vor allem Filteranlagen, Sandfilteranlagen und Untergrundverrieselungen. Auch Abwasserteiche und Schönungsteiche werden regional noch eingesetzt, entsprechen aber nicht mehr den rechtlichen Vorgaben.

4 Literatur- und Forschungsprojektrecherche

Für die Recherche wurden folgende Suchmaschinen und Quellen durchsucht: Scopus, Google Scholar, Korrespondenz Abwasser (KA), Förderdatenbank des Bundes, Projektdatenbank der DBU, UFORDAT des Umweltbundesamtes. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Literaturrecherche (Scopus, Google Scholar und DWA (Korrespondenz Abwasser (KA)) bzw. DWA)) und die Projektrecherche (Förderdatenbank des Bundes, Projektdatenbank der DBU, UFORDAT des Umweltbundesamtes) separat ausgewertet.

4.1 Literatur

Im Rahmen der Literaturrecherche wurde mit unterschiedlichen Strategien (vgl. Tabelle 11) gesucht. die Strategien wurden im Verlauf der Suche angepasst, abhängig davon, wie viele relevante Treffer sich ergaben und ob eine Eingrenzung erforderlich wurde.

Tabelle 11: Suchstrategien

Suchstrategien		Datenbank /Quelle	Document results
A dt	Kleinkläranlage ODER Kleine Kläranlage ODER Sammelgrube ODER Grube ODER Abflusslos ODER Abwasser UND Treibhausgas ODER Emission ODER Methan ODER CH ₄ ODER Lachgas ODER N ₂ O ODER Ammoniak ODER NH ₄	KA	4
A engl	small scale wastewater treatment plant OR sewage treatment plant OR small wastewater treatment plant OR pit latrine OR septic tank OR cesspool OR cesspit OR decentral wastewater treatment AND greenhouse gas OR emission OR methane ODER CH ₄ OR nitrous oxide OR N ₂ O OR ammonia OR NH ₄	KA	0
comb	small OR scale OR decentralized OR centralized OR wastewater OR sewage OR treatment plant OR septic tank OR pit latrine OR drainless OR sewer OR system OR cesspool OR cesspit OR Greenhouse gas OR emission OR Methane OR nitrous oxide OR ammonia	Scopus	136
Tech	activated sludge OR aeration OR trickling filter OR Membrane OR fixed film OR biodisk OR biological contactor OR biological filter OR fluidized bed OR methane OR greenhouse gas	Scopus	46
Tech_dt	Behandlung ODER Grube ODER Sammelgrube ODER abflusslos ODER Kläranlage ODER Kleinkläranlage ODER THG ODER Treibhausgas ODER Treibhausgasemissionen ODER Methan ODER Lachgas ODER Sammel-tank ODER Ammoniak ODER SBR ODER Tropfkörper ODER Belebung ODER Stickoxid ODER Festbett ODER Tauchkörper	Scopus/ Google Scholar	0

Suchstrategien		Datenbank /Quelle	Document results
KKA1	Kleinkläranlage UND Treibhausgas UND Emission	Scopus/ Google Scholar	1
KKA2	Kleinkläranlage UND Methan UND Lachgas UND Ammoniak	Scopus/ Google Scholar	1
SWWTP1	small wastewater treatment plant AND Greenhouse gas emission	Scopus	52
SWWTP2	small wastewater treatment plant AND methane AND nitrous oxide AND ammonia	Scopus	0
SWWTP3	decentralized wastewater treatment AND Greenhouse gas emission	Scopus	42
SWWTP4	decentralized wastewater treatment AND methane AND nitrous oxide AND ammonia	Scopus	0
SWWTP5	pit latrines AND Greenhouse gas emission	Scopus	4
WWTP	wastewater treatment plant AND Greenhouse gas emission	Scopus	682

4.1.1 Eingrenzung und qualitative Bewertung der Literatur

Nicht alle Treffer sind im Kontext der hier vorliegenden Fragestellung relevant. Die in der obigen Suchstrategieliste aufgeführte Anzahl an „Document results“ findet sich daher nicht in gleicher Zahl in der Langliste der Dokumentation (Anhang A.3, Tabelle 23), weil in einem ersten Screening nichtrelevante Publikationen aussortiert wurden. Lediglich Publikationen, die im Titel darauf schließen lassen, dass sie thematisch passen könnten, werden in der Langliste aufgeführt. Insgesamt wurden auf diese Weise 80 Publikationen gefunden.

In einem zweiten Schritt werden die Abstracts dieser Publikationen genauer auf Relevanz für das Thema überprüft. Die Relevanz beschreibt in diesem Screening zunächst ausschließlich, ob auch bei genauerem Hinsehen noch eine thematische Nähe zur vorliegenden Fragestellung zu erkennen ist. Dabei werden weitere 12 Publikationen aussortiert.

Als thematisch ggf. relevant werden also zunächst 68 Quellen aus der Literaturrecherche identifiziert. Davon beschäftigen sich 10 Publikationen mit dezentralen Anlagen, 49 mit zentralen Kläranlagen, 3 mit Emissionen aus der Kanalisation und 6 generell mit Emissionen aus dem Abwassersystem.

Eine genauere Betrachtung zeigt, dass sich von den 10 Publikationen, die dezentrale Anlagen als Thema ausweisen, lediglich vier Publikationen mit dezentralen Anlagen in der hier adressierten Skalierung beschäftigen. Davon beziehen sich zwei Publikationen auf dieselben Untersuchungen und eine beschäftigt sich ausschließlich mit den Abbaumechanismen in Toilettenabwasser

unterschiedlicher Verdünnung. Es werden im Folgenden die 10 zunächst als dezentral und relevant identifizierten Publikationen genauer betrachtet.

Es erfolgt eine qualitative Bewertung der Validität der Daten. Wünschenswert wäre ein Kriterienset, das auf alle Literaturquellen gleichermaßen angewendet werden kann. Die gefundene Literatur adressiert allerdings ein Nischenthema. Die genauen Fragestellungen sind daher ebenso wie Herangehensweise und Methodik sehr heterogen. Die Randbedingungen aller Untersuchungen unterscheiden sich z.B. hinsichtlich der geografischen Verortung und damit der klimatischen Bedingungen, Verfahrenstechnik, Skalierung, untersuchten Parametern und Bezugsgrößen.

Allgemeingültige Qualitätskriterien sind

- eine gute Dokumentation von Material und Methoden und damit Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse,
- eine gute Einschätzung der Unsicherheiten, ggf. auch in Form statistischer Auswertung.

Die Bewertung der Literaturstellen hat neben der reinen Datenqualität die weitere Ebene der Übertragbarkeit auf die konkrete Fragestellung. Neben der Bewertung der Datenqualität steht daher die Einordnung der Relevanz der Ergebnisse in Bezug auf die vorliegende Fragestellung (siehe Tabelle 12).

Beide Aspekte werden bei der Bewertung der Literaturstellen berücksichtigt. Die Gründe für die jeweilige Einschätzung werden in der Bewertungsspalte dargestellt.

Tabelle 12: Schema der qualitativen Bewertung der Literaturstellen

Literaturstelle	Qualität	Relevanz
Idf. Nr.	Einschätzung der Daten bzgl. Methodik, Dokumentation, Validität	Einschätzung der Daten bzgl. der Übertragbarkeit auf die vorliegende Fragestellung: Geht es in der Literaturstelle überhaupt um THG-Emissionen aus Abwasseranlagen mit Ansätzen zur Übertragbarkeit?
	Sehr gut	Sehr relevant
	Gut	Relevant
	Befriedigend	Nicht relevant

4.1.2 Literaturstellen „dezentral und relevant“

In Tabelle 13 sind die 10 Literaturstellen aufgelistet, die nach einem ersten Screening als relevant eingestuft wurden und die sich mit dezentralen Anlagen beschäftigen. Die genauere Analyse zeigt, dass nicht alle 10 Quellen für die vorliegende Fragestellung wesentlich sind. Eine detailliertere Inhaltsanalyse und qualitative Bewertung ordnen die Daten nach Qualität und Relevanz identifizierten Quellen ein (vgl. Tabelle 14).

Tabelle 13: Literaturstellen gefiltert nach „relevant“ und „dezentral“ (10 Ergebnisse)

lfd. Nr.	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal / Hrsg.	Zusammenfassung	Art und Ort der Arbeit	Ergebnisse und Einordnung (Zahlenwerte werden hier immer in der deutschen Konvention dargestellt)	Relevanz und Qualitative Bewertung mit Begründung
4	2017	Brannon, E.Q., Moseman-Valtierra, S.M., Lancellotti, B.V., (...), McCaughey, J.C., Loomis, G.W.	Comparison of N ₂ O Emissions and Gene Abundances between Wastewater Nitrogen Removal Systems	Journal of Environmental Quality	This preliminary evaluation of N ₂ O emissions from three advanced onsite wastewater treatment systems (OWTS) technologies indicates that they are generally lower (on a mole per area basis) relative to an IFAS BNR system at a centralized WWT. However, when the N ₂ O emissions were normalized per population served and area of treatment tanks, they were similar between the WWT and OWTS.	Messung 3 Verfahren zur Stickstoff-elimination in Onsite wastewater treatment systems und assoziierte N ₂ O-Emission Jamestown, US, Municipal WWT	<u>Orenco Advantex AX20: recirculating textile media filter</u> : highest N ₂ O emissions of the three OWTS - N ₂ O emission of the N removed 0,05–21 % Bio-Microbics Micro FAST : fixed activated sludge treatment unit: and <u>SeptiTech D Series: recirculating trickling filter</u> : N ₂ O emissions of both: the SeptiTech and FAST OWTS represented a relatively small percentage of the N removed (0.0–4,4 %) The largest N ₂ O-emissions were from the aerated IFAS ¹⁰ zone and the postanoxic zone, whereas emissions from the preanoxic and reaeration zones were relatively low. The emissions of N ₂ O from the compared WWTP represented between 0,02 and 0,04 % of N removed, which is in the lower end of the range (0,001–25,3 %) reported by studies from other types of BNR systems at WWTPs	Sehr gut; relevant Fokus: N-Elimination. Die N-Emissions-Daten werden in Prozent des eliminierten N angegeben, das macht eine tlw. Auswertung i.S. einer Abschätzung von Größenordnungen möglich .
20	2018	Gao, Mengjiao; Zhang, Lei; Florentino, Anna P.; Liu, Yang;	Performance of anaerobic treatment of blackwater collected from different toilet flushing systems: Can we achieve both energy recovery and water conservation?	Journal of Hazardous Materials	In the present study, blackwater collected from different toilet flushing systems were characterized and compared in terms of chemical composition, digestibility, and microbial population development during biochemical methane potential (BMP) tests. Interestingly, the highest BMP (48%) was achieved for conventional/dual flush toilet (5–9 L water/flush) blackwaters, whereas vacuum toilet (0.5–1.2 L water/flush) black-water BMP was only 34%. Elevated free ammonia (FA) concentration (> 205 mg L ⁻¹) appeared to contribute to the reduced digestibility of high-water saving toilet (< 1.5 L water/flush) blackwaters (ammonia inhibition on the methanogenesis step.). Microbial analysis showed that the archaeal populations in the vacuum toilet collected blackwater reactor shifted to more ammonia tolerant methanogens. Our results demonstrated that when considering energy recovery from blackwater collected from water-conserving toilets, the wastewater properties, such as pH and ammonia concentration that may lead to process inhibition should be carefully considered.	Messung Biochem. Methanpot. von Schwarzwasser unterschiedlicher Verdünnung University of Alberta	The low BMP (Biochemical Methane Potential) value and the high VFAs (volatile fatty acid) concentration observed for 1 L flushed blackwater conditions indicate the presence of inhibition in these reactors. The evaluation of the cease of the methane production in 6 L and 1 L flushed samples at the end of the experiments indicated that methanogens in 1 L flushed samples lost their ability to produce methane while the methanogens were not inhibited and functioned well in 6 L flushed blackwater.	Sehr gut; für die Fragestellung im Projekt nicht relevant . Gibt Hinweise auf die Hemmung der Methanogenen in hoch-konzentrierten Lösungen mit hohen NH ₄ -Konzentrationen

¹⁰ Integrated fixed film-activated sludge

lfd. Nr.	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal / Hrsg.	Zusammenfassung	Art und Ort der Arbeit	Ergebnisse und Einordnung (Zahlenwerte werden hier immer in der deutschen Konvention dargestellt)	Relevanz und Qualitative Bewertung mit Begründung
25	2011	Hall, M.R., West, J., Sherman, B., Lane, J., De Haas, D.	Long-Term Trends and Opportunities for Managing Regional Water Supply and Wastewater Greenhouse Gas Emissions	Environmental Science & Technology	The results present a number of comparisons to highlight the relative importance of GHG emissions from different components of the water supply and wastewater system. Comparisons were made of water supply versus wastewater; energy versus direct; and centralized versus decentralized systems GHG emissions.	Berechnung GHG-Emissionen verschiedener Komponenten des Wassersystems Southeast Queensland; Australia	Zentrale Systeme energieintensiver als dezentrale, weil hier belüftete Biologische Anlagen mit On-site-Klärgruben verglichen wurden. Die direkten Emissionen von Klärgruben werden zwar erwähnt, aber nicht quantifiziert.	Unbefriedigend; nicht relevant Viele Unsicherheiten: „pm 50 % (poor data accuracy)“
26	2010	Leverenz, Harold L. Tchobanoglous, George; Darby, Jeannie L.	Evaluation of Greenhouse Gas Emissions from Septic Systems	IWA Publishing / WERF Foundation	To accomplish the objective, this project consisted of a literature review, construction of flux chambers, development of sampling techniques and protocols for gas sampling from septic tank system and ventilation systems, identification and selection of field sites, collection of gas samples, data analysis, and estimation of the GHG emission rate values.	<u>Kombiniert: Review, Messung, Berechnung der</u> GHG-Emissionen aus Klärgrubensystemen; 8 Septic Tanks inkl. Entlüftung und Versickerung USA	Total emission rates based on samples from the flux chamber - geometric means (Mg) for methane 11,0 g/capita·d (geometric standard deviation sg = 2,50); carbon dioxide 33,3 g/capita·d (sg = 2,73); nitrous oxide 0,005 g/capita·d (sg = 4,35). Total emission rates based on samples from the vent system for methane: 10,7 (sg = 1,65) carbon dioxide: 335 (sg = 2,13); nitrous oxide: 0,20 (sg = 3,62) g/capita·d MCF: 0,22	Sehr gut; relevant Zuflussmengen und -Konzentrationen sowie Messverfahren gut dokumentiert. Standort: Kalifornien - für Vergleich und Abschätzung von Größenordnungen i.O.
27	2015	Hendrickson, Thomas P.; Nguyen, Mi T.; Sukardi, Marsha; Miot, Alexandre; Horvath, Arpad; Nelson, Kara L.	Life-Cycle Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of a Building Scale Wastewater Treatment and Non potable Reuse System	Environmental Science & Technology	In this study, we utilized life-cycle-assessment (LCA) to analyze the energy consumption and Greenhouse gas (GHG) emissions of an operating Living Machine (LM) wetland treatment system that recycles wastewater in an office building. The study also assessed the performance of the local utility's centralized wastewater treatment plant, which was found to be significantly more efficient than the LM (79% less energy, 98 % less GHG emissions per volume treated). To create a functionally equivalent comparison, the study developed a hypothetical scenario in which the same LM design flow is recycled via centralized infrastructure. This comparison revealed that the current LM has energy consumption advantages (8 % less), and a theoretically improved LM design could have GHG advantages (24 % less) over the centralized reuse system. The centralized WWT is much more efficient in treating wastewater with 97 % less GHG emissions and 79 % less energy consumption than the LM per volume treated	<u>Berechnung</u> (LCA); dezentrales naturnahes Wasserrecycling vs. Kläranlage California, Office building	Treatment processes constituted the majority of lifecycle WWT GHG emissions (47 %) --> byproducts of the wastewater treatment process on-site. Total process GHGs are primarily in the form of CO ₂ . <u>WWT CAS:</u> 0,5 kg CO ₂ /m ³ 500 kg CO ₂ /ML <u>Wetland:</u> 18 kg CO ₂ e/m ³ 2 kg CO ₂ e/m ³ with GHG Capture 18.000 kg CO ₂ e/ML 2.000 kg CO ₂ e/ML with GHG Capture	Gut; relevant Daten für Zu- und Abfluss vorhanden. Vorgehen und Unsicherheiten dokumentiert Standort: Kalifornien

Ifd. Nr.	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal / Hrsg.	Zusammenfassung	Art und Ort der Arbeit	Ergebnisse und Einordnung (Zahlenwerte werden hier immer in der deutschen Konvention dargestellt)	Relevanz und Qualitative Bewertung mit Begründung
35	2020	Kristanto, G.A., Pratama, M.A., Rahmawati, D.F.	Estimation of greenhouse gas emissions from solid waste management and wastewater treatment in the Nizam Zachman Fishery Port, Jakarta, Indonesia	IOP Conference Series: Earth and Environmental Science	In this study, greenhouse gas emissions are estimated from these two facilities (solid waste and WWT) by using the IPCC Tier1 method and emission factor calculation. By estimating greenhouse gas in this area, it will give knowledge and convincing to make green port as a consideration of the strategy to reduce greenhouse gas emission, starting from waste and wastewater management.	<u>Berechnung</u> GHG-Emissions acc. to IPCC Tier1: Septic tanks vs. biological treatment Indonesien, Fisch-Industrie	CH ₄ emissions are obtained from the subtraction of the total organically material in wastewater (TOW) from the total organic component (S) which is set aside as sludge and then multiplied by the EF and subtracted by the amount of the recovered CH ₄ ®. Total organic is represented by COD Septic Tanks: 3,22 t CO ₂ eq/a Drainage: 108,707 t CO ₂ eq/a Biological Treatment: 2.829,960 t CO ₂ eq/a	Befriedigend; inhaltlich nicht relevant. mangelnde Datendokumentation - schwer nachvollziehbar. Inhaltlicher Schwerpunkt: Fischindustrie
37 Vgl. Nr. 26	2011	Libia R. Diaz-Valbuena, Harold L. Leverenz, Christopher D. Cappa, George Tchobanoglous, William R. Horwath, and Jeannie L. Darby	Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide Emissions from Septic Tank Systems	Environmental Science and Technology	Mass emission rates of CH ₄ , CO ₂ , and N ₂ O, as measured with a modified flux chamber approach in eight septic tank systems, were determined to be 11; 33,3; and 0,005 g capita⁻¹ day⁻¹ , respectively, in this research. Existing greenhouse gas (GHG) emission models based on BOD (biochemical oxygen demand) loading have estimated methane emissions to be as high as 27,1 g CH ₄ capita ⁻¹ day ⁻¹ , more than twice the value measured in our study, and concluded that septic tanks are potentially significant sources of GHGs due to the large number of systems currently in use. Based on the measured CH ₄ emission value, a revised CH ₄ conversion factor of 0,22 (compared to 0,5) for use in the emissions models is suggested. Emission rates of CH ₄ , CO ₂ , and N ₂ O were also determined from measurements of gas concentrations and flow rates in the septic vent system and were found to be 10.7, 335, and 0,2 g capita⁻¹day⁻¹ , respectively. The excellent agreement in the CH ₄ emission rates between the flux chamber and the vent values indicates the dominant CH ₄ source is the septic tank. © 2011 American Chemical Society.	Messung: Massenemissionsrate von CH ₄ , CO ₂ , N ₂ O; USA; 8 Septic Tanks	Septic tank - flux chamber: 11 g CH ₄ /ca/d 33,3 g CO ₂ /ca/d 0,005 g N ₂ O/ca/d Septic tank vent system 10,7 g CH ₄ /ca/d 335 g CO ₂ /ca/d 0,2 g N ₂ O/ca/d	Sehr gut Relevante Messergebnisse. Siehe auch Leverenz et al. Standort: Kalifornien - für Vergleich und Abschätzung von Größenordnungen i.O
56	2014	Reid, M.C., Guan, K., Wagner, F., Mauzerall, D.L.	Global Methane Emissions from Pit Latrines	Environmental Science & Technology	Latrines are also major sources of the greenhouse gas methane (CH ₄) from the anaerobic decomposition of organic matter in pits. In this study, we develop a spatially explicit approach to account for local hydrological control over the anaerobic condition of latrines and use this analysis to derive a set of country-specific emissions factors and to estimate global pit latrine CH ₄ emissions. Between 2000 and 2015 we project global emissions to fall from 5,2 to 3,8 Tg y ⁻¹ , or from ~2% to ~1% of global anthropogenic CH ₄ emissions, due largely to urbanization in China. Our global emissions estimate represents ~2% of global anthropogenic CH ₄ emissions in 2000 and ~8% of CH ₄ emissions	Berechnung/Ab-schätzung; Abschätzung der Emissions-entwicklung aus Latrinen und Abfall-management Global; Pit Latrines	Our global emissions estimate represents ~2% of global anthropogenic CH ₄ emissions in 2000 and ~8% of CH ₄ emissions from waste management. These fractions decrease to ~1% of total emissions and ~5% of emissions from waste in 2015, as pit latrine emissions are projected to fall while total anthropogenic and waste-related emissions are expected to increase. Between 2000 and 2015 we project global emissions to fall from 5,2 to 3,8 Mio t/a (5,2 to 3,8 Tg/a), or from ~2% to ~1% of global anthropogenic CH ₄ emissions, due largely to urbanization in China.	Gut; Im Kontext der Fragestellung dieser Arbeit nicht relevant Dokumentation von Methoden, Ergebnissen und Unsicherheiten.

lfd. Nr.	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal / Hrsg.	Zusammenfassung	Art und Ort der Arbeit	Ergebnisse und Einordnung (Zahlenwerte werden hier immer in der deutschen Konvention dargestellt)	Relevanz und Qualitative Bewertung mit Begründung
					from waste management. These fractions decrease to ~1% of total emissions and ~5% of emissions from waste in 2015, as pit latrine emissions are projected to fall while total anthropogenic and waste-related emissions are expected to increase.		Uncertainties in pit latrine depth and the model parameters BOD, MCF, and T.	
63	2013a	Schouten, P., Sharma, A., Burn, S., Goodman, N., Umapathi, S.	Evaluation of fugitive greenhouse gas emissions from decentralized wastewater treatment plants	World Environmental and Water Re-sources Congress 2013	It was found that under certain biochemical conditions, decentralized activated sludge WWTs can emit greatly variable, but still significantly high, levels of CH ₄ and N ₂ O (17 g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹ and 12 g N ₂ O m ⁻² d ⁻¹ at their peak), most particularly from aeration tanks. In addition, CH ₄ emissions as high as 2,5 g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹ were measured from the anaerobic tank of the MBR system, which were not predicted by previous modelling studies.	Messung: Australien, Melbourne WWT 75.000 EW WWT 400 EW Sewer Mining 3000 EW MBR 100 EW	Max Activated Sludge 17 g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹ 12 g N ₂ O m ⁻² d ⁻¹ MBR: 2,5 g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹	Sehr gut, relevant Relevante Messungen, Gute Dokumentation. Randbedingung: Melbourne, daher nicht direkt übertragbar, Unterschiedliche Anlagengrößen, alle größer als KKA
64	2013 b	Schouten, P.W., Sharma, A., Burn, S., Goodman, N.	Spatial and short-term temporal distribution of fugitive methane and nitrous oxide emission from a decentralised sewage mining plant: a pilot study	Journal of Water and Climate Change	The decentralisation of wastewater treatment operations exposes several environmental consequences. This includes the fugitive emission of two greenhouse gases, nitrous oxide (N ₂ O) and methane (CH ₄). The magnitude of these emissions is presently unclear. Therefore, it is necessary to measure the extent of the release of N ₂ O and CH ₄ gas from decentralised wastewater treatment plants (WWTs) in order to quantify the impact these emissions will have on the environment and to determine strategies to reduce them.	Messung 3000 EW, Domestic WWT Australien, Melbourne:	aeration tank max: 11,6 g N ₂ O/m ² /d 1,1 g CH ₄ /m ² /d Gas capture was made on the surface of the sewage with a buoyant airtight flux hood (Ac'Scent Flux Hood, St Croix Sensory Inc., USA) connected to a primary standard calibrated (traceable to the National Institute of Standards and Technology) non-dispersive infrared (NDIR) gas analysis unit (VA-3000 Series, Horiba Ltd, Japan).	Sehr gut, relevant Relevante Messungen, Gute Dokumentation. Siehe auch Schouten et al. 2013a

In Tabelle 14 sind die Ergebnisse der für die vorliegende Arbeit als „relevant“ und mindestens „gut“ bewerteten Literaturstellen dokumentiert.

Tabelle 14: Genauere Ergebnisanalyse der Relevanten Publikationen aus Tabelle 13

lfd Nr.	Durchfluss	Zulaufkonz.	Ablaufkonz.	Relevante Ergebnisse (Zahlenwerte werden hier immer in der deutschen Konvention dargestellt)	Einordnung der Ergebnisse im Hinblick auf die vorliegende Fragestellung
4	1703 L/d 1703 L/d 1703 L/d			<u>Orenco Advantex AX20: recirculating textile media filter:</u> highest N₂O emissions of the three OWTS - N₂O emission of the N removed 0,05–21,00% <u>Bio-Microbics Micro FAST: fixed activated sludge treatment unit:</u> N₂O emissions of FAST OWTS represented a relatively small percentage of the N removed (0,0–4,4%) <u>SeptiTech D Series: recirculating trickling filter:</u> N₂O emissions of the SeptiTech and FAST OWTS represented a relatively small percentage of the N removed (0,0–4,4%) The largest N₂O-emissions were from the aerated IFAS¹¹ zone and the postanoxic zone, whereas emissions from the preanoxic and reaeration zones were relatively low. The emissions of N₂O from the compared WWTP represented between 0,02 and 0,04% of N removed, which is in the lower end of the range (0,001–25,3%) reported by studies from other types of BNR systems at WWTPs	Verglichen wurden Verfahren zur biologischen Stickstoffelimination (3 dezentral eingesetzte Verfahren an jeweils 3 Anlagen und eine zentrale Kläranlage) sowie die einhergehenden N₂O-Emissionen. Die Messerwerte wurden normiert auf Einwohnerwerte und Beckenoberfläche. Grundsätzlich entstehen die meisten N₂O-Emissionen in der belüfteten und in der post-anoxischen Zone. Die N₂O-Emissionen bewegen sich bei 2 der 3 untersuchten dezentralen biologischen Stickstoff-Eliminationsverfahren zwischen 0,0 und 4,4 % des Stickstoffs im Zulauf. Die Emissionen der zentralen Kläranlage laufen zwischen 0,02 und 0,04 % des Zulauf-Stickstoffs. Die Advantex-Anlage bildet mit bis zu 21 % des Zulauf-Stickstoffs das Schlusslicht.
26	min=84 l/ca/d, max= 1.345 l/ca/d	CSB: 660 mg/L		Total emission rates based on samples from the flux chamber (septic tank) - geometric means (Mg) for methane 11,0 g/capita·d (geometric standard deviation sg = 2,50); carbon dioxide 33,3 g/capita·d (sg = 2,73); nitrous oxide 0,005 g/capita·d (sg = 4,35) Total emission rates based on samples from the vent system for methane: 10,7 (sg = 1,65) carbon dioxide: 335 (sg = 2,13); nitrous oxide: 0,20 (sg =3,62) g/capita·d	Methanproduktion findet im Wesentlichen in anaeroben Reaktionen im Schlamm statt, CO ₂ wird schwerpunktmäßig in aeroben und fakultativ aeroben Prozessen gebildet. CH ₄ und CO ₂ werden primär in der Klärgrube emittiert, CO ₂ und N ₂ O emittieren wesentlich aus dem Versickerungssystem.
27	250.000 m ³ /d 250 ML/d 11,4 m ³ /d 11.400 L/d	BSB: 228 mg/L TSS: 248 mg/L BSB: 221 mg/L TSS:87 mg/L N _{tot} : 170 mg/L	 BSB: <10 mg/L TSS:<10 mg/L	Treatment processes constituted the majority of life cycle WWT GHG emissions (47%) --> byproducts of the wastewater treatment process on-site. Total process GHGs are primarily in the form of CO₂. <u>WWT CAS:</u> 0,5 kg CO₂/m³ 500 kg CO₂/ML <u>Wetland:</u> 18 kg CO₂eq/m³ 2 kg CO₂eq/m³ with GHG Capture 18.000 kg CO₂eq/ML	Emissionsraten der Absetztanks werden aus Literaturdaten von Emissionen aus Klärgruben abgeschätzt. Relativ viele Annahmen und Unsicherheiten. schwer nachvollziehbare Ergebnisse.

¹¹ Integrated fixed film-activated sludge

Ifd Nr.	Durchfluss	Zulaufkonz.	Ablaufkonz.	Relevante Ergebnisse (Zahlenwerte werden hier immer in der deutschen Konvention dargestellt)	Einordnung der Ergebnisse im Hinblick auf die vorliegende Fragestellung
	600 EW (Office Buildg)		N _{tot} : 35 mg/L	2.000 kg CO ₂ eq/ML with GHG Capture	
35		CSB: mg/L 2272,4		CH₄ emissions are obtained from the subtraction of the total organically material in wastewater (TOW) from the total organic component (S) which is set aside as sludge and then multiplied by the Emission Factor (EF) and subtracted by the amount of the recovered CH₄ ®. Total organic is represented by COD Septic Tanks: 3,22 t CO₂eq/a Drainage: 108,707 t CO₂eq/a KA: Biological Treatment: 2.829,960 t CO₂eq/a	Betrachtet wird eine Industriekläranlage. Die Berechnung der Emissionen erfolgt nach IPCC Tier1. Die Summe der Emissionen aus Kläranlage (Industrie), Klärgrube und Versickerung (Häusliches Abwasser) wird zu 2.924 t CO₂eq/a berechnet, wobei die industrielle Kläranlage mit 2.830 t CO₂eq/a den größten Anteil ausmacht. Je höher die CSB-Konzentration, desto mehr CH₄ wird emittiert. Wenig Aussagekraft für die vorliegende Fragestellung --> Keine Relevanz
37		BSB: 85 and 90 g/EW/a		Mass emission rates of CH₄, CO₂, and N₂O, as measured with a modified flux chamber approach in eight septic tank systems, were determined to be 11; 33,3 and 0,005 g capita⁻¹ day⁻¹, respectively, in this research. Existing greenhouse gas (GHG) emission models based on BOD (biochemical oxygen demand) loading have estimated methane emissions to be as high as 27,1 g CH₄ capita⁻¹ day⁻¹, more than twice the value measured in our study, and concluded that septic tanks are potentially significant sources of GHGs due to the large number of systems currently in use. Based on the measured CH₄ emission value, a revised CH₄ conversion factor of 0,22 (compared to 0,5) for use in the emissions models is suggested. Emission rates of CH₄, CO₂, and N₂O were also determined from measurements of gas concentrations and flow rates in the septic vent system and were found to be 10,7; 335 and 0,2 g capita⁻¹day⁻¹, respectively. The excellent agreement in the CH₄ emission rates between the flux chamber and the vent values indicates the dominant CH₄ source is the septic tank. © 2011 American Chemical Society.	Septic tank - flux chamber: 11 g CH₄/ca/d 33,3 g CO₂/ca/d 0,005 g N₂O/ca/d Septic tank vent system 10,7 g CH₄/ca/d 335 g CO₂/ca/d 0,2 g N₂O/ca/d Beschreibt offensichtlich die gleiche Untersuchung wie Quelle Nr. 26

Ifd Nr.	Durchfluss	Zulaufkonz.	Ablaufkonz.	Relevante Ergebnisse (Zahlenwerte werden hier immer in der deutschen Konvention dargestellt)	Einordnung der Ergebnisse im Hinblick auf die vorliegende Fragestellung
63				Site A: Wastewater treatment for local community (domestic): Catchment pop.: 75000, CSB: 2660 t/a, BSB: 1662 t/a; N_{tot}: 335 t/a, Yearly Inflow: 4860 ML Site B: Wastewater treatment for local community (domestic): Catchment pop.: 400, CSB: 25 t/a, BSB: 9,4 t/a, N_{tot}: 1,7 t/a, Yearly Inflow: 21 ML Site C: Sewer mining for golf course irrigation (domestic): Catchment pop.:3000, CSB: 88 t/a, BSB: 46,4 t/a, N_{tot}: 11 t/a, Yearly Inflow: 100 ML MBR System: Wastewater treatment for retirement village (domestic): Catchment pop.:100, CSB: 4 t/a, BSB 1,675 t/a, N_{tot}: 0,42 t/a, Yearly Inflow: 5 ML	Aeration Tanks: Max CH₄: Site A: 5 g CH₄/m²/d (autumn); 3,3 g CH₄/m²/d (winter) Max N₂O: Site C: 5,7 g N₂O/m²/d (autumn); 7,4 g N₂O /m²/d (winter) Anaerobic Tank MBR: Max CH₄: 2,5 g CH₄/m²/d (after shutdown); 0,054 g N₂O/m²/d (normal) Aerobic Tank MBR: no fugitive gases found **Normalised to COD influent --> CH₄ EF: Site A: 0,054; Site B: 0,008; Site C: 0,012; MBR: 0,028 **Normalised to N_{tot} influent --> N₂O EF: Site A: 0,1; Site B: 0,0; Site C: 2,1; MBR: 0,0 (EF: %conversion of influent substance)
64	100.000 m ³ /a 3000 EW	CSB: 88 t/a BSB: 46,4 t/a N _{tot} : 11 t/a		aeration tank max: 11,6 g N₂O/m²/d 1,1 g CH₄/m²/d Gas capture was made on the surface of the sewage with a buoyant airtight flux hood (Ac'Scent Flux Hood, St Croix Sensory Inc., USA) connected to a primary standard calibrated (traceable to the National Institute of Standards and Technology) non-dispersive infrared (NDIR) gas analysis unit (VA-3000 Series, Horiba Ltd, Japan).	Beschreibt offensichtlich Site C aus Nr. 63 Emission Factors: CH₄ EF: 0,022 N₂O EF: 1,8

4.1.3 Zusammenfassung

Im Folgenden werden die wichtigsten Erkenntnisse aus Kap. 4.1.1 und 4.1.2 (Tabelle 14) zusammengefasst.

- ▶ Brannon et al. (2017) untersuchen die N₂O-Emissionen aus einer kommunalen Kläranlage und aus drei unterschiedlichen Onsite-Verfahren zur weitergehenden Stickstoffelimination. Die Emissionen werden als Anteil der eliminierten Stickstofffracht berechnet und liegen zwischen 0,0 und 4,4 % für zwei und zwischen 0,05 und 21,0 % für das dritte der Onsite-Verfahren. Die zentrale Kläranlage liegt mit 0,02 bis 0,04 % deutlich darunter. Würde die Zulauffracht als Bezugsgröße genommen, wären die EFs geringfügig kleiner.
- ▶ Leverenz et al. (2010) haben 8 Klärgrubensysteme untersucht. Die mittleren Emissionen (Gesamtsystem, gemessen in der Entlüftung) liegen bei 10,7 g CH₄/(EW*d), 335 g CO₂/(EW*d) und 0,2 g N₂O/(EW*d). Zulaufdaten werden mit 84 bis 1.345 L/(EW*d) und 660 mg CSB/L angegeben, was zu berechneten Zulauffrachten von 55 bis 888 g CSB/(EW*d) führt.
- ▶ Diaz-Valbuena et al. (2011) nehmen die gleiche Untersuchung wie Leverenz et al. (2010) als Grundlage und weisen darauf hin, dass andere Untersuchungen die Methanemissionen aus Klärgruben mehr als doppelt so hoch einschätzen wie die hier gefundenen. Die BSB-Zulauffracht wird mit 85 und 90 g/(EW*d) angegeben.
- ▶ Schouten et al. (2013a) und Schouten et al. (2013b) beschreiben Ergebnisse aus Untersuchungen in Melbourne. Die Messungen erfolgten an unterschiedlichen Anlagen und verschiedenen Verfahrensstufen sowie zu unterschiedlichen Jahreszeiten (Herbst und Winter). Die Emissionen werden als Emissionsfaktor (EF) auf die Zuflussfrachten von CSB und Nges normiert. CH₄-EF: 0,054 %; 0,008 %; 0,012 %; 0,028 % und N₂O-EF: 0,1 %; 0 %; 2,1 % und 0 %. Zusätzliche Messungen an der Sewer Mining Anlage (Site C) ergaben Emissionsfaktoren von CH₄-EF: 0,022 % und N₂O-EF: 1,8 %

Grundsätzlich sind die Publikationen aufgrund der Skalierung und der geografischen und damit klimatischen Verortung nicht direkt auf die hier vorliegende Fragestellung übertragbar, sie bieten aber gute Anhaltspunkte für erwartbare Größenordnungen.

4.2 Forschungsprojekte

Die oben angegebenen Datenbanken werden nach eingängigen Suchbegriffen durchsucht. Die Suchbegriffe sind abhängig von der Struktur und den Möglichkeiten der Suchmasken der Datenbanken unterschiedlich.

4.2.1 Förderkatalog des Bundes

Im Förderkatalog des Bundes¹² wurde unter verschiedenen Stichworten nach potenziell relevanten Forschungsprojekten gesucht.

Suchbegriffe und -kombinationen waren:

Gas Abwasser; Treibhausgas Abwasser; Methan Abwasser; Kleinkläranlage; Sammelgrube; Lachgas; Kanalisation

¹² <https://foerderportal.bund.de/foekat/jsp/SucheAction.do?actionMode=searchreset>

Die in Tabelle 15 dargestellten Projekte wurden dabei identifiziert. Eine genauere Betrachtung der Inhaltsbeschreibung zeigt für die hier untersuchte Fragestellung keine Relevanz der gefundenen Projekte auf.

Tabelle 15: Potenziell relevante Projekte aus der Förderdatenbank des Bundes

Ifd. Nr.	Suchbegriff	Ressort	Zuwendungsempfänger	Ausführende Stelle	Thema	Klartext Leistungsplan-systematik	Laufzeit
7	Lachgas	BMBF	Leibniz Universität Hannover	Leibniz Universität Hannover - Fakultät für Bauingenieurwesen und Geodäsie - Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik	Deutsch-Polnische Nachhaltigkeitsforschung - Verbundprojekt: Reduzierung der N ₂ O-Emissionen bei der Stickstoffelimination aus hoch- und schwachbelasteten Abwässern - modellbasierte Prozessoptimierung großtechnischer Anlagen (Wastewater) - Teilprojekt 1: Kinetische Untersuchungen der Lachgasbildung	Internationale Maßnahmen	2013 - 2016
21	Treibhausgas Abwasser	BMBF	Technische Universität Dresden	Technische Universität Dresden - Fakultät Umweltwissenschaften - Fachrichtung Hydrowissenschaften - Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft	Erneuerbare Energie und Minderung der Emission von Treibhausgasen durch moderne Verfahren der Abwasser- und Schlammbehandlung auf kleinen und mittleren Kläranlagen	Klärschlamm	2003
20	Treibhausgas Abwasser	BMBF	SC Abwasser- und Umwelttechnik GmbH	SC Abwasser- und Umwelttechnik GmbH - Büro Dresden	Erneuerbare Energie und Minderung der Emission von Treibhausgasen durch moderne Verfahren der Abwasser- und Schlammbehandlung auf kleinen und mittleren Kläranlagen	Klärschlamm	1999 - 2002
72	Lachgas	BMBF	Forschungsverbund Berlin e.V.	Forschungsverbund Berlin e.V. - Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei	Verbundprojekt: NITROLIMIT - Stickstofflimitation in Binnengewässern - Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Teilprojekt: Verfügbarkeit von gelösten organischen N-Verbindungen, Produktion von Lachgas und Stickstoffeinträge	Ökolog. Konzeptionen für Fluss- u Seen-landschaften	2010 - 2013
71	Lachgas	BMBF	Forschungsverbund Berlin e.V.	Forschungsverbund Berlin e.V. - Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei	Verbundprojekt: NITROLIMIT - Stickstofflimitation in Binnengewässern - Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? (Phase 2) Teilprojekt 3: Nutzung von DON, Lachgasproduktion und P-Freisetzung am Sediment	Ökolog. Konzeptionen für Fluss- u Seen-landschaften	2014 - 2016
3	Lachgas	BMBF	GEOMAR - Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel	GEOMAR - Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel	BONUS BLUE BALTIC: Verbundprojekt: INTEGRAL - Integriertes Kohlenstoff- und Spurengas-Monitoring für die Ostsee, Vorhaben: Integration ostseeweiter Treibhausgasdaten zur Bestimmung saisonaler Konzentrationskarten für die Gase Kohlenstoffdioxid, Lachgas und Methan	Regionale Systemforschung (Ostsee, Nord-see, Tiefsee, Polarregionen usw.)	2017 - 2020
44	Treibhausgas Abwasser	BMU	Zweckverband Wasserversorgung und Abwasser-behandlung Rügen	Zweckverband Wasserversorgung und Abwasserbehandlung Rügen	NKI: Treibhausgasminderung durch das Ansetzen an den Handlungsbereichen Abwasserbehandlung, Klärschlammbehandlung, Wärmeversorgung und Logistik im Zweckverband Wasserversorgung und Abwasserbehandlung Rügen (ZWAR)	KSI - Modellprojekte zum Klimaschutz	2019 - 2022
80	Lachgas	BMU	Biolandhof Ebeling Manfred Ebeling	Biolandhof Ebeling Manfred Ebeling	Vermeidung von Ammoniak- und Lachgasemissionen im Ökologischen Landbau durch gemeinsame Vergärung von Klee gras und Wirtschaftsdüngern	LP für alle Mandanten	2002 - 2006

4.2.2 Projektdatenbank der Deutschen Bundesstiftung Umwelt DBU

In der Projektdatenbank der Deutschen Bundesstiftung Umwelt¹³ wurde unter verschiedenen Stichworten nach potenziell relevanten Forschungsprojekten gesucht.

Suchbegriffe waren jeweils einzeln:

Abwasser, Gülle, Methan, Kleinkläranlage, Sammelgrube, Lachgas, Treibhausgas

Von den Ergebnissen wurden die in Tabelle 16 dargestellten Projekte als potenziell relevant identifiziert. Die Analyse der Zusammenfassungen zeigt aber, dass keines der Projekte Relevanz für die hier untersuchte Fragestellung hat.

Tabelle 16: Potenziell relevante Projekte der DBU

Suchbegriff	Projekttitle	Fördermittelinhaber	Förderbeginn
Abwasser	Untersuchung der biologischen Reinigung hoch belasteter Abwässer mit einem zweistufigen Biofilmreaktor	K. P. Lohaus GmbH	2005
Abwasser	Versuchsreihe zur Denitrifikation von Abwasser nach dem AmRoTec-Verfahren auf der Verbandskläranlage in Kappel	Ambs GmbH & Co.KG	1994
Abwasser	Wissenschaftliche Begleitung der dezentralen Abwasser-Entsorgung auf der Bergwachtdiensthütte am Rabenkopf	Institut für Wasserbau und Siedlungswasser-wirtschaft IN-Institut der Hochschule für Technik Wissenschaft und Kultur Leipzig	2007
Lachgas	Entfernung von Lachgas (N ₂ O) aus gewerblichen Emissionen	ALSI-PENTA Zeolithe GmbH Dr. Arno Tißler	1995

4.2.3 Recherche in der UFORDAT

Die UFORDAT¹⁴ ist die Umweltforschungsdatenbank des Umweltbundesamtes. In Tabelle 17 sind Suchstrategien und die jeweiligen Ergebnisse zusammengefasst. Die möglicherweise relevanten Ergebnisse werden detaillierter beschrieben.

Tabelle 17: Ergebnisse der UFORDAT-Recherche

lfd.Nr	Suchen	Treffer	Ergebnisse
	Kleinkläranlage	90	--> weiter einzugrenzen

¹³<https://www.dbu.de/2406.html>

¹⁴[http://doku.uba.de/aDISWeb/app;jsessionid=6C243F626E1A55351760CD05ACF5F936?service=direct/1/POOLUBANTest@@@_44004300_34EB7600/\\$Tree.treeNodes&sp=SH&requestCount=1](http://doku.uba.de/aDISWeb/app;jsessionid=6C243F626E1A55351760CD05ACF5F936?service=direct/1/POOLUBANTest@@@_44004300_34EB7600/$Tree.treeNodes&sp=SH&requestCount=1)

Ifd.Nr	Suchen	Treffer	Ergebnisse
1	Kleinkläranlage Treibhausgas	1	Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und Erarbeitung eines detaillierten Messkonzepts --> <i>das aktuell hier durchgeführte Projekt</i>
2	Kleinkläranlage Methan	4	= Ifd. Nr. 1
3			KMU-innovativ: Klimafreundliche Energieproduktion auf anaeroben, naturnahen Klär-anlagen im ländlichen Raum (KLEA) - Teilprojekt 1
4			Untersuchung der Gasentwicklung in Kleinkläranlagen (Abschätzung des Explosionsrisikos)
5			Quantifizierung der Emissionen von NMVOC (flüchtige organische Verbindungen außer Methan) aus den Komponenten unterschiedlicher biologischer Kläranlagen, die zum Sommersmog und/oder zum Treibhauseffekt beitragen
6	Kleinkläranlage Lachgas	1	= Ifd. Nr. 1
7	Kleinkläranlage Emission	5-	= Ifd. Nr. 1
8			ReWaM - Verbundprojekt NiddaMan: Entwicklung eines nachhaltigen Wasserressourcen-Managements am Beispiel des Einzugsgebiets der Nidda - Teilprojekt 6
9			BONUS INNOVATION: OPTITREAT - Optimierung von Kleinkläranlagen zur verbesserten Makro- und Mikroschadstoffelimination - Vorhaben: Testbetrieb, Leistungsanalysen und Optimierung von Kleinkläranlagentechnologien
10			Konzeption, Entwicklung und Aufbau eines Geoinformationssystems zur Beurteilung der Emissionen und Immissionen von Oberflächengewässern - Entwicklung geeigneter Auswerteroutinen und Integration in das Fachinformationssystem FlussWinGIS
			Außerdem IfdNr. 1 und IfdNr. 4

Die Nummern 3 und 4 der Tabelle 17 werden im Folgenden genauer auf ihre Relevanz überprüft.

Tabelle 18: Konkretisierung der ggf. relevanten Ergebnisse aus Tabelle 17

Ifd.Nr	Kurzzusammenfassung ggf. relevanter Ergebnisse	Qualitative Bewertung / Relevanz
3	Bei der Abwasserbehandlung entsteht unter anaeroben Bedingungen aus dem Abbau organischer Materie ein Gasgemisch, das zu etwa zwei Dritteln aus Methan und einem Drittel aus Kohlendioxid, besteht. Die Untersuchungen ergaben, dass bei Kleinkläranlagen im Normalbetrieb im Wesentlichen keine oder nur geringe Methananreicherungen zu beobachten waren. Des Weiteren konnten verschiedene Faktoren ermittelt werden, die die Methanbildung beeinflussen. Zu nennen sind beispielsweise die Betriebsbedingungen, die Temperatur und der Anlagentyp sowie anlagenspezifische Einflüsse. Die Methanmessungen in Kleinkläranlagen bei privaten Betreibern im Kreis Düren haben gezeigt, dass in den untersuchten Anlagen keine gefährliche explosionsfähige Atmosphäre im Sinne der Betriebssicherheitsverordnung zu beobachten war. Bei Anlagen im realen Betrieb sind jedoch die Betriebsbedingungen ein erheblicher Einflussfaktor hinsichtlich der Methanbildung. Bei Betrachtung der Methanmessungen in den untersuchten Kleinkläranlagen auf dem Prüffeld des PIA, die ordnungsgemäß betrieben wurden, wurde ein maximaler Wert von 22 Prozent UEG (Untere Explosionsschutzgrenze) gemessen. Auf dieser Grundlage war das Auftreten von gefährlicher explosionsfähiger Atmosphäre im Sinne der Betriebssicherheitsverordnung nicht zu beobachten.	Die Fragestellung war nicht, wieviel CH ₄ wird emittiert, sondern: reichert sich emittiertes CH ₄ in der KKA an, so dass ggf. ein Explosionsrisiko besteht. Nicht relevant
4	Nicht abgedeckte große Kläranlagen können signifikant zur Gesamtemission von ozonverursachenden sogenannten diffusen Emissionsquellen beitragen. Ausgehend von einer Gesamtemission von 1800000 Mg/a NMVOC (Non-methane volatile organic compounds) beträgt der Anteil aus Kläranlagen ca. 2 %. Sie liegt in der gleichen Größenordnung wie die Emissionen aus Haushaltungen und Kleinverbrauchern.	Die Fragestellung betrifft nur ozonverursachende Emissionen. Nicht relevant

4.2.4 Recherche in der ULIDAT

Zusätzlich zur UFORDAT wurde eine Recherche in der Literaturdatenbank des Umweltbundesamtes (ULIDAT)¹⁵ durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 19 dargestellt. Gesucht wurde unter den Schlagworten „Kleinkläranlage“ und „Emission“. Es konnten keine relevanten Publikationen identifiziert werden.

¹⁵[http://doku.uba.de/aDISWeb/app;jsessionid=6C243F626E1A55351760CD05ACF5F936?service=direct/1/POOLUBANTest@@@_44004300_34EB7600/\\$Tree.treeNodes&sp=SS2&requestCount=3](http://doku.uba.de/aDISWeb/app;jsessionid=6C243F626E1A55351760CD05ACF5F936?service=direct/1/POOLUBANTest@@@_44004300_34EB7600/$Tree.treeNodes&sp=SS2&requestCount=3)

Tabelle 19: Ergebnisse der ULIDAT-Recherche

lfd.Nr	Ergebnisse
1	Entelmann, I. et al.; Einfluss von Kleinkläranlagen auf die Nährstoffbilanz ländlich geprägter Flusseinzugsgebiete, 2003
2	Kraemer, R.: Maßnahmen zur Reduzierung von Einträgen aus der Landwirtschaft, 2001
3	ATV-DVWK-Bundestagung 2000, Karlsruhe, 2000
4	Otto, U.: Dezentrale Abwasserreinigung im ländlichen Raum, 2000
5	Rosenwinkel, K.-H., von Felde, K.: Dezentrale Abwasserreinigung im ländlichen Raum, 1999
6	Bringzu, S.: Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserbehandlungssysteme mit den Mitteln der Stoffflussanalyse, 1998
7	Reckerzügl, T., Bringezu, S.: Vergl. Materialintensitätsanalyse, 1998
8	ATV-Handbuch: Biol. und weitergehende Abwasserreinigung, 1997
9	Fehr, G., Schütte, H.: Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum, 1993

4.2.5 Zusammenfassung

Es wurden keine Forschungsprojekte bzw. relevanten Publikationen gefunden, die der Fragestellung im Projekt entsprechen.

4.3 Fazit der Literaturrecherche

Die Quellenrecherche hat gezeigt, dass es bisher nur wenige Methanmessungen an KKA gegeben hat. Daher wären genauere Betrachtungen zur Übertragbarkeit der vorhandenen Messwerte sowie zur Einschätzung des Potentials zur Methanbildung in KKA empfehlenswert.

5 Befragung verschiedener Akteure zu Messungen von THG-Emissionen aus KKA und der zukünftigen Entwicklung der dezentralen Abwasserbehandlung

Für die Umfrage und Datenerhebung wurde ein Fragebogen mit dem Online-Tool „Questionstar“ entwickelt. Inhaltlich konzentrierte sich die Abfrage auf Kenntnisse über und ggf. eigene Messungen/Daten von THG-Emissionen aus aeroben/anaeroben KKA sowie die erwartete zukünftige Entwicklung der dezentralen Abwasserentsorgung.

Die Teilnehmer wurden vorrangig aus dem Netzwerk der Projektbeteiligten (BDZ, ISI, PIA) ausgewählt. Die Befragung richtete sich an:

- ▶ Unternehmen (hauptsächlich Hersteller aus Deutschland und Europa aus dem Bereich zentrale und dezentrale Abwasserreinigung- und -behandlung),
- ▶ Institutionen, Verbände, Behörden, wie bspw. kommunale Ver- und Entsorger sowie Abwasserverbände und Wasserbehörden,
- ▶ Forschungseinrichtungen mit dem Schwerpunkt Siedlungswasserwirtschaft und Abwasserentsorgung.

Die Mehrheit der Teilnehmer waren Hersteller von KKA und anderen Entwässerungssystemen für den dezentralen Bereich (bspw. Pumpsysteme, Abscheider, Regenwasseranlagen, kleine Kläranlagen).

5.1 Konzeption der Befragung

Die Befragung erfolgte in zwei Stufen. Im ersten Schritt wurden die Akteure (Hersteller, Universitäten, Forschungseinrichtungen, kommunale Ver- und Entsorger) befragt, die im Rahmen von Projekten bzw. Forschungstätigkeiten schon einen Bezug zur Thematik THG-Emissionen hatten. Im zweiten Schritt wurden Abwasserverbände aus Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Brandenburg und Nordrhein-Westfalen per Sammelm Mail angeschrieben, um hauptsächlich die zukünftige Entwicklung der KKA und aG sowie Trends und Marktentwicklung zu erfassen und einschätzen zu können.

Der Fragebogen umfasste insgesamt neun Fragenkomplexe. Bei einigen Fragen waren Mehrfachnennungen möglich (siehe Anhang A.4, Tabelle 25).

5.2 Ergebnisse der Befragung

Der Fragebogen wurde an 45 Vertreter persönlich und an ca. 300 Verbände als Sammelm Mail geschickt. Insgesamt haben 23 Akteure geantwortet. Die niedrige Rücklaufquote lässt vermuten, dass das Thema für einige Zielgruppen, wie die Abwasserverbände derzeit nicht relevant ist.

Eine ausführliche Auswertung der Befragung ist im Anhang A.5 zu finden. Nachfolgend sind die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst.

- ▶ Der Großteil der Akteure kennt THG-Emissionen aus verschiedenen Prozess- und Verfahrensbereichen der zentralen und dezentralen Abwasserbehandlung sowie aus der Landwirtschaft, Energieversorgung und Biogasproduktion.
- ▶ THG-Emissionen aus aeroben/anaeroben KKA wurden bisher kaum gemessen bzw. rechnerisch ermittelt. Die Online-Befragung ergab, dass eine Institution im Rahmen eines Forschungsprojektes Daten gemessen hat. Diese sind für unser Vorhaben nicht nutzbar, da

es sich um Messungen von Schwefelwasserstoff-Konzentrationen im Kanalsystem handelte. Weiterhin hat eine Universität Daten im Rahmen eines Forschungsvorhabens rechnerisch erhoben. Die Berechnungen werden erst im zweiten Quartal 2021 veröffentlicht.

- ▶ Bezüglich der Einschätzung der zukünftigen Entwicklung der dezentralen Abwasserbehandlung in den nächsten 20 Jahren gab es kein eindeutiges Ergebnis. Ob die Anzahl der KKA zu- oder abnehmen bzw. gleichbleiben wird, konnte nicht ermittelt werden.
- ▶ Sollte die Anzahl von KKA jedoch zunehmen, so wird angenommen, dass die SBR-Verfahren, die Pflanzenkläranlagen und die Anlagen mit freibeweglichen Aufwuchskörpern die Verfahrenstechniken sind, die favorisiert bzw. fortbestehen werden.
- ▶ Die aG spielen zukünftig in Deutschland in der dezentralen Abwasserbehandlung keine große Rolle mehr. Die Anzahl der aG wird weiter abnehmen.
- ▶ Weitere zukünftige Trends der dezentralen Abwasserbehandlung werden hauptsächlich in der Vernetzung von dezentralen Systemen gesehen, wie bspw. in Smart Cities, in der Nährstoff- und Stoffstromtrennung von Abwasser und in der Grauwasseraufbereitung.
- ▶ Technische Innovationen im Bereich der KKA wird es auch weiterhin geben. Genannt werden hierzu die Bereiche Digitalisierung, Steuerung und Überwachung von KKA, die Nährstoff- und Ressourcenrückgewinnung und Teilbereiche der anorganischen/organischen Chemie, wie die Entfernung von Mikroplastik und Arzneimittel aus KKA und die Spurenstoffelimination und Desinfektion.
- ▶ Anaerobe KKA spielen in Deutschland keine signifikante Rolle. Das wird sich auch zukünftig nicht ändern.

Hinsichtlich des Ziels des Vorhabens – die Ermittlung der Relevanz von THG Emissionen aus KKA - konnten mit der Befragung keine neuen Erkenntnisse gewonnen werden.

6 Online - Workshop „Sind Emissionen aus abflusslosen Gruben sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen klimarelevant?“

Um die bisher erzielten Projektergebnisse einem Fachpublikum vorzustellen und mit ihnen zu diskutieren, wurde ein Online-Workshop unter der Überschrift „Sind Emissionen aus abflusslosen Gruben sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen klimarelevant?“ durchgeführt. Eingeladen wurden ca. 20 Vertreter aus der Wissenschaft, von Verbänden und Unternehmen. Teilgenommen haben insgesamt 16 Personen (10 Gäste, 2 Vertreter des UBA und das Projektteam).

In Vorbereitung des Workshops wurde ein Thesenpapier erarbeitet, in dem die Resultate der einzelnen Arbeitspakete zusammengefasst wurden. Ziel war es, diese Thesen einer wissenschaftlichen Überprüfung und Einschätzung durch die anwesenden Fachleute zu unterziehen und Prognosen, offene Fragen und Schlussfolgerungen zu diskutieren.

Die Teilnehmerliste und eine Zusammenfassung des Workshops ist in Protokollform dem Anhang A.7 und A.8 beigefügt.

6.1 Thesenpapier

Die vorliegenden Ergebnisse aus der Literatur- und Projektrecherche, der Abfrage der Bundesländer zum aktuellen Stand der dezentralen Abwasserbehandlung (Anzahl der KKA und aG sowie eingesetzte Technologien) und der Online-Befragung wurden in einem Thesenpapier zusammen geführt. Es wurden insgesamt sieben Thesen aufgestellt, die auf Grundlage der Recherchen und eigenen Berechnungen näher begründet wurden.

Im Folgenden werden die Thesen aufgeführt und eine jeweilige kurze Zusammenfassung gegeben. Das vollständige Thesenpapier ist im Anhang A.6 zu finden.

6.1.1 These 1: Die vollbiologischen Kleinkläranlagen werden auch zukünftig dauerhaft ein Bestandteil der Abwasserentsorgung in Deutschland sein. Die Anzahl der Kleinkläranlagen wird zunehmen.

Der Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation liegt in Deutschland bei ca. 97 % (DESTATIS 2018). Das zeigt, dass eine zentrale Abwasserentsorgung in weiten Teilen der Bundesrepublik favorisiert und umgesetzt worden ist. Im Zuge der Etablierung des dezentralen Abwassermanagements sind mittlerweile vollbiologische KKA als dauerhafte Lösung anerkannt und finden in einem relevanten Umfang auch Anwendung.

Unter Beachtung der gesetzlichen Rahmenbedingungen lassen die vorliegenden Daten die Annahme zu, dass in den nächsten Jahren aufgrund der geforderten technischen Umrüstung der aG eine weitere Zunahme der KKA die Folge sein wird. Die Summe der Einwohner, die ihr Abwasser dezentral entsorgen, wird in etwa auf dem jetzigen Niveau bleiben.

6.1.2 These 2: Anaerobe Kleinkläranlagen spielen in Deutschland keine signifikante Rolle. Dies wird sich in Zukunft auch nicht ändern.

Die dezentrale anaerobe Abwasserreinigung spielt in Deutschland keine signifikante Rolle, obwohl der Abbau von Abwasserinhaltsstoffen aus KKA grundsätzlich mit und ohne Sauerstoff im Abwasser stattfinden kann. Im dezentralen Bereich hat sich der aerobe Abbau (mit Sauerstoff) durchgesetzt.

6.1.3 These 3: Der Methankonversionsfaktor (MCF) für aerobe Kleinkläranlagen liegt bei 0,2.

Näherungsweise wird abgeschätzt, dass der MCF für aerobe KKA zwischen dem MCF für überlastete zentrale Kläranlagen (unterer Wert 0,2) und aG (0,5) liegt.

Die Unterschiede und die anzunehmenden Unsicherheiten der untersuchten Literaturstudien zeigen eine hohe Variabilität bei der Berechnung des MCF. Unter Zugrundelegung der beschriebenen Literatur, die eher eine Indikation in Richtung geringerer Emissionsfaktoren aufweist, wird der MCF für aerobe KKA hier mit 0,2 - dem unteren Wert der angenommenen Bandbreite - angesetzt.

6.1.4 These 4: Die organische Zulaufkraft von Kleinkläranlagen beträgt 87,5 g BSB₅/EW/d.

Die durchschnittliche organische Fracht wird in den IPCC Guidelines (2006) mit 60 g BSB₅/EW/d angenommen - entsprechend dem europaweiten statistischen Mittelwert gemäß Richtlinie 91/271/EWG (1991).

Häusliches Abwasser, das in KKA nahe dem Anfallort behandelt wird, hat eine andere Zusammensetzung als kommunales Abwasser in zentralen Systemen. Diaz-Valbuena et al. (2011) geben die organische Fracht im Zulauf von Klärgruben mit 85 bis 90 g BSB₅/EW/d an.

Der Wert ist relevant, weil er direkt in die Berechnungen zur Ermittlung der Methanemissionen einfließt.

Daher wird die organische Zulaufkraft hier mit 87,5 g BSB₅/EW/d angesetzt.

6.1.5 These 5: Der Emissionsfaktor für N₂O wird mit 1% der N-Zulaufkraft angesetzt.

Grundsätzlich sind die recherchierten Publikationen aufgrund der Skalierung und der geografischen und damit klimatischen Verortung nicht direkt auf die hier vorliegende Fragestellung übertragbar, sie bieten aber gute Anhaltspunkte für erwartbare Größenordnungen.

Biologische KKA sind in diesem Sinne wie aerobe Kläranlagen ohne weitergehende Stickstoffelimination zu betrachten. Damit bewegen sich die Lachgasemissionen im unteren Bereich der Literaturangaben.

Unter Zugrundelegung der beschriebenen Literatur wird der N₂O-EF für aerobe KKA hier mit 1 % der Zulaufkraft angesetzt. Im DWA-A 131 zur Bemessung von einstufigen Kläranlagen wird die einwohnerspezifische TKN¹⁶-Zulaufkraft mit 11 g TKN/EW/d angegeben. Daraus ergibt sich die Emission mit 0,11 g N₂O/EW/d.

6.1.6 These 6: Auf Basis von Erkenntnissen zu mittleren Bodentemperaturen in Deutschland wird der MCF aus These 3 auf 0,167 korrigiert.

Gemäß IPCC Guidelines (2006) Volume 5, Chapter 6.2.2.2, Table 6.3 findet bei Bodentemperaturen < 15 °C keine signifikante Umsetzung von organischen Inhaltsstoffen zu CH₄ statt. Untersuchungen (Böhme und Böttcher 2011) geben aber Hinweise darauf, dass die Bodentemperatur mit dem klimawandelbedingten Anstieg der Lufttemperatur signifikant angestiegen ist.

Damit kann der MCF von 0,2 aus These 3 in $MCF_{\text{korr}} = 0,167$ korrigiert werden.

¹⁶ TKN Total Kjeldahl Stickstoff = N_{org} + NH₄-N

6.1.7 Berechnungen aus den Thesen 1-6: Abschätzung der Jahresemissionen von CH₄ und N₂O aus aeroben Kleinkläranlagen in Deutschland

Die jährlichen CH₄-Emissionen aus aeroben KKA betragen 8.800 Mg CH₄/a, diese entsprechen 220.009 Mg CO₂eq/a.

Die jährlichen N₂O-Emissionen aus aeroben KKA betragen 110,41 Mg N₂O/a, diese entsprechen 32.903 Mg CO₂eq/a.

Somit beträgt die jährliche CO₂eq Emission aus aeroben KKA rund 0,253 Mio. Tonnen.

Bei einer Gesamtemission in Deutschland von derzeit etwa 755 Mio. Tonnen CO₂eq, entsprechen die errechneten 0,253 Mio. Tonnen CO₂eq aus KKA 0,034 % der Gesamtemissionen.

6.1.8 These 7: Es liegen keine Messungen zu THG-Emissionen aus aeroben Kleinkläranlagen vor. Für eine genauere Einschätzung muss ein Messprogramm durchgeführt werden, das die als relevant identifizierten Parameter berücksichtigt.

Während des Abbauprozesses in einer KKA entwickeln sich durch die Mikroorganismen Stoffwechselprodukte wie Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) oder Methan (CH₄)

Bisher wurde noch nicht messtechnisch untersucht, unter welchen Bedingungen in KKA die Treibhausgase entstehen und wie hoch die Menge/Konzentration der emittierten Gase tatsächlich ist. Derzeit werden nur für die Abwassersammelgruben CH₄-Emissionen separat berechnet und über sie berichtet (siehe deutsche Inventarberichterstattung (NIR)), gemessen wurde auch hier bisher nicht.

6.2 Ergebnisse des Online – Workshops

Das Umweltbundesamt ist verpflichtet, über die Menge an THG-Emissionen in Deutschland Bericht zu erstatten. Wenn im Ergebnis des Projekts im Bereich der dezentralen Abwasserbehandlung plausible Emissionsfaktoren für KKA abgeleitet werden können, kann das UBA die Konzentration an THG-Emissionen auf Grundlage der Anzahl der in Deutschland betriebenen KKA berechnen und damit die Gesamtmenge an THG-Emissionen aktualisieren.

Für die Emissionen aus aG wird seit vielen Jahren ein MCF von 0,173 verwendet. Dieser wurde konservativ in Anlehnung an (Gibbs and Woodburry 1993) geschätzt und beruht auf den Vorgaben der IPCC Guidelines (2006) (Volume 1, Chapter 6.10) bzw. deren überarbeiteter Fassung (IPCC 2019 Refinements)¹⁷ (Berücksichtigung einer regelmäßigen Schlammmentsorgung und der klimatischen Verhältnisse im Boden (Bodentemperatur)). Die Vorgaben des IPCC gelten international und sind dann zu verwenden, wenn Länder keine eigenen Daten zur Verfügung haben. Die Abschätzung der Daten ist jedoch sehr pauschal und berücksichtigt nicht alle relevanten Randbedingungen, wie Klimazonen oder Temperaturverlauf.

Bezogen auf das Thesenpapier (Anhang A.6) ergaben sich folgende Ergebnisse aus dem Workshop:

- These 1: Die Zahl der aeroben KKA wird nicht zunehmen, sondern eher zurückgehen, da in einigen Gebieten der Anschluss an zentrale Abwasserbehandlungsanlagen auch weiterhin stattfinden wird. Die Einsatzmöglichkeiten der aG werden ebenfalls zurückgehen.

¹⁷ <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>

- ▶ These 2: Die anaeroben KKA spielen in Deutschland keine signifikante Rolle. Es wird zusätzlich darauf hingewiesen, dass die anaeroben Systeme nicht in der Lage sind, die Anforderungen der Abwasserverordnung, Anhang 1 einzuhalten.
- ▶ These 3: Aus der Literatur wurde ein MCF von 0,2 für aeroben KKA abgeleitet. Unter Beachtung des Einflusses der Bodentemperatur erfolgt eine Korrektur des MCF von 0,2 auf 0,167 (siehe These 6).
- ▶ These 4: Die vorgeschlagene organische Zulaufkraft von 87,5 g BSB5 EW/d für KKA wurde auf 60 g/EW/d zurückgesetzt. Der übliche Bemessungsansatz für KKA in Deutschland liegt für BSB5 bei 60 g/EW/d entsprechend den Vorgaben des DWA-A 221. Die verwendete Literaturquelle, die sich auf acht Anlagen in Kalifornien bezieht, kann nicht auf Deutschland übertragen werden (andere Zulaufkräften und organische Belastungen). Die Quelle aus Kalifornien sollte damit nicht Basis für die Festlegung der Zulaufkonzentration in Deutschland sein. Im Mittel liegt bei KKA der Zulauf bei ca. 400 mg/l BSB5, was bedeutet, dass die 60 g/EW/d nicht überschritten werden.
- ▶ These 5: Ob Lachgas (N_2O) in einer KKA entsteht, hängt grundsätzlich davon ab, ob eine Nitrifikation/Denitrifikation stattfindet. Eine theoretische Abschätzung dazu zu treffen, wird als schwierig angesehen. Genauere Aussagen sind nur mit entsprechenden Messungen zu machen. In der Praxis wurde festgestellt, dass Anlagen mit einer erweiterten Reinigungsstufe (Denitrifikation) in den wenigsten Fällen auch mit der Denitrifikationsstufe betrieben und gewartet werden. Auch in der AbwV bezieht man sich bei der Überprüfung der KKA grundsätzlich nur auf die Kohlenstoff-Elimination (Mindestanforderung). Des Weiteren ist anzunehmen, dass die Anzahl der KKA mit Stickstoffelimination verglichen mit der Gesamtanzahl der KKA sehr gering ist. Daher ist davon auszugehen, dass keine relevanten Mengen von Lachgas in die Umwelt emittiert werden.
- ▶ Es wird daher angenommen, dass die Menge an emittiertem Lachgas aus KKA kleiner 1 %, möglicherweise sogar kleiner 0,5 % der Nges-Zulaufkraft ist.
- ▶ These 6: Untersuchungen (Böhme und Böttcher 2011) geben Hinweise darauf, dass die Bodentemperatur mit dem klimawandelbedingten Anstieg der Lufttemperatur signifikant angestiegen ist. Davon ausgehend, dass der MCF von 0,2 für Bodentemperaturen von $> 15^\circ\text{C}$ gilt und auf Basis der Erkenntnis, dass diese Bedingungen inzwischen den größeren Teil des Jahres vorherrschen, kann der MCF von 0,2 aus These 3 zu $\text{MCF}_{\text{kor}} = 0,167$ korrigiert werden.
- ▶ Das UBA hat bisher für die Berichterstattung nur die Bodentemperatur berücksichtigt. Im Rahmen des Workshops wurde darauf hingewiesen, dass auch die Abwassertemperatur eine Relevanz besitze, da die Methanbildung Temperatur- und Jahreszeitenabhängig sei. Dorgeloh und Sonntag (2009) untersuchten den Einfluss der Abwassertemperatur unabhängig von der Ablaufklasse auf die Leistungsfähigkeit und Reinigungsleistung einer KKA. Dazu werteten sie über 1.000 Daten aus Wartungsprotokollen von KKA aus der Region Bergisches Land und Eifel aus. Die Auswertung bestätigte eine Reduzierung der Reinigungsleistung in Monaten mit Abwassertemperaturen von unter 10°C , weshalb die Autoren die Berücksichtigung der Abwassertemperatur bei der Konzeption und Bemessung von KKA empfahlen (analog zur Einschränkung der Anforderungen an die Stickstoff-Parameter der AbwV nur für Temperaturen von 12°C oder größer).
- ▶ These 7: Die Workshop-TeilnehmerInnen waren sich darin einig, dass die Durchführung eines Messprogramms geeignet wäre, um brauchbare Daten bspw. zu Frachtbelastungen von KKA (tatsächliche Zu- und Ablaufwerte, Emissionen aus KKA) zu erhalten. Dem gegenüber

steht ein umfangreicher Messaufwand, verbunden mit einem hohen Kosteneinsatz, um plausible und belastbare Ergebnisse zu erzielen.

Folgende Gründe wurden dafür genannt:

- Untersuchung von mehr als den im Projekt festgelegten sechs KKA notwendig.
- Begründete Klärung der Auswahl der Verfahrenstechniken (Anlagentypen).
- Untersuchung des allgemeinen Nutzerverhaltens und deren Verteilung in der Bevölkerung sowie Bestimmung der Zulauffrachten in eine KKA notwendig. Gerade letzteres ist aufwendig, da der gesamte Abwasserstrom aufgefangen werden muss.
- Abdichtung der gesamten KKA für die Gasmessung (Methan). Dies bedeutet einen Eingriff in das gesamte System, das eine Änderung bspw. der Abwasserzusammensetzung nach sich zieht.

Aus den oben genannten Gründen wird empfohlen, auf die Entwicklung eines Messkonzepts und der anschließenden Durchführung eines Messprojektes zu verzichten, da ein Projekt, dass die obigen Punkte erfolgreich adressieren will, einen deutlich größeren Umfang haben muss.

7 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

7.1 Einwohnerzahlen

In Deutschland sind über 97 % der Bevölkerung an die öffentliche (zentrale) Kanalisation angeschlossen (DESTATIS 2018). Für die verbleibenden 3 % der Bevölkerung werden dezentrale Abwasserreinigungssysteme dauerhaft von Bestand sein.

Bei den Emissionsberechnungen (Kap. 7.3) werden die KKA und aG zusammen als dezentrale Abwasserbehandlung und damit auch als Anzahl der Einwohner, die dezentral entsorgen (E_{dez}) betrachtet. Beide Anlagentypen (KKA und aG) werden dauerhaft für die ordnungsgemäße Abwasserbeseitigung und Behandlung von häuslichem Schmutzwasser eingesetzt. Sie kommen immer dann zum Einsatz, wenn ein Anschluss an die Kanalisation und somit eine Abwasserbehandlung in einer kommunalen Kläranlage aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen nicht möglich ist.

Unter Beachtung der gesetzlichen Rahmenbedingungen und der geforderten technischen Umrüstungen lassen die vorliegenden Daten die Annahme zu, dass die Summe der dezentral zu entsorgenden Einwohner in etwa auf dem jetzigen Niveau bleiben und die Anzahl der KKA und aG nicht weiter zunehmen werden. Es ist jedoch wahrscheinlicher, dass die KKA (und aG) künftig eher zurückgehen werden, da in einigen Gebieten Deutschlands der Anschluss an zentrale Abwasserbehandlungsanlagen (Kläranlagen) weiterhin stattfinden wird.

In Tabelle 20 wurde für den Zeitraum 2007 bis 2019 die Anzahl der Gesamteinwohner und die Einwohner, die ihr Abwasser mit KKA und/oder aG dezentral entsorgen, auf Grundlage der Angaben des Statistischen Bundesamtes (Fachserie 19, Reihe 2.1.3 (Tab. 2.3, Spalte 2, 13 und 14), Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung, DESTATIS 2016b) gegenübergestellt. Es ist zu erkennen, dass trotz wechselhafter Gesamtbevölkerungsentwicklung die Anzahl der Einwohner, die ihr Abwasser dezentral behandeln, konstant abnimmt.

Tabelle 20: Vergleich der Einwohner_{ges} und der Einwohner_{dez} für die Jahre 2007 – 2019

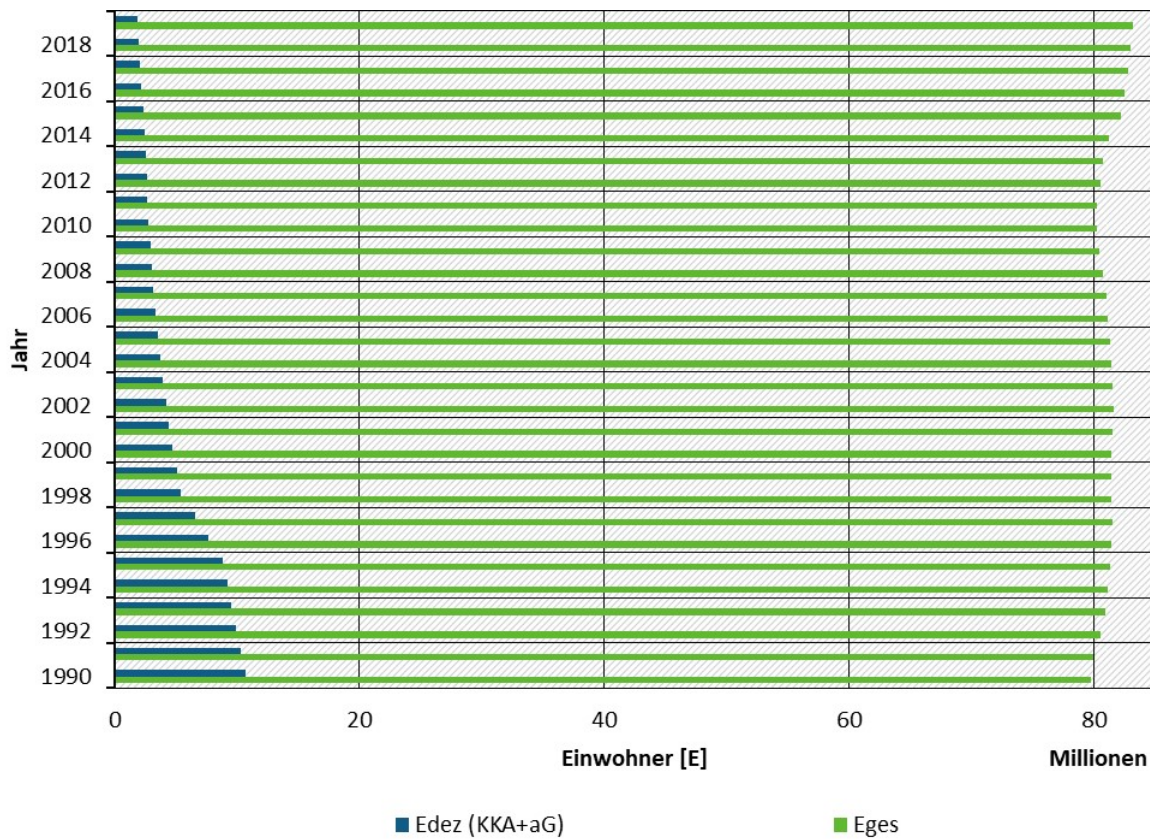
Deutschland	2007	2010	2013	2016	2019
Einwohner Gesamt (E _{ges})	82.260.690	81.750.716	80.585.675	82.351.700	83.167.000
Einwohner Dezentral (E _{dez})	3.165.899	2.779.298	2.523.275	2.211.900	1.900.773
Prozentualer Anteil E _{dez}	3,8 %	3,4 %	3,1 %	2,7 %	2,3 %

(Quelle: DESTATIS 2016b)

Die Bevölkerungsentwicklung von 1990 bis 2019 zeigt deutlich (siehe Abbildung 3), dass trotz Zunahme der Gesamtbevölkerung die Einwohner, die dezentral entsorgen, konstant abnehmen. Im Jahr 1990 lag der dezentral zu entsorgende Anteil der Bevölkerung bei etwas mehr als 10 Mio. Einwohner, im Jahr 2019 lag der Anteil bei rd. 1,9 Mio. Einwohner. Das bedeutet, dass innerhalb der letzten 30 Jahren die dezentral angeschlossenen Einwohner um rd. 80 % zurückgegangen sind.

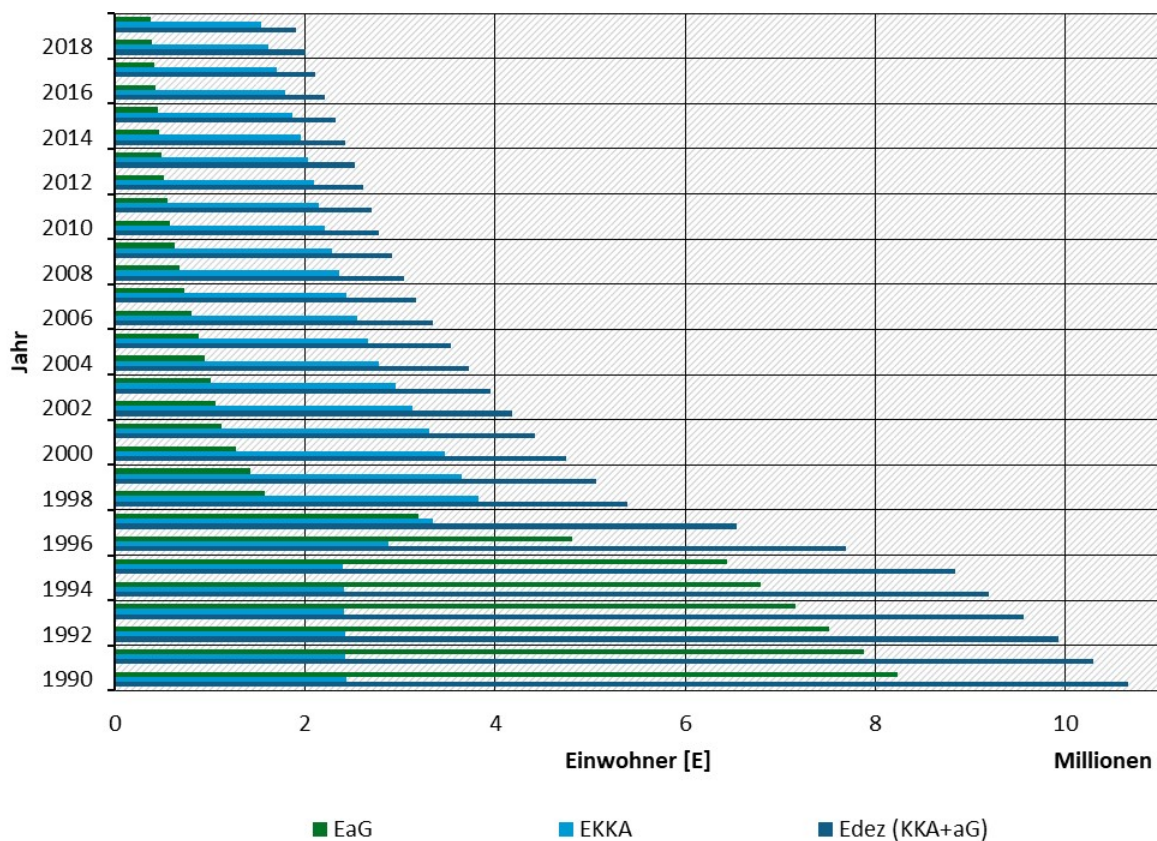
In Abbildung 4 sind die dezentral zu entsorgenden Einwohner (E_{dez}) unterteilt in die KKA und aG. Es ist zu erkennen, dass die Anzahl der aG ab 1995 abnehmen, die Anzahl der KKA dafür zunehmen. Ab Ende der 90er Jahre ist auch bei den KKA eine leichte Abnahme erkennbar.

Abbildung 3: Anzahl der E_{ges} und der E_{dez} von 1990 bis 2019



(Quelle: Daten aus ZSE - EmiBeri 2021)

Abbildung 4: Anzahl der E_{dez} (unterteilt in KKA und aG) von 1990 bis 2019



(Quelle: Daten aus ZSE - EmiBeri 2021 und eigenen Berechnungen)

Eine aktuelle Bevölkerungsvorausberechnung von DESTATIS¹⁸ für Deutschland und die Bundesländer bis 2060 zeigt, dass die Bevölkerungszahl insgesamt voraussichtlich von rd. 83 Mio. im Jahr 2018 mindestens bis 2024 zunehmen und spätestens ab 2040 zurückgehen wird.

7.2 Emissionsparameter

Im Rahmen der durchgeführten Arbeiten konnten nur wenige Angaben zu Untersuchungen an KKA hinsichtlich der Emissionen von Treibhausgasen ermittelt werden. Bei den Untersuchungen, die in den Auswertungen der Literaturrecherche und der Befragungen aufgeführt sind, sind die Ergebnisse aufgrund unterschiedlicher Randbedingungen nicht ohne weiteres auf THG-Emissionen von aeroben KKA in Deutschland übertragbar.

Die Unterschiede und die anzunehmenden Unsicherheiten der Studien zeigen eine hohe Variabilität bei der Berechnung des MCF. Unter Zugrundelegung der Literaturquellen, die eher eine Indikation in Richtung geringere Emissionsfaktoren aufweisen, wird der MCF für aerobe KKA nach Temperaturkorrektur (Böhme und Böttcher 2011) mit 0,167 angesetzt. Die Unsicherheit des Wertes beträgt $\pm 30\%$ (Expertenschätzung).

Für die aG wird der derzeit für Deutschland verwendete MCF von 0,173 mit einer Unsicherheit von $\pm 20\%$ verwendet (NIR 2020).

Die Berechnungen und Abschätzungen der Jahresemissionen (siehe Kap. 7.3) basieren auf diesen beiden MCF.

¹⁸ https://www.destatis.de/DE/Themen/Querschnitt/Demografischer-Wandel/_inhalt.html

Die organische Fracht in KKA wird (wie die in aG) entsprechend der IPCC-Methode ermittelt. Die durchschnittliche organische Fracht des Abwassers in KKA wird in den IPCC Guidelines mit 60 g BSB₅/EW/d angenommen. Dieser Wert entspricht dem in Deutschland und auch europaweit geltenden statistischen Mittelwert gemäß Richtlinie 91/271/EWG (1991). Der Wert ist relevant, weil er direkt in die Berechnungen zur Ermittlung der Methanemissionen einfließt.

Die Methanemissionen aus KKA werden (wie aus aG) entsprechend der IPCC Methode ermittelt. Es wird der IPCC Default-Wert für das Methanbildungspotenzial ($B_o = 0,6 \text{ kg CH}_4/\text{kg BSB}_5$) verwendet. Für die Parameter BSB₅ und B_o werden Unsicherheiten von $\pm 30 \%$ verwendet (NIR 2020).

Es ist anzunehmen, dass die Anzahl der KKA mit Stickstoffelimination verglichen mit der Gesamtanzahl der KKA sehr gering ist. Daher ist davon auszugehen, dass keine relevanten Mengen von Lachgas in die Umwelt emittiert werden. Damit bewegen sich die Lachgasemissionen im unteren Bereich der Literaturangaben. Der N₂O-EF für aerobe KKA wird daher mit einer Bandbreite von 0,5 % bis 1 % der Zulauffracht angesetzt. Die Unsicherheit des Wertes liegt zwischen - 30 % und + 10 % (Expertenschätzung).

7.3 Emissionsberechnung

Für die Emissionsberechnung ist die Summe der Einwohner, deren Abwasser dezentral entsorgt wird, entscheidend, da die Emission in der KKA (oder aG) anfällt und unabhängig ist vom anschließenden Kanalsystem und Ableitungszielort.

7.3.1 Abschätzung der Jahresemissionen pro Einwohner von CH₄ aus KKA und aG in Deutschland

Methan

Berechnung der CH₄-Emissionen gemäß IPCC Guidelines (2006) aus aeroben KKA mit BSB₅=60 g/EW/d; MCF=0,167 (siehe Thesenpapier, Kap. 8: Berechnungen aus den Thesen 1 bis 6) und den aG mit IPCC Default-Wert für das Methanbildungspotenzial: 0,6 kg CH₄/kg BSB₅ (IPCC Guidelines (2006): Vol. 5, Kapitel 6. 2.2.3., Seite 6.14) und MCF = 0,173

Berechnungsgrundlage nach Formel 4 (aus Thesenpapier, Kap. 8: Berechnungen aus den Thesen 1 bis 6): CH₄-Emissionen gemäß IPCC Guidelines (2006) mit EW-spezifischem BSB aus These 4 und MCF_{korrr} aus Formel 3 (siehe Thesenpapier, Kap. 7: These 6)

$$\boxed{TOW = P \times BOD \times 0.001 \times I \times 365}$$

$$= 1 \times 60 \times 0,001 \times 365$$

$$= \underline{\underline{21,9 \text{ kg BSB}_5 \text{ CH}_4/\text{EW}/\text{a}}}$$

Wobei:

TOW = Gesamte organisch abbaubare Substanz im Abwasser (kg BSB₅/a)

P = Bevölkerung (Einwohner)

BOD = BSB₅ (g/Person/Tag)

0.001 = Umrechnung von Gramm BSB₅ in kg BSB₅

I = Korrekturfaktor für industrielle Indirekteinleiter (der Korrekturfaktor wird auf 1,00 gesetzt – da es im dezentralen Bereich keine Indirekteinleiter gibt)

Emissionsfaktor für KKA

$$\boxed{EF_j = B_o \times MCF_j}$$

$$= 0,6 \text{ kg CH}_4/\text{kg BSB}_5 \times 0,167$$

$$= \underline{\underline{0.1002 \text{ kg CH}_4/\text{kg BSB}_5}}$$

Emissionsfaktor für aG

$$\boxed{EF_j = B_o \times MCF_j}$$

$$= 0,6 \text{ kg CH}_4/\text{kg BSB}_5 \times 0,173$$

$$= \underline{\underline{0.1038 \text{ kg CH}_4/\text{kg BSB}_5}}$$

Wobei:

EF_j = Emissionsfaktor (kg CH₄/kg BSB₅)

j = Behandlungs-/Entsorgungssystem oder Weg

B_o = Default – max. CH₄ Bildungskapazität, 0,6 kg CH₄ / kg BSB₅

MCF_j = Methankorrekturfaktor

$$\boxed{CH_4 \text{ Emission KKA} = EF \times TOW}$$

$$= 0,1002 \frac{\text{kgCH}_4}{\text{kgBSB}_5} \times 21,9 \frac{\text{kgBSB}_5}{\text{EW}} / a$$

$$= \underline{\underline{2.19 \text{ kg CH}_4/\text{EW}/a}}$$

$$\boxed{CH_4 \text{ Emission aG} = EF \times TOW}$$

$$= 0,1038 \frac{\text{kgCH}_4}{\text{kgBSB}_5} \times 21,9 \frac{\text{kgBSB}_5}{\text{EW}} / a$$

$$= 2,27 \text{ kg CH}_4/\text{EW}/a$$

Wobei:

CH₄ Emission = CH₄-Emissionen im Inventarjahr in kg CH₄/EW/a

EF = Emissionsfaktor (kg CH₄/kg BSB₅)

TOW = total organics in wastewater in inventory year (kg BSB₅/EW/a)

Für die Berechnung der CO₂-Äquivalentemissionen (siehe Kap. 7.4 Zeitreihenberechnung) werden die CH₄-Emissionen mit dem GWPC_{CH₄} (Global Warming Potential) von 25 multipliziert.

7.3.2 Abschätzung der Jahresemissionen von N₂O aus KKA und aG in Deutschland

Lachgas

Bei einer Bandbreite von 0,5 % bis 1 % (Zulaufrecht aus DWA-A 131 mit 11 g TKN/EW/d) berechnen sich die N₂O-Emissionen aus aeroben KKA anhand eines Durchschnittswertes von 0,75 % der N_{ges}-Zulaufrecht.

$$\boxed{11 \text{ g TKN} / \text{EW} / d * 0,75\% = 0,0825 \text{ g N}_2\text{O} / \text{EW} / d}$$

Für die Berechnung der CO₂-Äquivalentemissionen (siehe Kap. 7.4 Zeitreihenberechnung) werden die N₂O-Emissionen mit dem GWP_{N₂O} (Global Warming Potential) von 298 multipliziert.

Allgemein ist anzumerken, dass die Menge an emittiertem Lachgas aus dezentralen Anlagen (hauptsächlich KKA) kleiner 1 %, möglicherweise sogar kleiner 0,5 % der N_{ges}-Zulaufrecht ist.

7.4 Berechnung der Zeitreihe 1990-2019

Für die Berechnung der THG-Emissionen an CH₄ und N₂O (CO₂ ist für den Abwasserbereich nicht relevant, da es biogenen Ursprungs ist) für die Jahre 1990 bis 2019 hat das Umweltbundesamt

Datenwerte für die Gesamtbevölkerung (E_{ges}) und die an KKA und aG angeschlossenen Einwohner (E_{dez}) zur Verfügung gestellt. Auf Basis dieser Daten und den in diesem Projekt ermittelten Emissionsparametern wurde eine ausführliche Zeitreihenberechnung durchgeführt (Tabelle 21).

Tabelle 21: Zeitreihenberechnung der Emissionen (CO₂, CH₄, N₂O) für 1990 bis 2019

		1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Einwohner*										
E _{ges}	kpf	79.753.227	79.973.409	80.499.815	80.946.478	81.147.486	81.307.715	81.466.408	81.509.902	81.445.957
E _{aG}	[kpf] in 1000	8.234	7.875	7.515	7.155	6.795	6.435	4.813	3.192	1.570
E _{KKA}	[kpf] in 1000	2.428	2.422	2.417	2.411	2.405	2.399	2.874	3.349	3.824
E _{dez (KKA+aG)}	kpf	10.663	10.297	9.931	9.566	9.200	8.834	7.687	6.541	5.394
Methan*										
CH ₄ aus aG	kt	18,7187	17,9005	17,0823	16,2641	15,4459	14,6277	10,9415	7,2552	3,569
CH ₄ aus Abwasserbehandlung	kt	31,9013	31,4562	31,1266	30,7597	30,2951	29,8128	29,3279	28,8002	28,2346
CH ₄ aus offener Schlammfaulg.	kt	51,91	29,6	15,28	7,88					
Gesamt CH ₄ kommunal	kt	102,53	78,96	63,49	54,90	45,74	44,44	40,27	36,06	31,80
Gesamt CH ₄ ohne aG	kt	83,81	61,06	46,41	38,64	30,30	29,81	29,33	28,80	28,23
CH ₄ aG mit MCF 0,173	kt	18,69	17,88	17,06	16,24	15,42	14,61	10,93	7,24	3,56

		1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
CH ₄ KKA mit MCF 0,167	kt	5,32	5,31	5,29	5,28	5,27	5,25	6,29	7,33	8,37
CH ₄ dez (KKA und aG)	kt	24,01	23,18	22,35	21,52	20,69	19,86	17,22	14,58	11,94
CH ₄ ges / CH ₄ dez [%]	%	28,6	38,0	48,2	55,7	68,3	66,6	58,7	50,6	42,3
Lachgas*										
Gesamt N ₂ O _{kommunal}	kt	4,66	4,26	3,96	3,57	3,42	3,20	2,99	2,57	2,39
N ₂ O _{dez} (0,75%)	kt	0,32	0,31	0,30	0,29	0,28	0,27	0,23	0,20	0,16
N ₂ O _{ges} / N ₂ O _{dez} (0,75%)	%	6,9	7,3	7,6	8,1	8,1	8,3	7,8	7,7	6,8
Kohlenstoffdioxid*										
Gesamt CO _{2eq} kommunal	kt	3.953,14	3.244,44	2.767,12	2.436,02	2.162,02	2.063,24	1.896,76	1.667,46	1.508,60
Gesamt CO _{2eq} ohne aG	kt	3.485,17	2.796,93	2.340,07	2.029,41	1.775,87	1.697,55	1.623,22	1.486,08	1.419,37
CO _{2eq} dez	kt	695,93	671,90	647,88	623,86	599,83	575,81	499,49	423,18	346,86
CO ₂ ges / CO ₂ dez	%	20,0	24,0	27,7	30,7	33,8	33,9	30,8	28,5	24,4

		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Einwohner*										
E _{ges}	kpf	81.422.405	81.456.617	81.517.272	81.578.375	81.548.709	81.456.460	81.336.663	81.173.139	80.992.305
E _{aG}	[kpf] in 1000	1.418	1.267	1.115	1.059	1.004	948	876	803	731
E _{KKA}	[kpf] in 1000	3.650	3.475	3.301	3.124	2.946	2.769	2.658	2.546	2.435
E _{dez} (KKA+aG)	kpf	5.068	4.742	4.416	4.183	3.950	3.717	3.533	3.350	3.166
Methan*										
CH ₄ aus aG	kt	3,2242	2,8794	2,5346	2,4081	2,2816	2,155	1,9906	1,8262	1,6617
CH ₄ aus Abwasserbehandlung	kt	27,6836	27,1522	26,629	26,1051	25,5519	24,98	24,401	23,8108	23,2178
CH ₄ aus offener Schlammfaulg.	kt									
Gesamt CH ₄ kommunal	kt	30,91	30,03	29,16	28,51	27,83	27,14	26,39	25,64	24,88
Gesamt CH ₄ ohne aG	kt	27,68	27,15	26,63	26,11	25,55	24,98	24,40	23,81	23,22
CH ₄ aG mit MCF 0,173	kt	3,22	2,88	2,53	2,40	2,28	2,15	1,99	1,82	1,66
CH ₄ KKA mit MCF 0,167	kt	7,99	7,61	7,23	6,84	6,45	6,06	5,82	5,58	5,33

		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
CH ₄ dez (KKA und aG)	kt	11,21	10,49	9,76	9,25	8,73	8,22	7,81	7,40	6,99
CH ₄ ges / CH ₄ dez [%]	%	40,5	38,6	36,7	35,4	34,2	32,9	32,0	31,1	30,1
Lachgas*										
Gesamt N ₂ O _{kommunal}	kt	2,17	1,99	1,86	1,81	1,72	1,63	1,57	1,54	1,52
N ₂ O _{dez} (0,75%)	kt	0,15	0,14	0,13	0,13	0,12	0,11	0,11	0,10	0,10
N ₂ O _{ges} / N ₂ O _{dez} (0,75%)	%	7,0	7,2	7,2	7,0	6,9	6,9	6,8	6,6	6,3
Kohlenstoffdioxid*										
Gesamt CO _{2eq} kommunal	kt	1.420,39	1.343,65	1.283,02	1.252,84	1.209,81	1.164,16	1.127,92	1.099,31	1.074,32
Gesamt CO _{2eq} ohne aG	kt	1.339,78	1.271,66	1.219,65	1.192,64	1.152,77	1.110,29	1.078,15	1.053,65	1.032,78
CO _{2eq} dez	kt	325,79	304,71	283,63	268,67	253,72	238,76	226,91	215,06	203,21
CO ₂ ges / CO ₂ dez	%	24,3	24,0	23,3	22,5	22,0	21,5	21,0	20,4	19,7

		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Einwohner*										
E _{ges}	kpf	80.763.506	80.482.557	80.284.071	80.274.983	80.523.746	80.767.463	81.197.537	82.175.684	82.521.653
E _{aG}	[kpf] in 1000	679	627	575	546	518	489	469	449	428
E _{KKA}	[kpf] in 1000	2.358	2.281	2.204	2.147	2.091	2.034	1.951	1.867	1.784
E _{dez (KKA+aG)}	kpf	3.037	2.908	2.779	2.694	2.609	2.523	2.419	2.316	2.212
Methan*										
CH ₄ aus aG	kt	1,5435	1,4253	1,3071	1,242	1,1768	1,1117	1,0657	1,0198	0,9738
CH ₄ aus Abwasserbehandlung	kt	22,6138	21,9986	21,4091	20,8715	20,3993	19,9226	19,4874	19,1743	18,7049
CH ₄ aus offener Schlammfäulung	kt									
Gesamt CH ₄ kommunal	kt	24,16	23,42	22,72	22,11	21,58	21,03	20,55	20,19	19,68
Gesamt CH ₄ ohne aG	kt	22,61	22,00	21,41	20,87	20,40	19,92	19,49	19,17	18,70
CH ₄ aG mit MCF 0,173	kt	1,54	1,42	1,31	1,24	1,18	1,11	1,06	1,02	0,97

		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
CH ₄ KKA mit MCF 0,167	kt	5,16	5,00	4,83	4,70	4,58	4,46	4,27	4,09	3,91
CH ₄ dez (KKA und aG)	kt	6,71	6,42	6,13	5,94	5,75	5,57	5,34	5,11	4,88
CH ₄ ges / CH ₄ dez [%]	%	29,7	29,2	28,6	28,5	28,2	27,9	27,4	26,6	26,1
Lachgas*										
Gesamt N ₂ O _{kommunal}	kt	1,49	1,49	1,47	1,48	1,46	1,45	1,49	1,54	1,57
N ₂ O _{dez} (0,75%)	kt	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07
N ₂ O _{ges} / N ₂ O _{dez} (0,75%)	%	6,1	5,9	5,7	5,5	5,4	5,2	4,9	4,5	4,2
Kohlenstoffdioxid*										
Gesamt CO _{2eq} kommunal	kt	1.048,15	1.030,05	1.006,33	992,74	973,07	957,15	958,35	962,43	959,88
Gesamt CO _{2eq} ohne aG	kt	1.009,56	994,41	973,65	961,69	943,65	929,36	931,71	936,94	935,54
CO _{2eq} dez	kt	194,89	186,56	178,24	172,75	167,26	161,77	155,12	148,46	141,81
CO ₂ ges / CO ₂ dez	%	19,3	18,8	18,3	18,0	17,7	17,4	16,6	15,8	15,2

		2017	2018	2019
Einwohner*				
E _{ges}	kpf	82.792.351	83.019.213	83.166.711
E _{aG}	[kpf] in 1000	408	388	368
E _{KKA}	[kpf] in 1000	1.700	1.616	1.533
E _{dez} (KKA+aG)	kpf	2.108	2.004	1.901
Methan*				
CH ₄ aus aG	kt	0,9279	0,882	0,836
CH ₄ aus Abwasserbehandlung	kt	18,2143	17,7108	17,1878
CH ₄ aus offener Schlammfäulung	kt			
Gesamt CH ₄ kommunal	kt	19,14	18,59	18,02
Gesamt CH ₄ ohne aG	kt	18,21	17,71	17,19
CH ₄ aG mit MCF 0,173	kt	0,93	0,88	0,83
CH ₄ KKA mit MCF 0,167	kt	3,72	3,54	3,36
CH ₄ dez (KKA und aG)	kt	4,65	4,42	4,19
CH ₄ ges / CH ₄ dez [%]	%	25,5	25,0	24,4
Lachgas*				
Gesamt N ₂ O _{kommunal}	kt	1,58	1,61	1,63
N ₂ O _{dez} (0,75%)	kt	0,06	0,06	0,06
N ₂ O _{ges} / N ₂ O _{dez} (0,75%)	%	4,0	3,8	3,5
Kohlenstoffdioxid*				
Gesamt CO _{2eq} kommunal	kt	950,74	943,85	936,13

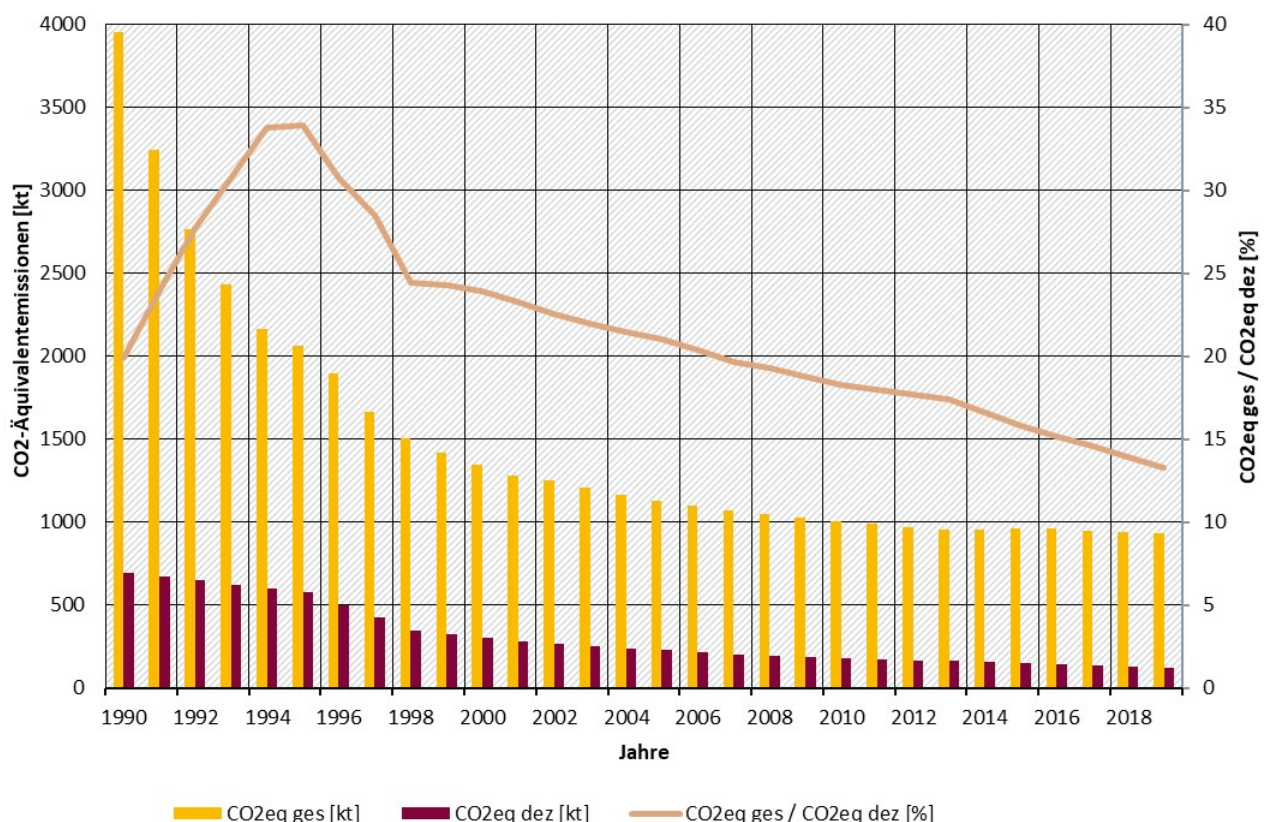
		2017	2018	2019
Gesamt CO _{2eq} ohne aG	kt	927,55	921,80	915,23
CO _{2eq} dez	kt	135,15	128,50	121,84
CO ₂ ges / CO ₂ dez	%	14,6	13,9	13,3

*Daten aus ZSE - EmiBeri 2021; ZSE = Datenbank Zentrales System Emissionen des Umweltbundesamt

7.4.1 Abschätzung und Einordnung der CO₂-Äquivalentemissionen aus KKA und aG in Deutschland

Bei einer CO_{2eq}-Gesamtemission in Deutschland im Jahr 2019 von ca. 936 kt entsprechen die errechneten rd. 122 kt CO_{2eq} aus dezentralen Anlagen (KKA und aG) ca. **13 %** der Gesamtemissionen an Treibhausgasen (siehe Abbildung 5). Von 1990 bis 2019 reduzierten sich die CO_{2eq}-Gesamtemissionen (Gesamt CO_{2eq}_{kommunal}) um rd. 74 %, die Emissionen aus KKA und aG (CO_{2eq}_{dez}) reduzierten sich um rd. 82 %. Der Grafik ist weiter zu entnehmen, dass sich der Abnahmetrend in den nächsten Jahren fortsetzen wird.

Abbildung 5: Abschätzung der CO₂-Äquivalentemissionen aus dezentralen Anlagen



(Quelle: Daten aus ZSE - EmiBeri 2021 und eigenen Berechnungen)

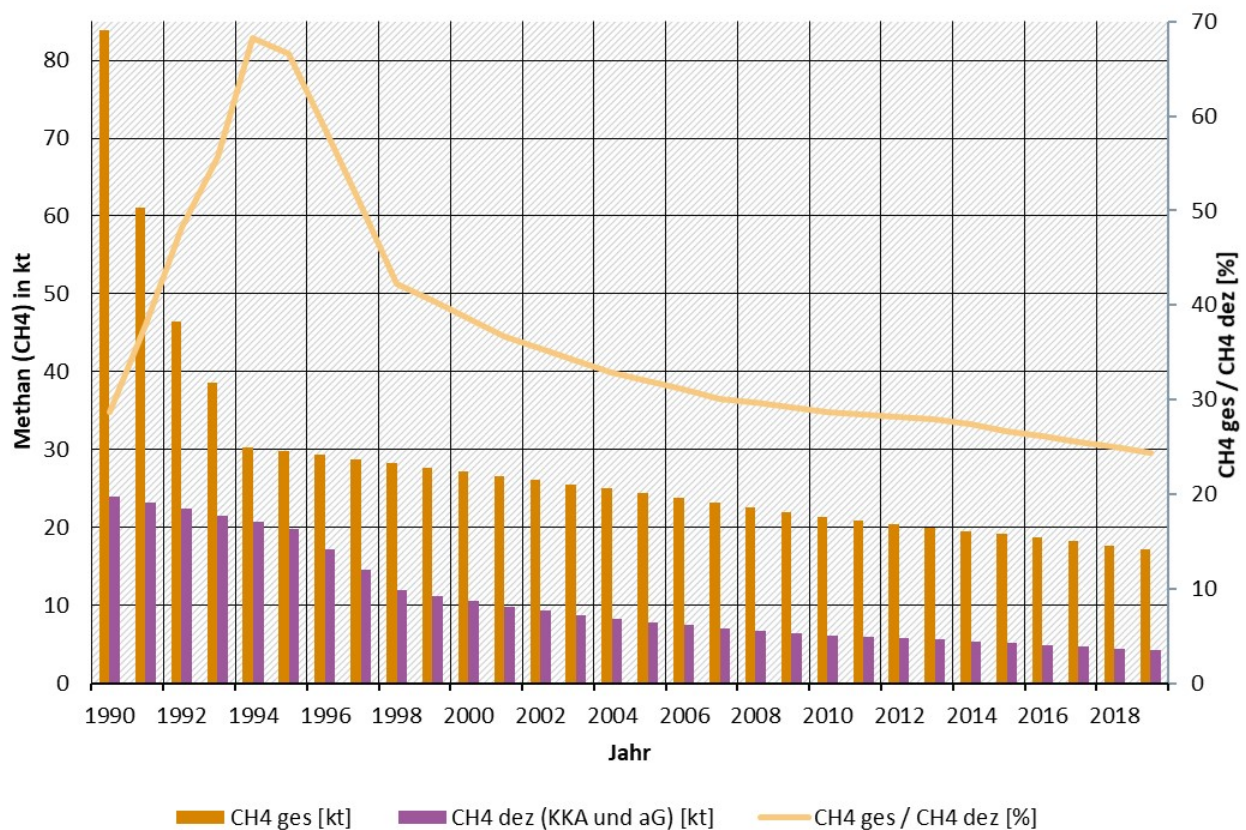
7.5 Schlussfolgerungen

Generell ist der prozentuale Anteil der Emissionen, für die die Abwasserwirtschaft verantwortlich ist, im Vergleich zu den Gesamtemissionen von Treibhausgasen sehr klein. Neben

den drei wichtigen Treibhausgasen CO₂, CH₄ und N₂O zählen auch Fluorkohlenwasserstoffe (HFC), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFC), Schwefelhexafluorid (SF₆) und Stickstofftrifluorid (NF₃) zu den direkten THG-Emissionen, die für die Abwasserwirtschaft aber nicht relevant sind.

Im Jahr 1990 betrug die CH₄-Gesamtemission (beinhaltet die kommunale Abwasserbehandlung, die offene Schlammfäulung (Datenerfassung nur bis 1993) und die private Abwasserbehandlung) rd. 83 kt CO₂eq. Für das Jahr 2019 wurden CH₄-Gesamtemissionen in Höhe von rd. 17 kt CO₂eq berichtet (siehe Abbildung 6). Damit haben sich die CH₄-Emissionen von 1990 bis 2019 um rd. 80 % reduziert. Der Anteil aus der dezentralen Abwasserwirtschaft (KKA und aG) lag 1990 bei 24 kt CO₂eq, im Jahr 2019 noch bei rd. 4 kt CO₂eq. Im Mittel beträgt das Verhältnis von CH₄-Emissionen aus KKA und aG zu CH₄-Gesamtemissionen rd. 36,5 %. Dabei ist anzumerken, dass zu Beginn der 90er Jahre die Gesamtemissionen stark sanken (Abbildung 6). Erklärbar ist das mit Neuinvestitionen in Milliardenhöhe bis 1994 für den Neubau, Ausbau und die Erneuerung von Kanalisationen und Kläranlagen, vor allem in den alten Bundesländern. Nach der Wiedervereinigung (1989) erfolgte auch in den neuen Bundesländern hohe Investitionen in den Bau und die Sanierung von Abwasseranlagen und Infrastrukturen. Mit Zunahme der Kosten für zentrale Systeme, sinkende Trinkwasserverbräuche und Auswirkungen des demographischen Wandels nahmen die dezentralen Infrastruktursysteme Ende der 90er Jahre eine zunehmend größere Rolle ein. Sie waren im Vergleich zu den zentralen Systemen flexibler, ressourcenschonender und vor allem kostengünstiger.

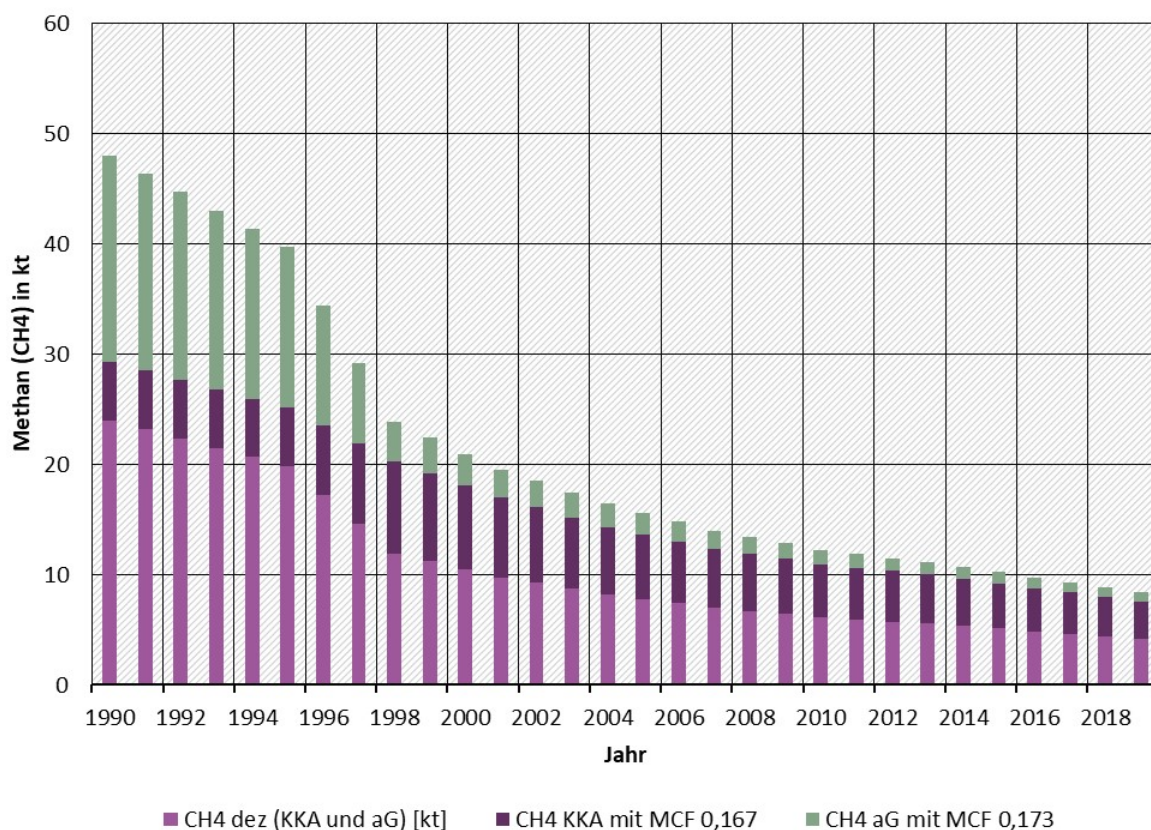
Abbildung 6: Vergleich der CH₄ Jahresemissionen (CH_{4ges}) mit den CH₄ Emissionen aus KKA und aG (CH_{4dez}) für 1990 bis 2019



(Quelle: Daten aus ZSE - EmiBeri 2021 und eigenen Berechnungen)

Eine Unterteilung der CH₄-Emissionen aus der dezentralen Abwasserbehandlung in CH₄-Emissionen aus KKA und aG ist in Abbildung 7 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass ab Mitte der 90er Jahre (1996/97) der Anteil an CH₄-Emissionen aus aG abnimmt und der CH₄-Anteil aus KKA zunimmt. Ein Grund für die Abnahme ist möglicherweise die Weiterentwicklung und Anpassung der Abwasserbehandlung an flexible und zukunftsfähige Wasserkonzepte, wie bspw. der Um- und Neubau von teil-bzw. vollbiologischen KKA. In Folge ist der Anschlussgrad an aG erheblich gesunken und der an KKA gestiegen.

Abbildung 7: Überblick über die CH₄ Jahresemissionen (CH_{4dez}) mit Unterteilung in CH₄ Emissionen aus KKA und aG für 1990 bis 2019



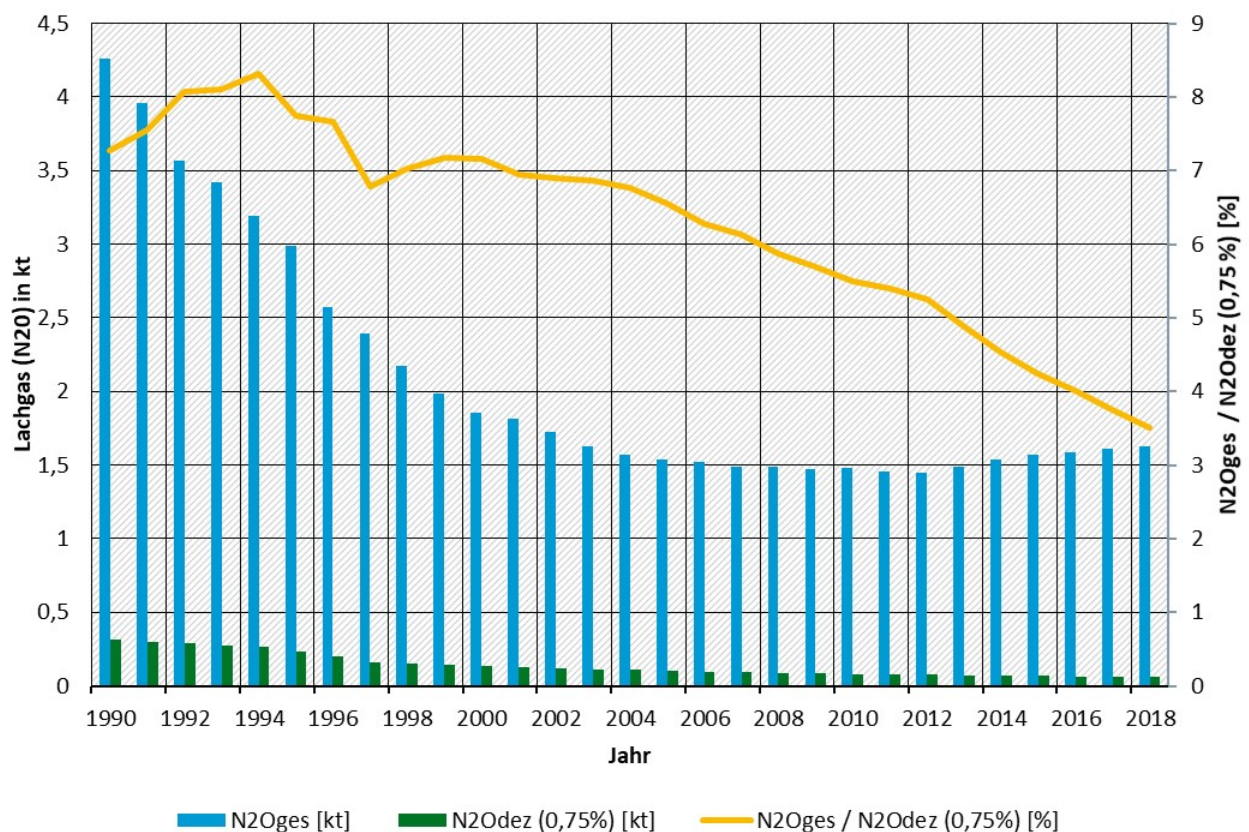
(Quelle: Daten aus ZSE - EmiBeri 2021 und eigenen Berechnungen)

In Abbildung 8 sind die N₂O-Gesamtemissionen (N₂O_{ges}) und die N₂O-Emissionen aus KKA und aG (N₂O_{dez}) für 1990 bis 2019 gegenübergestellt. Seit 1990 haben sich die N₂O_{ges} um fast 65 % (von 4,6 kt CO₂eq auf 1,6 kt CO₂eq) reduziert. Sehr gut erkennbar ist der seit 2005 kontinuierlich fallende Trend der N₂O-Emissionen_{ges} zu den N₂O-Emissionen_{dez}. Es ist festzustellen, dass der Anteil von N₂O aus KKA und aG im Vergleich zu den N₂O-Gesamtemissionen eher gering und bei der Betrachtung der THG-Emissionen damit vernachlässigbar ist. Für die Berechnungen der N₂O-Emissionen aus KKA wurde ein Mittelwert von 0,75 % (bei einer Bandbreite von 0,5 % bis 1 %) der N_{ges}-Zulaufracht (DWA-A 131) verwendet.

Bei der biologischen Abwasserreinigung in Kläranlagen entweicht nachweisbar auch Lachgas. Wie viel ist davon abhängig, wie gut eine Kläranlage eingestellt ist und welche Betriebsbedingungen vorherrschen. Auch bei den KKA nimmt die weitergehende Abwasserreinigung (Nitrifikation, Denitrifikation) zum Schutz der Gewässer, die als Vorfluter genutzt werden, an Bedeutung zu. Voraussetzung für eine Denitrifikation ist ein anoxisches Milieu im Belebungsbecken der KKA. Die Denitrifikation ist ein Zusammenspiel verschiedener

unabhängiger Vorgänge und abhängig vom Substratangebot, dem Sauerstoffgehalt, aber nicht grundsätzlich vom Nitratangebot. Bei diesen Vorgängen ist es möglich, dass geringe Mengen an Lachgas entweichen. Es wird jedoch angenommen, dass die Anzahl an KKA mit Stickstoffelimination im Verhältnis zu der Gesamtanzahl gering ist und häufiger „wilde“ Denitrifikationen in der KKA stattfinden als kontrollierte. Eine genauere Überprüfung dieser Sachverhalte war im Rahmen des Projektes nicht möglich.

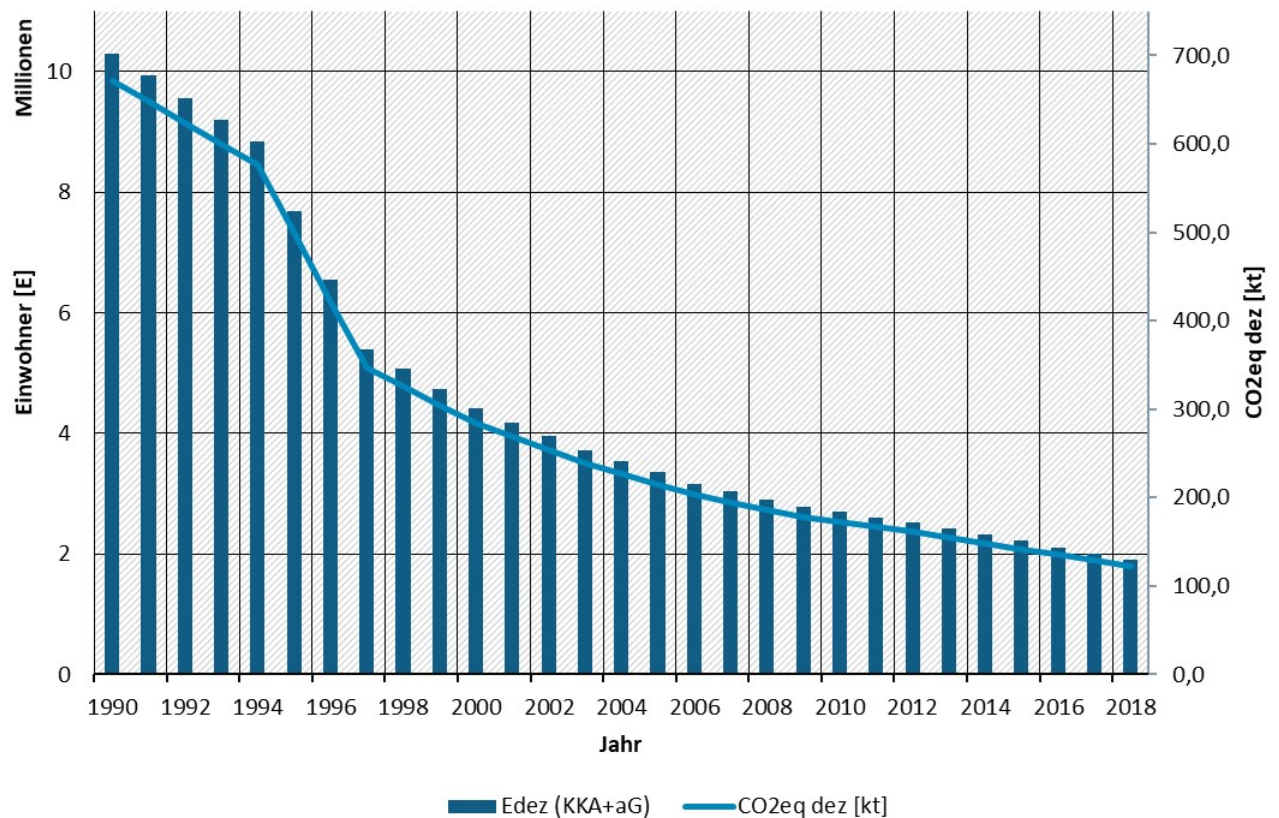
Abbildung 8: Vergleich der N₂O Jahresemissionen (N₂O_{ges}) mit den N₂O Emissionen aus KKA und aG (N₂O_{dez}) für 1990 bis 2019



(Quelle: Daten aus ZSE - EmiBeri 2021 und eigenen Berechnungen)

In Abbildung 9 sind die CO₂-Äquivalentemissionen (CO₂eq dez) aus KKA und aG (für N₂O und CH₄) im Vergleich zu den Einwohnern, die dezentral das Abwasser entsorgen, dargestellt. Gut erkennbar ist die proportionale Abnahme der Emissionen mit Abnahme der Einwohner. Seit 1990 hat sich der Anteil der dezentral zu entsorgenden Bevölkerung von knapp 11 Mio. E auf 1,9 Mio. E reduziert.

Abbildung 9: Gesamtübersicht der THG Emissionen aus KKA und aG ($\text{CO}_2\text{eq}_{\text{dez}}$) im Vergleich zu den Einwohnern, die dezentral entsorgen (E_{dez})



(Quelle: Daten aus ZSE - EmiBeri 2021 und eigenen Berechnungen)

7.6 Fazit

Durch Änderungen des Verbraucherverhaltens, durch Nachrüstung wassersparender Installationen und einer effizienteren Nutzung der Ressource Wasser spielt zunehmend die Nachhaltigkeit zukunftsfähiger Strukturen eine größere Rolle. Bei der Verwendung von KKA müssen verschiedene Faktoren berücksichtigt werden. Neben der Abwasserzusammensetzung, der Verfahrenstechnik und dem Betreiberverhalten können äußere Witterungseinflüsse wie Temperatur, Niederschlag oder unterschiedliche hydraulische Belastungen einen Einfluss auf die Reinigungsleistung haben.

Ausgehend von der getroffenen Aussage, dass die Anzahl der KKA und aG nicht zunehmen wird und aufgrund der geänderten gesetzlichen Vorgaben in der Abwasserverordnung, nach denen u.a. kleinere Behandlungsvolumina von KKA zugelassen sind, kann geschlussfolgert werden, dass der Anteil der THG-Emissionen aus KKA und aG in den nächsten Jahren gleichbleiben bzw. weiter abnehmen wird.

Die anaeroben KKA spielen derzeit und voraussichtlich auch zukünftig in Deutschland keine signifikante Rolle, da sie nicht in der Lage sind, die Anforderungen der AbwV Anhang 1 einzuhalten.

Eine Prognose der zu erwartenden Emissionen aus KKA bis 2050 ist nicht möglich. Zum einen liegen aktuell keine Daten zur Bevölkerungsentwicklung vor. DESTATIS gibt für Deutschland und die Bundesländer bis 2060 lediglich an, dass die Bevölkerungszahl voraussichtlich ausgehend von rd. 83 Millionen im Jahr 2018 mindestens bis 2024 zunehmen und spätestens ab

2040 zurückgehen wird. Konkrete Zahlen werden dabei nicht hinterlegt. Auf dieser Grundlage lässt sich eine mögliche zahlenmäßige Entwicklung der KKA nicht abschätzen. Eine Rolle wird auch spielen, wie sich die künftige prozentuale Verteilung der Bevölkerung in den Städten und deren Randgebieten bzw. in ländlichen Gebieten in den nächsten Jahrzehnten entwickelt. Auch davon wird abhängen, ob und wie sich die Anzahl der KKA ändern wird. Die Recherche zu den rechtlichen Rahmenbedingungen ergab ebenfalls keine belastbaren Aussagen über die künftige Relevanz der KKA. Eine Abschätzung der zukünftigen Entwicklung ist auf dieser Grundlage somit nicht möglich.

7.7 Empfehlung Messprogramm

Bisher wurde nicht messtechnisch untersucht, unter welchen Bedingungen in KKA Treibhausgase entstehen und wie hoch die Menge/Konzentration der emittierten Gase tatsächlich ist. Derzeit werden im Bereich der dezentralen Abwasserbehandlung nur für die aG CH₄-Emissionen berechnet und berichtet (NIR). Gemessen wurde auch hier bisher nicht. Daher gibt es auch keine standardisierte Messmethodik für die Bestimmung dieser Emissionen.

Aus diesen Gründen ist es geboten, im Rahmen eines Messprojektes folgende Untersuchungen mit einzuplanen:

- ▶ Auswertung inhaltlich verwandter Messprojekte; Eruierung von Schnittstellen (Vergleichbarkeit der Daten)
- ▶ Qualitative und quantitative Analysen der entstehenden Gase in Abhängigkeit von der Verfahrenstechnologie, den Betriebsphasen einer KKA, dem Nutzerverhalten und den Zu- und Ablauffrachten
- ▶ Betrachtung begleitender Parameter wie bspw. Abwasser- und Bodentemperatur, Lufttemperatur, durchschnittliche Tageszulaufmengen

Die erhaltenen Messergebnisse sollten genutzt werden

- ▶ zum Vergleich mit den rechnerisch ermittelten CH₄- und N₂O- Emissionen aus KKA,
- ▶ zur Abschätzung der Jahresemissionen von CH₄, N₂O und NH₃ aus aeroben KKA in Deutschland,
- ▶ zur Bestimmung des MCF für aerobe KKA.

Um einen möglichst großen Nutzen aus einem Messprogramm zu ziehen, könnten die folgenden Angaben zur Durchführung einen Beitrag leisten.

- ▶ Die Untersuchungen zur Emissionsbetrachtung von Treibhausgasen sollen analog zur Bemessung von KKA auf standardisierten Bedingungen basieren.
- ▶ Die Beschickung erfolgt mit einer Bemessungs-/Zulaufmenge von 60 g BSB5/EW/d.
- ▶ Es erfolgt eine Bestimmung der Zu- und Ablaufkonzentrationen.
- ▶ An den Abluftpunkten der Anlagen werden Luftmessungen durchgeführt bzw. Luftproben genommen.
- ▶ Die Abwasser- und Bodentemperaturen (Testfeld) sowie die Bodentemperaturen in der Umgebung (natürlich anstehender Boden) werden gemessen.
- ▶ Aus den Ergebnissen der Beprobungen werden TS (Trockensubstanz)- und CSB-Bilanzen erstellt.

- ▶ Während der Schlammmentsorgung müssen gesonderte Messungen erfolgen, um eventuelle THG-Speicherungen/Freisetzen zu erfassen.
- ▶ Zusätzlich werden Untersuchungen mit einer höheren Zulaufkraft (90 g BSB5/EW/d) durchgeführt.

Unter Berücksichtigung dieser Vorgaben ist es möglich, sowohl THG-Emissionen zu ermitteln als auch zu bilanzieren. Zur Verifizierung der Ergebnisse sollten Insitu-Messungen an KKA in einem Untersuchungsgebiet (bspw. bei einem Abwasserverband) und zum Vergleich auf einem Demonstrations- bzw. Prüffeld erfolgen.

Aufgrund der vorliegenden Projektergebnisse, des notwendigen umfangreichen Messaufwandes und des damit verbundenen hohen Kosteneinsatzes wird im Rahmen dieser Arbeit auf die Durchführung eines Messprojekts verzichtet.

Dezentrale Abwasserbehandlung durch KKA wird in Deutschland relevant bleiben. Es ist zu prüfen, ob zu einem späteren Zeitpunkt ein entsprechendes Messprojekt aufgelegt wird, dass einen Vergleich der theoretisch ermittelten Werte mit gemessenen Daten ermöglicht.

8 Quellenverzeichnis

Abwasserverordnung – AbwV: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV): Nationale Verordnungen, Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer: <https://www.bmu.de/gesetz/verordnungenueberanforderungenandaseinleitenvon-abwasseringewaesser>

Becker, A., Düputell, D., Gärtner, A., Hirschberger, R., Oberdörfer, M. (2012): Emissionen klimarelevanter Gase aus Kläranlagen; Immissionsschutz 4 12

Böhme, M.; Böttcher, F. (2011): Bodentemperaturen im Klimawandel - Auswertungen der Messreihe der Säkularstation Potsdam. In: Klimastatusbericht des DWD. Herausgeber und Verlag Deutscher Wetterdienst, Frankfurter Str. 135, 63067 Offenbach

Brannon, E.Q., Moseman-Valtierra, S.M., Lancellotti, B.V., (...), McCaughey, J.C., Loomis, G.W. (2017): Comparison of N₂O Emissions and Gene Abundances between Wastewater Nitrogen Removal Systems; Journal of Environmental Quality

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Projektdatenbank: <https://www.dbu.de/2406.html>

DESTATIS: Statistisches Bundesamt Bevölkerung, Zukünftige Bevölkerungsentwicklung: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Querschnitt/DemografischerWandel/Aspekte/demografie-bevoelkerungsentwicklung.html>

DESTATIS (2016a): Fachserie 19 Umwelt Reihe 2.1.2: Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung - Öffentliche Abwasserbehandlung und -entsorgung -, Statistisches Bundesamt (DESTATIS) 2018

DESTATIS (2016b): Fachserie 19 Umwelt Reihe 2.1.3, Tab. 2.3, Spalte 2, 13 und 14: Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung - Strukturdaten zur Wasserwirtschaft -, Statistisches Bundesamt (DESTATIS) 2018

DESTATIS (2018): Statistisches Bundesamt Pressemitteilung Nr. 471 vom 3. Dezember 2018: https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2018/12/PD18_471_322.html

Diaz-Valbuena, L.R., Leverenz, H.L. Cappa, C.D., Tchobanoglous, G., Horwath, W.R and Darby, J.L. (2011): Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide Emissions from Septic Tank Systems; Environmental Science and Technology

Dorgeloh, E., Sonntag, L. (2009): Temperaturuntersuchungen in Kleinkläranlagen; GWA - Gewässerschutz Wasser Abwasser 218, Festschrift zum 10-jährigen Bestehen des Prüf- und Entwicklungsinstitutes für Abwassertechnik an der RWTH Aachen e.V., Aachen 2009

DWA-A 131 (2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen; DWA Regelwerk; DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Juni 2016

DWA-A 221 (2019): Grundsätze für die Verwendung von Kleinkläranlagen; DWA Regelwerk; DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Dezember 2019

DWD (2020): https://www.dwd.de/DE/fachnutzer/landwirtschaft/dokumentationen/isabel/bodentemperatur_dokumentation.html

Förderportal des Bundes: <https://foerderportal.bund.de/foekat/jsp/SucheAction.do?actionMode=searchmask>

Gibbs, M.J., Woodburry J.W. (1993): Methane and Nitrous Oxide: Methods in National Emissions Inventories and Options for Control: Proceedings, ed. A.R. vaqn Amstel, S. 81-90, Amersfoort, The Netherlands, 3-5 February 1993

IPCC Guidelines (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. (eds), Published: IGES, Japan (2006)

IPCC (2007): Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri, and A. Reisinger (eds.)], IPCC, Geneva, Switzerland

IPCC (2019) Refinements: 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines: <https://www.ipcc.ch/report/2019refinementtothe2006ipccguidelinesfornationalgreenhousegasinventories/>

Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M (2009): Nitrous oxide emission during wastewater treatment; Water Research 43 (2009) 4093-4103

LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2020): Kleingruppe „Fortschreibung LAWA Maßnahmenkatalog“, Anhang B LAWA-BLANO Maßnahmenkatalog, Maßnahme 7: Neubau und Umrüstung von Kleinkläranlagen, LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung, 03. Juni 2020

Lepilova, A.; Lange, A.; Gieseler, D. (2018): Ermittlung eines gemittelten Methankonversionsfaktors für die Berechnung der Methanemissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben). Umweltbundesamt, Climate Change 05/2018 (unveröffentlicht)

Leverenz, Harold L.; Tchobanoglous, George; Darby, Jeannie L. (2010): Evaluation of Greenhouse Gas Emissions from Septic Systems; WA Publishing/WERF Foundation

NIR (2020): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2020: Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2018; Umweltbundesamt Climate Change 22/2020

Parravicini, V., Svoldal, K., Krampe, J. (2016): Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants; Energy Procedia 97 (2016) 246-253

Richtlinie 91/271/EWG (1991): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV), Europäische Union Richtlinien, RL 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Kommunale Abwasserrichtlinie: <https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie91271ewg-ueberdiebehandlungvonkommunalemabwasser>

Richtlinie 2000/60/EG (2000): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV), Europäische Union Richtlinien, RL 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Wasserrahmenrichtlinie (WRRL): <https://www.bmu.de/gesetz/richtlinie200060egzurschaffungeneinesordnungsrahmensfuermassnahmen-dergemeinschaftimbereichderwasserpolitik>

Schouten, P., Sharma, A., Burn, S., Goodman, N., Umapathi, S (2013a): Evaluation of fugitive greenhouse gas emissions from decentralized wastewater treatment plants; World Environmental and Water Resources Congress 2013

Schouten, P.W., Sharma, A., Burn, S., Goodman, N. (2013b): Spatial and short-term temporal distribution of fugitive methane and nitrous oxide emission from a decentralised sewage mining plant: a pilot study; Journal of Water and Climate Change

Straub, A. (2008): Einfache Messmethoden zur Charakterisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 17; Cottbus 2008

UBA (2020): Gemeinsame Pressemitteilung von Umweltbundesamt und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit: Treibhausgasemissionen gingen 2019 um 6,3 Prozent zurück: <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/treibhausgasemissionengingen2019um63-prozent>

UFORDAT - Umweltforschungsdatenbank des Umweltbundesamtes (UBA):

[http://doku.uba.de/aDISWeb/app;jsessionid=6C243F626E1A55351760CD05ACF5F936?service=direct/1/POOLUBANTest@@@@ 4B002E00 34EB7600/\\$Tree.treeNodes&sp=SVH&requestCount=2](http://doku.uba.de/aDISWeb/app;jsessionid=6C243F626E1A55351760CD05ACF5F936?service=direct/1/POOLUBANTest@@@@ 4B002E00 34EB7600/$Tree.treeNodes&sp=SVH&requestCount=2)

ULIDAT – Umweltliteraturdatenbank des Umweltbundesamtes (UBA):

[http://doku.uba.de/aDISWeb/app;jsessionid=6C243F626E1A55351760CD05ACF5F936?service=direct/1/POOLUBANTest@@@@ 44004300 34EB7600/\\$Tree.treeNodes&sp=SS2&requestCount=3](http://doku.uba.de/aDISWeb/app;jsessionid=6C243F626E1A55351760CD05ACF5F936?service=direct/1/POOLUBANTest@@@@ 44004300 34EB7600/$Tree.treeNodes&sp=SS2&requestCount=3)

Wasserhaushaltsgesetz – WHG: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV): Nationalgesetze, Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts, Wasserhaushaltsgesetz: <https://www.bmu.de/gesetz/gesetz-zur-ordnung-des-wasserhaushalts>

A Anhang

A.1 Gesetze und Vorschriften der Länder, die Regelungen zu Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben treffen

Tabelle 22: Gesetze und Vorschriften der Bundesländer zu KKA und aG

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
Baden-Württemberg		
Gesetz zur Neuordnung des Wasserrechts in Baden-Württemberg	27.11.2013	https://um.baden-wuerttemberg.de/de/umwelt-natur/schutz-natuerlicher-lebensgrundlagen/wasser/rechtsvorschriften/wassergesetz/
Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums über die Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum Az.: 5-8950.11/ –	18.08.2005	pdf
Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums über die Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum Az.: 5-8950.11/	18.08.2005 - 31.12.2015	pdf
Bayern		
Allgemeine Informationen		https://www.stmuv.bayern.de/themen/wasserwirtschaft/recht/index.htm
Bayrisches Wassergesetz vom 25.02.2010	23.12.2019	https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayWG/true
Verordnung zur Eigenüberwachung von Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen (Eigenüberwachungsverordnung – EÜV) 20.09.1995 Anhang 2	25.02.2010	https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayEÜeV

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
Abwasseranlagen, aus denen erlaubnispflichtig in Gewässer oder nach Art. 41 c BayWG genehmigungspflichtig in Sammelkanalisationen eingeleitet wird, und Sammelkanalisationen einschließlich zugehöriger Sonderbauwerke (zu § 1 Abs. 1 Nr. 4 mit 6)		https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayEUV-ANL_2?hl=true
Verordnung über bauordnungsrechtliche Regelungen für Bauprodukte und Bauarten (Bauprodukte- und Bauartenverordnung – BauPAV)*) 20.09.1999	26.03.2019	https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayBauPAV
Verordnung über private Sachverständige in der Wasserwirtschaft (Sachverständigenverordnung Wasser – VPSW) 22.11.2010	22.07.2014	https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayVPSW
Muster für eine gemeindliche Fäkalschlamm Entsorgungssatzung	30.05.1988	https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayVwV96581?hl=true
Muster einer Beitrags- und Gebührensatzung zur Entwässerungssatzung; §§ 10 Einleitungsgebühr	30.05.1988	https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayVwV123847-10?hl=true
Verwaltungsvorschrift zum Vollzug des Wasserrechts (VWWas) Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit, Az. U4505-2010/2, 5. Kapitel 5/ Teil 5 Gewässeraufsicht	27.01.2014	https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayVwV282408

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
7. Teil 6 Zuständigkeit, Verfahren		
Verwaltungsvorschrift zum Abwasserabgabengesetz und zum Bayerischen Gesetz zur Ausführung des Abwasserabgabengesetzes – VwVBayAbwAG – Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Az. 52c-4505-2002/1 2. Festsetzung der Abwasserabgabe 17.09.2003	14.03.2016	https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayVwV97326
Bußgeldkatalog „Umweltschutz“ Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz, Az. 12-A1112-2018/1	26.09.2019	https://www.gesetze-bayern.de/Content/Document/BayVV_2129_0_U_10681
Berlin		
Berliner Wassergesetz (BWG) 17.06.2005	25.09.2019	http://gesetze.berlin.de/jportal/portal/t/1hgc/page/bsbepr od.psml?pid=Dokumentanzeige&showdoccase=1&js_peid=Tr efferliste&documentnumber=1&numberofresults=199&fro mdoctodoc=yes&doc.id=jl r-WasGBErahmen&doc.part=X&doc.price=0.0&doc.hl=1
Berliner Gesetz zur Ausführung des Abwasserabgabengesetzes (Berliner Abwasserabgabengesetz - AbwAGBln) 12.01.1989	06.06.2008	http://gesetze.berlin.de/jportal/portal/t/lo l/page/bsbepr od.psml?doc.hl=1&doc.id=jl r-AbwAGAGBErahmen&documentnumber=1&numberofresult s=3&doctyp=Norm&showdoccase=1&doc.part=R&paramfro mHL=true#focuspoint

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
Verordnung über das Einleiten von Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen (Indirekteinleiterverordnung - IndV) 01.04.2005	29.10.2009	http://gesetze.berlin.de/jportal/portal/t/lol/page/bsbeprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-AbwAnIVBErahmen&documentnumber=2&numberofresults=3&doctyp=Norm&showdoccase=1&doc.part=R&paramfromHL=true#focuspoint
Brandenburg		
Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG) [1] In der Fassung der Bekanntmachung vom 2. März 2012	04.12.2017	https://bravors.brandenburg.de/gesetze/bbgwg
Verordnung über das Einleiten oder Einbringen von Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen (Indirekteinleiterverordnung) 26.08.2009	19.12.2011	https://bravors.brandenburg.de/de/verordnungen-212595
Richtlinie über den Einsatz von Kleinkläranlagen vom 28. März 2003 (ABl./03, [Nr. 17], S.467)	/	https://bravors.brandenburg.de/de/verwaltungsvorschriften-216988
Abfuhr des Abwassers abflussloser Sammelgruben und des aus Kleinkläranlagen Klärschlammes Erlass W/09/05 Vom 07.02.2005	/	pdf
Bremen		
Bremisches Wassergesetz (BremWG) 29.04.2011	18.12.2018	https://www.transparenz.bremen.de/sixcms/detail.php?gsid=bremen2014_tp.c.124524.de&asl=bremen02.c.732.de&template=20_gp_ifg_meta_detail_d
Bremische Landesbauordnung 07.09.2018	14.05.2019	https://www.transparenz.bremen.de/vorschrift_detail/bremen2014_tp.c.131034.de
Entwässerungsortsgesetz (EOG) 29.03.2012	01.12.2015	https://www.transparenz.bremen.de/vorschrift_detail/bremen2014_tp.c.66319.de

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
Hamburg		
Hamburgisches Abwassergesetz (HmbAbwG) 24.07.2001	23.01.2018	http://www.landesrecht-hamburg.de/jportal/portal/page/bshaprod.psml?nid=0&showdoccase=1&doc.id=jlr-AbwGHArahmen&st=lr
Hessen		
Hessisches Wassergesetz (HWG) Vom 14. Dezember 2010	06.06.2018	https://www.rv.hessenrecht.hessen.de/bshe/document/jlr-WasGHE2010V3IVZ
Hessisches Ausführungsgesetz zum Abwasserabgabengesetz in der Fassung vom 1. Januar 2016	/	https://www.rv.hessenrecht.hessen.de/bshe/document/jlr-AbwAGAGHE2016pIVZ
Verordnung über die Zuständigkeit der Wasserbehörden (Zuständigkeitsverordnung Wasserbehörden - WasserZustVO) vom 2. Mai 2011	/	https://www.rv.hessenrecht.hessen.de/bshe/document/jlr-WasZustVHErahmen
Abwassereigenkontrollverordnung (EKVO) vom 23. Juli 2010	22.11.2017	https://www.rv.hessenrecht.hessen.de/bshe/document/jlr-EigenkontrollVHE2010V5P3
Verordnung zur Feststellung der wasserrechtlichen Eignung von Bauprodukten und Bauarten durch Nachweise nach der Hessischen Bauordnung (WasBauPVO) Vom 20. Mai 1998	05.10.2018	https://www.rv.hessenrecht.hessen.de/bshe/document/jlr-WasBauPrVHEV1P1
Mecklenburg-Vorpommern		
Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern	05.07.2018	http://www.landesrecht-mv.de/jportal/portal/page/bsmvprod.psml?nid=0&showdoccase=1&doc.id=jlr-WasGMVrahmen&st=lr

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
(LWaG) Vom 30. November 1992		
Landesbauordnung Mecklenburg-Vorpommern (LBauO M-V) * in der Fassung der Bekanntmachung vom 15. Oktober 2015	19.11.2019	http://www.landesrecht-mv.de/jportal/portal/page/bsmvprod.psml?nid=0&showdoccase=1&doc.id=jlr-BauOMV2015rahmen&st=lr
Verordnung über Bauprodukte und Bauarten nach der Landesbauordnung Mecklenburg-Vorpommern (Bauprodukte- und Bauartenverordnung - BauPAVO M-V) Vom 10. Juli 2006 *	14.07.2015	http://www.landesrecht-mv.de/jportal/portal/page/bsmvprod.psml?doc.id=jlr-BauOMV2015pP44&st=lr&doctyp=BSBayern&showdoccase=1&paramfromHL=true#focuspoint
Verordnung über die Selbstüberwachung von Abwasseranlagen und Abwassereinleitungen (Selbstüberwachungsverordnung - SÜVO M-V) Vom 20. Dezember 2006	27.05.2016	http://www.landesrecht-mv.de/jportal/portal/page/bsmvprod.psml?nid=0&showdoccase=1&doc.id=jlr-S%C3%9CVMV2006rahmen&st=lr
Niedersachsen		
Niedersächsisches Wassergesetz (NWG) Vom 19. Februar 2010 § 96 Pflicht zur Abwasserbeseitigung § 133 Ordnungswidrigkeit	20.05.2019	http://www.voris.niedersachsen.de/jportal/portal/t/ymy/page/bsvorisprod.psml/action/portlets.jw.MainAction?p1=0&eventSubmit_doNavigate=searchInSubtreeTOC&showdoccase=1&doc.hl=0&doc.id=jlr-WasGND2010rahmen&doc.part=R&toc.poskey=#focuspoint
Verordnung zur Feststellung der wasserrechtlichen Eignung von Bauprodukten und Bauarten durch Nachweise nach der Niedersächsischen Bauordnung (WasBauPVO) Vom 25. Februar 1999	13.11.2012	http://www.voris.niedersachsen.de/jportal/portal/t/yeh/page/bsvorisprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-WasBauPVNDV1P1&documentnumber=4&numberofresults=7&doctyp=Norm&showdoccase=1&doc.part=5&paramfromHL=true#focuspoint

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
Allgemeine Durchführungsverordnung zur Niedersächsischen Bauordnung (DVO-NBauO) Vom 26. September 2012 § 24	/	http://www.voris.niedersachsen.de/portal/portal/t/veh/page/bsvorisprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-BauODVND2012pP24&documentnumber=1&numberofresults=7&doctype=Norm&showdoccase=1&doc.part=S&paramfromHL=true#focuspoint
Nordrhein-Westfalen		
Nordrhein-westfälisches Gesetz zur Ausführung des Abwasserabgabengesetzes - (Abwasserabgabengesetz Nordrhein-Westfalen - AbwAG NRW) Vom 8. Juli 2016	08.07.2016	https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_bes_text?sg=0&menu=1&anw_nr=2&gld_nr=%207&ugl_nr=77&val=34927&ver=0&aufgehoben=N&keyword=Kleinkl%E4ranlagen&bes_id=34927&show_preview=1&typ=Kopf
Landeswassergesetzes Nordrhein-Westfalen (LWG) vom 9. Juni 1989 (GV. NW. S. 384) 01.01.2000	17.07.2019	https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_text_anzeigen?v_id=3920070525140450679
Bauordnung für das Land Nordrhein-Westfalen (Landesbauordnung 2018 – BauO NRW 2018) vom 21. Juli 2018	21.07.2018	https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_bes_text?sg=0&menu=1&anw_nr=2&gld_nr=%202&ugl_nr=232&val=39224&ver=0&aufgehoben=N&keyword=Kleinkl%E4ranlagen&bes_id=39224&show_preview=1&typ=Kopf
Verordnung über bauordnungsrechtliche Regelungen für Bauprodukte und Bauarten (Bauprodukte- und Bauartenverordnung – BauPAVO NRW) vom 17. November 2009	01.06.2019	https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_bes_text?sg=0&menu=1&anw_nr=2&gld_nr=%202&ugl_nr=232&val=13245&ver=0&aufgehoben=N&keyword=Kleinkl%E4ranlagen&bes_id=13245&show_preview=1&typ=Kopf
Kleinkläranlagen als Dauerlösung für die Abwasserbeseitigung für Grundstücke außerhalb im Zusammenhang bebauter Ortsteile RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und	/	https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_bes_text?anw_nr=1&gld_nr=7&ugl_nr=770&bes_id=2019&menu=1&sg=0&aufgehoben=N&keyword=Kleinkl%E4ranlagen#det0

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
Landwirtschaft - IV B 6 – 013 001 4261 - v. 6.12.1994		
Kleinkläranlagen – DIN 4261, Teil 1 bis Teil 4 RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft – IV B 6 – 013 001 4261 v. 25.11.1991	/	https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_bes_text?anw_nr=1&gld_nr=7&ugl_nr=770&bes_id=1967&menu=1&sg=0&aufgehoben=N&keyword=Kleinkl%E4ranlagen#det0
Rheinland-Pfalz		
Landeswassergesetz (LWG) vom 14.07.2015		http://landesrecht.rlp.de/jportal/?quelle=jlink&query=WasG+RP&psml=bsrlpprod.psml
Landesgesetz zur Ausführung des Abwasserabgabengesetzes - AbwAG - (Landesabwasserabgabenge- setz - LAbwAG -) Vom 22. Dezember 1980	22.12.2015	http://landesrecht.rlp.de/jportal/portal/t/khe/page/bsrlpprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-AbwAGAGRPrahmen&documentnumber=1&numberofresults=32&doctype=Norm&showdoccase=1&doc.part=R&paramfromHL=true#focuspoint
Landesbauordnung Rheinland-Pfalz (LBauO) Vom 24. November 1998 § 42	18.06.2019	http://www.landesrecht.rlp.de/jportal/portal/t/ilq/page/bsrlpprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-BauORPpP42&documentnumber=3&numberofresults=5&doctype=Norm&showdoccase=1&doc.part=S&paramfromHL=true#focuspoint
Landesverordnung über Bauunterlagen und die bautechnische Prüfung (BauuntPrüfVO) Vom 16. Juni 1987 § 6	25.01.2017	http://www.landesrecht.rlp.de/jportal/portal/t/ilq/page/bsrlpprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-BauUntPr%C3%BCfVRPV2P6&documentnumber=4&numberofresults=5&doctype=Norm&showdoccase=1&doc.part=S&paramfromHL=true#focuspoint
Landesverordnung zur Feststellung der wasserrechtlichen Eignung von Bauprodukten und Bauarten durch Nachweise nach der Landesbauordnung Rheinland-Pfalz	18.06.2019	http://www.landesrecht.rlp.de/jportal/portal/t/ilq/page/bsrlpprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-WasBauPrVRPV1P1&documentnumber=5&numberofresults=5&doctype=Norm&showdoccase=1&doc.part=S&paramfromHL=true#focuspoint

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
(Wasserbauprüfverordnung) Vom 20. März 1998 § 1		
Saarland		
Saarländisches Wassergesetz (SWG) Vom 28. Juni 1960	30.07.2004	http://sl.juris.de/cgi-bin/landesrecht.py?d=http://sl.juris.de/sl/WasG_SL_2004_rahmen.htm
Verordnung zur Feststellung der wasserrechtlichen Eignung von Bauprodukten und Bauarten durch Nachweise nach der Bauordnung des Saarlandes (WasBauPV) Vom 7. Dezember 1999	18.02.2004	http://sl.juris.de/sl/gesamt/WasBauPV_SL.htm#WasBauPV_SL_P1
Sachsen		
Sächsisches Wassergesetz vom 12. Juli 2013 (SächsGVBl. S. 503)	08.07.2016	https://www.revosax.sachsen.de/vorschrift/12868?redirect_succesor_allowed=1
Sächsisches Ausführungsgesetz zum Abwasserabgabengesetz vom 5. Mai 2004 (SächsGVBl. S. 148, 167)	08.08.2013	https://www.revosax.sachsen.de/vorschrift/5457?redirect_succesor_allowed=1
Kleinkläranlagenverordnung vom 19. Juni 2007 (SächsGVBl. S. 281)	12.06.2013	https://www.revosax.sachsen.de/vorschrift/9530-Kleinklaeranlagenverordnung
Sachsen-Anhalt		
Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt (WG-LSA) Vom 16. März 2011 (§ 78, § 79)	18.12.2015	https://www.landesrecht.sachsen-anhalt.de/bsst/document/jlr-WasGST2011V4P78

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
Bauordnung des Landes Sachsen-Anhalt (BauO LSA) in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. September 2013 (§ 43)	26.06.2018	https://www.landesrecht.sachsen-anhalt.de/bsst/document/jlr-BauOST2013V3IVZ
Verordnung über Bauvorlagen und bauaufsichtliche Anzeigen (Bauvorlagenverordnung - BauVorlVO) Vom 8. Juni 2006	25.07.2014	https://www.landesrecht.sachsen-anhalt.de/bsst/document/jlr-BauVorlVST2006V1P11
Verordnung zur Überwachung der Selbstüberwachung und der Wartung von Kleinkläranlagen (Kleinkläranlagenüberwachungsverordnung - KKAÜVO) Vom 19. Oktober 2012	/	https://www.landesrecht.sachsen-anhalt.de/bsst/document/jlr-KleinKlAVSTrahmen
Eigenüberwachungsverordnung (EigÜVO) Vom 25. Oktober 2010	/	https://www.landesrecht.sachsen-anhalt.de/bsst/document/jlr-Eig%C3%9CberwVST2010pP2
Verordnung zur Feststellung der wasserrechtlichen Eignung von Bauprodukten und Bauarten (WasBauPVO) 1) Vom 27. März 2006 (§ 1)	/	https://www.landesrecht.sachsen-anhalt.de/bsst/document/jlr-WasRBauPVST2006pP1
Schleswig-Holstein		
Landeswassergesetz (LWG) Vom 13. November 2019; § 45		http://www.gesetze-rechtsprechung.sh.juris.de/jportal/portal/t/e85/page/bssho.prod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-WasGSH2020pP45&documentnumber=37&numberofresults=41&doctyp=Norm&showdoccase=1&doc.part=S&paramfromHL=true#focuspoint

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
Landesverordnung zur Feststellung der wasserrechtlichen Eignung von Bauprodukten und Bauarten durch Nachweise nach der Landesbauordnung (WasBauPVO) 1 Vom 10. November 2019; § 1		http://www.gesetze-rechtsprechung.sh.juris.de/jportal/portal/t/ecz/page/bssho prod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-WasBauPVOSH2019pP1&documentnumber=36&numberofresults=41&doctyp=Norm&showdoccase=1&doc.part=S&paramfromHL=true#focuspoint
Landesbauordnung für das Land Schleswig-Holstein (LBO) Vom 22. Januar 2009; § 45	01.10.2019	http://www.gesetze-rechtsprechung.sh.juris.de/jportal/portal/t/eki/page/bssho prod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-BauOSH2009V7IVZ&documentnumber=3&numberofresults=41&doctyp=Norm&showdoccase=1&doc.part=S&paramfromHL=true#focuspoint
Einführung der DIN 4261 „Kleinkläranlagen“ als allgemein anerkannte Regeln der Technik und landesrechtliche Regelung gemäß Anhang 1, Teil C, Absatz 4 und 5 der Abwasserverordnung Festlegung eines einheitlichen elektronischen Datenverarbeitungsverfahrens (EDV-Verfahren) für die Übermittlung des digitalen Wartungsberichts „Kleinkläranlagen“	15.01.2010	http://www.gesetze-rechtsprechung.sh.juris.de/jportal/portal/t/etx/page/bssho prod.psml?doc.hl=1&doc.id=VVSH-VVSH000003832&documentnumber=4&numberofresults=6&doctyp=vvsh&showdoccase=1&doc.part=F&paramfromHL=true#focuspoint
Thüringen		
Thüringer Wassergesetz (ThürWG) Vom 28. Mai 2019; §§ 2, 47, 48, 50, 52, 77		http://landesrecht.thueringen.de/jportal/portal/t/fxs/page/bsthueprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-WasGTH2019pIVZ&documentnumber=2&numberofresults=8&doctyp=Norm&showdoccase=1&doc.part=S&paramfromHL=true#focuspoint
Thüringer Verordnung über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (Thüringer Abwassereigenkontrollverordnung)		http://landesrecht.thueringen.de/jportal/portal/t/fxs/page/bsthueprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-AbwEKVTH2004pAnlage3&documentnumber=1&numberofresults=8&doctyp=Norm&showdoccase=1&doc.part=G&paramfromHL=true#focuspoint

Gesetze / Vorschriften	Letzte Aktualisierung	Quelle
dnung - ThürAbwEKVO -) Vom 23. August 2004		
Thüringer Bauordnung (ThürBO) Vom 13. März 2014; § 44	29.06.2018	http://landesrecht.thueringen.de/jportal/portal/t/gb5/page/bsthueprod.psml?doc.hl=1&doc.id=jlr-BauOTH2014V2IVZ&documentnumber=1&numberofresults=17&doctyp=Norm&showdoccase=1&doc.part=S&paramfromHL=true#focuspoint
Richtlinie zur Förderung von Kleinkläranlagen im Freistaat Thüringen des Thüringer Ministeriums für Umwelt, Energie und Naturschutz; gültig bis 31.12.2020		http://landesrecht.thueringen.de/jportal/portal/t/gb5/page/bsthueprod.psml?doc.hl=1&doc.id=VVTH-VVTH000008104&documentnumber=15&numberofresults=17&doctyp=vvth&showdoccase=1&doc.part=F&paramfromHL=true#focuspoint
Sechste Änderung und Neubekanntmachung der Verwaltungsvorschrift für den Vollzug des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG) und des Thüringer Abwasserabgabengesetzes (ThürAbwAG) - ThürVwVAbwAG -	25.09.2017	http://landesrecht.thueringen.de/jportal/portal/t/gb5/page/bsthueprod.psml?doc.hl=1&doc.id=VVTH-VVTH000007539&documentnumber=16&numberofresults=17&doctyp=vvth&showdoccase=1&doc.part=F&paramfromHL=true#focuspoint
Thüringer Kleinkläranlagenerlass 2010; gültig bis 31.12.2020		http://landesrecht.thueringen.de/jportal/portal/t/gb5/page/bsthueprod.psml?doc.hl=1&doc.id=VVTH-VVTH000006524&documentnumber=17&numberofresults=17&doctyp=vvth&showdoccase=1&doc.part=F&paramfromHL=true#focuspoint

A.2 Offizielles Anschreiben an die Umweltministerien



Bildungs- und Dezentralisationszentrum Deutscher Infrastrukturer e.V.
8032 e.V. - An der Luppe 2 - 04178 Leipzig

Ihr Ansprechpartner

Dr. Gabriele Stich
Geschäftsführerin

Telefon: 03 41 - 44 22 979
Fax: 03 41 - 44 21 748
Email: stich@bde-infrastruktur.de

31.03.2020

Ermittlung der Anzahl von abflusslosen Gruben sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen in Deutschland im Rahmen eines Projekts des Umweltbundesamtes

Sehr geehrte,

im Auftrag des Umweltbundesamtes bearbeiten wir derzeit das Projekt

„Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und Erarbeitung eines detaillierten Messkonzepts“

Deutschland ist unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC) zu einer möglichst exakten Berichterstattung seiner Treibhausgasemissionen verpflichtet. Grundlage hierfür ist die stetige Vervollständigung und Verbesserung der genutzten Datengrundlagen.

Bei der Quantifizierung der Emissionen im Bereich der kommunalen Abwasserwirtschaft besteht der Bedarf, die derzeit lediglich für abflusslose Gruben berechneten und berichteten Treibhausgas(THG)-Emissionen zu vervollständigen und auf eine wissenschaftlich belastbarere Basis zu stellen, um die UNFCCC-Berichterstattung für diesen Bereich inhaltlich und qualitativ zu verbessern.

Aufgabe des Vorhabens ist es zu überprüfen, ob aktuell in Verwendung befindliche aerobe und anaerobe Kleinkläranlagen eine THG-Relevanz haben. Da aerobe Kleinkläranlagen gegenüber anderen dezentralen Systemen derzeit zahlenmäßig deutlich überwiegen, könnten auch geringe THG-Emissionen auf eine nicht zu vernachlässigende Gesamtemission hinweisen.

Dazu benötigen wir auch einen deutschlandweiten Überblick zu Anzahl und Verfahrenstechnik von aeroben/anaeroben Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben entsprechend dem Stand der Technik.

Bildungs- und Dezentralisationszentrum Deutscher Infrastrukturer e.V.
An der Luppe 2
04178 Leipzig
Germany

Telefon: 03 41 - 44 22 979
Fax: 03 41 - 44 21 748
Email: info@bde-abwasser.de

Rechtsnachfolger:
Deutscher Kreditbank Leipzig
IBAN: DE54 1205 0000 0001 3472 12

NIC/SWIFT-Code: BVLAD333

Dipl.-Ing. Guido Cacklen
Vorstandsvize

Dr. Elmar Dörmlich
Beauftragter

Prof. Dr. Roland Müller
Beauftragter

Dipl.-Ing. Kerstin Wenzel
Beauftragter

Angewandte Leipzig
VSt. 2004
St.Nr. 22214079040

www.bde-infrastruktur.de

In diesem Zusammenhang möchten wir Sie herzlich darum bitten, die beigefügten Fragen für Ihr Bundesland soweit wie möglich zu beantworten und an uns per E-Mail an stich@bdz-infrastruktur.de oder per Post bis zum 24. April 2020 zurück zu schicken.

Für weitere Informationen oder Rückfragen stehen wir Ihnen gern zur Verfügung.

Mit freundlichen Grüßen



Dr. Gabriele Stich
Geschäftsführerin

Fragebogen (per E Mail an stich@tdz-infrastruktur.de)

Bundesland	
Erhebungsjahr	
Ansprechpartner	Name: Telefon: E-Mail:
Anzahl Einwohner mit dezentraler Entsorgung	
Anzahl abflusslose Gruben	
Anzahl Kleinkläranlagen	
Wenn möglich Kleinkläranlagen untergliedert in folgende Techniken: • Naturnahe Verfahren • Technische Verfahren	

A.3 Literaturstellen gefiltert nach „relevant“ und „zentral“ (Langliste) und ausgewählt nach einer potenziellen Übertragbarkeit der Ergebnisse

Um über die konkret an dezentralen Anlagen ermittelten Ergebnisse hinaus Hinweise zu Gas-Emissionen aus der Abwasserwirtschaft zu gewinnen und so möglicherweise Rückschlüsse für die Treibhausgasemissionen aus KKA ziehen zu können, wurde auch nach Erkenntnissen zu THG-Emissionen aus zentralen Anlagen gesucht. Aus den gefundenen 80 Ergebnissen (vgl. Tabelle 23) werden in Tabelle 24 diejenigen dargestellt, die z. B. aufgrund der Ergebnisdarstellung eine einfache Übertragbarkeit ermöglichen.

Tabelle 23: Mit Hilfe der Suchstrategien aus Tabelle 11 gefundene und in den Kontext der Fragestellung grob passende Literaturstellen

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
1	web of science	Relevant	2015	Bao, Zhiyuan; Shichang Sun, Dezhi Sun	Assessment of greenhouse gas emission from A/O and SBR wastewater-treatment plants in Beijing, China	International Biodeterioration & Biodegradation	Volume 108, March 2016, Pages 108-114	GHG emission levels were investigated in both full-scale A/O and SBR wastewater treatment systems in Beijing, China, over a period of 12 months. GHG emission, calculated by carbon emission (CO ₂ -equivalent) from WWTPs, is composed of the direct emission of CO ₂ , CH ₄ , and N ₂ O during the treatment processes and indirect emission due to the consumption of electricity and chemicals.	Centralized
2	Google Scholar	Relevant	2012	Becker, A.; Düputell, D.; Gärtner, A.; Hirschberger, R.;	Emissionen klimarelevanter Gase aus Kläranlagen	Immissionsschutz	4, pp 182-188	Im Rahmen des hier vorgestellten Untersuchungsprogramms wurden Messungen von Methan	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
				Oberdörfer, M.				(CH ₄), Lachgas (N ₂ O) und Ammoniak (NH ₃) an einzelnen Verfahrensstufen von Abwasser- und Schlammbehandlungsanlagen durchgeführt. Die Messergebnisse zeigen, dass 90 % der Methanemissionen während der Schlammbehandlung entstehen. Hier sind auch die ausschließlichen Quellen für den Ammoniakaustrag zu finden. Lachgas wird sowohl an biologischen Verfahrensstufen als auch bei der Schlammbehandlung gebildet, wenngleich in geringerem Umfang. Die an den einzelnen Behandlungsstufen gemessenen biogenen	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								Treibhausgaskomponenten liefern in der Summe erste Hinweise auf das Emissionspotenzial von Kläranlagen.	
3	Scopus	Relevant	2020	Bellandi, G., Weijers, S., Gori, R., Nopens, I.	Towards an online mitigation strategy for N ₂ O emissions through principal components analysis and clustering techniques	Journal of Environmental Management	261,110219	•PCs could isolate the main known relations between N₂O production and plant operation. •AOB denitrification and incomplete NH₂OH oxidation were clearly identifiable by PC. •AOB denitrification and incomplete NH₂OH oxidation were clearly identifiable by PC. •Agglomerative methods effectively discriminate the main N₂O production pathways •SCADA data contain important information to understand plant's N₂O production dynamics. •Roadmap towards a	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								new N ₂ O emissions monitoring and control system trained on historical plant data.	
4	Scopus	Relevant	2017	Brannon, E.Q., Moseman-Valtierra, S.M., Lancellotti, B.V., (...), McCaughey, J.C., Loomis, G.W.	Comparison of N ₂ O Emissions and Gene Abundances between Wastewater Nitrogen Removal Systems	Journal of Environmental Quality	46(5), pp. 931-938	This preliminary evaluation of N ₂ O emissions from three advanced onsite wastewater treatment systems (OWTS) technologies indicates that they are generally lower (on a mole per area basis) relative to an IFAS BNR system at a centralized WWT. However, when the N ₂ O emissions were normalized per population served and area of treatment tanks, they were similar between the WWT and OWTS.	Decen- tralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
5	Sonstige s	Nicht relevant	2006	Brown, Nils	Methane Dissolved in Wastewater Exiting UASB Reactors: Concentration Measurement and Methods for Neutralization	Department of Energy Technology Royal Institute of Technology (KTH) Stockholm, Sweden	Master-Thesis	It is shown that all systems considered are capable of reducing the quantity of methane released to the atmosphere by at least 97%, compared to the situation where no methane recovery and oxidation system is considered. It is furthermore shown that it is technically and economically feasible to do so and that a high proportion of the energy content of the recovered methane can be utilized.	Centralized
6	Scopus	Relevant	2019	Chen, Y.-C.	Estimation of greenhouse gas emissions from a wastewater treatment plant using membrane	Water Environment Research	91(2), pp. 111-118	Wastewater treatment plants (WWTs) using membrane bioreactor (MBR) technology have been considered a significant source of greenhouse gas (GHG) emissions. This study	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
					bioreactor technology			chose a small- scale wastewater treatment plant using MBR technology to estimate its potential for GHG emissions.	
7	Scopus	Relevant	2013	Chong, M.N., Ho, A.N.M., Gardner, T., Sharma, A.K., Hood, B.	Assessing decentralized wastewater treatment technologies: correlating technology selection to system robustness, energy consumption and GHG emission	Journal of Water and Climate Change	4(4), pp. 338-347	[...] We also used a mass balance approach to estimate the fugitive GHG emissions and concluded that electrical energy consumption data alone could substantially underestimate the overall GHG footprints for the decentralized systems . When the estimated CH ₄ fluxes were added to the energy consumption, the communal septic tanks with aerobic bio-filtration system generated a carbon dioxide equivalent	Centralized

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								footprint similar to that of the MBR system.	
8	Scopus	Relevant	2012	Corominas, L., Flores-Alsina, X., Snip, L., Vanrolleghem, P.A.	Comparison of Different Modeling Approaches to Better Evaluate Greenhouse Gas Emissions from Whole Wastewater Treatment Plants	Biotechnology and Bioengineering	109(11), pp. 2854-2863	The results show that the use of the different approaches leads to significant differences in the NO ₂ emissions (a factor of 3) but not in the CH ₄ emissions (about 4%). Estimations of GHG emissions are also compared for steady-state and dynamic simulations. Averaged values for GHG emissions obtained with steady-state and dynamic simulations are rather similar.	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
9	Scopus	Relevant	2014	Daelman, M.R.J., Van Eynde, T., van Loosdrecht, M.C.M., Volcke, E.I.P.	Effect of process design and operating parameters on aerobic methane oxidation in municipal WWTs	Water Research	66, pp. 308-319	Dissolved methane could be effectively removed in an aeration tank at an aeration rate that is in agreement with optimal effluent quality. Subsurface bubble aeration proved to be better than surface aeration, while a CSTR configuration was superior to plug flow conditions in avoiding methane emissions. The conversion of methane in the activated sludge tank benefits from higher methane concentrations in the WWTP's influent. Finally, if an activated sludge tank is aerated with methane containing off-gas, a limited amount of methane is absorbed and converted in the mixed liquor.	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								obtained: •Accurate aeration control should ensure a sufficient supply of oxygen. If the oxygen level is too low to sustain methanotrophic growth, methane will only be stripped without being converted, while aerating too much will benefit stripping at the expense of conversion. Dissolved methane can be removed in activated sludge at an aeration rate that is in agreement with optimal effluentquality. •Aiming at the same effluent quality in terms of COD and nitrogen, more dissolved methane is converted as the aerator equipment is installed	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								deeper below the liquid surface. A continuous stirred-tank reactor CSTR performs better than a plug flow reactor PFR with regard to methane conversion. In case of a plug flow reactor, excessive aeration in the first part of the aeration tank should be avoided. A high methane concentration in the plant's influent benefits the conversion of methane. • Activated sludge has limited potential as a bio-scrubber for the removal of methane from foul off-gas.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
10	Scopus	Relevant	2015	Daelman, M.R.J., van Voorthuizen, E.M., van Dongen, U.G.J.M., Volcke, E.I.P., van Loosdrecht, M.C.M.	Seasonal and diurnal variability of N ₂ O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant	Science of the Total Environment	536, pp. 1-11	• This study exposed the different time scales of the dynamic behaviors of the nitrous oxide emission: a pronounced diurnal variability was superimposed on a seasonal trend. • The diurnal trend of the emission coincided with the diurnal trends of the nitrite and nitrate concentration and with the ammonia loading rate. • The seasonal trend of the emission correlated with the daily maximum nitrite concentration. The occurrence of daily nitrite peaks could therefore be used as a diagnostic for the emission of nitrous oxide, while the detection of nitrous oxide emission indicates	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								the occurrence of nitrite concentration peaks. • The dataset presented in this manuscript suggests that nitrous oxide is mainly produced as a result of sub-optimal oxygen concentrations leading to denitrification by nitrifying bacteria and a hampered denitrification process.	
11	Google Scholar	Relevant	2012	Daelman, Matthijs R.J.; van Voorthuizen, Ellen M.; van Dongen, Udo G.J.M.; Volcke, Eveline I.P. ; an Loosdrecht, M.C.M.	Methane emission during municipal wastewater treatment	Water Research	46, pp. 3657 - 3670	In this study, the methane emission from a full-scale municipal wastewater facility with sludge digestion was evaluated during one year. At this plant the contribution of methane emissions to the greenhouse gas footprint were slightly higher than the CO ₂ emissions related to	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								direct and indirect fossil fuel consumption for energy requirements. By setting up mass balances over the different unit processes, it could be established that three quarters of the total methane emission originated from the anaerobic digestion of primary and secondary sludge. This amount exceeded the carbon dioxide emission that was avoided by utilizing the biogas. About 80% of the methane entering the activated sludge reactor was biologically oxidized.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
12	Scopus	Relevant	2014	De Haas, D.W., Pepperell, C., Foley, J.	Perspectives on greenhouse gas emission estimates based on Australian wastewater treatment plant operating data	Water Science and Technology	69(3), pp. 451-463	• The results suggest that Scope 2 (indirect emissions due to electrical power purchased from the grid) dominate the emissions profile for most of the plants (indicatively half to three quarters of the average estimated total emissions). • Typically, nitrous oxide (N₂O) emissions dominated the Scope 1 (direct) emissions. However, N₂O still only accounted for approximately 10 to 37% of total emissions. • Current research suggests that true N₂O emissions may be much lower and certainly not steady state. • For example, whereas non-biogenic CO₂ contributions are	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
13	Scopus	Relevant	2017	Delre, A., Mønster, J., Scheutz, C.	Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants,	Science of The Total Environment	605-606, pp. 258-268	relatively minor, it appears that opportunities to reduce indirect emissions as a result of modest savings in power consumption are at least in the same order as those from reducing N₂O emissions. To avoid potentially high reportable emissions under NGER guidelines, particularly for methane, the onus is placed on WWT managers to ensure that accurate plant monitoring operating records are kept. • Plant-integrated CH₄ and N₂O emissions were measured at five WWTs. • Emissions were quantified using a ground-based remote sensing approach.	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
					using a tracer gas dispersion method			• CH₄ emission factors were between 1 and 21% of CH₄ production. • N₂O emission factors ranged from below detection to 5.2% of total nitrogen influent. • Models in guidelines were found inaccurate for site-specific emission reporting	
14	Scopus	Relevant	2019	Demir, Ö., Yapıcıoğlu, P.	Investigation of GHG emission sources and reducing GHG emissions in a municipal wastewater treatment plant	Greenhouse Gases: Science and Technology	9(5), pp. 948-964	The aeration tank was responsible for the almost all the emissions for all months. It can be said that there is a decrease in direct GHG emissions in the winter season and with the decrease in temperature. With the increase in temperature in spring, there was an increase in GHG emissions resulting from the treatment process. It	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								has been determined that CH₄ emission was not released at all in the months that were measured in the MWWTP. The aeration tank in the MWWTP is the main source of the GHGs emissions.CO₂ emissions can be said to be caused by respiration of aerobic bacteria. However, it can be said that CH₄ emission does not occur in the aeration tank and does not create nonaerated areas in the aeration tank. Another source of GHGs is the grit chamber. It was seen that CO₂ emissions were released in the grit chamber except in winter. The reason for CO₂ emission in the grit chamber is that the substances that do not	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								settle down by themselves can be flocked. In the final sedimentation tank, CO ₂ emissions were measured only in August. It could have originated from microorganism growth in the summer.	
15	DWA	Relevant	2011	Dieter Thöle, Thomas Grünebaum, Ferdinand Schmitt und Gregor Lorenz	Energie- und CO ₂ - Bilanz eines Wasserverbands	KA		Der vorliegende Beitrag zeigt anhand einer vereinfachten CO ₂ - Bilanz und erster orientierender Messungen auf einer Kläranlage des Ruhrverbands Größenordnungen und Möglichkeiten der Einflussnahme auf die Emission klimaschädlicher Treibhausgase sowie operative Erfahrungen zu den	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								Wechselbeziehungen zwischen Energie- und Wasserwirtschaft.	
16	Scopus	Relevant	2013	Falk, M.W., Reardon, D.J., Neethling, J.B., Clark, D.L., Pramanik, A.	Striking the Balance between Nutrient Removal, Greenhouse Gas Emissions, Receiving Water Quality, and Costs	Water Environment Research	85(12), pp. 2307-2316	Within the limited focus of this study, the evaluation shows that a point of diminishing return is reached as nutrient-removal objectives approach the technology–best-achievable performance, where greenhouse gas emissions and cost of treatment increases rapidly while the potential for algal growth reduce marginally.	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
17	Scopus	Un- bestimmt	2018	Fernández-Baca, C.P., Truhlar, A.M., Omar, A.-E.H., (...), Walter, M.T., Richardson, R.E.	Methane and nitrous oxide cycling microbial communities in soils above septic leach fields: Abundances with depth and correlations with net surface emissions	Science of the Total Environment	640-641, pp. 429- 441	• GHG emissions and microbial communities were studied in 9 leach and control soils. • CH₄ and N₂O cycling biomarker genes were present in all soil sites and depths. • Microbial community composition was driven by soil VWC, CH₄ and N₂O fluxes. • Leach field presence did not affect community structure or GHG fluxes. • Ratio of methanogen to methanotroph abundance correlated with CH₄ fluxes.	De- centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
18	Andere Publikation	Relevant	2011	Foley, Jeff; Yuan, Zhiguo; Keller, Jurg; Senante, Elena; Chandran, Kartik; Willis, John; Shah, Anup; van Loosdrecht, Mark; van Voorthuizen, Ellen	N ₂ O and CH ₄ emission from wastewater collection and treatment systems: technical report	Global Water Research Coalition		The lack of available data became the driver to start extensive research programs in Australia, France, the United States of America and the Netherlands with the objective to gain information needed to estimate, understand and control the emission of N ₂ O and CH ₄ from wastewater collection and treatment systems	Centralized
19	BDZ	Relevant	2009	Foley, Jeff; Lant, Paul	Direct Methane and Nitrous Oxide emissions from full-scale wastewater treatment systems	Water Services Association of Australia		field-based research to improve the level of certainty in the estimation methodologies for direct CH ₄ and N ₂ O emissions from wastewater systems	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
20	Sonstige s	Relevant	2018	Gao, Mengjiao ; Zhang,Lei; Florentino, Anna P.; Liu, Yang;	Performance of anaerobic treatment of blackwater collected from different toilet flushing systems: Can we achieve both energy recovery and water conservation?	Journal of Hazardous Materials	365 (2019) 44–52	In the present study, blackwater collected from different toilet flushing systems were characterized and compared in terms of chemical composition, digestibility and microbial population development during biochemical methane potential (BMP) tests. Interestingly, the highest BMP (48%) was achieved for conventional/dual flush toilet (5–9 L water/flush) blackwaters, whereas vacuum toilet (0.5–1.2 L water/flush) blackwater BMP was only 34%. Elevated free ammonia (FA) concentration (> 205 mg L ⁻¹) appeared to contribute to the reduced digestibility of	De- centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								high-water saving toilet (< 1.5 L water/flush) blackwaters (ammonia inhibition on the methanogenesis step.) Microbial analysis showed that the archaeal populations in the vacuum toilet collected blackwater reactor shifted to more ammonia tolerant methanogens. Our results demonstrated that when considering energy recovery from blackwater collected from water-conserving toilets, the wastewater properties, such as pH and ammonia concentration that may lead to process inhibition should be carefully considered.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
21	DWA	Relevant	2017	Gärtner, Andrea; Rainer Hirschberger, Anne Becker und Detlef Düputell	Diffuse biogene Emissionen aus Kläranlagen	KA		Der Beitrag beschreibt Methodik und Vorgehensweise bei der Ermittlung diffuser Methan-, Lachgas- und Ammoniakemissionen an verschiedenen Verfahrensstufen von Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5, wie Nitrifikation, Denitrifikation, Primärschlammeindicker, Sekundärschlamm-eindicker, Faulbehälter, Faulschlammeindicker und Faulschlammstapel-behälter. Die stichprobenhaften Messungen haben gezeigt, dass Methan im Wesentlichen aus den Faulschlammbehandlungsstufen emittiert, während Lachgas überwiegend aus den biologischen	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								Verfahrensstufen freigesetzt wird. Die Berechnung als CO ₂ -Äquivalente lässt erste Aussagen zur Klimarelevanz von Lachgas und Methan auf Kläranlagen zu.	
22	Scopus	Relevant	2020	Gruber, W., Villez, K., Kipf, M.; Wunderlin, P.; Siegrist, H., Vogt, L., Joss, A.	N ₂ O emission in full-scale wastewater treatment: Proposing a refined monitoring strategy	Science of the Total Environment	699,134157	Our monitoring campaigns confirm that the N ₂ O emissions exhibited a strong seasonal profile and were substantial on all three plants (1–2.4% of the total nitrogen load). These results confirm that N ₂ O is the most important greenhouse gas emission from wastewater treatment. The temporal variation was more distinct than the spatial variation within aeration tanks. Nevertheless, multiple	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								monitoring spots along a single lane are crucial to assess representative emission factors in flow-through systems. Sequencing batch reactor systems were shown to exhibit comparable emissions within one reactor but significant variation between parallel reactors. The results indicate that considerable emission differences between lanes are to be expected in cases of inhomogeneous loading and discontinuous feeding. For example, N₂O emission could be shown to depend on the amount of treated reject water: lanes without emitted <1% of the influent load, while	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								parallel lanes emitted around 3%. In case of inhomogeneous loading, monitoring of multiple lanes is required. Our study enables robust planning of monitoring campaigns on WWTPs with open tanks. Extensive full-scale emission monitoring campaigns are important as a basis for reliable decisions about reducing the climate impact of wastewater treatment. More specifically, such data sets help us to define general emission factors for wastewater treatment plants and to construct and critically evaluate N₂O emission models.	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
23	DWA	Relevant	2013	Grün, Emanuel; Karl- Georg Schmelz und Ludger Schild	Klimarelevante Emissionen des Emschersystems	KA		Die Emissionen des Emschersystems im Zustand des Jahres 1990 werden mit denen des zukünftigen Systems im Jahr 2020 verglichen. Neben den direkten Emissionen aus der Abwasserableitung, Abwasserreinigung sowie Schlammbehandlung und Faulgasverwertung (hauptsächlich Methan und Lachgas) werden auch die indirekten Emissionen durch den Energiebezug (hauptsächlich Strom) zum Betrieb der Systeme betrachtet.	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
24	Google Scholar	Nicht relevant	2011	Günther, E.; Nowack, M. (Hrsg.); Müller, J.; Schubert, R.; Woite, M.	Ökonomische und ökologische Bewertung der Auswirkungen des demografischen Wandels auf die Siedlungs-entwässerung - Teil 3: Ökologische Bewertung	Technische Universität Dresden, Fakultät Wirtschaftswissenschaften	ISSN 1611-9185	Kapitel 5: Ökologische Analyse von Kleinkläranlagen S. 62: Zusammenfassend kann gesagt werden, dass besonders in der Produktions- und in der Nutzungsphase Auswirkungen auf das Ökosystem zu erwarten sind, dies liegt aber auch daran, dass die Entsorgung des Klärschlammes nicht in die Ökobilanz eingeht. Außerdem wird festgestellt, dass bei Kleinkläranlagen mit einem Betonbehälter mit niedrigeren ökologischen Auswirkungen zu rechnen ist als bei der Nutzung eines PE-Behälters.	De-centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
25	Scopus	Relevant	2011	Hall, M.R., West, J., Sherman, B., Lane, J., De Haas, D.	Long-Term Trends and Opportunities for Managing Regional Water Supply and Wastewater Greenhouse Gas Emissions	Environmental Science & Technology	45(12), pp. 5434- 5440	The results present a number of comparisons to highlight the relative importance of GHG emissions from different components of the water supply and wastewater system. In particular, comparisons were made of water supply versus wastewater; energy versus direct; and centralized versus decentralized systems GHG emissions.	De- centralized
26	BDZ	Relevant	2010	Leverenz, Harold L. George Tchobanoglou s Jeannie L. Darby	Evaluation of Greenhouse Gas Emissions from Septic Systems	IWA Publishing/WERF Fondation		To accomplish the objective, this project consisted of a literature review, construction of flux chambers, development of sampling techniques and protocols for gas sampling from septic tank system and	De- centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								ventilation systems, identification and selection of field sites, collection of gas samples, data analysis, and estimation of the GHG emission rate values.	
27	Scopus	Relevant	2015	Hendrickson, Thomas P.; Nguyen, Mi T.; Sukardi, Marsha; Miot, Alexandre; Horvath, Arpad; Nelson, Kara L.	Life-Cycle Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of a Building Scale Wastewater Treatment and Nonpotable Reuse System	Environmental Science & Technology	49, 10303–10311	In this study, we utilized life-cycle assessment (LCA) to analyze the energy consumption and greenhouse gas (GHG) emissions of an operating Living Machine (LM) wetland treatment system that recycles wastewater in an office building. The study also assessed the performance of the local utility's centralized wastewater treatment plant, which was found to be significantly more efficient than the LM	De-centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								(79% less energy, 98% less GHG emissions per volume treated). To create a functionally equivalent comparison, the study developed a hypothetical scenario in which the same LM design flow is recycled via centralized infrastructure. This comparison revealed that the current LM has energy consumption advantages (8% less), and a theoretically improved LM design could have GHG advantages (24% less) over the centralized reuse system.the centralized WWT is much more efficient in treating wastewater with 97% less GHG emissions and 79% less energy consumption	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								than the LM per volume treated	
28	Scopus	Nicht relevant	2018	Hua, J., Bai, S.Y., Zhang, J., Li, Z.Y.	Greenhouse gas emission reduction and carbon credit revenue in a waste leachate treatment plant	The 4 th International Conference on Water Resource and Environment (WRE 2018)	191(1),012082	This paper presents a study on emission reduction based on the UASSF system in a waste leachate treatment plant (WLTP). The calculation results show that the total GHG emission reductions can achieve 16217.9 metric tons of carbon dioxide equivalents (t CO ₂ e) per year.	De-centralized
29	Scopus	Relevant	2016	Hwang, K.-L., Bang, C.-H., Zoh, K.-D.	Characteristics of methane and nitrous oxide emissions from the wastewater treatment plant	Bioresource Technology	214, pp. 881-884	The nitrous oxide (N ₂ O) and methane (CH ₄) emissions were measured from a municipal wastewater treatment plant (WWT) using a flux chamber to determine the emission factors. The WWT treats	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								sewage using both the activated-sludge treatment and anaerobic/anoxic/aerobic (A2O) methods. Measurements were performed in the first settling, aeration, and secondary settling basins, as well as in the sludge thickener, sludge digestion tank, and A2O basins. The total emission factors of N₂O and CH₄ from the activated-sludge treatment were 1.256 g N₂O/kg total nitrogen (TN) and 3.734 g CH₄/kg biochemical oxygen demand (BOD₅), respectively. Those of the advanced treatment (A2O) were 1.605 g N₂O/kg TN and 4.022 g CH₄/kg BOD₅, respectively. These	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								values are applicable as basic data to estimate greenhouse gas emissions.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
30	Scopus	Relevant	2019	Kanders, L., Yang, J.-J., Baresel, C., Zambrano, J.	Full-scale comparison of N ₂ O emissions from SBR N/DN operation versus one-stage deammonification MBBR treating reject water – and optimization with pH set-point	Water Science and Technology	79(8), pp. 1616-1625	In this study, these emissions were measured at a full-scale reject water treatment tank during two different operation modes: nitrification/ denitrification (N/DN) operating as a sequencing batch reactor (SBR), and deammonification (nitrification / anammox) as a moving bed biofilm reactor (MBBR). The treatment process emitted significantly less nitrous oxide in deammonification mode 0.14–0.7%, compared to 10% of total nitrogen in N/DN mode. The decrease can be linked to the changed feeding strategy, the lower concentrations of nitrite, a lower load of	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								ammonia oxidized, a shorter aeration time, the absence of non-optimized ethanol dosage or periodic lack of oxygen as well as the introduction of biofilm. Further, evaluation was done how the operational pH set point influenced the emissions in deammonification mode. Lower concentrations of nitrous oxide were measured in water phase at higher pH (7.5–7.6) than at lower pH (6.6–7.1). This is believed to be mainly because of the lower aeration ratio and increased complete denitrification at the higher pH set point.	

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
31	Scopus	Relevant	2012	Kitamura, K., Nemoto, T., Matsushita, S., (...), Hamamoto, A., Satoh, K.	Discussion about cause of nitrous oxide (N ₂ O) emission in wastewater treatment plant, based on long-term continuous measurement	WEFTEC 2012 - 85 th Annual Technical Exhibition and Conference	4, pp. 2403-2412	The Bureau of Sewerage, Tokyo Metropolitan Government, has been implementing various measures to reduce greenhouse gas (GHG) emissions. However, measures to reduce Nitrous Oxide (N ₂ O) emission from wastewater treatment, which amounts to about 16% of the GHG emission from the Bureau, has been delayed since little is known about its behaviors and factors which affect its emission. The long-term measurement result indicates that residual level of nitrite greatly affects N ₂ O emissions in full-scale plant	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
32	Scopus	Relevant	2015	Koh, S.-H., Shaw, A.R.	Gaseous emissions from wastewater facilities	Water Environment Research+D69C69: G70	87(10), pp. 1167-1177	This review is divided into the following sections: odorant emissions from wastewater treatment plants (WWTPs); greenhouse gas (GHG) emissions from WWTPs; gaseous emissions from wastewater collection systems; physiochemical odor/emissions control methods; biological odor/emissions control methods; odor characterization/monitoring; and odor impacts/risk assessments.	General
33	Sonstiges	Relevant	2018	Kosse, Pascal; Knoop, Oliver; Lübken, Manfred; Schmidt, Torsten C.;	Methane emissions from wastewater treatment plants - assessment and review of quantification methods	Water Solutions	1 2018	derivation of a new method based on static headspace analysis . For this purpose, the recently developed salt-induced stripping method is introduced to determine an air-water-	Centralized

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
				Wichern, Marc;				partitioning coefficient for methane in synthetic sewage which is a compulsory requirement for headspace analysis.	
34	Scopus	Relevant	2018	Koutsou, O.P., Gatidou, G., Stasinakis, A.S.	Domestic wastewater management in Greece: Greenhouse gas emissions estimation at country scale	Journal of Cleaner Production	188, pp. 851-859	• 91% of the Greek population is served by WWTs with secondary biological treatment • 38% of the produced sludge is incinerated and 31% is disposed to the landfills • 0.9% of the total GHG emitted in Greece originate from the operation of Greek WWTs • In WWTs, 68.8% are on-site GHG emissions and 31.2% are off-site emissions • The average per capita daily production is 0.21	Centralized

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								kg CO ₂ e, 4 g CH ₄ and 60 mg N ₂ O	
35	Scopus	Relevant	2020	Kristanto, G.A., Pratama, M.A., Rahmawati, D.F.	Estimation of greenhouse gas emissions from solid waste management and wastewater treatment in the Nizam Zachman Fishery Port, Jakarta, Indonesia	IOP Conference Series: Earth and Environmental Science	423(1),012039	In this study, greenhouse gas emissions are estimated from these two facilities by using the IPCC Tier1 method and emission factor calculation. By estimating greenhouse gas in this area, it will give knowledge and convincing to make green port as a consideration of the strategy to reduce greenhouse gas emission, starting from waste and wastewater management.	De-centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
36	Google Scholar	Nicht relevant	2016	Lautenschläger, Sabine; Holländer, Robert; Töws, Ingo; Böttger, Stefan; Stich, Gabriele; Lange, Antje;	Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen	DBU, Tilia GmbH	Az: 30289	• Es lassen sich deutliche Unterschiede in der Ökoeffizienz der verschiedenen Anlagentypen über deren Gesamtlebenszyklus und die jeweilige Relevanz der einzelnen Lebenszyklusphasen erkennen. • Dominiert wird die Ökoeffizienz des Gesamtlebenszyklus von der Nutzungsphase bzw. dem Stromverbrauch in ihr. Stromlos betriebene Anlagentypen sind dementsprechend ökoeffizienter. • Den Stoffströmen Stahlbeton, PE, Edelstahl, Sand/Kies, Kabel und Steinwolle des Produktsystems „KKA“ kommt aufgrund ihrer	De-centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								Mengen und Umweltwirkungen eine besondere Relevanz zu. • Besondere Beachtung ist aufgrund der massenspezifisch hohen Umweltwirkungen und Knappheit der Materialien außerdem Metallen allgemein und elektronischen Bauteilen zu schenken, insbesondere wenn sie über das im Rahmen des Projekts angenommene Maß hinaus zum Einsatz kommen. • Über 10% der Ökoeffizienz sind auf den Austausch von Ersatzteilen zurückzuführen. Somit sind die Qualität der einzelnen Teile und die damit verbundene Nutzungsdauer von	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								Bedeutung. • Die Behältergröße ist mit Sorgfalt zu wählen, da sie die Ökoeffizienz der Anlage entscheidend beeinflusst. Grundsätzlich sind überdimensionierte Behälter nachteilig für die Ökoeffizienz. Negativen Wirkungen großer Behälter bzgl. der Umweltwirkungen (ggf. Behältermaterial, Transport, Tiefbaumaterial) und Kosten können im Einzelfall potenzielle Vorteile wie höhere Betriebssicherheit und ggf. Vorteile in Verbindung mit der Schlamm Entsorgung gegenüberstehen. • Dank der Verbesserung der Wartungsqualität	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								von KKA, können in der Praxis entsprechend gute Reinigungsleistungen erzielt werden. Dennoch kommt es nach wie vor auch zu Grenzwertüberschreitungen. Die Zuverlässigkeit des Anlagenbetriebs ist daher näher zu untersuchen. • Für einen Vergleich über verschiedene Ablaufklassen hinweg sind die Bewertungsansätze um Möglichkeiten zur Abbildung der unterschiedlichen Gewässerschutz-leistung zu erweitern. • Dies gilt in ähnlicher Weise für dezentrale Systemeinheiten im Bereich der Regen - und	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								Brauchwasser-nutzung sowie Grau - und Schmutzwasserwasserbehandlung, die andere, zusätzliche Nutzen (z.B. die Bereitstellung von Brauchwasser) generieren. • Zur Abbildung der Auswirkungen des Zusammenhangs von Behältervolumen und Schlamm Entsorgung sowie den in der Praxis tatsächlich anfallenden Schlamm mengen ist die Datenbasis für weiterführende Beurteilungen zu verbessern. • Der Einfluss von Fernüberwachungssystemen ist aufbauend auf den derzeit in Entwicklung befindlichen Systemen und Praxis-	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								erfahrungen detaillierter abzubilden und zu bewerten. Außerdem konnte gezeigt werden, dass anhand der folgenden Einflussgrößen (Indikatorenset) vereinfacht Ökoeffizienzwerte der KKA bestimmt werden können, die gut die Bewertungsergebnisse gemäß aufwendigerer ökobilanz- und kostenbasierter Ökoeffizienz wiedergeben, aber gleichzeitig in der Praxis einfacher zu bestimmen sind: Behältergröße, Anlagengewicht, Netto-Materialverbrauch, Vor-Ort-Einsatz und Stromverbrauch in der Nutzungsphase.	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
37	BDZ	Relevant	2011	Libia R. Diaz-Valbuena, Harold L. Leverenz, Christopher D. Cappa, George Tchobanoglous, William R. Horwath, and Jeannie L. Darby	Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide Emissions from Septic Tank Systems	Environmental Science and Technology		Mass emission rates of CH ₄ , CO ₂ , and N ₂ O, as measured with a modified flux chamber approach in eight septic tank systems	De-centralized
38	Google Scholar	Relevant	2015	Liu, Yiwen	Measurement and understanding of methane emission from sewers	The university of Queensland	Doktorarbeit	Field application of the sensors revealed that methane concentrations in sewer air are 3 –4 orders of magnitude higher than in the atmosphere, confirming that sewers are a source of methane. The continuous measurement also revealed that methane concentrations in sewer are highly dynamic.	Centralized (Sewer)

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								Wide variations in dissolved methane concentrations were measured at 5-15 mg/L in summer and 3.5 -12 mg/L in winter. With nitrate dosing the methane production activity of sewer sediment was substantially reduced.	
39	Scopus	Relevant	2012	Lotito, A.M., Wunderlin, P., Joss, A., Kipf, M., Siegrist, H.	Nitrous oxide emissions from the oxidation tank of a pilot activated sludge plant	Water Research	46(11), pp. 3563-3573	The dissolved oxygen set-point is shown to play a major role in nitrous oxide emissions. Low sludge ages and high nitrogen loads are responsible for higher emissions as well. An interesting pattern has been observed, with quite negligible emissions during most of the day and a peak with a bell-like shape in the morning in the hours of	Centralized

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								maximum nitrogen load in the plant, correlated to the ammonia and nitrite peaks in the tank.	
40	Scopus	Relevant	2020	Mannina, G., Cosenza, A., Rebouças, T.F.	A plant-wide modelling comparison between membrane bioreactors and conventional activated sludge	Bioresource Technology	297,122401	•Comparison between conventional activated sludge (CAS) and membrane bioreactor (MBR) •Higher indirect greenhouse gas emissions (GHG) for MBR than CAS. •Influent carbon to nitrogen ratio influences nitrification in MBRs. •In MBR the membrane aeration favors the stripping of dissolved GHG. •MBR energy consumption higher than CAS.	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
41	Scopus	Relevant	2020	Mannina, G., Ni, B.-J., Ferreira Rebouças, T., Cosenza, A., Olsson, G.	Minimizing membrane bioreactor environmental footprint by multiple objective optimization	Bioresource Technology	302,122824	•MBR operational conditions are important in terms of environmental impact. •Multi-objective analysis is required to optimize the MBR behavior •The sludge retention time is the key parameter affecting the gas emissions. • High sludge retention time value leads to the increase of nitrous oxide emission.	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
42	Scopus	relevant	2016	Mannina, Giorgio; Ekama, George; Caniani, Donatella; Cosenza, Alida; Esposito, Giovanni; Gori, Riccardo;Man el Garrido- Baserba, Diego Rosso, Gustaf Olsson	Greenhouse gases from wastewater treatment - A review of modelling tools	Science of the Total Environment	551–552 (2016) 254–270	The literature review reveals that knowledge on the processes related to N₂O formation, especially due to autotrophic biomass, is still incomplete. The literature review shows also that a plant-wide modelling approach that includes GHG is the best option for the understanding how to reduce the carbon footprint of WWTPs. Indeed, several studies have confirmed that a wide vision of the WWTPs must be considered in order to make them more sustainable as possible. Mechanistic dynamic models were demonstrated as the most comprehensive and reliable tools for	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								GHG assessment. Very few plants wide GHG modelling studies have been applied to real WWTPs due to the huge difficulties related to data availability and the model complexity. For further improvement in GHG plant-wide modelling and to favors its use at large real scale, knowledge of the mechanisms involved in GHG formation and release, and data acquisition must be enhanced.	

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
43	Scopus	Relevant	2016	Marques, Ricardo; Rodriguez-Caballero, A.; Oehmen, Adrian ; Pijuan, Maite	Assessment of online monitoring strategies for measuring N ₂ O emissions from full-scale wastewater treatment systems	Water Research	99 (2016) 171e179	The N ₂ O Clark-type full-scale gas sensor proved to be a reliable alternative to standard methods for online detection of N ₂ O emissions in the gas phase of WWTPs. The sensor was linear at both low and high ranges of N ₂ O concentrations, reaching an upper detection limit of 2750 ppmv N ₂ O. Routine calibrations should be performed, and the temperature influence on the sensor signal must be adequately predicted. Emissions were successfully described by the gas sensor, being even more accurate than the values given by the commercial analyses at N ₂ O concentrations above	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								500 ppmv. Total N₂O emissions were underestimated by 14% by the commercial analyses in this study. The two proposed methodologies to estimate N₂O emissions using dissolved N₂O measurements performed by a full-scale liquid N₂O sensor with best results agreed by 98.7% (Method 5) or 87% (Method 2) with the emissions measured by the gas sensor. This is the first study showing a reliable estimation of gas emissions based on dissolved N₂O online data in a full-scale wastewater treatment facility. This proposed methodology has the added advantage of simultaneously analyzing	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								the N ₂ O dynamics in the liquid and gaseous phases, in only one experimental setup, and can in this way contribute to improve the characterization of the N ₂ O emission mechanism in the WWTP	
44	Scopus	Relevant	2018	Masuda, S., Sano, I., Hojo, T., Li, Y.-Y., Nishimura, O.	The comparison of greenhouse gas emissions in sewage treatment plants with different treatment processes	Chemosphere	193, pp. 581-590	Greenhouse gas emissions from different sewage treatment plants: oxidation ditch process, double-circulated anoxic-oxic process and anoxic-oxic process were evaluated based on the survey. The methane and nitrous oxide characteristics were discussed based on the gaseous and dissolved gas profiles. As a result, it was found that methane was produced in the sewer	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								pipes and the primary sedimentation tank. Additionally, a ventilation system would promote the gasification of dissolved methane in the first treatment units. Nitrous oxide was produced and emitted in oxic tanks with nitrite accumulation inside the sewage treatment plant. A certain amount of nitrous oxide was also discharged as dissolved gas through the effluent water. If the amount of dissolved nitrous oxide discharge is not included, 7–14% of total nitrous oxide emission would be overlooked. Based on the greenhouse gas calculation, electrical consumption and the N₂O emission from	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								incineration process were major sources in all the plants. For greenhouse gas reduction, oxidation ditch process has an advantage over the other advanced systems due to lower energy consumption, sludge production, and nitrogen removal without gas stripping.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
45	Scopus	Relevant	2015	Masuda, S., Suzuki, S., Sano, I., Li, Y.- Y., Nishimura, O.	The seasonal variation of emission of greenhouse gases from a full-scale sewage treatment plant	Chemosphere	140, pp. 167-173	The seasonal variety of greenhouse gas (GHGs) emissions and the main emission source in a sewage treatment plant were investigated. The emission coefficient to treated wastewater was 291 g CO ₂ m ⁻³ . The main source of GHGs was CO ₂ from the consumption of electricity, nitrous oxide from the sludge incineration process, and methane from the water treatment process. They accounted for 43.4%, 41.7% and 8.3% of the total amount of GHGs emissions, respectively. The amount of methane was plotted as a function of water temperature ranging between 13.3 and 27.3°C. An aeration tank was the main source of methane	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								emission from all the units. Almost all the methane was emitted from the aeration tank, which accounted for 86.4% of the total gaseous methane emission. However, 18.4% of the methane was produced in sewage lines, 15.4% in the primary sedimentation tank, and 60% in the aeration tank.	
46	DWA	Relevant	2011	Meß, Rüdiger; Christoph Bernatzky und Gerd Kolisch	Klimarelevante Emissionen beim Betrieb abwasser-technischer Anlagen - Das Beispiel der hanseWasser Bremen GmbH	KA		Definition des Ist-Zustands und aussagekräftiger Kennzahlen, die im Rahmen einer CO ₂ -Bilanzierung ermittelt werden können. hanseWasser hat für das Jahr 2009 eine solche Bilanzierung durchgeführt.	Centralized

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
47	Scopus	Relevant	2013	Miller, L.A., Ramaswami, A., Ranjan, R.	Contribution of water and wastewater infrastructures to urban energy metabolism and greenhouse gas emissions in cities in India	Journal of Environmental Engineering (United States)	139(5), pp. 738-745	Water and wastewater infrastructures were found to contribute 3– 16% of community-wide electricity use and GHG emissions for 16 cities in India; for another 23 cities, the proportion was less than 3%.	General
48	Scopus	Relevant	2013	Molinos- Senante, M., Hernández- Sancho, F., Sala-Garrido, R., Cirelli, G.	Economic feasibility study for intensive and extensive wastewater treatment considering greenhouse gases emissions	Journal of Environmental Management	123, pp. 98-104	In this context, as a pioneering approach, greenhouse gas emissions (GHG) have been incorporated as a negative externality of wastewater treatment. Within this framework, this study aims to compare the economic feasibility of five technologies, both intensive and extensive, for small communities.	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
49	Scopus	Relevant	2005	Monteith, H.D., Sahely, H.R., MacLean, H.L., Bagley, D.M.	A rational procedure for estimation of greenhouse-gas emissions from municipal wastewater treatment plants	Water Environment Research	77(4), pp. 390-403	The current Intergovernmental Panel on Climate Change (Geneva, Switzerland) approach attributes only methane emissions to wastewater treatment, but this approach may overestimate greenhouse gas emissions from the highly aerobic processes primarily used in North America. To better estimate greenhouse gas emissions, a procedure is developed that can be used either with plant-specific data or more general regional data. The procedure was evaluated using full-scale data from 16 Canadian wastewater treatment facilities and then applied to all 10 Canadian provinces. The	General

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								principal greenhouse gas emitted from municipal wastewater treatment plants was estimated to be carbon dioxide (CO₂), with very little methane expected. The emission rates ranged from 0.005 kg CO₂-eq/m³ treated for primary treatment facilities to 0.26 kg CO₂-eq/m³ for conventional activated sludge, with anaerobic sludge digestion to over 0.8 kg CO₂-eq/m³ for extended aeration with aerobic digestion. Increasing the effectiveness of biogas generation and use will decrease the greenhouse gas emissions that may be assigned to the wastewater treatment plant.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
50	Google Scholar	Nicht relevant	2014	Moss, Timothy; Nölting, Benjamin;	Mehrschichtige Institutionen-analyse zum nachhaltigen Land-management - Chancen und Hemmnisse der Nutzung von gereinigtem Abwasser	Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.	ISBN 978-3-943679-13-7	KKA; S. 69: „Das Auslaufen der finanziellen Förderung für Kleinkläranlagen beeinträchtigt die Einführung dezentraler Lösungen in der Abwasser-entsorgung. „	De-centralized
51	BDZ	Relevant	2016	Parravicini, V.; Svardal, K.; Krampe, J.	Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants	Energy Procedia 97		Direct and indirect greenhouse gases emissions of two model municipal WWTPs were estimated using carbon footprint analyses.	Centralized
52	Scopus	Relevant	2011	Pawłowska, M., Rozej, A., Stepniewski, W.	The effect of bed properties on methane removal in an aerated biofilter - Model studies	Waste Management	31(5), pp. 903-913	The capacity of laboratory-scale aerated biofilters to oxidize methane was investigated. Methanotrophic capacity of the four aerated model biofilters	General

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								increased gradually during the six months of the experiment and reached maximum values of between 889 and 1036 g m² d⁻¹, which are close to maximum values found in the literature. The influence of the chemical and physical parameters under consideration on the filter materials studied was not significant. The difference between maximum methanotropic capacity (in the compost) and minimum capacity (in the horticultural substrate) was only 16.5%. The analysis of temperature could provide a complementary indicator in estimating	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								the level of methanotrophic processes, especially within the profile of a homogenous layer. The maximum methanotrophic activity V_{max} ranged from 1.3 cm³ g⁻¹ d⁻¹ to 11.6 cm³ g⁻¹ d⁻¹ and exceeded the literature values for passively aerated biofilters The KM values for CH₄ ranged from 4.6% to 14.9% and for O₂ ranged from 0.7% to 12.3%. These were higher than the literature values for passively aerated biofilters. The composite amended with zeolite is most suitable for the biofiltration of gas containing low CH₄ concentrations, while the other materials	

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								studied are useful for the biofiltration of gas with high CH ₄ concentrations. The addition of sewage sludge to the composite amended with zeolite at the end of the experiment almost doubled the methanotrophic activity during a seven-day test.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
53	Scopus	Relevant	2018	Piippoo, Sari; Lauronen, Maria; Postila, Heini	Greenhouse gas emissions from different sewage sludge treatment methods in north	Journal of Cleaner Production	177 (2018) 483e492	The calculator was then used to determine which sewage sludge treatment method (composting, anaerobic digestion (AD), incineration (with and without thermal drying)) resulted in the lowest emissions of the GHG gases in different situations in Northern Finland. According to the calculator, AD generated the least CO₂eq emissions of all treatment methods studied. The second-best option was incineration of sludge without thermal drying , while the third best was composting or incineration of sludge after thermal drying with e.g., fossil or other fuels. Most of the emissions	Centralized

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								were generated from the treatment process itself and the share of emissions generated during transport was minimal, despite the long transport distances when all CO₂ emissions (incl. biobased) were considered. The role of users of the end-products and the possibility to use the CO₂ generated were highly important when considering environmental perspective.	
54	Sonstige s	Nicht relevant	2018	Rahman, Sheikh Mokhlesur; Eckelman, Matthew J.; Annalisa,	Comparative Life Cycle Assessment of Advanced Wastewater Treatment Processes for Removal of	Environmental Science & Technology	52 (19), 11346- 11358	Results show that advanced tertiary treatment can simultaneously reduce nutrients and CECs in effluents to specified limits, but these direct water quality benefits	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
				Onnis-Hayden and April Z Gu	Chemicals of Emerging Concern			were outweighed by even greater increases in indirect impacts for the toxicity-related metrics , even when considering order-of-magnitude uncertainties for CEC characterization factors.	
55	Scopus	unbestimmt	2017	Real, A., Garcia- Martinez, A.M., Pidre, J.R., Coello, M.D., Aragon, C.A.	Environmental assessment of two small scale wastewater treatment systems: SBR vs CAS	Water Practice & Technology	12(3), pp. 549-556	The goal of this study is to assess these environmental costs in an enhanced biological phosphorus removal (EBPR)- sequencing batch reactor (SBR) system for a population equivalent (p.e.) of 45 people and compare it to a conventional activated sludge (CAS) system. For that purpose, three major environmental indicators have been estimated: the global warming	De- centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								potential (GWP); eutrophication potential (EP) and power consumption (PC). Moreover, two different functional units, one based on volume (m³) and the other on eutrophication reduction (kg PO₄ removed³⁻), were used to further determine sustainability. In this case study, the 45 p.e. EBPR-SBR showed a GWP of 150 kg CO₂/kg PO₄ removed³⁻, an EP of 13.6 equivalent g PO₄³⁻/m³ and a PC of 175 kWh/kg PO₄ removed³⁻. These values are below those obtained for a CAS system.	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
56	Scopus	relevant	2014	Reid, M.C., Guan, K., Wagner, F., Mauzerall, D.L.	Global Methane Emissions from Pit Latrines	Environmental Science & Technology	48(15), pp. 8727-8734	Latrines are also major sources of the greenhouse gas methane (CH ₄) from the anaerobic decomposition of organic matter in pits. In this study, we develop a spatially explicit approach to account for local hydrological control over the anaerobic condition of latrines and use this analysis to derive a set of country-specific emissions factors and to estimate global pit latrine CH ₄ emissions. Between 2000 and 2015 we project global emissions to fall from 5.2 to 3.8 Tg y ⁻¹ , or from ~2% to ~1% of global anthropogenic CH ₄ emissions, due largely to urbanization in China.	De-centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								Our global emissions estimate represents ~2% of global anthropogenic CH₄ emissions in 2000 and ~8% of CH₄ emissions from waste management. These fractions decrease to ~1% of total emissions and ~5% of emissions from waste in 2015, as pit latrine emissions are projected to fall while total anthropogenic and waste-related emissions are expected to increase.	
57	Scopus	relevant	2020	Ren, Y., Hao Ngo, H., Guo, W., (...), Wei, W., Liu, Y.	New perspectives on microbial communities and biological nitrogen removal processes in wastewater treatment systems	Bioresource Technology	297,122491	This review presents the up-to-date status on these microorganisms, including ammonia oxidizing archaea (AOA), complete ammonia oxidation (COMAMMOX) bacteria, anaerobic	General

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								ammonium oxidation coupled to iron reduction (FEAMMOX) bacteria, anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) bacteria and denitrifying anaerobic methane oxidation (DAMO) microorganism. Their metabolic pathways and enzymatic reactions in nitrogen cycle are demonstrated. Generally, these novel microbial communities have advantages over canonical nitrifiers or denitrifiers, such as higher substrate affinities, better physicochemical tolerances and/or less greenhouse gas emission.	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
58	Scopus	relevant	2014	Rodriguez-Caballero, A.; Aymerich, I.; Poch, M.; Pijuan, M.	Evaluation of process conditions triggering emissions of green-house gases from a biological wastewater treatment system	Science of the Total Environment	493 (2014) 384–391	In this study, methane (CH ₄) and nitrous oxide (N ₂ O) emission dynamics of a plug-flow bioreactor located in a municipal full-scale wastewater treatment plant were monitored during a period of 10 weeks. In general, CH ₄ and N ₂ O gas emissions from the bioreactor accounted for 0.016% of the influent chemical oxygen demand (COD) and 0.116% of the influent total Kjeldahl nitrogen (TKN) respectively. In order to identify the emission patterns in the different zones, the bioreactor was divided in six different sampling sites and the gas collection hood was placed for a period of 2–3 days in	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								each of these sites. This sampling strategy also allowed the identification of different process perturbations leading to CH₄ or N₂O peak emissions. CH₄ emissions mainly occurred in the first aerated site and were mostly related with the influent and reject wastewater flows entering the bioreactor. On the other hand, N₂O emissions were given along all the aerated parts of the bioreactor and were strongly dependant on the occurrence of process disturbances such as periods of no aeration or nitrification instability. Dissolved CH₄ and N₂O concentrations were monitored in the	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								bioreactor and in other parts of the plant, as a contribution for the better understanding of the transport of these greenhouse gases across the different stages of the treatment system.	
59	Scopus	relevant	2013	Sairan, F.M., Md Din, M.F., Nor-Anuar, A.	A new inventory system to estimate greenhouse gas emissions from domestic wastewater treatment plant	Water Practice & Technology	8(3-4), pp. 425-432	In this study, a new inventory system has been developed to estimate GHG emissions by domestic WWT, resulting from direct and indirect activities. Referring to the Intergovernmental Panel on Climate Change approach in 2006, the inventory is started for Imhoff tanks, which constitute 12 percent of all domestic treatment plants in Malaysia. The inventory gives preliminary overview on	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								estimation of GHG emissions from onsite domestic treatment plant when treating wastewater for different Population Equivalent (PE) and Biological Oxygen Demand (BOD) loading.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
60	Scopus	relevant	2018	Samuelsson, J., Delre, A., Tumlin, S., (...), Offerle, B., Scheutz, C.	Optical technologies applied alongside on-site and remote approaches for climate gas emission quantification at a wastewater treatment plant	Water Research	131, pp. 299-309	Plant-integrated CH ₄ emission rates, measured using mobile ground-based remote sensing methods , varied between 28.5 and 33.5 kg CH ₄ /h, corresponding to an average emission factor of 5.9% as kg CH ₄ (/kg CH ₄ production), whereas N ₂ O emissions varied between 4.0 and 6.4 kg/h, corresponding to an average emission factor of 1.5% as kg N ₂ O-N (kg TN influent) ⁽⁻¹⁾ . Plant-integrated NH₃ emissions were around 0.4 kg/h , corresponding to an average emission factor of 0.11% as kg NH ₃ -N (kg TN removed) ⁽⁻¹⁾ . On-site emission measurements showed that the largest proportions of CH₄ (70%) and NH₃ (66%)	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								were emitted from the sludge treatment line (mainly biosolid stockpiles and the thickening and dewatering units), while most of the N₂O (82%) was emitted from nitrifying trickling filters. In addition to being the most important CH₄ source, stockpiles of biosolids exhibited different emissions when the sludge digesters were operated in series compared to in parallel, thus slightly increasing substrate retention time in the digesters. Lower CH₄ emissions and generally higher N₂O and NH₃ emissions were observed when the digesters were operated in series. Loading	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								biosolids onto trucks for off-site treatment generally resulted in higher CH₄, N₂O, and NH₃ emissions from the biosolid stockpiles. On-site CH₄ and N₂O emission quantifications were approximately two-thirds of the plant-integrated emission quantifications, which may be explained by the different timeframes of the approaches and that not all emission sources were identified during onsite investigation. Off-site gas emission quantifications, using ground-based remote sensing methods, thus seem to provide more comprehensive total plant emissions rates, whereas on-site measurements provide	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								insights into emissions from individual sources.	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
61	Scopus	relevant	2016	Santin, I., Barbu, M., Pedret, C., Vilanova, R.	Hierarchical nitrite control for greenhouse gas emissions reduction in wastewater treatment plants	2016 20 th International Conference on System Theory, Control and Computing, ICSTCC 2016 - Joint Conference of SINTES 20, SACCS 16, SIMSIS 20 - Proceedings	7790686, pp. 324-329	This paper proposes the implementation of a control strategy in order to reduce N ₂ O emissions in the nitrification process. Due to the fact that N ₂ O emissions are produced as an intermediate in the nitrification process, the idea of the present work is based on the implementation of a nitrite control by manipulating dissolved oxygen (SO) in order to avoid partial nitrification and thus to reduce N ₂ O peaks. A hierarchical control strategy is proposed, where the higher level is composed of an affine function and the lower level of a Proportional-Integral (PI) controller. A modified version of Benchmark	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								Simulation Model 2 (BSM2G) that includes GHG emissions is used for the evaluation. The simulation results show that the proposed control strategy achieve the reduction of GHG emissions by reducing N ₂ O. However, additional control strategies must also be implemented to take into account the other evaluation criteria of the plant.	
62	Scopus	relevant	2017	Santín, I., Barbu, M., Pedret, C., Vilanova, R.	Control strategies for nitrous oxide emissions reduction on wastewater treatment plants operation	Water Research	125, pp. 466-477	The present paper focused on reducing greenhouse gases emissions in wastewater treatment plants operation by application of suitable control strategies. Specifically, the objective is to reduce nitrous oxide	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								emissions during the nitrification process. Incomplete nitrification in the aerobic tanks can lead to an accumulation of nitrite that triggers the nitrous oxide emissions. In order to avoid the peaks of nitrous oxide emissions, this paper proposes a cascade control configuration by manipulating the dissolved oxygen set-points in the aerobic tanks. This control strategy is combined with ammonia cascade control already applied in the literature. The results show that the proposed control strategies are able to reduce by 29.86% of nitrous oxide emissions compared to the default	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								control strategy, while maintaining a satisfactory tradeoff between water quality and costs.	
63	Scopus	relevant	2013	Schouten, P., Sharma, A., Burn, S., Goodman, N., Umapathi, S.	Evaluation of fugitive greenhouse gas emissions from decentralized wastewater treatment plants	World Environmental and Water Resources Congress 2013: Showcasing the Future - Proceedings of the 2013 Congress	pp. 3050-3061	It was found that under certain biochemical conditions, decentralized activated sludge WWTs can emit greatly variable, but still significantly high, levels of CH ₄ and N ₂ O (17 g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹ and 12 g N ₂ O m ⁻² d ⁻¹ at their peak), most particularly from aeration tanks. In addition, CH ₄ emissions as high as 2.5 g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹ were measured from the anaerobic tank of the MBR system, which were not predicted by previous modelling studies.	De-centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
64	Scopus	relevant	2013	Schouten, P.W., Sharma, A., Burn, S., Goodman, N.	Spatial and short-term temporal distribution of fugitive methane and nitrous oxide emission from a decentralised sewage mining plant: a pilot study	Journal of Water and Climate Change	5(1), pp. 1-12	The decentralisation of wastewater treatment operations exposes several environmental consequences. This includes the fugitive emission of two greenhouse gases, nitrous oxide (N ₂ O) and methane (CH ₄). The magnitude of these emissions is presently unclear. Therefore, it is necessary to measure the extent of the release of N ₂ O and CH ₄ gas from decentralised wastewater treatment plants (WWTs) in order to quantify the impact these emissions will have on the environment and to determine strategies to reduce them.	De-centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
65	Scopus	relevant	2013	Seetha, N., Bhargava, R., Gurjar, B.R.	Gaseous and bioaerosol emissions from municipal wastewater treatment plants	Journal of environmental science & engineering	55(4), pp. 517-536	Aeration tanks of activated sludge process (ASP) are found to be the most important sources of GHGs as well as bioaerosol emissions. Nitrification and denitrification processes are found to be important sources of nitrous oxide (N ₂ O) emissions. To minimize the N ₂ O emissions from WWTs, dissolved oxygen (DO) concentration should be kept greater than 2 mg/L in nitrification process, whereas purely anoxic condition (0 mg/L DO) is required in denitrification process. Diffused aeration emits fewer microbes into the air than surface aerators. It is observed that fixed-film processes emit	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								microbes by two orders of magnitude less than aeration tanks. The various WWTs discussed in this study used different methods of treatment sample collection and species of microorganisms studied. It is realised that the standardisation of the microorganisms to be analysed and methods of sample collection needs to be done. It is also found that from the microbiological point of view, there is no clean air in the vicinity of a WWT.	
66	Scopus	unbestimmt	2006	Stephenson, R., Price, K., Hoy, P.	How MicroSludge can lower greenhouse gases at wastewater treatment plants	2006 IEEE EIC Climate Change Technology Conference, EICCCC 2006	4057340	Sludge that is not converted to biogas will lead to GHG emissions to the atmosphere. Therefore, minimizing the amount of residual	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								sludge that must be hauled off site to be either landfilled, applied to agricultural land, or incinerated also minimizes GHG emissions. Micro Sludge is a sludge pre-treatment technology that uses chemical addition and cell disruption to greatly improve the efficiency of anaerobic digestion of WAS to approximately 95% after 15 days of CMAD (Rabinowitz and Stephenson, 2005).	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
67	Scopus	relevant	2017	Sun, Shichang; Zhiyuan Bao; Ruoyu Li; Dezhi Sun; Haihong Geng; Xiaofei Huang;Junhao Lin; Peixin Zhang; Rui Ma, Lin Fang; Xianghua Zhang; Xuxin Zhao	Reduction and prediction of N ₂ O emission from an Anoxic/Oxic wastewater treatment plant upon DO control and model simulation	Bioresource Technology	244 (2017) 800–809	To make a better understanding of the characteristics of N ₂ O emission in A/O wastewater treatment plant, full-scale and pilot-scale experiments were carried out and a back propagation artificial neural network model based on the experimental data was constructed to make a precise prediction of N ₂ O emission. Results showed that, N ₂ O flux from different units followed a descending order: aerated grit tank > oxic zone >> anoxic zone > final clarifier > primary clarifier, but 99.4% of the total emission of N ₂ O (1.60% of N-load) was monitored from the oxic zone due to its big	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								surface area. A proper DO control could reduce N ₂ O emission down to 0.21% of N-load in A/O process, and a two-hidden-layers back propagation model with an optimized structure of 4:3:9:1 could achieve a good simulation of N ₂ O emission, which provided a new method for the prediction of N ₂ O emission during wastewater treatment.	
68	Scopus	unbestimmt	2014	Sweetapple, C., Fu, G., Butler, D.	Multi-objective optimisation of wastewater treatment plant control to reduce greenhouse gas emissions	Water Research	55, pp. 52-62	It is found that multi-objective optimisation can facilitate a significant reduction in greenhouse gas emissions without the need for plant redesign or modification of the control strategy layout, but there are trade-offs to consider: most	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								importantly, if operational costs are not to be increased, reduction of greenhouse gas emissions is likely to insurance increase in effluent ammonia and total nitrogen concentrations. Design of control strategies for a high effluent quality and low costs alone is likely to result in an inadvertent increased in greenhouse gas emissions, so it is of key importance that effects on emissions are considered in control strategy development and optimisation.	
69	Scopus	relevant	2014	Sweetapple, C., Fu, G., Butler, D.	Identifying sensitive sources and key control handles for the reduction of greenhouse gas	Water Research	62, pp. 249-259	It is found that variance in total emissions is predominantly due to changes in direct N ₂ O emissions and selection	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
					emissions from wastewater treatment			of suitable values for wastage flow rate and aeration intensity in the final activated sludge reactor is of key importance. To improve effluent quality, costs and/or emissions, it is necessary to consider the effects of adjusting multiple control handles simultaneously and determine the optimum trade-off.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
70	Scopus	unbestimmt	2019	Truhlar, A.M., Ortega, K.L., Walter, M.T.	Seasonal and diel variation in greenhouse gas emissions from septic system leach fields	International Journal of Environmental Science and Technology	16(10), pp. 6043-6052	N₂O emissions from the leach field were significantly greater than from control lawn for most of the summertime (June–August; $p < 0.05$ for all sampling dates, except mid-July $p = 0.067$), but dropped to a level comparable to the control lawn emissions in the fall (September–December; $p > 0.05$ for all sampling dates). The time of sampling also impacted CH₄ and N₂O emission levels. CH ₄ leach field emissions became significantly greater than control lawn emissions at the 22:00 sampling time ($p = 0.042$). N₂O leach field emissions were comparable to control lawn emissions at night	De-centralized

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								(p > 0.05 at all night sampling times). CO ₂ leach field emissions were never significantly different from control lawn emissions. These results indicate that annual emissions of N ₂ O and CH ₄ from septic system leach fields cannot be calculated using one constant flux rate, as is current practice.	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
71	Scopus	relevant	2019	Tumendelger, A., Alshboul, Z., Lorke, A.	Methane and nitrous oxide emission from different treatment units of municipal wastewater treatment plants in Southwest Germany	PLoS ONE	14(1), e0209763	N ₂ O isotopocule analysis revealed that NH ₂ OH oxidation during nitrification contributed 86–96% of the N ₂ O production in the nitrification tank, whereas microbial denitrification was the main production pathway in the denitrification tank in a conventional activated sludge (CAS) system. During wastewater treatment using a modified Ludzack-Ettinger system (MLE) with energy recovery, N ₂ O was predominantly produced by the NO ₂ -reduction by nitrifier-denitrification process. For both systems, N ₂ O emissions were low, with emission factors of 0.008% and 0.001% for	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								the MLE and the CAS system, respectively. In the effluent-receiving streams, bacterial denitrification and nitrification contributed nearly equally to N₂O production. The CH₄ emission from the MLE system was estimated as 118.1 g-C d-1, which corresponds to an emission factor of 0.004%, and was three times lower than the emission from the CAS system with 0.01%. A flux of 12.1g-N d-1 was emitted as gaseous N₂O from the MLE system, while it was 3.67g-N d-1 from CAS system. In contrast, the CAS system had a higher CH₄ emission factor than the MLE system. SP-N₂O suggested that 86.3-	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								96.1% of N₂O was produced by NH₂OH oxidation in the CAS system, whereas nitrifier-denitrification was the major N₂O production pathway in the same basins in the MLE system. Effluent from the WWTPs increased dissolved gas concentrations and fluxes in the effluent-receiving streams. Microbial denitrification and NH₂OH oxidation mainly produced N₂O in the receiving streams nearby WWTPs as revealed by SP.	

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
72	andere Publikation	relevant	2011	Wang, Jinhe; Jian Zhang, Huijun Xie, Pengyu Qi, Yangang Ren, Zhen Hu	Methane emissions from a full-scale A/A/O wastewater treatment plant	Bioresource Technology		Methane emissions from a full-scale anaerobic/anoxic/oxic (A/A/O) wastewater treatment plant (Jinan, China) was investigated during spring and summer of 2010. Results showed that the major emission sources of CH ₄ performed the following descending order: anaerobic tanks, oxic tanks, aerated grit chambers and sludge concentration tanks.	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
73	Scopus	relevant	2016	Wang, Yayi; Lin, Ximao; Zhou, Dong; Ye, Liu; Han, Haicheng; Song, Chengkang	Nitric oxide and nitrous oxide emissions from a full-scale activatedsludge anaerobic/anoxic/oxic process	Chemical Engineering Journal	289 (2016) 330–340	In this study, online NO and N ₂ O analyzers were used to investigate spatial and temporal variations of NO and N ₂ O emissions in a full-scale activated sludge anaerobic/anoxic/oxic (A2/O) process over one year. The amoA gene of ammonia oxidation bacteria and the nosZ gene of denitrifiers were analyzed to identify possible NO and N ₂ O production pathways. The emission factors of NO and N ₂ O in the studied A2/O process were $0.01 \pm 0.006\%$ ($0.002\text{--}0.021\%$) and $1.29 \pm 1.07\%$ ($0.095\text{--}3.44\%$) of the nitrogen load, respectively. Both NO and N ₂ O were mainly emitted from the oxic zone, with emitting	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								levels increasing greatly from the initial oxic zone to the zone end. The N ₂ O emission pattern closely resembled that of NO emissions, but the emission amounts were 2–3 magnitudes higher than that of NO. Nitrite accumulation directly triggered NO and N ₂ O production.	
74	Scopus	relevant	2017	Willis, J.L., Al-Omari, A., Bastian, R., (...), Peot, C., Yuan, Z.	A greenhouse gas source of surprising significance: anthropogenic CO ₂ emissions from use of methanol in sewage treatment	Water Science and Technology	75(9), pp. 1997-2012	The impact of methanol (CH ₃ OH) as a source of anthropogenic carbon dioxide (CO ₂) in denitrification at wastewater treatment plants (WWTs) has never been quantified. CH ₃ OH is the most purchased carbon source for sewage denitrification. Until recently, greenhouse gas (GHG) reporting protocols	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								consistently ignored the liberation of anthropogenic CO ₂ attributable to CH ₃ OH. This oversight can likely be attributed to a simplifying notion that CO ₂ produced through activated-sludge-process respiration is biogenic because most raw-sewage carbon is un-sequestered prior to entering a WWT. Instead, a biogenic categorization cannot apply to fossil-fuel-derived carbon sources like CH ₃ OH. This paper provides a summary of how CH ₃ OH use at DC Water's Blue Plains Advanced Wastewater Treatment Plant (AWTP; Washington, DC, USA) amounts to 60 to 85 % of the AWTP's Scope-1	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								emissions. The United States Environmental Protection Agency and Water Environment Federation databases suggest that CH ₃ OH CO ₂ likely represents one quarter of all Scope-1 GHG emissions attributable to sewage treatment in the USA. Finally, many alternatives to CH ₃ OH use exist and are discussed.	
75	Sonstige s	relevant	2016	Willis, John L.; Yuan, Zhiguo; Murthy, Sudhir	Wastewater GHG Accounting Protocols as Compared to the State of GHG Science	Water Environment Research,	Volume 88, Number 8, 704 - 714	This state-of-the-art review summarizes the sources of direct GHG emissions (both those covered and not covered in current protocols) from wastewater handling; provides a review of the wastewater-related methodologies in a	General

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								select group of popular protocols; and discusses where research has out-paced protocol methodologies and other areas where the supporting science is relatively weak and warrants further exploration. Protocol Gaps A: collection system methane B: preliminary or Primary Treatment CH₄ C: CO₂ from Respired Anthropogenic COD D: CO₂ from Respired Externally Added Carbon Sources (e.g., methanol, CH₃OH) E: N₂O from Nitrogen Treatment	

Ild. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								F: N₂O from Clarification G: Effluent N₂O Evolution H: Digester Gas Fugitive CH₄ I: Recycle Treatment Dissolved CH₄ J: Solids Disposition CH₄ and N₂O K: Uncomposed Digester Gas CH₄	
76	BDZ	relevant	2014	Yiwen Liu, Bing-Jie Ni, Keshab R. Sharma, Zhiguo Yuan	Methane emission from sewers	Science of the Total Environment		review of the recent studies on methane emission from sewers, including the production mechanisms, quantification, modeling, and mitigation	Centralized (Sewer)

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
77	BDZ	relevant	2014	Yiwen Liu, Keshab R. Sharma, Sudhir Murthy, Ian Johnson, Ted Evans & Zhiguo Yuan	On-line monitoring of methane in sewer air	Scientific report		suitability of infrared spectroscopy-based on-line methane sensors for measuring methane in humid and condensing sewer air.	Centralized (Sewer)
78	Scopus	relevant	2014	Yoshida et al	Plant-integrated measurement of greenhouse gasemissions from a municipal wastewater treatmentplant	Water Research		High emissions were observed during periods experiencing operational problems, such as during foaming events in anaerobic digesters and during sub-optimal operation of bio-logical nitrogen removal in the secondary treatment of wastewater. Methane emissions detected during measurement campaigns corresponded to 2.07e32.7% of the methane generated in the plant. As high as 4.27% of nitrogen	Centralized

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								entering the WWT was emitted as nitrous oxide under the sub-optimal operation of biological treatment processes.	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
79	Scopus	unbestimmt	2017	Zeng, Siyu; Chen, Xing; Dong, Xin; Liu, Yi	Efficiency assessment of urban wastewater treatment plants in China: Considering greenhouse gas emissions	Resources, Conservation and Recycling	120 (2017) 157–165	Adding both direct and indirect GHG emissions into the efficiency metrics would help decision makers obtain a more profound understanding of urban WWTPs' contribution to both aquatic and atmospheric environments. The method was applied to 1079 urban WWTPs across China adopting eight major biological technologies. The average efficiency score was 0.322, implying that GHG emissions could decrease by 32.2% if all plants worked efficiently. Eight plants were deemed the most efficient and formed a frontier of the best practices, while 12 plants were the most	Centralized

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								inefficient with distances from the frontier larger than 0.650. The parameterized distance function could be used to set a benchmark system for the performance surveillance of urban WWTPs. The integrated efficiency assessment considering multiple dimensions and statistical analysis on a large sample allowed us to reveal reasons for efficiency gaps. Statistic test results showed that plants scale, technology, and capacity of tertiary treatment were significant for explaining efficiency disparities. Large-scale plants, plants with the bioreactors or the anaerobic-anoxic-	

lfd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
								oxic processes, and plants without tertiary treatment processes tended to be more efficient, showing the advantage in co-benefiting water pollutants and GHG control.	

Ifd. Nr. mit Dopplung	Quelle	relevant/ nicht relevant/ unbestimmt	Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/ Hrsg.	More Source Information	Zusammenfassung	Skalierung
80	Scopus	relevant	2018	Zhang, Z., Han, Y., Xu, C., (...), Zhu, H., Ma, W.	Microbial nitrate removal in biologically enhanced treated coal gasification wastewater of low COD to nitrate ratio by coupling biological denitrification with iron and carbon micro-electrolysis	Bioresource Technology	262, pp. 65-73	• Mixotrophic denitrification with IC-ME assisted was applied to treat BECGW. • Fe^{2+} generated from IC-ME could decrease the production of N_2O. • NRFOB could utilize Fe^{2+} as electron donor for reducing nitrate to N_2. • FRB Geothrix had a dominant involvement in nitrate removal of BECGW.	Centralized

Tabelle 24: Literaturstellen gefiltert nach „relevant“ und „zentral“ und ausgewählt nach einer potenziellen Übertragbarkeit der Ergebnisse

Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/Hrsg.	Zusammenfassung	Ergebnisse	
2015	Bao, Zhiyuan; Shichang Sun, Dezhi Sun	Assessment of greenhouse gas emission from A/O and SBR wastewatertreatment plants in Beijing, China	International Biodeterioration & Biodegradation	GHG emission levels were investigated in both full-scale A/O and SBR wastewater treatment systems in Beijing, China, over a period of 12 months. GHG emission, calculated by carbon emission (CO ₂ -equivalent) from WWTPs, is composed of the direct emission of CO ₂ , CH ₄ , and N ₂ O during the treatment processes and indirect emission due to the consumption of electricity and chemicals.	Direct GHG emissions from SBR processes (g CO₂eq/m³ wastewater) CO₂: 33,50* g CO₂eq/m³ CH₄: 20,27 g CO₂eq/m³ N₂O: 481,16 g CO₂eq/m³ Total direct carbon emission 534,93 g CO₂eq/m³ * Assuming a 10% of CO₂ from fossil origin	Direct GHG emissions from A/O processes (g CO₂eq/m³ wastewater) CO₂ 16,91* g CO₂eq/m³ CH₄ 6,08 g CO₂eq/m³ N₂O 176,13 g CO₂eq/m³ Total direct carbon emission 199,12 g CO₂eq/m³ * Assuming a 10% of CO₂ from fossil origin
2019	Becker, A.; Düputell, D.; Gärtner, A.; Hirschberger, R.; Oberdörfer, M.	Emissionen klimarelevanter Gase aus Kläranlagen	Immissionsschutz	Im Rahmen des hier vorgestellten Untersuchungsprogramms wurden Messungen von Methan (CH ₄), Lachgas (N ₂ O) und	gesamt 260 g CH₄/EW/a biogene Emission von 7-12 kg CO₂eq/EW/a (Anteil Methan: 5-9 kg	Sandfang: HG (Hintergrundkonz.) g N₂O/h 13 g CH₄/h < BG g NH₃/h Faulschlamm: HG (Hintergrundkonz.) g

Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/Hrsg.	Zusammenfassung	Ergebnisse
				Ammoniak (NH₃) an einzelnen Verfahrensstufen von Abwasser- und Schlammbehandlungsanlagen durchgeführt. Die Messergebnisse zeigen, dass 90 % der Methanemissionen während der Schlammbehandlung entstehen. Hier sind auch die ausschließlichen Quellen für den Ammoniakaustrag zu finden. Lachgas wird sowohl an biologischen Verfahrensstufen als auch bei der Schlammbehandlung gebildet, wenn-gleich in geringerem Umfang. Die an den einzelnen Behandlungsstufen gemessenen biogenen THG-komponenten liefern in der Summe	CO₂eq/EW/a; N₂O 2-3 kg CO₂eq/EW/a) Nitri: 12 g N₂O/h 17 g CH₄/h < BG g NH₃/h (Bestimmungsgrenze) Denitri: HG (Hintergrundkonz.) g N₂O/h 65 g CH₄/h < BG g NH₃/h Anaerob: 4 g N₂O/h 30 g CH₄/h < BG g NH₃/h
					N₂O/h 140 g CH₄/h 60 g NH₃/h Überschussschlamm-eindicker: 6 g N₂O/h 28 g CH₄/h < BG g NH₃/h Faulbehälter: 51 g N₂O/h 4.800 g CH₄/h 16 g NH₃/h

Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/Hrsg.	Zusammenfassung	Ergebnisse	
				erste Hinweise auf das Emissionspotenzial von Kläranlagen.		
2019	Chen, Y.-C.	Estimation of greenhouse gas emissions from a wastewater treatment plant using membrane bioreactor technology	Water Environment Research	Wastewater treatment plants (WWTs) using membrane bioreactor (MBR) technology have been considered a significant source of greenhouse gas (GHG) emissions. This study chose a small-scale wastewater treatment plant using MBR technology to estimate its potential for GHG emissions.	On-site GHG emissions: (CH ₄ & N ₂ O) 83,33 to 200,99 kg CO ₂ eq/month--> 2,93 %	calculated according to IPCC Guidelines
2011	Foley, Jeff; Yuan, Zhiguo; Keller, Jurg; Senante, Elena; Chandran, Kartik; Willis, John; Shah, Anup; van Loosdrecht,	N ₂ O and CH ₄ emission from wastewater collection and treatment	Global Water Research Coalition	The lack of available data became the driver to start extensive research programs in Australia, France, the United	Australia Municipal WWT 7 full-scale BNR wastewater treatment plant	0,002 - 0,112 kg N ₂ O-N/kg TKN _{influent}

Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/Hrsg.	Zusammenfassung	Ergebnisse
	Mark; van Voorthuizen, Ellen	systems: technical report		States of America and the Netherlands with the objective to gain information needed to estimate, understand and control the emission of N ₂ O and CH ₄ from wastewater collection and treatment systems	France, Municipal WWT two 'classical' BNR activated sludge USA; Municipal WWT wide range of activated sludge processes (both non-BNR and BNR), North-East (4), Mid-Atlantic (2), Mid-West (2) and South-West (4) Netherlands, Papendrecht; Municipal WWT, BNR carrousel activated sludge plant, 40.000 EW Netherlands, Kortenoord; Municipal WWT; BNR carrousel activated sludge plant 100.000 EW
					0,0002 - 0,003 kg N₂O/kg TKN_{influent} 0,01 - 1,8 kg N₂O-N/kg TKN_{influent} (%) 0,0087 kg CH₄/kg COD_{influent} 7,18 g N₂O-N/h 0,0053 kg CH₄/kg COD_{influent} 20,8 g N₂O-N/h

Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/Hrsg.	Zusammenfassung	Ergebnisse	
					Netherlands, Kralingseveer; Municipal WWT, BNR plant 360.000 EW	October 0,012 kg CH₄/kg COD_{influent} February 0,008 kg CH₄/kg COD_{influent} October 400 g N₂O-N/h February 9,148 g N₂O-N/h
2016	Parravicini, V.; Svardal, K.; Krampe, J.	Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment plants	Energy Procedia 97	Direct and indirect greenhouse gases emissions of two model municipal WWTPs were estimated using carbon footprint analyses.	0,003 - 2,6 % kg N₂O-N/kg TKN_{influent} (%) 8,7g CH₄/kg COD_{influent}	
2014	Rodriguez-Caballero, A.; Aymerich, I.; Poch, M.; Pijuan, M.	Evaluation of process conditions triggering emissions of greenhouse gases from a biological wastewater treatment system	Science of the Total Environment	In this study, methane (CH ₄) and nitrous oxide (N ₂ O) emission dynamics of a plug-flow bioreactor located in a municipal full-scale wastewater treatment plant were monitored during a	1,35 ± 0,05 kg CH₄/d (0,016 % of the inf, COD) 0,78 ± 0,43 kg N₂O-N/d (0,116 % of the inf, TKN)	

Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/Hrsg.	Zusammenfassung	Ergebnisse	
				period of 10 weeks. In general, CH₄ and N₂O gas emissions from the bioreactor accounted for 0.016% of the influent chemical oxygen demand (COD) and 0.116% of the influent total Kjeldahl nitrogen (TKN) respectively. In order to identify the emission patterns in the different zones, the bioreactor was divided in six different sampling sites and the gas collection hood was placed for a period of 2–3 days in each of these sites. This sampling strategy also allowed the identification of different process perturbations leading to CH₄ or N₂O peak emissions. CH₄ emissions mainly occurred in the first		

Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/Hrsg.	Zusammenfassung	Ergebnisse	
				aerated site and were mostly related with the influent and reject wastewater flows entering the bioreactor. On the other hand, N ₂ O emissions were given along all the aerated parts of the bioreactor and were strongly dependant on the occurrence of process disturbances such as periods of no aeration or nitrification instability. Dissolved CH ₄ and N ₂ O concentrations were monitored in the bioreactor and in other parts of the plant, as a contribution for the better understanding of the transport of these greenhouse gases across the		

Jahr	AutorInnen	Titel	Journal/Hrsg.	Zusammenfassung	Ergebnisse	
				different stages of the treatment system.		

A.4 Online-Fragebogen (erstellt mit der Software „questionstar“)

Bei der Quantifizierung der Emissionen im Bereich der kommunalen Abwasserwirtschaft besteht der Bedarf, die derzeit lediglich für abflusslose Gruben berechneten und berichteten Treibhausgas-Emissionen, um die Emissionen aus Kleinkläranlagen zu vervollständigen. Es soll herausgefunden werden, wie groß die Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und anderen Abwasserbehandlungstechnologien sind.

Mit Hilfe des Fragebogens möchten wir klären, ob eigene Messungen/Berechnungen von Treibhausgas-Emissionen aus Kleinkläranlagen beim bestimmungsgemäßen Betrieb vorliegen. Zusätzlich interessiert uns Ihre Einschätzung der zukünftigen Entwicklung von dezentralen Abwassertechnologien.

In der Tabelle 25 sind die Fragen und Antwortmöglichkeiten aus dem Online-Fragebogen dargestellt.

Tabelle 25: Online-Fragebogen

	Fragen	Antwortmöglichkeiten	Bemerkungen zum Ausfüllen des Fragebogens
Kategorie 1: Allgemeines	Fragen zur Person	Name E-Mail	
	Wo arbeiten Sie?	Unternehmen Institution / Behörde / Verband Forschungseinrichtung	Drei Auswahlmöglichkeiten
	Welche Produkte bieten Sie an?		Freitext-Frage (offene Antwort)
Kategorie 2: Messungen und Daten	Welche Treibhausgas-Emissionen sind im Rahmen Ihrer beruflichen Tätigkeit relevant?	Methan Lachgas Ammoniak Sonstiges (Welche?)	Mehrfachnennung möglich
	Aus welchen Prozess- bzw. Verfahrensbereichen kennen Sie Treibhausgas-Emissionen?	Kleinkläranlagen Abwassersammelgruben Kommunale Kläranlage Kanalnetz Andere Systeme (Welche?)	Mehrfachnennung möglich
	Haben Sie Treibhausgas-Emissionen aus aeroben/anaeroben KKA schon gemessen?	Ja Nein	Wenn „Ja“, bitte angeben, ob aerob/anaerob oder beides
	Würden Sie uns die Messdaten zur Verfügung stellen?	Ja Nein	Wenn „Nein“, bitte kurz begründen
	Haben Sie Treibhausgas-Emissionen aus aeroben/anaeroben KKA schon rechnerisch ermittelt?	Ja Nein	Wenn „Ja“, bitte angeben, ob aerob/anaerob oder beides

	Fragen	Antwortmöglichkeiten	Bemerkungen zum Ausfüllen des Fragebogens
	Würden Sie uns die Daten zur Verfügung stellen?	Ja Nein	Wenn „Nein“, bitte kurz begründen
Kategorie 3: Einschätzung der zukünftigen Entwicklung von dezentralen Abwassertechnologien	Wie schätzen Sie die Rolle der dezentralen Abwasserbehandlung im Vergleich zur zentralen Abwasserbehandlung in den nächsten 20 Jahren in Deutschland ein?	Für Kleinkläranlagen (entsprechend dem Stand der Technik): Anzahl der KKA wird zunehmen Anzahl der KKA wird gleichbleiben Anzahl der KKA wird abnehmen	Bei Zunahme oder Abnahme bitte die Technik(en) angeben, die es betrifft. Folgende Techniken stehen zur Auswahl: SBR, Membranfiltration, sonstige Belebungsanlagen, Tropfkörper, Festbett, Rotationstauchkörper, Anlagen mit freibeweglichen Aufwuchskörpern, sonstige Biofilmanlagen, Pflanzenkläranlagen, Bodenkörperfilteranlagen, Biofilteranlagen, Sandfilteranlagen, sonstige Verfahren
		Für Abwassersammelgruben (aG): Anzahl der aG wird zunehmen Anzahl der aG wird gleichbleiben Anzahl der aG wird abnehmen	Drei Auswahlmöglichkeiten
	Welche Zukunftstrends der dezentralen Abwasserbehandlung erwarten sie?	Nährstoff-, Stoffstromtrennung von Abwasser Energiegewinnung aus Abwasser Aufbereitung von Grauwasser Vernetzung dezentraler Systeme (bspw. in Smart Cities) für mehr Ressourceneffizienz	Mehrfachnennung möglich
	Wird es zukünftig noch technische Innovationen für aerobe/anaerobe KKA geben?	Ja Nein	Wenn „Ja“, welche?
	Werden anaerobe KKA zukünftig eine relevante Rolle in der dezentralen Abwasserbehandlung spielen?	Ja Nein	Wenn „Ja“, in welchem Umfang?
	Wären Sie bereit an dem Messprojekt teilzunehmen?	Ja Nein	

A.5 Auswertung der Befragung

Tabelle 26: Ergebnisse der Online-Befragung (Berichtszusammenfassung) auf Grundlage des Fragebogens

Berichtszusammenfassung	
Berichtsname	THG KKA
Umfragetitel	Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen
Vollständige Antworten	23
Nicht vollständige Antworten	9
Abschlussquote	71,9%

Abbildung 10: Fragen zur Person



Abbildung 11: Welche Produkte bieten Sie an?

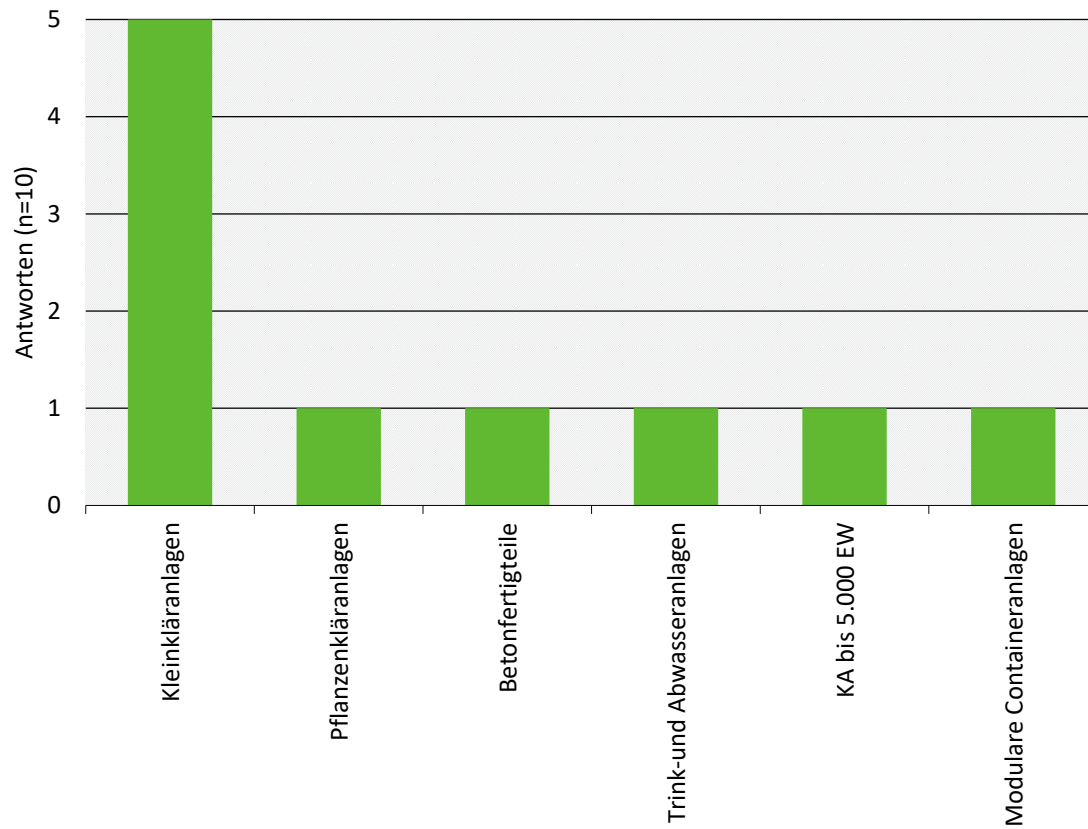
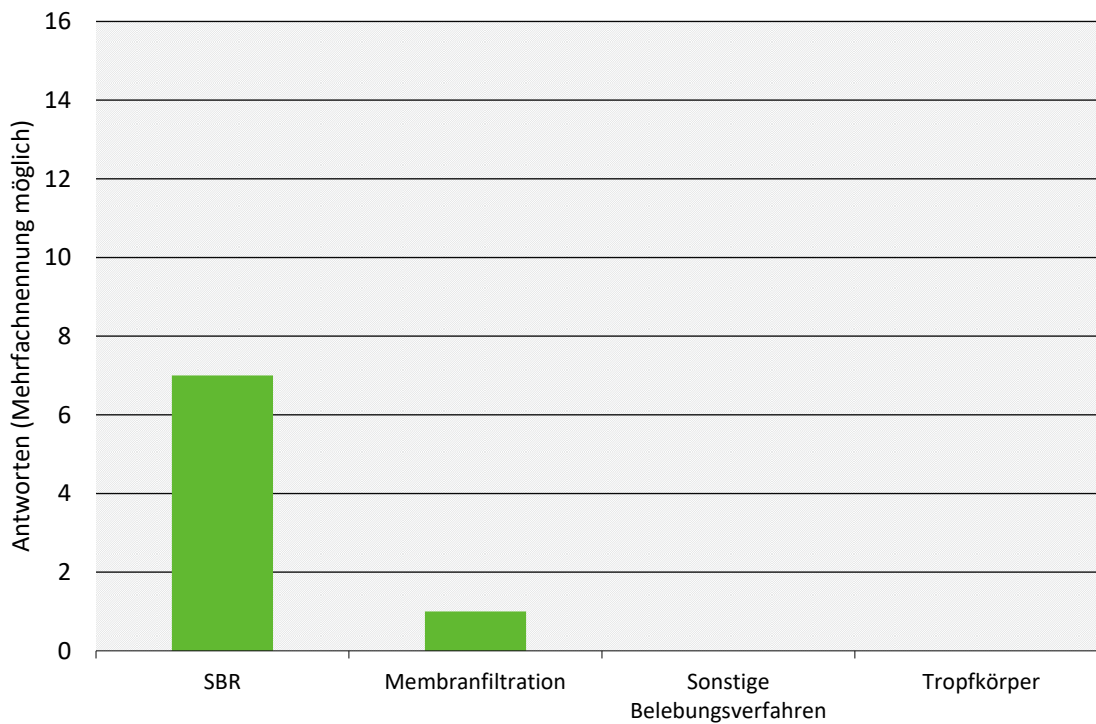


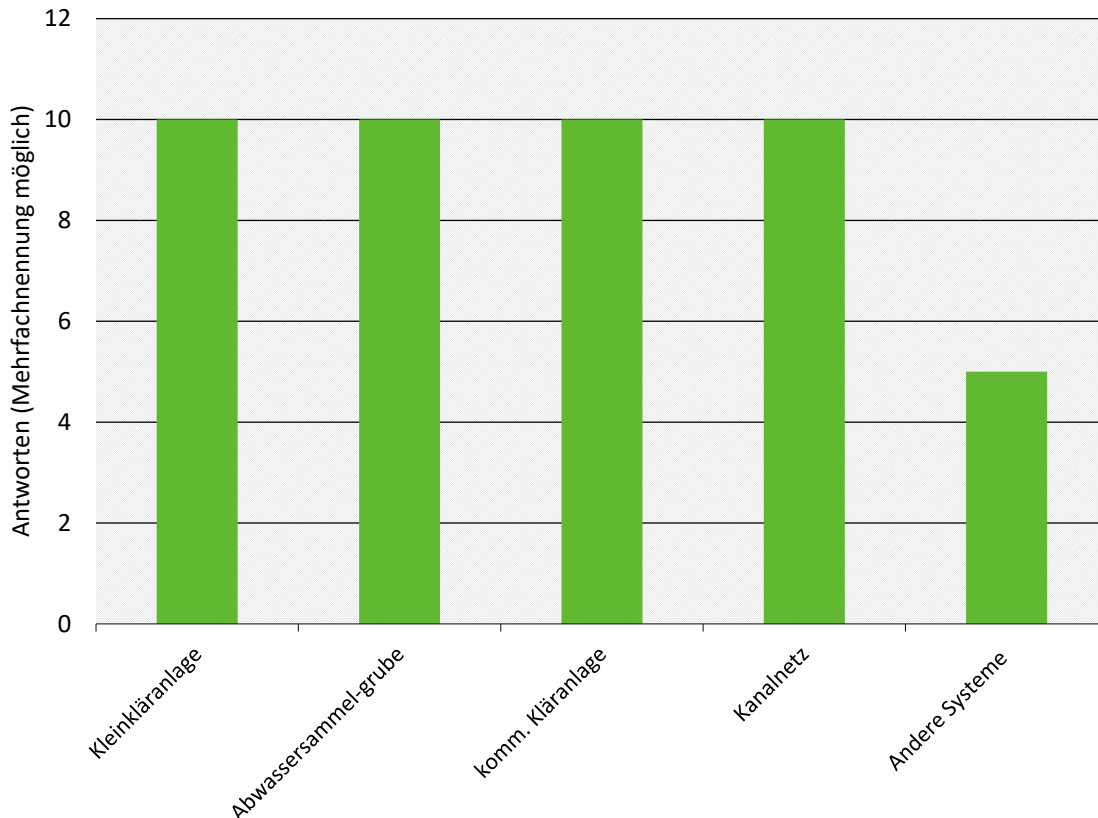
Abbildung 12: Welche Treibhausgas-Emissionen sind im Rahmen Ihrer beruflichen Tätigkeit relevant?



Unter „Sonstige“ wurden folgende Beispiele genannt:

- ▶ Kohlenstoffdioxid
- ▶ Schwefelwasserstoff
- ▶ Schwefeldioxid

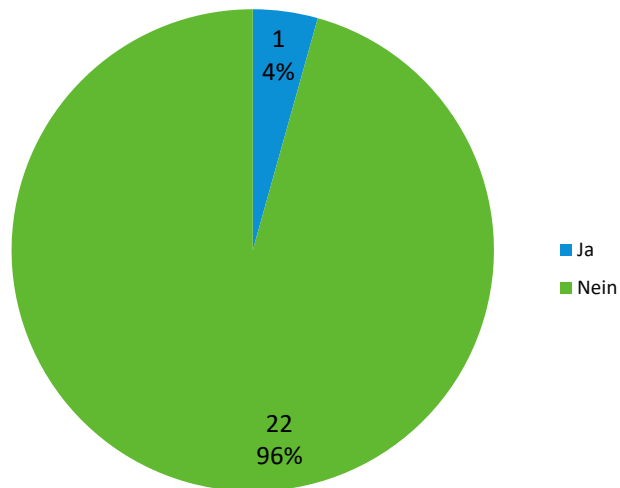
Abbildung 13: Aus welchen Prozess-bzw. Verfahrensbereichen kennen Sie Treibhausgas-Emissionen?



Unter „Andere Systeme“ wurden die folgenden Beispiele genannt:

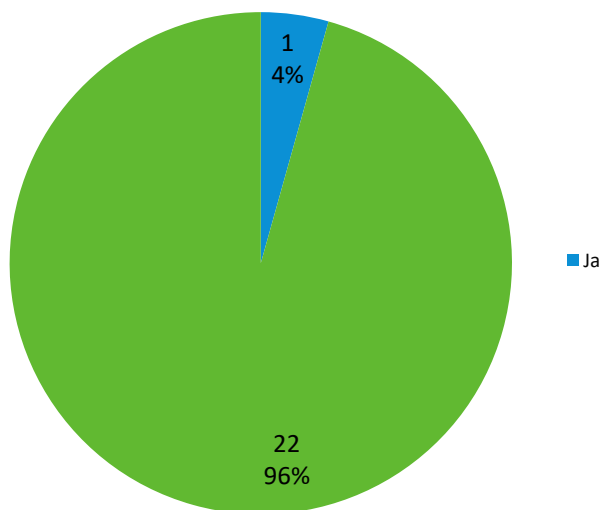
- ▶ Landwirtschaft
- ▶ Biogasproduktion
- ▶ Industriekläranlagen
- ▶ Abwasserteiche
- ▶ Prozesswasserbehandlung

Abbildung 14: Haben Sie Treibhausgas-Emissionen aus aeroben/anaeroben KKA gemessen?



Gemessen: HTWK Leipzig/Sahlbach; Messdaten aerob; können bei Bedarf zur Verfügung gestellt werden

Abbildung 15: Haben Sie Treibhausgas-Emissionen aus aeroben/anaeroben KKA rechnerisch ermittelt?



Rechnerisch ermittelt: Uni Leipzig/Lautenschläger; Messdaten aerob/anaerob; eine Zurverfügungstellung hängt vom Zeitpunkt ab, die Berechnungen sind Bestandteil eines aktuell laufenden Projektes und werden voraussichtlich Mitte 2021 veröffentlicht

Abbildung 16: Wie schätzen Sie die Rolle der dezentralen Abwasserbehandlung im Vergleich zur zentralen Abwasserbehandlung in den nächsten 20 Jahren in Deutschland ein?

Für Kleinkläranlagen (entsprechend dem Stand der Technik)

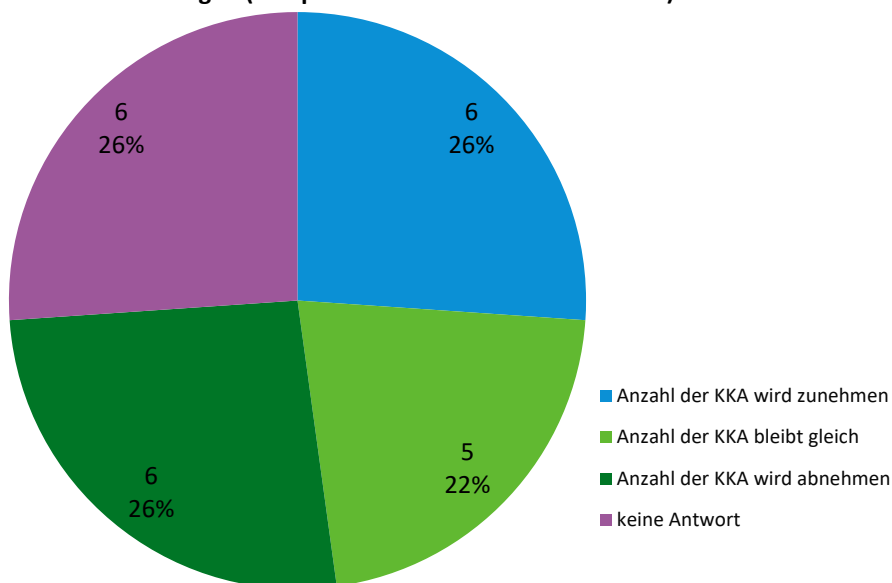


Abbildung 17: Für welche Verfahrenstechniken würde eine Zu- bzw. Abnahme zutreffen?

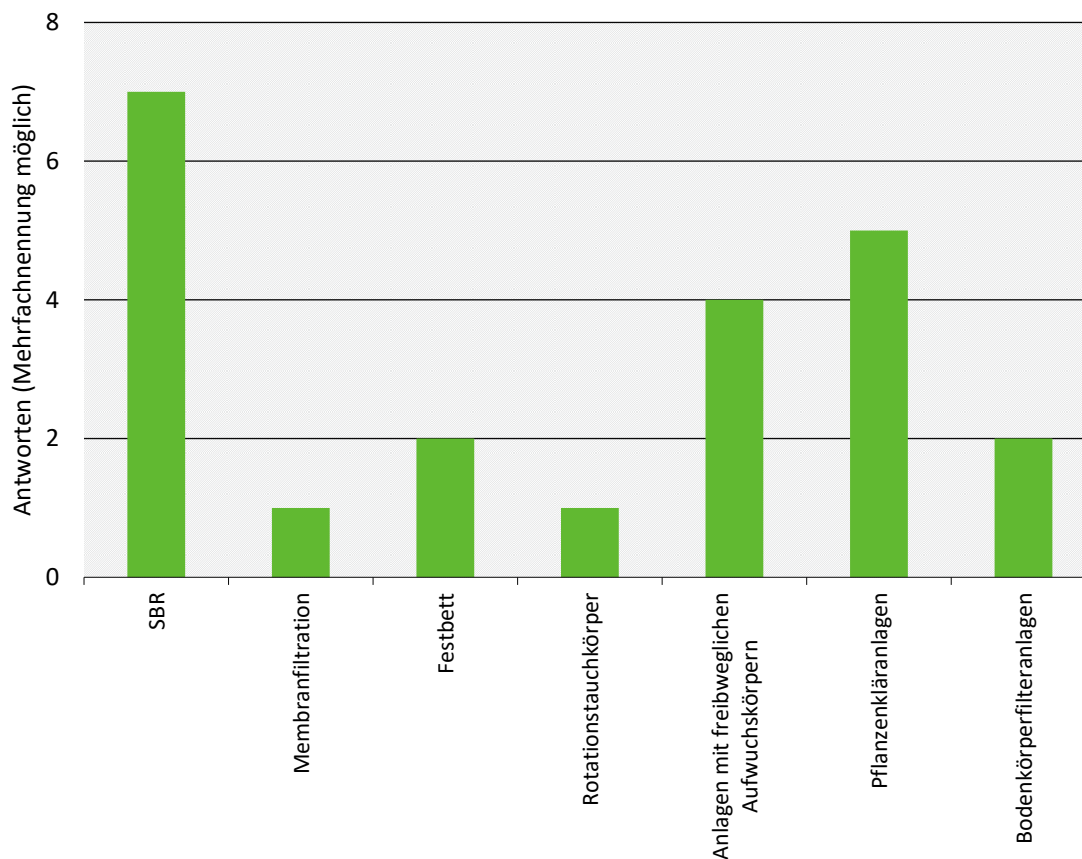


Abbildung 18: Wie schätzen Sie die Rolle der dezentralen Abwasserbehandlung im Vergleich zur zentralen Abwasserbehandlung in den nächsten 20 Jahren in Deutschland ein?

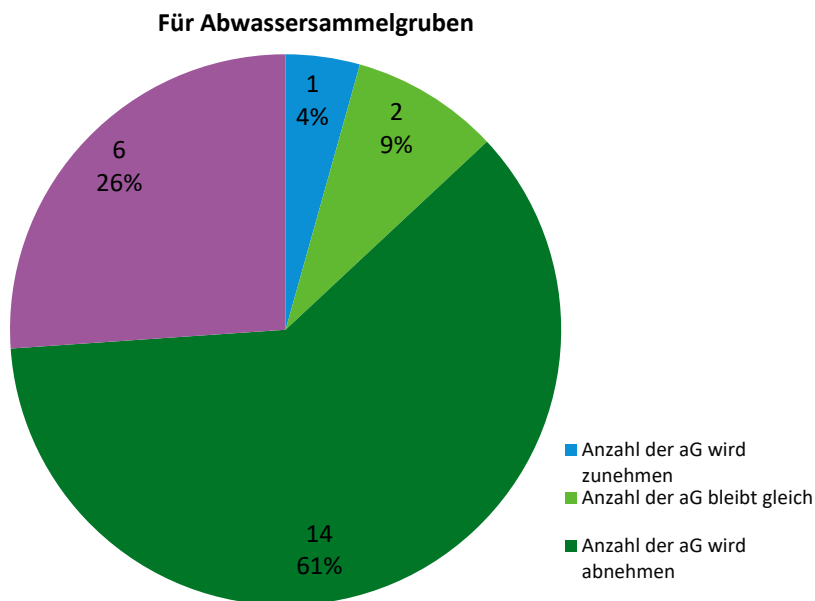
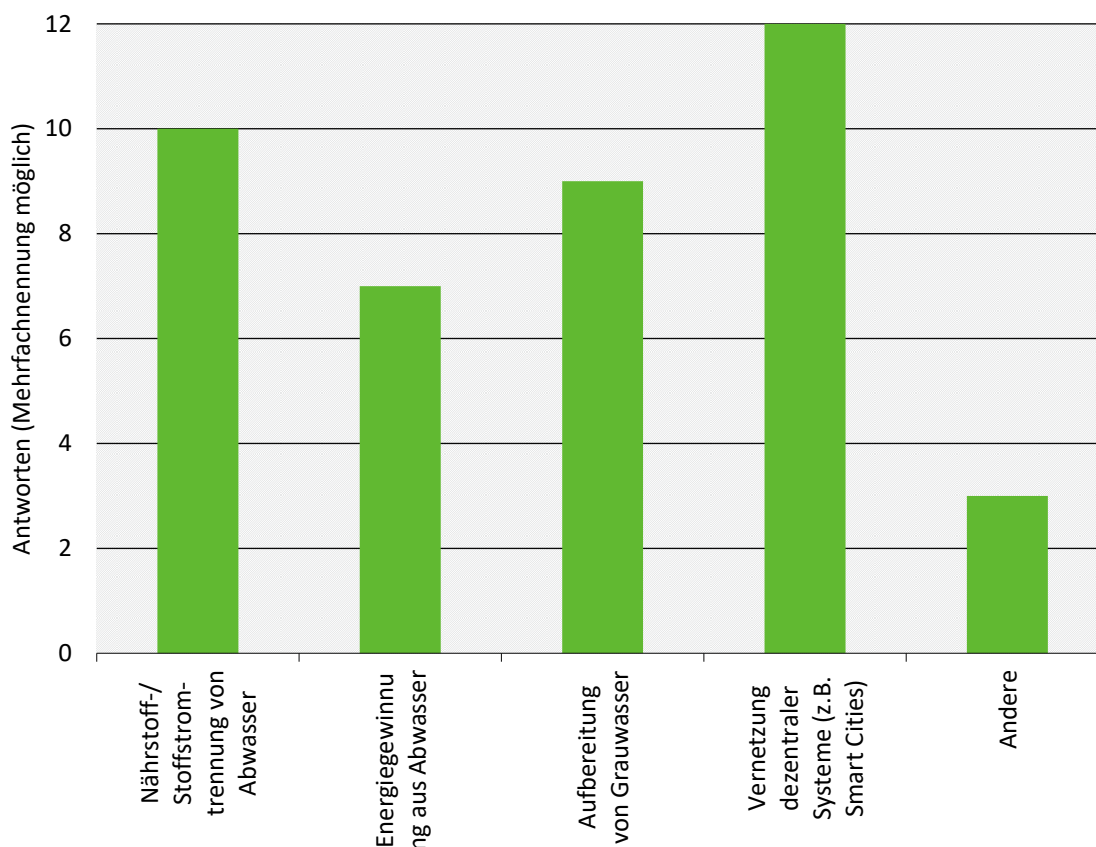


Abbildung 19: Welche Zukunftstrends der dezentralen Abwasserbehandlung erwarten sie?



Unter „Andere“ wurden die folgenden Beispieltrends genannt:

- ▶ Brauchwassernutzung
- ▶ Wasserwiederverwendung
- ▶ Nutzung des gereinigten Abwassers in Parks o.ä.

Abbildung 20: Wird es zukünftig noch technische Innovationen für aerobe / anaerobe KKA geben?

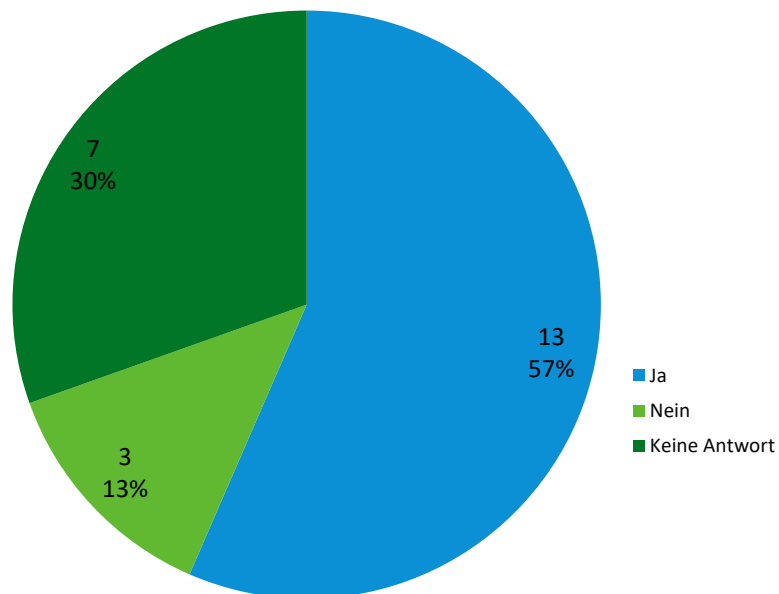


Abbildung 21: Werden anaerobe KKA zukünftig eine relevante Rolle in der dezentralen Abwasserbehandlung spielen?

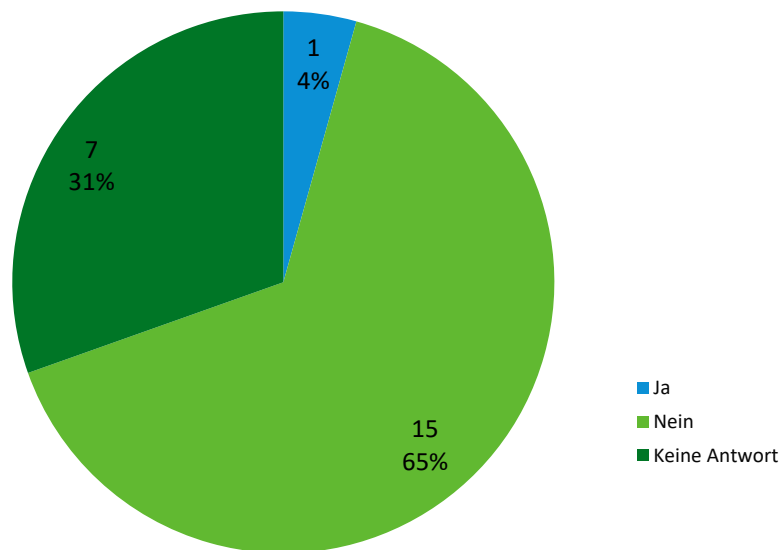
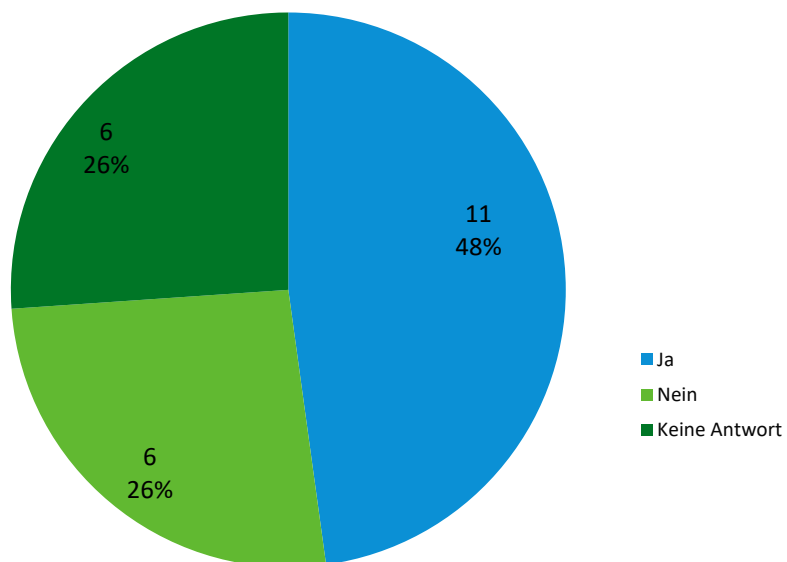


Abbildung 22: Wären Sie bereit an einem Messprojekt teilzunehmen?



A.6 Thesenpapier

A.6.1 Einleitung / Hintergrund

Die demografische Entwicklung in Deutschland und der damit verbundene Strukturwandel ändert die Inanspruchnahme der siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastrukturen insbesondere im ländlichen Raum. Durch die wachsende Bedeutung der effektiveren Nutzung der regional verfügbaren Ressourcen und technischen Innovationen ändern sich zunehmend auch die Rahmenbedingungen für die Wasserver- und Abwasserentsorger. Es ist anzunehmen, dass Abwasser künftig noch intensiver als Wertstoff behandelt wird und die darin enthaltenen Nährstoffe vermehrt aufbereitet und wiederverwendet werden.

Kleinkläranlagen können gerade im dispers besiedelten Raum Lösungen bieten, die durch kurze Abschreibungszeiten Flexibilität für etwaige Anpassungsbedarfe schaffen. Sie werden somit auch langfristig Teil des siedlungswasserwirtschaftlichen Systems sein. Das macht eine Abschätzung der klimarelevanten Emissionen umso notwendiger.

Das Statistische Bundesamt veröffentlicht in seiner Fachserie 19-Umwelt (Reihe 2.1.3, Tabelle 2.1) Daten zur Anzahl von nichtöffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen (siehe Abbildung 2). Im Jahr 2016 hatten rund 2,4 Mio. Einwohner, das entspricht etwa 2,9 % der Gesamtbevölkerung in Deutschland, keinen Anschluss an die öffentliche Kanalisation. Davon entsorgten ca. 428.000 Einwohner (0,5 % der Bevölkerung) ihr Abwasser über abflusslose Gruben und 1,8 Mio. Einwohner über Kleinkläranlagen (vgl. Abbildung 2). Das Abwasser der genannten 0,5 % abflusslosen Gruben wird über zentrale Abwasserbehandlungsanlagen (Kläranlagen) entsorgt.

Zusätzlich reinigten rund 500.000 Einwohner ihr Abwasser (ca. 0,6 % der Bevölkerung) über Kleinkläranlagen mit Anschluss an die öffentliche Kanalisation. Das sind Gebiete bzw. Grundstücke, in denen ein Vollanschluss an eine zentrale Kläranlage i.d.R. nicht wirtschaftlich vertretbar ist. Es kommen vollbiologische Kleinkläranlagen zum Einsatz, obwohl die Grundstücke an einen öffentlichen Kanal angeschlossen sind. Zusammen mit den Kleinkläranlagen ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation (dezentrale Systeme) reinigen somit rd. 2,3 Mio. Einwohner (ca. 2,8 % der Bevölkerung) ihr Abwasser durch vollbiologische Kleinkläranlagen. Hiervon ausgenommen sind die abflusslosen Gruben und sonstige dezentrale Entsorgungsmöglichkeiten.

A.6.2 These 1: Die vollbiologischen Kleinkläranlagen werden auch zukünftig dauerhaft ein Bestandteil der Abwasserentsorgung in Deutschland sein. Die Anzahl der Kleinkläranlagen wird zunehmen.

Hintergrund

Gewässerschutzmaßnahmen haben stets der zentralen Abwasserreinigung Vorrang eingeräumt, da sich öffentliche Kläranlagen im Betrieb stabil verhalten, Nährstoffe effizient aus dem Abwasser entfernen und fachgerecht überwacht werden.

In Deutschland sind über 96 % der Bevölkerung an öffentliche (zentrale) Abwasserentsorgungsanlagen (Kläranlagen) angeschlossen. Für die verbleibenden 4 % der Bevölkerung werden dezentrale Abwasserreinigungssysteme dauerhaft von Bestand sein.

Die dezentrale Abwasserreinigung erfolgt i.d.R. durch eine vollbiologische Kleinkläranlage (KKA). Wenn das anfallende Schmutzwasser in einem Grundstück nicht über eine KKA gereinigt

und versickert oder in ein Gewässer eingeleitet werden kann, ist eine abflusslose Sammelgrube (aG) die Alternative. In die Sammelgrube wird sämtliches auf dem Grundstück anfallendes Schmutzwasser eingeleitet und gesammelt.

Den kommunalen Stand der Abwasserbeseitigung dokumentieren die einzelnen Bundesländer in Lageberichten. Die Herausgabe dieser erfolgt alle zwei Jahre, die Berichte sind öffentlich verfügbar und zeigen den aktuellen Stand der Umsetzung der rechtlich vorgegebenen Anforderungen durch die EU.

Die Erfassung der Anzahl und Art von KKA und aG in den einzelnen Bundesländern ist dabei sehr unterschiedlich. Neben einer einwohnerspezifischen Erfassung der Abwasserbeseitigung (die Anzahl der KKA/aG sind damit nicht zu ermitteln) findet man in den Lageberichten auch eine zahlenmäßige Erfassung der technischen Systeme (KKA), seltener der Abwassersammelgruben. Da KKA per Definition bis zu einer Größenklasse von 50 Einwohnerwerten zur häuslichen Abwasserreinigung eingesetzt werden können, ist es nicht möglich, anhand der dezentral zu entsorgenden Einwohnermenge die Anzahl an KKA oder aG zu ermitteln.

Demzufolge war ein Ziel des Projektes, die bisher in Deutschland eingebauten KKA/aG zahlenmäßig zu erfassen und abzuschätzen sowie welche spezifischen Verfahrenstechniken bundesweit präferiert werden. Die Datenabfrage erfolgte über die Umweltministerien der Länder.

Die folgende Tabelle 27 gibt einen Überblick über die aktuelle Anzahl der Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben in den einzelnen Bundesländern.

Tabelle 27: Übersicht über die Anzahl der Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben in den Bundesländern

Bundesland	Einwohner gesamt*	Einwohner Dezentral	Anteil in %	Erheb.- jahr	Anzahl KKA	Anzahl aG	Bemerkung
Baden- Württemberg	11.069.533	61.382	0,6	2018	7.494	6.759	
Bayern	13.076.721	400.000	3,1	2016/ 19	83.000	16.100	
Berlin	3.644.826	k.A.		2020	166	74.307	aG: 92% Klein- gärten/Siedlung und 8% Einzelgrundstücke
Brandenburg	2.511.917	576.846	23,0	2017			keine zahlen- mäßige Erfassung der KKA/aG
Bremen	682.986	1.707	0,2	2018	95	711	

Bundesland	Einwohner gesamt*	Einwohner Dezentral	Anteil in %	Erhebungs- jahr	Anzahl KKA	Anzahl aG	Bemerkung
Hamburg	1.841.179	12.430	0,7	2019	680	2.650	aG: Schätzwert aus Differenz EW dez. und EW KKA
Hessen	6.265.809	30.000	0,5	2020	2.900	1.500	
Mecklenburg- Vorpommern	1.609.675	160.000	9,9	2019	53.790	19.630	
Niedersachsen	7.982.448	238.452	3,0	2020	103.173	4.238	
Nordrhein- Westfalen	17.932.651	497.632	2,8	2014/ 18	80.030	6.429	
Rheinland-Pfalz	4.084.844	21.500	0,5	2019	2.540	190	
Saarland	990.509	9.467	1,0	2020	1.166	329	
Sachsen	4.077.937	358.428	8,8	2017/ 20	102.985	13.653	
Sachsen-Anhalt	2.208.321	106.000	4,8	2018	27.000	14.000	
Schleswig- Holstein	2.896.712	157.000	5,4	2019	43.700	900	
Thüringen	2.143.145	117.000	5,5		45.000		keine Erfassung der aG
Summe	83.019.213	2.747.844			553.719	161.396	

*Einwohnerzahlen aus: <https://www.statistikportal.de/de/bevoelkerung/flaeche-und-bevoelkerung> (Stand: 31.12.2018)
(Quelle: eigene Datenerhebung, BDZ e.V.)

Die Summe von 2,75 Mio. dezentral entsorgten EW entspricht in etwa der Summe der EW, die über KKA (öffentliche und nicht-öffentliche Kanalisation) sowie über aG entsorgt werden. Für die Emissionsberechnung ist diese Summe entscheidend, da die Emission in der KKA anfällt und unabhängig ist vom anschließenden Kanalsystem und Ableitungszielort.

Bisherigen (inoffiziellen) Schätzungen zufolge (2011) ging man davon aus, dass in Deutschland ca. 1,85 Mio. KKA in Betrieb sind. Die Mehrheit davon waren Mehrkammerabsetz- und Mehrkammerausfaulgruben, die als alleinige Form der dezentralen Abwasserbehandlung heute nicht mehr dem Stand der Technik entsprechen.

Die im Projekt durchgeführte Datenerhebung ergab, dass insgesamt rund 715.000 dezentrale Anlagen im Einsatz sind: 553.719 biologische Kleinkläranlagen und 161.396 abflusslose Gruben.

Es ist anzumerken, dass die Bundesländer Brandenburg und Thüringen keine Daten zur Anzahl der abflusslosen Gruben und KKA zur Verfügung stellen konnten, da eine zahlenmäßige Erfassung nicht erfolgte. Beachtenswert ist hierbei, dass das Land Brandenburg den höchsten Anteil an dezentral angeschlossenen Einwohnern aufweist.

Weiterhin ist die Anzahl an abflusslosen Gruben im Bundesland Berlin im Vergleich zu den KKA sehr hoch (74.000), da Kleingärten und Wochenendsiedlungen mit in die Erhebung aufgenommen wurden.

Die Erfassung der Art der Abwasserentsorgung in exponierten Lagen wie Kleingärten oder Wochenendsiedlungen wird in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich gehandhabt. Daher können keine eindeutigen Aussagen zur Anzahl von KKA/aG in diesen Bereichen gemacht werden.

Der Anschlussgrad an zentrale Kläranlagen liegt in Deutschland bei ca. 96 % (Statistisches Bundesamt 2016; aktualisierte Zahlen von 2019). Das zeigt, dass eine zentrale Abwasserentsorgung in weiten Teilen der Bundesrepublik favorisiert und umgesetzt worden ist.

Mit dem Ausbau der zentralen Strukturen nahm dementsprechend auch die Zahl der Einwohner, deren Abwasser dezentral entsorgt wird, ab. Auch wenn sich der Ausbau der zentralen Abwasserinfrastruktur ab 2010 verlangsamte, da in den aufwändiger zu erschließenden Gebieten die spezifischen, auf den angeschlossenen Einwohner bezogenen Kosten stiegen, ging die Zahl der Einwohner, deren Abwasser dezentral vor Ort gereinigt und behandelt wurde, zurück. Seit 2016 hat die Anzahl der Einwohner, deren Abwasser dezentral entsorgt wird, wieder zugenommen. Gegenwärtig sind es ca. 2,7 Mio. Einwohner, das entspricht ca. 3,3 % der Gesamtbevölkerung (Richtwert für Deutschland 83 Mio. EW, Statistisches Bundesamt, Dezember 2018), die ihr Abwasser in eine KKA bzw. aG einleiten.

Unter Beachtung der gesetzlichen Rahmenbedingungen lassen die vorliegenden Daten die Annahme zu, dass in den nächsten Jahren aufgrund der geforderten technischen Umrüstung der aG eine weitere Zunahme der Kleinkläranlagen die Folge sein wird. Die Summe der dezentral entsorgten Einwohner wird in etwa auf dem jetzigen Niveau bleiben.

A.6.3 These 2: Anaerobe Kleinkläranlagen spielen in Deutschland keine signifikante Rolle. Dies wird sich in Zukunft auch nicht ändern.

Hintergrund

Die dezentrale anaerobe Abwasserreinigung spielt in Deutschland keine signifikante Rolle, obwohl der Abbau von Abwasserinhaltsstoffen aus Kleinkläranlagen grundsätzlich mit und ohne Sauerstoff im Abwasser stattfinden kann. Im dezentralen Bereich hat sich der aerobe Abbau (mit Sauerstoff) durchgesetzt. Nachteile der anaeroben Abwasserreinigung sind der geringe Reinigungseffekt und die im gereinigten Abwasser noch enthaltenen Abbauprodukte wie Schwefelwasserstoff (H₂S) oder organische Säuren, die die Gewässer belasten. Des Weiteren eignet sich der anaerobe Abbau wegen der energetischen Vorteile besonders für hochkonzentrierte Abwässer vorwiegend aus dem industriellen/gewerblichen Bereich, so dass die Verwendung von anaeroben KKA für häusliches Abwasser nicht relevant ist.

Bestätigt wird diese Aussage durch eine im Rahmen des Projektes durchgeführte Online-Befragung von relevanten Akteuren der dezentralen Siedlungswasserwirtschaft (Hersteller,

Verbände/Behörden, Forschungseinrichtungen). Insgesamt wurde der Fragebogen an 45 Vertreter persönlich geschickt. Davon haben 23 geantwortet.

Auf die Frage: „Werden anaerobe KKA zukünftig eine relevante Rolle in der dezentralen Abwasserbehandlung spielen?“ haben nur 4 % (1 Stimme) mit „Ja“ geantwortet.

A.6.4 These 3: Der Methankonversionsfaktor (MCF) für aerobe Kleinkläranlagen liegt bei 0,2.

Hintergrund

Der MCF wird in Tabelle 6.3 der IPCC¹⁹ Guidelines (2006) für verschiedene Behandlungssysteme angegeben (Tabelle 28). Aerobe Kleinkläranlagen sind in dieser Tabelle nicht vorgesehen. Näherungsweise wird abgeschätzt, dass der MCF für aerobe Kleinkläranlagen zwischen dem MCF für überlastete zentrale Kläranlagen (unterer Wert 0,2) und abflusslose Gruben (0,5) liegt.

Tabelle 28: Default MCF Werte für häusliches Abwasser der Behandlung - Ausschnitt der näherungsweise in Frage kommenden Behandlungen

Art der Behandlung und Ableitung (j)	Bemerkungen	MCF*	Bandbreite
Centralized, aerobic treatment plant	Must be well managed. Some CH ₄ can be emitted from settling basins and other pockets.	0	0-0.1
Centralized, aerobic treatment plant	Not well managed. Overloaded.	0.3	0.2-0.4
Anaerobic digester for sludge	CH ₄ recovery is not considered here.	0.8	0.8-1.0
Anaerobic reactor	CH ₄ recovery is not considered here.	0.8	0.8-1.0
Septic system	Half of BOD settles in anaerobic tank.	0.5	0.5
Latrine	Dry climate, ground water table lower than latrine, small family (3-5 persons)	0.1	0.05-0.15
Latrine	Wet climate/flush water use, ground water table higher than latrine	0.7	0.7-1.0
Latrine	Regular sediment removal for fertilizer	0.1	0.1

*Based on expert judgment by lead authors of this section

Quelle: IPCC GUIDELINES 2006, Volume 5, Chapter 6.2.2.3, Table 6.3

Im Folgenden wird diese Annahme anhand von Literaturstellen untersucht und eingegrenzt.

¹⁹ IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change

Der Methankonversionsfaktor beschreibt den Anteil der maximalen Methan-Bildungskapazität (B_o), die, in Abhängigkeit von der verwendeten Technik, tatsächlich anaerob umgesetzt werden kann. Der MCF kann zwischen 0 (vollständig aerob) und 1 (vollständig anaerob) variieren. Im IPCC-Arbeitsgruppenbericht (IPCC 2007) wird angenommen, dass die Hälfte der BSB₅-Zulauf fracht in Klärgruben anaerob abgebaut wird. Daraus ergibt sich der MCF von 0,5.

Der Default-MCF von 0,5 gilt bei Temperaturen über 15 °C. Bei niedrigeren Temperaturen findet keine signifikante Methanproduktion statt (IPCC GUIDELINES 2006, Volume 5, Chapter 6.2.2.2, Table 6.3).

Literatur-Rechercheergebnisse sollen helfen den MCF für aerobe Kleinkläranlagen besser einzugrenzen:

- ▶ Leverenz et al. (2010) haben in Kalifornien 8 Klärgrubensysteme untersucht. Die mittleren Emissionen (Gesamtsystem, gemessen in der Entlüftung) liegen bei 10,7 g CH₄/(EW*d), 335 g CO₂/(EW*d) und 0,2 g N₂O/(EW*d). Zulaufdaten werden mit 84 bis 1.345 L/(EW*d) und 660 mg CSB/L angegeben, was zu berechneten Zulauf frachten von 55 bis 888 g CSB/(EW*d) führt. Leverenz et al. berechnete eine mittlere Methankonzentration von 11 g CH₄/EW/d bei einem Tagesverbrauch pro Person (US-Standard) von 200 g CSB/EW/d. Daraus leitet sich ein MCF von 0,22 ab. Leverenz et al. führen aus, dass bei einem MCF von 0,5 „...nicht die Entfernung von Schlamm aus den Gruben und deren Reinigung sowie die vorhandene organische Fracht im Ablauf“ berücksichtigt wurde.
- ▶ Diaz-Valbuena et al. (2011) nehmen die gleiche Untersuchung wie Leverenz et al. (2010) als Grundlage und weisen darauf hin, dass andere Untersuchungen die Methanemissionen aus Klärgruben mehr als doppelt so hoch einschätzen wie die hier gefundenen. Das würde den MCF aus IPCC (2006) (0,5) unterstützen. Diaz-Valbuena et al. (2011) berichten, dass die Hauptquelle für CH₄-Emissionen in einem Klärgrubensystem die Gruben sind.

Beide Quellen beziehen sich auf Untersuchungen an Klärgrubensystemen. Für aerobe Kleinkläranlagen ist aus verschiedenen Gründen ein geringerer MCF zu erwarten:

Anaerobe Prozesse finden nur im Bereich der Vorklärung statt. Bei regelmäßiger Schlammabfuhr greift hier das Argument von Leverenz et al. (2011), dass die Entfernung von Schlamm und die Berücksichtigung der organischen Fracht im Ablauf eine Verringerung des MCF rechtfertigen. Außerdem wird hier im Vergleich zu Klärgruben nur ein Teil der organischen Fracht zurückgehalten.

Weitergehende Anhaltspunkte zu Emissionen aus aeroben Kleinkläranlagen können Emissionsuntersuchungen an aeroben zentralen Kläranlagen liefern.

- ▶ Schouten et al (2013a) und Schouten et al. (2013b) beschreiben Ergebnisse aus Untersuchungen in Melbourne. Die Messungen erfolgten an unterschiedlichen Kläranlagen und verschiedenen Verfahrensstufen sowie zu unterschiedlichen Jahreszeiten (Herbst und Winter). Die Emissionen werden als Emissionsfaktor (EF) auf die Zuflussfrachten normiert. Die Methan-Emissionsfaktoren variieren bei den untersuchten Verfahren zwischen 0,008 (MCF = 0,032) und 0,054 (MCF = 0,216) (vgl. Tabelle 29)

Tabelle 29: Überblick der Untersuchungen von (Schouten et al. 2013 a/b)

Anlage	Jahreszeit: mittl. Abwassertemp.	Messungen (M)	CH ₄ EF, normiert auf COD _{influent} (The average total yearly CH ₄ flux normalised to the total yearly COD _{influent})	MCF folgt aus Formel 2 (dargestellt in These 4)
Site A: 75.000 EW, Belebungsbecken	Herbst: 19,36°C	8 M in 3 Abt.	0,054	0,216
Site A	Winter: 17,99°C	6 M in 3 Abt.		
Site B: 400 EW, Belebungsbecken	Herbst: 18,55°C	18 M, 1 Pos.	0,008	0,032
Site B	Winter: 13,56°C	18 M, 1 Pos.		
Site C: 3.000 EW, sewer mining, aeration tank	Herbst: 22,28°C	4 M in 6 Abt.	0,012 und 0,022	0,048 und 0,088
Site C	Winter: 18,08°C	3 M in 6 Abt.		
Site D: 100 EW, MBR aerob part	Winter: 21,34°C	24 M, 1 Pos.		
Site D: 100 EW, MBR anaerob part	Winter: 20,97°C	48 M, 1 Pos.	0,028	0,112

(Quelle: eigene Darstellung, BDZ e.V.)

- BECKER et al. (2012) geben die Schlammbehandlung als größte Emissionsquelle für Methan an. Hier spielt der Methanschluß aus den Faulbehältern eine bedeutende Rolle. Danach werden die Faulschlammstapelbehälter genannt. Die offene Rohschlammeindickung spielt demnach eine untergeordnete Rolle (<10 % der Methanemissionen). Dieser Bereich ist am ehesten mit der Vorklärung einer aeroben Kleinkläranlage zu vergleichen.

Die Unterschiede und die anzunehmenden Unsicherheiten der Studien zeigen eine hohe Variabilität bei der Berechnung des MCF. Unter Zugrundelegung der oben beschriebenen Literatur, die eher eine Indikation in Richtung geringerer Emissionsfaktoren aufweisen, wird der MCF für aerobe Kleinkläranlagen hier mit 0,2 - dem unteren Wert der angenommenen Bandbreite angesetzt.

A.6.5 These 4: Die organische Zulaufkraft von Kleinkläranlagen beträgt 87,5 g BSB₅/EW/d.

Hintergrund

Die durchschnittliche organische Fracht wird in den IPCC Guidelines mit 60 g BSB₅/EW/d angenommen - entsprechend dem europaweiten statistischen Mittelwert gemäß Richtlinie 91/271/EWG (1991). Bei Diaz-Valbuena et al. (2011) wird die organische Fracht im Zulauf von Klärgruben mit 85 bis 90 g BSB₅/EW/d angegeben.

Der Wert ist relevant, weil er direkt in die Berechnungen zur Ermittlung der Methanemissionen einfließt.

Die Grundlagen zum aktuellen Standard der Ermittlung des Methanemissionen aus der Abwasserwirtschaft sind den IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006, Volume 5, Waste dokumentiert (IPCC GUIDELINES 2006). Die Richtlinie sieht drei Schritte zur Ermittlung der CH₄-Emissionen aus häuslichem Abwasser vor, von denen die ersten beiden in diesem Kontext relevant sind:

Formel 1:

Ermittlung des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs (total organically degradable carbon in wastewater (TOW) (IPCC GUIDELINES 2006, Volume 5, Chapter 6.2.2.3, Equation 6.3)

$$TOW = P \times BOD \times 0.001 \times I \times 365$$

mit

TOW = total organics in wastewater in inventory year, kg BOD/year

P = country population in inventory year (person)

BOD = country-specific per capita BOD in inventory year, g/person/day

0.001 = conversion from grams BOD to kg BOD

I = correction factor for additional industrial BOD discharged into sewers (for collected the default is 1.25, for uncollected the default is 1.00.)

Der Korrekturfaktor für Indirekteinleiter (I) wird auf den default 1,00 gesetzt.

Formel 2:

Ermittlung des Emissionsfaktors: CH₄ Emission Factor (IPCC GUIDELINES 2006, Volume 5, Chapter 6.2.2.3, Equation 6.2)

$$EF_j = B_o * MCF_j$$

mit

EF_j = emission factor, kg CH₄/kg BOD

j = each treatment/discharge pathway or system

B_o = maximum CH₄ producing capacity, kg CH₄/kg BOD (vgl. Abbildung 23)

MCF_j = methane correction factor (fraction), (vgl. Tabelle 28)

Abbildung 23: Bo für häusliches Abwasser

TABLE 6.2 DEFAULT MAXIMUM CH ₄ PRODUCING CAPACITY (B ₀) FOR DOMESTIC WASTEWATER
0.6 kg CH ₄ /kg BOD
0.25 kg CH ₄ /kg COD
Based on expert judgment by lead authors and on Doorn <i>et al.</i> , (1997)

(Quelle: IPCC GUIDELINES 2006, Chapter 6: Wastewater Treatment and Discharge)

Häusliches Abwasser, das in Kleinkläranlagen nahe des Anfallortes behandelt wird, hat eine andere Zusammensetzung als kommunales Abwasser in zentralen Systemen. Diaz-Valbuena et al. (2011) geben die organische Fracht im Zulauf von Klärgruben mit 85 bis 90 g BSB₅/EW/d an.

Daher wird die organische Zulauffracht hier mit 87,5 g BSB₅/EW/d angesetzt.

Die Berechnungen erfolgen auf Grundlage dieser Formeln und dieser und der nachfolgenden Thesen.

A.6.6 These 5: Der Emissionsfaktor für N₂O wird mit 1% der N-Zulauffracht angesetzt.

Hintergrund

- ▶ Brannon et al. (2017) untersuchen die N₂O-Emissionen aus einer kommunalen Kläranlage ohne weitergehende Stickstoffelimination und aus 3 unterschiedlichen Onsite-Verfahren zur weitergehenden Stickstoffelimination. Die Emissionen werden als Anteil der eliminierten Stickstofffracht berechnet und liegen zwischen 0,0 und 4,4 % für zwei und zwischen 0,05 und 21,0 % für das dritte der Onsite-Verfahren. Die zentrale Kläranlage liegt mit 0,02 bis 0,04 % deutlich darunter. Würde die Zulauffracht als Bezugsgröße genommen, wären die EFs geringfügig kleiner.
- ▶ Brannon et al. (2017) interpretieren ihre Ergebnisse so, dass Klärprozesse, die für die Entfernung von N ausgelegt sind, höhere N₂O-Emissionen aufweisen können als konventionelle Klärprozesse ohne N-Entfernung. Grundsätzlich entstehen die meisten N₂O-Emissionen in der belüfteten und in der post-anoxischen Zone. Die Autoren verweisen darauf, dass andere Untersuchungen zu N₂O -Emission von Kläranlagen ohne weitergehende Stickstoffelimination (Diaz-Valbuena, 2011: 5 mg/EW/d) noch geringere N₂O-Emissionen aufweisen als sie es selbst in ihrer Studie mit einer mittleren N₂O-Emission aus den untersuchten Klärprozessen von 60 mg/EW/d ermitteln. (Brannon et al. 2017)
- ▶ Leverenz et al. (2010) haben 8 Klärgrubensysteme untersucht. Die mittleren Emissionen (Gesamtsystem, gemessen in der Entlüftung) liegen bei 0,2 g N₂O/(EW*d). Zulaufdaten werden mit 84 bis 1.345 L/(EW*d) und 660 mg CSB/L angegeben. Während die Methanproduktion nach Leverenz et al. (2010) im Wesentlichen in anaeroben Reaktionen im Schlamm stattfindet, emittieren CO₂ und N₂O wesentlich aus dem Versickerungssystem.

- ▶ Schouten et al. (2013a) und Schouten et al. (2013b) beschreiben Ergebnisse aus Untersuchungen in Melbourne. Die Messungen erfolgten an unterschiedlichen Anlagen und verschiedenen Verfahrensstufen sowie zu unterschiedlichen Jahreszeiten (Herbst und Winter). Die Emissionen werden als Emissionsfaktor (EF) auf die Zuflussfrachten von CSB und N_{ges} normiert. N_2O -EF: 0,1 %; 0 %; 2,1 und 0. Zusätzliche Messungen an der Sewer Mining Anlage (Site C) ergaben Emissionsfaktoren von N_2O -EF: 1,8 %
- ▶ In Kampschreur et al. (2009) findet sich eine umfangreiche Literaturlauswertung zu Lachgasemissionen auf Kläranlagen. Die Emissionswerte variieren bezogen auf die Zulaufkraft zwischen 0-95 % (Untersuchungen im Labormaßstab) und 0-14,6 % (Untersuchungen auf der Anlage). Kampschreur et al. (2009) haben die Entstehung von Lachgasemissionen auf Kläranlagen untersucht. Demnach findet die Emission vorwiegend in der Belebungsstufe und hier überwiegend in der belüfteten Zone statt. Unklar ist aber, ob Nitrifikanten oder Denitrifikanten die Hauptquelle für diese Emissionen sind. Es ist offen, ob N_2O tatsächlich in der belüfteten Zone produziert wird oder lediglich aufgrund der Belüftung hier ausgasst, während es schon in der anoxischen Zone entsteht. Als wesentliche Einflussfaktoren werden gesehen
 - eine geringe Sauerstoffkonzentration in der Belebungsstufe
 - steigende Nitritkonzentrationen in der Nitri-/Deni-Stufe und
 - ein niedriges CSB/N-Verhältnis in der Deni-Stufe.
- ▶ In der Studie wird außerdem darauf hingewiesen, dass aufgrund der hohen Löslichkeit von N_2O in Wasser eine Ausgasung eher langsam erfolgt. Damit kann N_2O mit dem Ablauf der Kläranlage in das Gewässer verlagert werden und erst hier emittieren.
- ▶ Parravicini et al. (2016) simulieren die THG-Emissionen an zwei unterschiedlichen Modellkläranlagen. Grundsätzlich finden in beiden Fällen sowohl in der Belebungsstufe als auch nach dem Ablauf der Nachklärung, im Gewässer, N_2O -Emissionen statt. Außerdem wird ein direkter Zusammenhang zwischen der Effektivität der TN-Elimination und der Höhe der N_2O -Emission der Kläranlagen gefunden. Das Modell geht davon aus, dass bei einer 77 %igen TN-Elimination etwa 0,75 % des TN-Zulaufs als N_2O emittiert werden. Dieser Faktor wird mit steigender TN-Elimination in der Belebungsstufe (92 %) auf 0,05 % reduziert. Für die Ausgasung im Vorfluter ist im Modell darüber hinaus ein N_2O -EF von 0,5 % des TN im Ablauf von Kläranlagen vorgesehen.

Grundsätzlich sind die Publikationen aufgrund der Skalierung und der geografischen und damit klimatischen Verortung nicht direkt auf die hier vorliegende Fragestellung übertragbar, sie bieten aber gute Anhaltspunkte für erwartbare Größenordnungen.

Biologische Kleinkläranlagen sind in diesem Sinne wie aerobe Kläranlagen ohne weitergehende Stickstoffelimination zu betrachten. Damit bewegen sich die Lachgasemissionen im unteren Bereich der Literaturangaben.

Unter Zugrundelegung der oben beschriebenen Literatur wird der N_2O -EF für aerobe Kleinkläranlagen hier mit 1 % der Zulaufkraft angesetzt. Im DWA-Arbeitsblatt A 131 zur

Bemessung von einstufigen Kläranlagen wird die einwohnerspezifische TKN²⁰-Zulaufkraft mit 11 g TKN/EW/d angegeben. Daraus ergibt sich die Emission mit 0,11 g N₂O/EW/d.

A.6.7 These 6: Auf Basis von Erkenntnissen zu mittleren Bodentemperaturen in Deutschland wird der MCF aus These 3 auf 0,167 korrigiert.

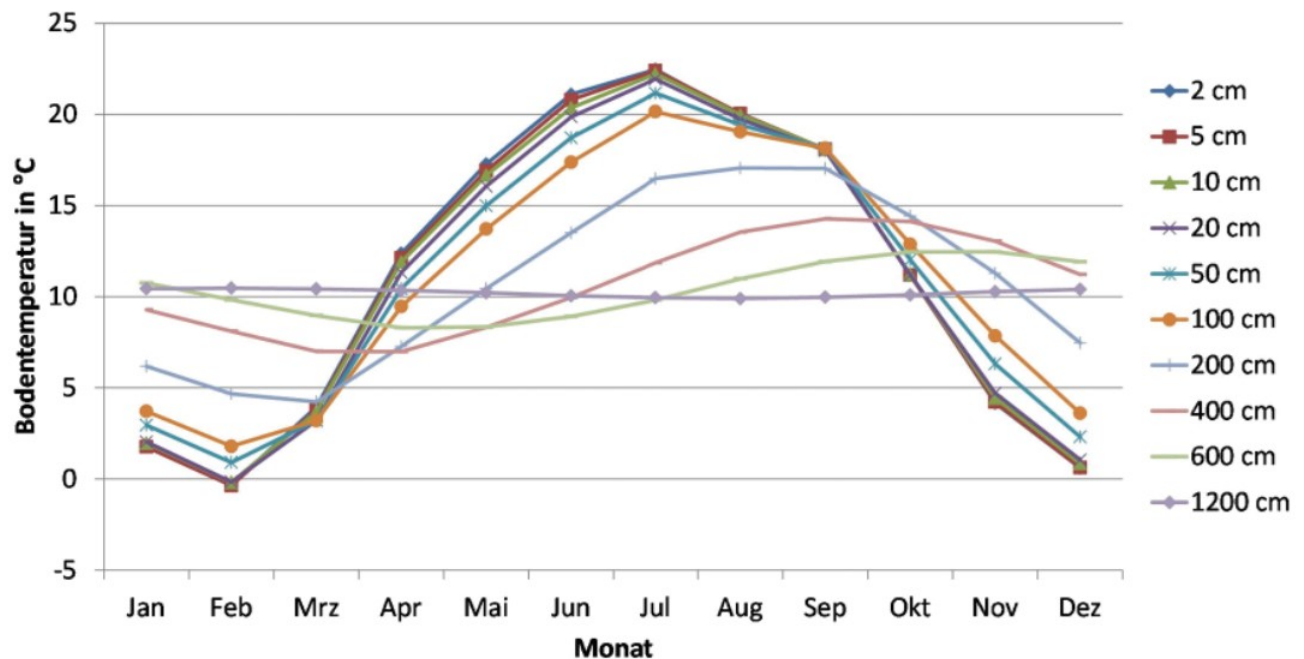
Hintergrund

Gemäß (IPCC GUIDELINES 2006, Volume 5, Chapter 6.2.2.2, Table 6.3) findet bei Bodentemperaturen < 15 °C keine signifikante Umsetzung von organischen Inhaltsstoffen zu CH₄ statt.

Von Böhme und Böttcher (2011) wurden Messreihen zur Bodentemperatur bis in 12 m Tiefe und der Lufttemperaturreihe der Säkularstation Potsdam ausgewertet. Das 1200 m² große Messfeld liegt dabei 600 m außerhalb der bebauten Zone am Rande eines ausgedehnten Waldgebietes auf 81 m Höhe auf dem Telegraphenberg südwestlich von Potsdam (LEHMANN & KALB, 1993 in Böhme und Böttcher, 2011). In Abbildung 24 ist der Verlauf der Bodentemperaturen in verschiedenen Tiefen im Jahr 2005 im Jahresgang dargestellt.

Für Kleinkläranlagen sind Tiefen bis maximal 2 Meter maßgebend. Der Abbildung zufolge lagen im Jahr 2005 für die Säkularstation die Temperaturen in der maßgeblichen Tiefe in den Monaten Mai bis Oktober über der Temperatur von 15°C.

Abbildung 24: Zeitliche Verlauf der Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen im Jahr 2005 als Beispiel für den generellen Gang der Bodentemperaturen in verschiedenen Tiefen (Böhme und Böttcher, 2011)

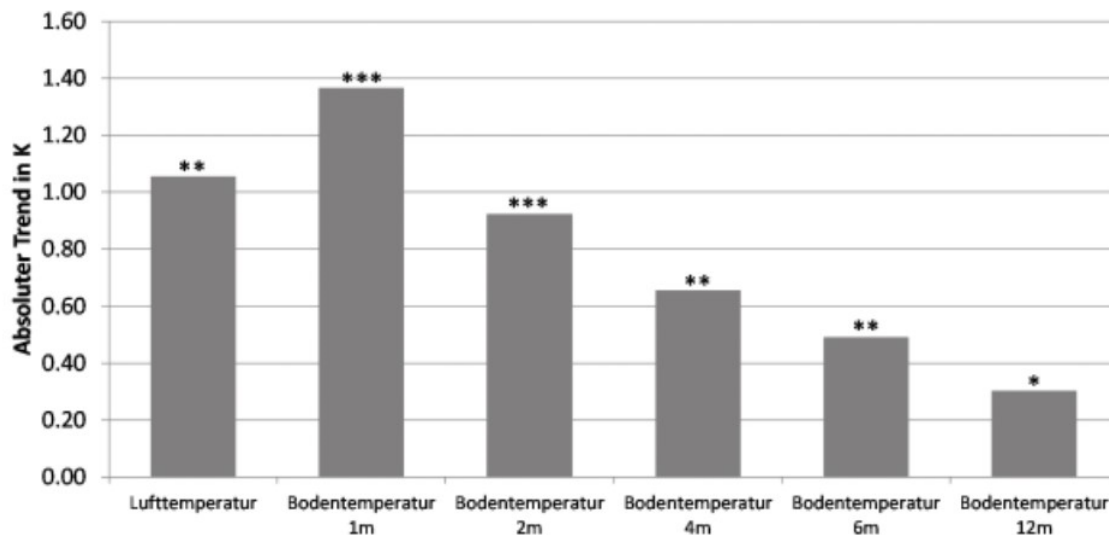


In der Studie wurde untersucht, inwieweit sich die Lufttemperatur in Potsdam über das letzte Jahrhundert verändert hat und ob sich der Klimawandel auch bereits im Boden in tieferen Schichten widerspiegelt (Böhme und Böttcher, 2011).

Die absoluten Trends der Dekadenmittel von 1898 bis 2007 sind in Abbildung 25 dargestellt.

²⁰ TKN Total Kjeldahl Stickstoff = N_{org} + NH₄-N

Abbildung 25: Absolute Trends der Dekaden-Jahresmittel der Lufttemperatur und der Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen von 1898 bis 2007



(* = signifikant; ** = sehr signifikant; *** = hochsignifikant)

Quelle: Böhme und Böttcher, 2011

Die Zahlen geben Hinweise, dass die Bodentemperatur mit dem klimawandelbedingten Anstieg der Lufttemperatur signifikant angestiegen ist.

Einordnung

Das hier betrachtete Messfeld liegt außerhalb von bebautem Gebiet in der Nähe von Potsdam am Waldrand. Gebiete, in denen KKA betrieben werden sind eher ländlich geprägt. Der Standort ist näherungsweise übertragbar.

Der betrachtete Zeitraum endet 2007. Seitdem ist die Lufttemperatur (und damit auch die Bodentemperatur) weiter gestiegen. Für Potsdam lag die Jahresmitteltemperatur in der Referenzperiode 1961-1990 zwischen 8,1-9,0 °C. Bereits im Jahr 2007 (Referenzjahr der Bodentemperaturanalyse von Böhme und Böttcher (2011)) lag die Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 10,1 und 11,0°C und seit 2018 bei >11,0°C.

Potsdam ist nicht repräsentativ für Deutschland, kann aber für die ländlichen Gebiete in Brandenburg herangezogen werden. Der DWD bietet aktuelle Messungen zur Bodentemperatur an unterschiedlichen Standorten in Deutschland an²¹. Die Bodentemperatur ist abhängig von Parametern wie im Boden ablaufenden chemischen, physikalischen und biologischen Reaktionen, der Vegetation, der Strahlungsenergie, Niederschlägen und Verdunstungsprozessen. Karten liefern Hinweise, dass die Bodentemperatur im Südwesten und Westen höher ist als im Norden und Osten²².

Damit kann der MCF von 0,2 aus These 3 folgendermaßen zu $MCF_{\text{korrt}} = 0,167$ korrigiert werden:

²¹ <https://isabel.dwd.de/DE/leistungen/bodentemperatur/bodentemperatur.html>

²² https://www.dwd.de/DE/fachnutzer/landwirtschaft/dokumentationen/isabel/bodentemperatur_dokumentation.html

Formel 3:

MCF unter Berücksichtigung der Bodentemperaturen mit MCF = 0,2 aus These 3

$$MCF_{\text{korr}} = \frac{[0,2 \times 8 \text{ Monate } (> 15^{\circ}\text{C}) + 0,1 \times 4 \text{ Monate } (< 15^{\circ}\text{C})]}{12} = 0,167$$

A.6.8 Berechnung aus den Thesen 1 bis 6 und Abschätzung der Jahresemissionen von CH₄ und N₂O aus aeroben Kleinkläranlagen in Deutschland

Methan

Berechnung der CH₄-Emissionen aus aeroben Kleinkläranlagen:

Im dritten Schritt der IPCC Richtlinie werden die CH₄-Emissionen aus häuslichem Abwasser ermittelt (IPCC GUIDELINES 2006, Volume 5, Chapter 6.2.2.3, Equation 6.1) (vgl. Formel 4)

Formel 4:

CH₄-Emissionen gemäß IPCC (2006) mit EW-spezifischem BSB aus These 4 und MCF_{korr} aus Formel 3

$$CH_4 \text{ Emissions} = [\sum_{i,j} (U_i \times T_{i,j} \times EF_j)] (TOW - S) - R$$

mit

CH₄ Emissions = CH₄ emissions in inventory year, kg CH₄/year

TOW = total organics in wastewater in inventory year, kg BOD/year (vgl. Formel 1)

EF_j = emission factor, kg CH₄ / kg BOD (vgl. Formel 2)

S = organic component removed as sludge in inventory year, kg BOD/yr

U_i = fraction of population in income group i in inventory year, See Table 6.5.

T_{i,j} = degree of utilisation of treatment/discharge pathway or system, j, for each income group fraction i in inventory year, See Table 6.5.

I = income group: rural, urban high income and urban low income

J = each treatment/discharge pathway or system

R = amount of CH₄ recovered in inventory year, kg CH₄/yr

$$TOW = P \times BOD \times 0.001 \times I \times 365$$

$$= 1 \times 87,5 \times 0,001 \times 365$$

$$= 31,938 \text{ kg CH}_4/\text{EW/a}$$

$$EF_j = B_o \times MCF_j$$

$$= 0,6 \text{ kg CH}_4/\text{kg BSB}_5 \times 0,167$$

$$= 0,1002 \text{ kg CH}_4/\text{kg BSB}_5$$

$$CH_4 \text{ Emissions} = EF \times TOW$$

$$= 0,1002 \frac{\text{kg CH}_4}{\text{kg BSB}_5} \times 31,938 \frac{\text{kg CH}_4}{\text{EW}} / \text{a}$$

$$= 3,2 \text{ kg CH}_4/\text{EW/a}$$

$$2,75 \text{ Mio. EW} \times 3,2 \text{ kg CH}_4/\text{EW/a} \times 10^{-3} = 8.800 \text{ Mg CH}_4/\text{a}$$

entspricht bei Faktor 25 = 220.009 Mg CO₂eq/a

Lachgas

Berechnung der N₂O-Emissionen aus aeroben Kleinkläranlagen

$$11 \text{ g/EW/d} \times 1\% = 0,11 \text{ g N}_2\text{O/EW/d}$$

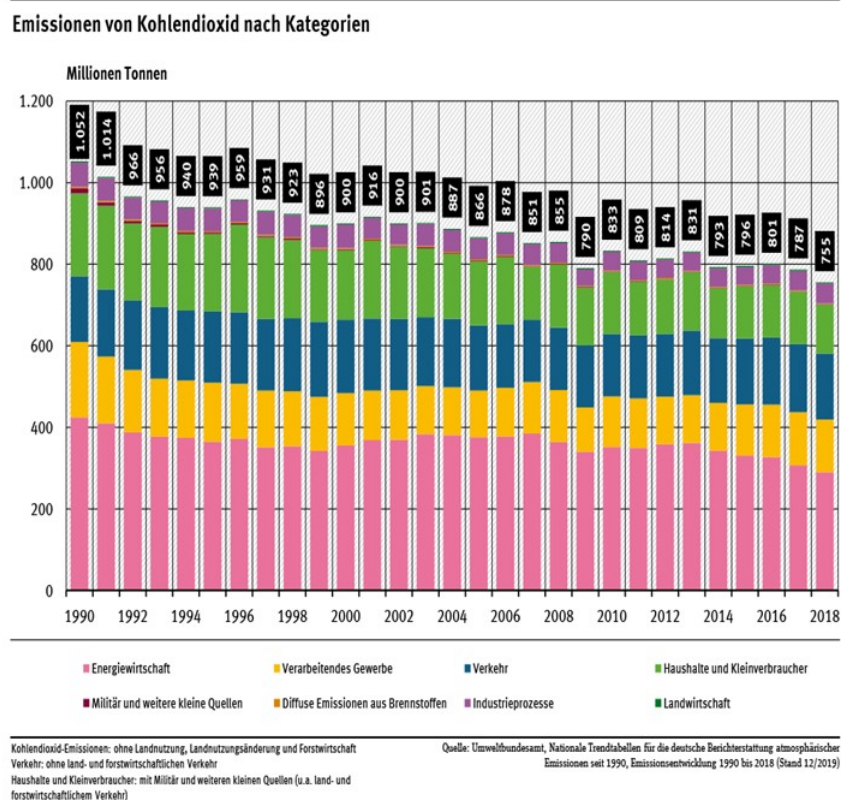
$$2,75 \text{ Mio. EW} \times 0,11 \text{ g N}_2\text{O/EW/d} \times 365 \text{ d} \times 10^{-6} = 110,41 \text{ Mg N}_2\text{O/a}$$

entspricht bei Faktor 298 = 32.903 Mg CO₂eq/a

Emissionen aus Kleinkläranlagen in CO₂-Äquivalenten und Einordnung in die Gesamtemissionen.

$$220.009 + 32.903 = 252.912 \text{ Mg CO}_2\text{eq/a}$$

Abbildung 26: Kohlendioxid-Emissionen nach Kategorien



Quelle: Umweltbundesamt, Stand 12/2019

Bei einer Gesamtemission in Deutschland von derzeit etwa 755 Mio. Tonnen CO₂ (Abbildung 26), entsprechen die hier errechneten 0,253 Mio. Tonnen CO₂ aus Kleinkläranlagen 0,034 % der Gesamtemissionen.

A.6.9 These 7: Es liegen keine Messungen zu THG-Emissionen aus aeroben Kleinkläranlagen vor. Für eine genauere Einschätzung muss ein Messprogramm durchgeführt werden, dass die als relevant identifizierten Parameter berücksichtigt

Hintergrund

Bei der Reinigung des Abwassers sowohl durch Kleinkläranlagen als auch durch kommunale Kläranlagen entstehen zum Teil klimaschädliche Gase. Während des Abbauprozesses entwickeln sich durch die Mikroorganismen Stoffwechselprodukte wie Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) oder Methan (CH₄). Entweicht bspw. Lachgas aus zentralen Kläranlagen in die Atmosphäre, ist es um das 298fache klimaschädlicher als das Treibhausgas CO₂. Lachgas kann im Gegensatz zu Methan nicht weiterverwendet werden und ist somit ein Abfallprodukt.

Bisher wurde noch nicht messtechnisch untersucht, unter welchen Bedingungen in KKA Treibhausgase entstehen und wie hoch die Menge/Konzentration der emittierten Gase tatsächlich ist. Derzeit werden nur für die Abwassersammelgruben CH₄-Emissionen separat berechnet und über sie berichtet (siehe deutsche Inventarberichterstattung (NIR)), gemessen wurde auch hier bisher nicht.

Aktuell gibt es keine standardisierte Messtechnik und -methodik für die Bestimmung der Emissionen. Zurzeit werden daher, im Rahmen eines Messprogrammes, folgende Untersuchungen eingeplant:

- ▶ Auswertung inhaltlich verwandter Messprojekte; Eruierung von Schnittstellen (Vergleichbarkeit der Daten)
- ▶ Qualitative und quantitative Analysen der entstehenden Gase in Abhängigkeit von der Verfahrenstechnologie, den Betriebsphasen einer KKA und deren Abwasserparameter
- ▶ Betrachtung begleitender Parameter wie bspw. Bodentemperatur, Lufttemperatur, Tageszulauffrachten

Die erhaltenen Messergebnisse sollen genutzt werden

- ▶ zum Vergleich mit den rechnerisch ermittelten CH₄- und N₂O- Emissionen aus KKA,
- ▶ zur Abschätzung der Jahresemissionen von CH₄, N₂O und NH₃ aus aeroben Kleinkläranlagen in Deutschland,
- ▶ zur Bestimmung des MCF (siehe These 3).

A.6.10 Quellen

IPCC Guidelines (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds), Published: IGES, Japan (2006)

IPCC (2007): Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri, and A. Reisinger (eds.)], IPCC, Geneva, Switzerland

Lepilova, A.; Lange, A.; Gieseler, D. (2018): Ermittlung eines gemittelten Methankonversionsfaktors für die Berechnung der Methanemissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben). Umweltbundesamt, Climate Change 05/2018 (unveröffentlicht)

Böhme, M.; Böttcher, F. (2011): Bodentemperaturen im Klimawandel - Auswertungen der Messreihe der Säkularstation Potsdam. In: Klimastatusbericht des DWD. Herausgeber und Verlag Deutscher Wetterdienst, Frankfurter Str. 135, 63067 Offenbach

DWD (2020)

https://www.dwd.de/DE/fachnutzer/landwirtschaft/dokumentationen/isabel/bodentemperatur_dokumentation.html

A.7 Teilnehmer des Online-Workshops

	Institution / Firma	Vorname, Name
1	BDZ Herstellervereinigung	Michael Müller, LKT GmbH
2	FH Potsdam / DWA FA KA-10	Prof. Dr.-Ing. Jens Nowak
3	FH Münster	Prof. Dr.-Ing. Jens Haberkamp
4	CEN WG 41	Bettina Schürmann
5	Deutsches Institut für Bautechnik Berlin	Stefan Hartstock
6	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW	Hans-Jürgen Fragemann
7	Prüfinstitut für Abwassertechnik GmbH	Martina Wermter
8	HTWK Leipzig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft	Tilo Sahlbach
9	Universität Leipzig	Dr. Sabine Lautenschläger
10	Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg	Dr. Andrea Straub
11	Umweltbundesamt	Stephan Schiller
12	Umweltbundesamt	Kai Kessler
13	Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe	Dr. Jutta Niederste-Hollenberg
14	Prüf- und Entwicklungsinstitut für Abwassertechnik an der RWTH Aachen e.V., Aachen	Patricia Khan
15	Bildungs- und Demonstrationszentrum Dezentrale Infrastruktur – BDZ e.V., Leipzig	Dr. Gabriele Stich
16	Bildungs- und Demonstrationszentrum Dezentrale Infrastruktur – BDZ e.V., Leipzig	Antje Lange

A.8 Protokoll des Online-Workshops

Zusammenfassung Online Workshop – 10.12.2020 REFOPLAN - FKZ 3719 41 599 0 „Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und Erarbeitung eines detaillierten Messkonzepts“		Seite –1 /4 zur Erledigung verantwortlich
---	--	---

Teilnehmer: s. Teilnehmerliste

Begrüßung und kurze Vorstellung des Projektes durch Frau Stich

Vorstellungsrunde der Teilnehmer

Präsentation der Thesen und Diskussion

- These 1
 - Zahl der KKA wird nicht zunehmen (Nowak, Fragemann, Straub); sondern eher zurückgehen, da mehr öffentlich angeschlossen wird (Reduzierung der KKA durch öffentlichen Anschluss)
 - aktuelle Zahlen aus den Lageberichten der Bundesländer noch einmal überprüfen (Bsp. BL Brandenburg: dezentraler Anschluss liegt nicht bei 23% sondern bei 11,5%, davon 8,4% aG und 3,1% KKA; aG wird auch zukünftig in Brandenburg noch Bestand haben; Zahlen für Thüringen sind viel zu niedrig (5% stimmt nicht))
 - Lageberichte mit den Informationen der Bundesländern abstimmen

Resümee: Erster Teil der These zutreffend, zweiter Teil nicht

- These 2
 - Kein Diskussionsbedarf (Anaerobe Anlagen sind i.d.R. nicht in der Lage die Anforderungen aus der AbwV einzuhalten)

Resümee: These stimmt

- These 3
 - Frage: Wo kommen die Daten aus der Tab. von IPCC her? Ist das auf unsere Verhältnisse übertragbar? Wird wirklich die Hälfte der Fracht in aG abgebaut?
 - Vorschlag Hr. Nowak: Ermittlung über CSB-Bilanz; Wieviel CSB wird abgebaut im Bereich der Methanbildung?
 - Literaturhinweis: Dissertation von Thomas Schälke, TU Dresden

Zusammenfassung Online Workshop – 10.12.2020 REFOPLAN - FKZ 3719 41 599 0 „Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und Erarbeitung eines detaillierten Messkonzepts“		Seite –2 /4 zur Erledigung verantwortlich
--	--	---

- Überprüfung der Septic Systems (MCF 0.5) im Thesenpapier Tab. 3; Septic Systems ist keine aG (d.h. MCF für aG muss unter 0.5 liegen)
- MCF für aG wird in D berücksichtigt; derzeit werden die Zahlen von DESTATIS verwendet; 3jährige Berichterstattung (Anzahl der angeschlossenen E an aG); in Abhängigkeit der Temperatur wird in D ein MCF von 0.173 verwendet; daraus werden die Emissionen aus aG berechnet

Resümee: These wird überarbeitet; MCF noch einmal überprüfen und bei Bedarf anpassen

- These 4
 - Bemessungsansatz in D für KA (und KKA) liegt bei 60g BSB5/EW/d
 - Abweichung von den üblichen Bemessungsansätzen, es fehlt eine plausible Erklärung
 - das würde bedeuten, das alle KKA in D falsch bemessen sind
 - Quellenangabe ist nicht plausibel (8 Anlagen in Kalifornien, mit einer anderen Abwasserzusammensetzung) → Werte können nicht für die These genutzt werden
 - es gibt derzeit keine vernünftigen Messungen zur Bestimmung des Zulaufwertes einer KKA (außer Studie von Prof. Londong, Weimar Frachtanfall bei Autobahnrastanlagen)

Resümee: These ist nicht zutreffend (Wert von 87,5g ist nicht korrekt, liegt viel niedriger; 60g sind zutreffend und gesetzlich auch verankert)

- These 5
 - bisher fehlen dazu weitere Untersuchungen (sollte in These mit aufgeführt werden)
 - die Angabe in der These entspricht den derzeit geltenden Vorgaben (aber es müssten mehr Untersuchungen dazu gemacht werden)
 - Entsteht überhaupt Lachgas bei KKA? Findet eine Nitri-/

Zusammenfassung Online Workshop – 10.12.2020 REFOPLAN - FKZ 3719 41 599 0 „Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und Erarbeitung eines detaillierten Messkonzepts“		Seite –3 /4 zur Erledigung verantwortlich
--	--	---

Denitrifikation überhaupt statt?

- Wie viele Anlagen gibt es derzeit in D mit Reinigungsstufe Denitrifikation? Werden die Anlagen dann auch richtig betrieben?
- es wird angenommen, dass die Anzahl an KKA mit Stickstoffelimination im Verhältnis zu der Gesamtanzahl sehr gering ist; es stellt sich daher die Frage: Wie groß ist der Anteil an Lachgasemissionen?
- bei KKA wird es eher eine „wilde“ Denitrifikation sein (Verfahrenstechnik spielt eine Rolle)
- Vorschlag: in Bayern sind mehr Anlagen mit D eingebaut (Behörden anfragen)
- Umfrage in der BDZ Herstellervereinigung wäre eine Möglichkeit oder direkt bei der Firma LKT (wie viele Anlagen sind mit Ablaufklasse D verbaut)
- Projekt in BaWü (Jutta)

Resümee: EM-Faktor wahrscheinlich deutlich unter 1% (eher unter 0.5%), da keine relevanten Lachgasemissionen zu erwarten sind

- These 6
 - Warum Bodentemperatur und nicht (Ab)Wassertemperaturen in KKA?
 - Einfluss von Wassertemperaturen auf die Abbauleistungen von KKA (es gibt hierzu einige Studien (PIA, Straub)) sind nicht unerheblich → PIA schickt Ergebnisse
 - Übertragbar der Wassertemperatur (Reaktortemperatur) auf Abbaurate und evtl. Korrelation mit der Bodentemperatur
 - Hinweis: Dissertation von Andrea Straub (siehe Bild 4.18 Ablaufwerte Ammonium für unterschiedliche Temperaturen)

Resümee: These wird angepasst (im Hinblick auf die Wassertemperatur); Was passiert grundsätzlich bei niedrigen Temperaturen?

- Berechnungen zu den Thesen 1 bis 6 werden angepasst

Zusammenfassung Online Workshop – 10.12.2020 REFOPLAN - FKZ 3719 41 599 0 „Ermittlung der Relevanz von Treibhausgas-Emissionen aus abflusslosen Gruben (Abwassersammelgruben) sowie aeroben und anaeroben Kleinkläranlagen und Erarbeitung eines detaillierten Messkonzepts“		Seite –4 /4 zur Erledigung verantwortlich
--	--	---

• These 7

- Projekt TU Dresden, AKUT; Ermittlung von Methanemissionen; Publikationen vorhanden; Messung schwierig, Quantifizierung schwierig insbesondere an den KKA; Bestimmung Zu- und Abläufe notwendig
- Abwägung rechnerische Bilanzierung THG Emissionen/ Messungen THG Emission – Kosten / Nutzen Analyse notwendig
- Nutzereffekte (sehr unterschiedlich, sehr unterschiedlich im Zulauf!) ausschließen: Messungen an sehr vielen Anlagen notwendig; unterschiedliche Anlagentypen betrachten; paar 100 Anlagen; Zulaufmessung notwendig
- Abdichtung der gesamten Anlage notwendig; ist gleichbedeutend mit einem Eingriff in die Anlage
- PIA hat Erfahrungen, dass auch die Betrachtung weniger Anlagen ausreichend ist (12 Anlagen, Messungen Explosionsschutz)
- Standardisierung möglich? BDZ geeignet; Abwasser von 10.000 EW, unterschiedliche Verfahren, Aufkonzentration des Abwassers möglich
- Messung von Zu- und Ablaufkonzentrationen an vielen Anlagen: sehr wünschenswert seitens der Fachwelt
- Rechnerische Ermittlung ebenso nicht eindeutig, da auch hier Zulaufkonzentrationen nicht bekannt sind

Resümee: Abwägung, ob rechnerische Ermittlung aus vorliegenden Ergebnissen oder Messungen