

Inhaltsverzeichnis

1.9	Umweltwirkungen	3
1.9.1	Nährstoffe	4
1.9.2	Gasförmige Emissionen	5
1.9.2.1	Emissionen der Biogaserzeugung	5
1.9.2.2	Emissionen der Nutzung von Biogas als Brennstoff	14
1.9.3	Schadstoffe	20
1.9.3.1	Schwermetalle	20
1.9.3.2	Organische Schadstoffe	24
1.9.4	Kunststoffe	29
1.9.5	Aspekte der Hygiene	33
1.9.5.1	Einführung	33
1.9.5.2	Tierisches Nebenprodukterecht	33
1.9.5.3	Phyto- und Umwelthygiene	36
1.9.6	Energie und Klima	36
1.9.6.1	Energieaufwand und Energieeffizienz	37
1.9.6.2	Treibhausgasbilanz	39
1.9.7	Auswirkungen auf Natur und Landschaft	43
1.9.7.1	Bau- und anlagenbedingte Auswirkungen	44
1.9.7.2	Betriebsbedingte Auswirkungen	47

Abkürzungsverzeichnis

A	Allokationsfaktor
Äq	Äquivalent
BHKW	Blockheizkraftwerk
BImSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BiomasseV	Biomasseverordnung
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
DüMV	Düngemittelverordnung
DüV	Düngeverordnung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
FM	Frischmasse
g	Gramm
GWP	Global Warming Potential
H ₂	Wasserstoff
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KEV	Kumulierter Energieverbrauch
kg	Kilogramm
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
kWh	Kilowattstunde
l	Liter
m ³	Kubikmeter
mg	Milligramm
MW	Megawatt
NawaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NH ₃	Ammoniak
oS	organische Substanz
oTS	organische Trockensubstanz
oTM	organische Trockenmasse
pH	negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration = Säuregrad
t	Tonne
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
THC	Total Hydrocarbons (gesamte Kohlenwasserstoffe)
THG	Treibhausgas
THP ₁₀₀	Treibhauspotential mit einem Zeithorizont von 100 Jahren
TM	Trockenmasse
TS	Trockensubstanz
WD	Wirtschaftsdünger

1.9 Umweltwirkungen

Claus Lindenblatt¹, Dr. Matthias Wendland², Robert Knöferl², Dr. Mathias Effenberger²; Gisela Winkler³; Gerald Ebertsch³, Lukas Stohr³, Titus Ebert², Mathias Hartel⁴, David Wilken⁵, Dr. Michael Lebuhn², Gerhard Suttner³, Harald Volz² (in der Reihenfolge der Unterkapitel). Gesamtkoordination und Abstimmung: Martina Reinwald³

Ziel von Biogasanlagen ist eine kontrollierte Zersetzung von organischen Einsatzstoffen mit möglichst hohem Ertrag an Biogas. Die Produktion von Biogas setzt in luftdichten Behältern unter bestimmten Bedingungen ein. Das entstandene Biogas kann zur Erzeugung von elektrischer Energie oder Wärme, als Kraftstoff für Fahrzeuge oder zur Einspeisung in ein Gasversorgungsnetz eingesetzt werden. Bei der Produktion von Biogas fällt neben dem Hauptprodukt Methan Gärrest an. Diese verbleibenden Gärreste lassen sich in der Landwirtschaft als Dünger einsetzen. Die in Biogasanlagen entstehenden Emissionen sind von der Prozessführung und den nachfolgenden Behandlungsstufen von Biogas und Gärrest abhängig.

Die folgende Abbildung gibt einen Überblick über die im Rahmen einer umfassenden ökologischen Betrachtung zu berücksichtigenden Faktoren.

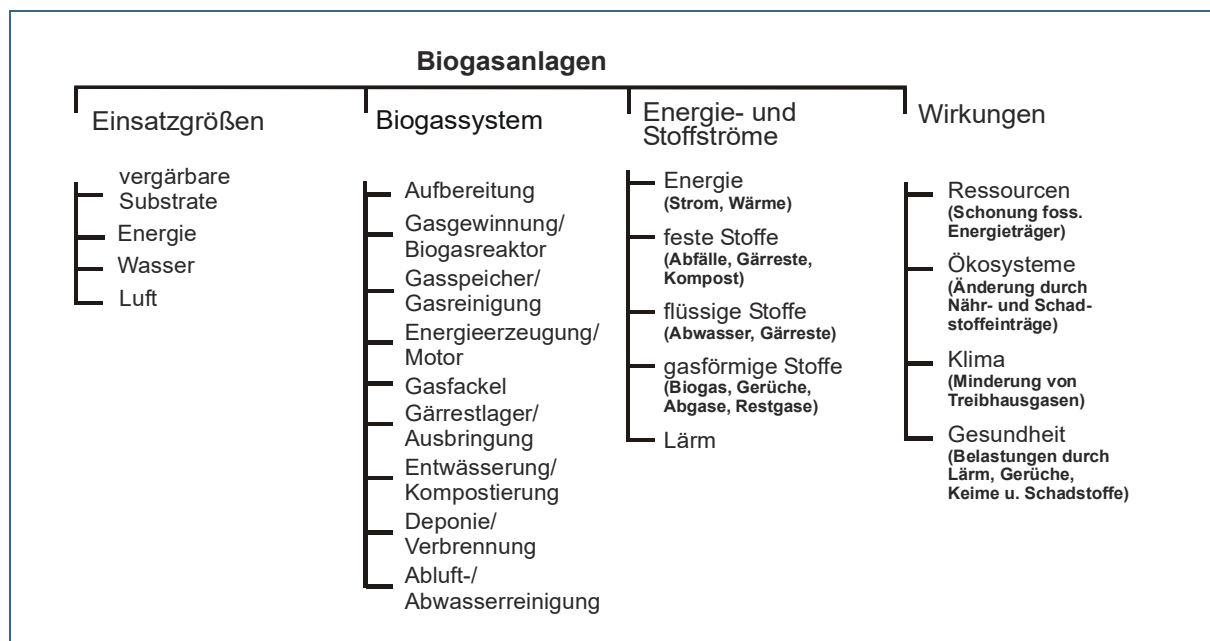


Abb. 1: Systematisierung von Biogasanlagen nach Einsatzgrößen, System, Energie- und Stoffströmen und Wirkungen

Mit dem Bau und Betrieb von Biogasanlagen sind diverse ökologische Auswirkungen verbunden. Positiv sind hier insbesondere Beiträge zum Klima- und Ressourcenschutz zu nennen. Negativ können sich insbesondere die Folgen des Anbaus von „nachwachsenden Rohstoffen“ auf Natur und Landschaft (siehe Kap. 1.9.6 und 1.9.7) sowie die mit dem Betrieb der Biogasanlagen verbundenen Emissionen auf z. B. Ökosysteme oder die Gesundheit auswirken.

Emissionen können sowohl mit dem gebildeten Gas (Luftpfad) entstehen, als auch von dem in verschiedenen Teilprozessen entstehenden Abwasser (Wasserpfad) sowie von den bei der Ausbringung oder Ablagerung der festen Rückstände entstehenden Stoffen (Feststoffpfad) ausgehen. Die Menge dieser Emissionen sowie deren physikalische und chemische Eigenschaften und die daraus resultie-

¹ Technische Universität München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, vormals Wassergüte und Abfallwirtschaft

² Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

³ Bayerisches Landesamt für Umwelt

⁴ Fachverband Biogas e. V.

⁵ BGK - Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V., vorher Fachverband Biogas e. V.

renden möglichen Schadwirkungen sind von den Einsatzstoffen und den jeweils angewandten Verfahren abhängig. Schließlich zählen zu den umweltbeeinflussenden Emissionen auch Geruch und Lärm, deren Auftreten und Ausmaß ebenfalls verfahrensabhängig sind.

Zur Vermeidung von Beeinträchtigungen, schädlichen Umwelteinwirkungen und Gesundheitsrisiken sowie um einen größtmöglichen Beitrag zum Klima- und Ressourcenschutz bzw. zur nachhaltigen Entwicklung der Energieversorgung zu leisten, sind eine Reihe von Gesetzen, Verordnungen und Richtlinien zu beachten. Daraus ergeben sich für die Genehmigung, für den Bau und den Betrieb von Biogasanlagen diverse Anforderungen, auf die ausführlich im Kapitel 2 eingegangen wird. Es ist davon auszugehen, dass bei einem ordnungsgemäßen Betrieb das Biogas energetisch genutzt wird, Emissionsbegrenzungen eingehalten werden und der Gärrest den für die Verwertung erforderlichen hygienischen und stofflichen Anforderungen entspricht.

In diesem Kapitel werden die Umweltwirkungen näher betrachtet. Dabei werden folgende Aspekte behandelt:

Kapitel 1.9.1: Nährstoffe

Kapitel 1.9.2: Gasförmige Emissionen

Kapitel 1.9.3: Schadstoffe

Kapitel 1.9.4: Kunststoffe

Kapitel 1.9.5: Aspekte der Hygiene

Kapitel 1.9.6: Energie und Klima

Kapitel 1.9.7: Auswirkungen auf Natur und Landschaft

1.9.1 Nährstoffe

Dr. Matthias Wendland¹, Robert Knöferl²

Die für die Biogaserzeugung geeigneten Substrate enthalten mehr oder weniger hohe Gehalte an wichtigen Pflanzennährstoffen (z. B. Stickstoff, Phosphor, Kalium). Eine ausführliche Zusammenstellung der Anhaltswerte findet sich in den Basisdaten der LfL unter www.lfl.bayern.de/basisdaten.

Da in Biogasanlagen verschiedene Substrate in unterschiedlichen Quantitäten und Qualitäten eingesetzt werden und die Abbauraten in Abhängigkeit von der Temperatur und der Verweildauer stark variieren, ist eine Abschätzung der Nährstoffgehalte in den Gärresten sehr schwierig. Es ist daher fachlich notwendig und rechtlich vorgeschrieben, die Nährstoffgehalte der Gärrückstände regelmäßig zu ermitteln. Während des Gärprozesses tritt eine Verminderung des Trockensubstanzgehaltes, aber so gut wie kein Nährstoffverlust ein. Allerdings kommt es zu Verschiebungen in der Nährstoffverfügbarkeit und Sedimentablagerungen, die Nährstoffe wie Phosphat enthalten. Organisch gebundener Stickstoff wird in schnell pflanzenverfügbares Ammonium umgewandelt. Dies erfordert einen zeit- und pflanzenbedarfsgerechten Einsatz, um Verlagerungen in den Untergrund zu vermeiden. Bei gleichzeitig zunehmendem pH-Wert steigt das Risiko der Ammoniakbildung und der Emissionen. Eine verlustarme, bodennahe Ausbringtechnik ist daher bei Gärresten besonders empfehlenswert und je nach Einsatzbereich bereits rechtlich vorgeschrieben. Grundsätze für die Düngung sind in Kapitel 2.2.7.1 näher beschrieben und mit der Düngeverordnung festgelegt.

Werden die Gärreste nicht selbst verwertet, sondern an Dritte abgegeben (in Verkehr gebracht), so ist dies rechtlich nur unter Beachtung der Düngemittelverordnung und der Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger möglich (siehe Kapitel 2.2.7.2).

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (in Ruhestand)

² Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

1.9.2 Gasförmige Emissionen

Dr. Mathias Effenberger¹; Gisela Winkler²; Gerald Ebertsch²; Lukas Stohr²

Gasförmige Emissionen treten sowohl bei der Erzeugung als auch bei der Verwertung von Biogas auf. Bei der Biogaserzeugung nehmen die Herkunft und Handhabung der Einsatzstoffe/Substrate und die Anlagentechnik Einfluss auf die entstehenden Emissionen. Die Anlagenteile zur Vergärung sowie zur Lagerung der Einsatzstoffe und Gärreste sind daher bautechnisch so auszuführen, dass die Freisetzung von Gasen minimiert wird. Die Emissionen von umweltwirksamen Stoffen mit dem Abgas von Verbrennungsmotoren, wie sie in den meisten Fällen für die Biogasverwertung zum Einsatz kommen, werden im Wesentlichen von der Biogaszusammensetzung, der Motoren- und Abgasbehandlungstechnik und dem Wartungszustand bestimmt.

Gasförmige Emissionen treten sowohl bei der Erzeugung als auch bei der Verwertung von Biogas auf. Bei der Biogaserzeugung nehmen die Herkunft und Handhabung der Einsatzstoffe/Substrate und die Anlagentechnik Einfluss auf die entstehenden Emissionen. Die Anlagenteile zur Vergärung sowie zur Lagerung der Einsatzstoffe und Gärreste sind daher bautechnisch so auszuführen, dass die Freisetzung von Gasen minimiert wird. Die Emissionen von umweltwirksamen Stoffen mit dem Abgas von Verbrennungsmotoren, wie sie in den meisten Fällen für die Biogasverwertung zum Einsatz kommen, werden im Wesentlichen von der Biogaszusammensetzung, der Motoren- und Abgasbehandlungstechnik und dem Wartungszustand bestimmt.

1.9.2.1 Emissionen der Biogaserzeugung

Entlang der Verfahrenskette der Biogaserzeugung können Emissionen auftreten, wie sie prinzipiell auch in Tierhaltungsbetrieben vorkommen. Allerdings gibt es Unterschiede in der Zusammensetzung der gasförmigen Emissionen und gegebenenfalls der Quellstärke.

In Bezug auf gasförmige Emissionen ist maßgeblich, ob unkontrollierte Emissionen aus der Gärstrecke oder dem Gärrestlager auftreten und wie die Düngung mit Gärrest erfolgt. Setzt ein Tierhaltungsbetrieb mit Biogasanlage nachwachsende Rohstoffe oder geruchsträchtige Einsatzstoffe (z. B. Bioabfälle) ein, kann hierdurch das Emissionsgeschehen stark beeinflusst und gegebenenfalls intensiviert werden.

Tab. 1 gibt einen Überblick der relevanten Emissionsquellen und Literaturangaben zur Einschätzung der Auswirkungen einer Biogasanlage auf das Emissionsgeschehen von Tierhaltungsbetrieben bei der Lagerung von Gärrest aus Gülle („vergorene Gülle“) bzw. „unvergorener“ Gülle jeweils im offenen Lagerbehälter.

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

² Bayerisches Landesamt für Umwelt

Tab. 1: Bewertung der möglichen Emissionen und Emissionsquellen von Tierhaltungsbetrieben mit versus ohne Biogaserzeugung (verändert nach Jäkel et al., 2000; Schulz & Eder, 2001).

Emissionen	Mögliche Emissionsquellen	Veränderung der Emissionen im Vergleich zum konventionellen Güllema-nagement	Bemerkungen
Geruch	<ul style="list-style-type: none"> - Anlieferung - Lagerung - Einbringung - Vorgrube - Gärbehälter - Gärrestlagerung - Ausbringung 	↑	<p>Geruchsemissionen aus Gülle werden durch den Abbau geruchsverursachender Substanzen während der Vergärung deutlich verringert.</p> <p>Geruchsemissionen auf Betriebsebene können jedoch durch Biogasproduktion zunehmen, wenn geruchsintensive Einsatzstoffe eingesetzt werden, die Anlagentechnik Mängel aufweist (z. B. Undichtigkeiten von Biogasmembranen), Betriebsstörungen auftreten oder Betriebsflächen nicht sauber gehalten werden.</p>
Ammoniak	<ul style="list-style-type: none"> (- Vorgrube) - Gärrestlagerung - Feststofflager - Gärrestaufbereitung - Ausbringung - separierte feste Gärreste 	↑	<p>Organische N-Verbindungen in der Gülle werden beim Gärprozess zu Ammonium-Stickstoff umgesetzt. Der Gärrest hat gegenüber Gülle einen höheren pH-Wert und (vorübergehend) eine höhere Temperatur, wodurch die Emissionsrate für Ammoniak steigt.</p> <p>Prinzipiell ist hierdurch auch das Emissionspotenzial bei der Gärrestdüngung erhöht. Dem entgegen wirken die bessere Fließfähigkeit und damit das raschere Einsickern vergorener Gülle in den Boden. Besonders relevant für erhöhte Ammoniakemissionen sind separierte, feste Gär-rückstände.</p> <p>Separierte feste Gärreste sollen möglichst abgedeckt gelagert werden. Flüssige Gärreste dürfen nicht in offenen Behältern gelagert werden. Die TA Luft 2021¹ sieht entsprechende Maßnahmen zur Emissionsminderung vor.</p> <p>Bei der Trocknung von Gärresten bei erhöhten Temperaturen wird der Großteil des ammoniakalischen Stickstoffs als Ammoniak freigesetzt. Die Abluft aus Anlagen zur Gärresttrocknung ist daher einer entsprechenden Reinigung mit Abscheidung von Ammoniak zu unterziehen. Die TA Luft 2021 enthält entsprechende Grenzwerte und Abscheideraten für Ammoniak bei Gärresttrocknungsanlagen.</p>

↓↓: deutliche Abnahme; ↓: tendenzielle Abnahme; ↑: tendenzielle Zunahme; ↑↑: deutliche Zunahme;
 *) Daten hierzu liegen nicht vor, Bewertung aufgrund der Rahmenbedingungen (siehe Bemerkungen).

¹ Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 18. August 2021 (GMBI 2021, S. 1050)

Emissionen	Mögliche Emissionsquellen	Veränderung der Emissionen im Vergleich zum konventionellen Güllema-nagement	Bemerkungen
Methan	(- Vorgrube/Feststoff-eintrag) - Gärbehälter - Gärrestlagerung - Gärrestaufbereitung - BHKW - Gasspeicher	↓↓	Methan ist besonders klimarelevant. Bei ausschließlicher Güllevergärung und ausreichendem Stabilisierungsgrad führt die Biogaserzeugung zu einer Minderung der Methanemissionen gegenüber dem konventionellen Güllema-nagement. Grundsätzlich müssen bei allen Anlagen die betrieblichen Methanemissionen beachtet werden, die unabhängig vom Substrat entstehen können. Um diese zusätzlichen Methanemissionen zu minimieren, sind Biogase-missionen an allen Stellen der Anlage weitestmöglich zu vermeiden. Die Anlagen sollen daher regelmäßig auf Gasleckagen (z. B. an Membranen oder Wellendurchführungen) geprüft werden. Außerdem muss das Ansprechen von Überdrucksicherungen im Regelbetrieb durch eine geeignete Anlagensteuerung zuverlässig vermieden werden. Motoren sind regelmäßig zu warten, um den Methanschlupf zu minimieren.
Luftgetragene Keime	- Vorgrube - Einbringung - Bioabfall-Sortier-vorrichtungen - Gärrestlagerung - Ausbringung	*)	Die Anzahl der Keime wird bei ordnungsgemäßem Anlagenbetrieb verringert, da die Vergärung an sich eine teilweise hygienisierende Wirkung hat (ungeachtet einer eventuellen zusätzlichen Hygienisierungsstufe). Eine Erhöhung der Emissionsrate ist nicht zu erwarten, sofern mit hygienisch bedenklichen Einsatzstoffen vor der Einbringung in die Vergärung sachgemäß umgegangen wird.
Lachgas	(- Vorgrube) - Gärrestlagerung (- Ausbringung)	↓↓	Lachgas ist besonders klimarelevant. Die Emissionsrate wird in der Regel reduziert. Bei Abdeckung des Gärrestlagers mit einer Schwimmschicht aus Stroh können die Lachgas-Emissionen allerdings erhöht sein. Dies entspricht jedoch nicht mehr dem Stand der Technik.

↓↓: deutliche Abnahme; ↓: tendenzielle Abnahme; ↑: tendenzielle Zunahme; ↑↑: deutliche Zunahme;
*) Daten hierzu liegen nicht vor, Bewertung aufgrund der Rahmenbedingungen (siehe Bemerkungen).

Durch eine geeignete Anlagentechnik und sorgfältige Betriebsweise können die Emissionen bei der Biogaserzeugung auf ein unvermeidliches Restniveau verringert werden (vergleiche Kapitel 2.2.2 Im-missionsschutz). Im Folgenden wird dazu näher auf die einzelnen relevanten Emissionsflüsse eingegangen.

Geruchstoffe

Zu den geruchsintensiven Stoffen in Biogasanlagen zählen vor allem Schwefelwasserstoff (H_2S), Ammoniak, niedermolekulare Aminoverbindungen, organische Säuren und Phenole. Gerüche sind oftmals Ursache von Belästigungen bzw. Auslöser von Beschwerden über Biogasanlagen. Einflüsse auf die Geruchssituation haben emissionsseitig vor allem die Auswahl und Lagerung der Einsatzstoffe, der technische Zustand der Anlage und das Betriebsmanagement. Immissionsseitig sind der Abstand zur Wohnbebauung, die lokalen Windverhältnisse und das Landschaftsrelief (Orografie) maßgeblich.

Abb. 2 zeigt die Geruchssituation in der Nachbarschaft einer Biogasanlage in Abhängigkeit von den tageszeitlich schwankenden Windverhältnissen. Bei nächtlicher Windstille wurden am Immissionsort regelmäßig deutlich erhöhte H_2S -Konzentrationen gemessen. In Verbindung mit einer Analyse der Betriebsparameter der Anlage wurden daraufhin Maßnahmen zur Emissionsminderung eingeleitet, u. a. der Austausch einer Biogasspeichermembrane.

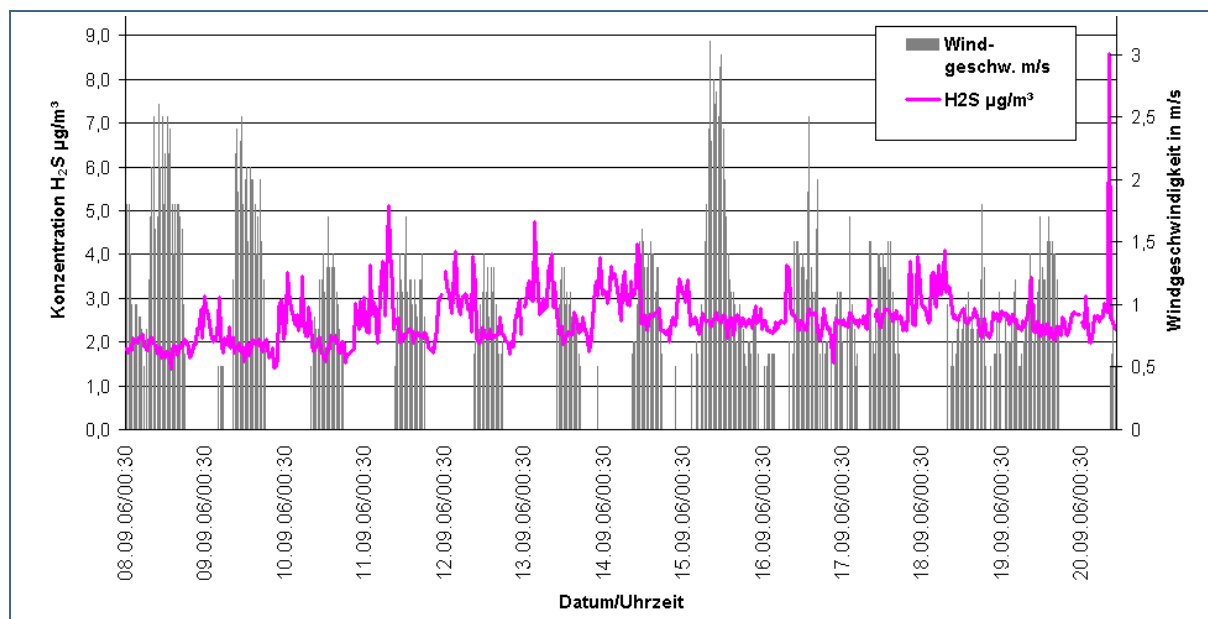


Abb. 2: Verlauf der Schwefelwasserstoffkonzentration am Immissionsort in ca. 500 m Entfernung zu einer Biogasanlage in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (Quelle: eigene Daten des Bayerischen Landesamtes für Umwelt).

Offene Einspülschächte zum Eintrag von Feststoffen können erhebliche Geruchsbelästigungen in der Nachbarschaft verursachen. Diese wurden in früheren Jahren an kleineren Biogasanlagen installiert, entsprechen jedoch keinesfalls mehr dem Stand der Technik und sind deshalb nicht zulässig.

Was die Geruchsbelastung infolge der Handhabung von Gülle insgesamt betrifft, so führt der Prozess der anaeroben Vergärung durch den Abbau geruchsbildender Substanzen zu einer deutlichen Verringerung der Geruchsemissionen um rund ein Drittel. Durch den Umgang mit sehr geruchsintensiven Einsatzstoffen (z. B. Fettabscheiderinhalte, Speiseabfälle, Schlachtabfälle, Bioabfälle) kann allerdings beim Betrieb einer Biogasanlage eine starke Geruchsbelästigung entstehen.

Fehler im Betriebsmanagement können einzelne starke Emissionsereignisse (z. B. Abblasen von Biogas) oder geringere, anhaltende Emissionsflüsse (z. B. Nachgärung im offenen Gärrestlager aufgrund unzureichender Aufenthaltszeit im Gärbehälter oder verschmutzte Siloflächen) verursachen. Gasfreisetzungen aus in die Gärbehälter integrierten oder separaten Gasspeichern sind durch regelmäßige Kontrolle der Anlagen auf Leckagen zu vermeiden.

Ammoniak

Ammoniak (NH_3) ist eine maßgebliche Geruchskomponente im Zusammenhang mit Anlagen zur Tierhaltung und Biogaserzeugung. Das stark stechend riechende, akut toxische Gas trägt zur Versauerung und Eutrophierung sowie indirekt zur globalen Erwärmung bei, da es nach Deposition im Boden

teilweise zu Lachgas umgesetzt wird. Ammoniak steht in wässriger Lösung im Protolyse-Gleichgewicht mit Ammonium (NH_4^+), welches aus dem anaeroben biologischen Abbau organischer Stickstoffverbindungen gebildet wird.

Bei der Fermentation von Gülle in einer Biogasanlage wird der Abbau organischer Substanzen gezielt gefördert, so dass ein höherer Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs mineralisiert wird und der Ammoniumgehalt in vergorener Gülle entsprechend höher ist als bei konventionell gelagerter Gülle. Gleichzeitig steigt durch den Abbau organischer Säuren und den Ammonium-Ammoniak-Puffer der pH-Wert im Zuge der Vergärung der Gülle um bis zu eine pH-Einheit an. Zudem ist die Lagertemperatur von Gärrest gegenüber Rohgülle aufgrund des Wärmeeintrags in der Biogasanlage tendenziell erhöht. Alle diese Faktoren wirken in Richtung einer verstärkten Freisetzung von Ammoniak bei der Lagerung von vergorener Gülle in einem offenen Behälter und bei deren Ausbringung als organischer Dünger. Werden zusätzlich stickstoffreiche Einsatzstoffe in der Biogasanlage eingesetzt, wird die Ammoniakfracht potenziell weiter erhöht.

Nachfolgende Abb. 3 zeigt die Ergebnisse von Emissionsmessungen an Lagerbehältern für vergorene und unvergorene Rinder- und Schweinegülle nach Wulf et al. (2003). Rindergülle bildete während der Lagerung eine Schwimmschicht aus, durch die sich im Vergleich zur Schweinegülle die Ammoniakemissionen deutlich verringerten. Ammoniakemissionen lassen sich bei der Lagerung insbesondere durch eine gasdichte Abdeckung des Gärrestlagers vollständig vermeiden – womit auch das im Zuge der Nachgärung gebildete Biogas erfasst und der Verwertung zugeführt werden kann. In offenen Gärrestlagern kann es hingegen trotz weitgehender Ausgärung zum windinduzierten Austrag von Ammoniak kommen. Deshalb sind Geruchs- und Ammoniakemissionen gemäß TA Luft 2021 unter anderem durch eine geeignete Abdeckung nach dem Stand der Technik zu minimieren.

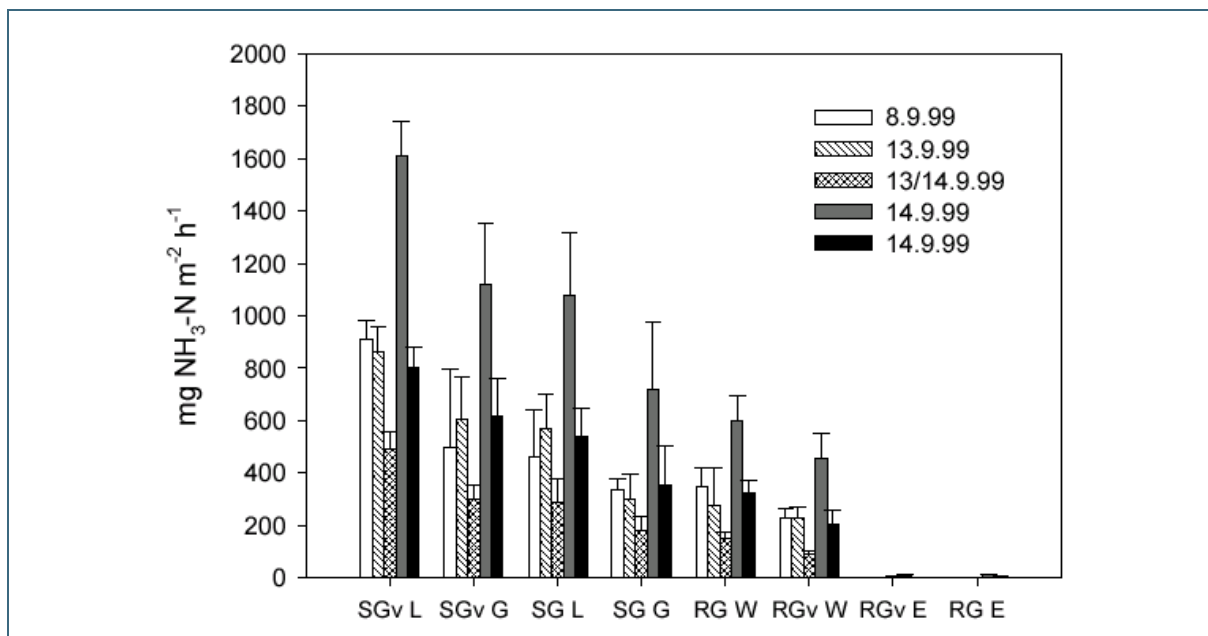


Abb. 3: Gemessene Ammoniak (NH_3)-Emissionsflüsse bei Lagerung von Rohgülle und Gärresten; dargestellt sind die Ergebnisse für einzelne Messtermine an verschiedenen Anlagen (L, G, W und E) mit unterschiedlichen Einsatzstoffen (SG: Schweinegülle; RG: Rindergülle; Index v: vergoren; Quelle: Wulf et al., 2003).

Besondere Bedeutung in Bezug auf Ammoniakemissionen hat die Ausbringung der Gärreste. Neben dem eigentlichen Ausbringverfahren wird die emittierte Ammoniakfracht noch von anderen Faktoren beeinflusst, insbesondere der Umgebungstemperatur, den Windverhältnissen, der Konsistenz des Gärrestes und der Verweilzeit bis zum Einarbeiten in den Boden (Abb. 4). Entsprechend müssen gemäß der novellierten Düngeverordnung (DüV) vom 26. Mai 2017 (zuletzt geändert am 10.08.2021) auf unbestelltem Ackerland organische und organisch-mineralische Düngemittel mit wesentlichen Gehalten an verfügbarem Stickstoff/Ammoniumstickstoff und einem Trockenmassegehalt von mindestens

2 % unverzüglich eingearbeitet werden, spätestens jedoch vier Stunden nach Beginn der Aufbringung (vergleiche § 6 Zusätzliche Vorgaben für die Anwendung von bestimmten Düngemitteln (DüV)) (BLE, 2018).

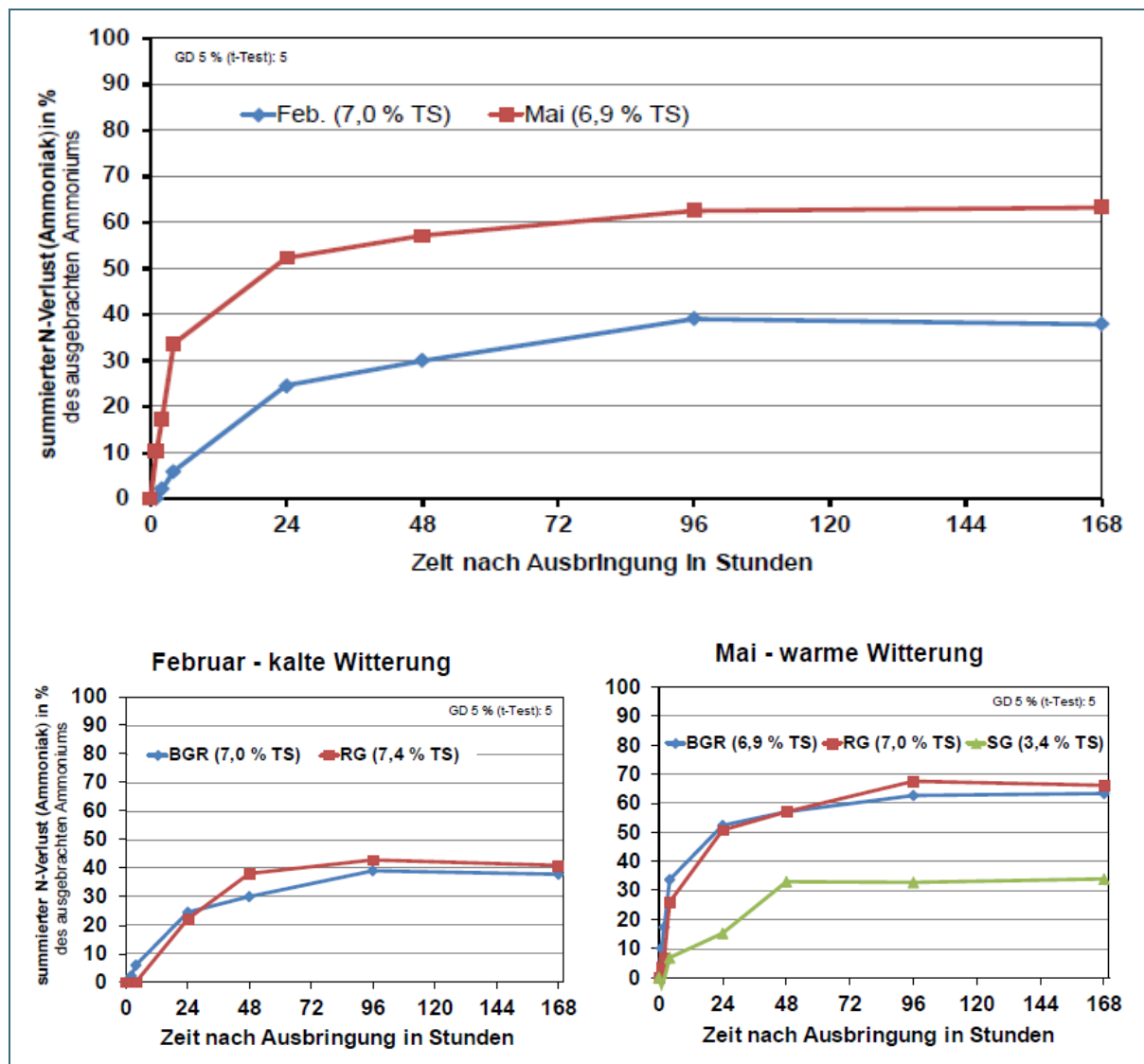


Abb. 4: Einfluss von Witterung und Düngerart auf die anteiligen Ammoniakemissionen nach der Ausbringung im Feldversuch auf Ackerflächen mit Breitverteiler; BGR: Biogas-Gärrest; RG: Rindergülle; SG: Schweinegülle; TS: Trockensubstanzgehalt (Quelle: Offenberger et al., 2016).

Ein in der Praxis unterschätztes Problem ist das Risiko von hohen Ammoniakemissionen bei der Separation von Gärresten aus Biogasanlagen. Hierfür werden meist Pressschneckenseparatoren verwendet, mit denen sich Ammoniumstickstoff aus der festen Phase nur geringfügig abtrennen lässt. In Versuchen im halbertechnischen Maßstab unter Freiluftbedingungen wurden bei der Lagerung der festen Phase separierter Gärreste als loser Haufen bereits nach 14 Tagen Verluste an Ammonium-N von rund 60 % und nach 47 Tagen von rund 80 % festgestellt (Lichti et al., 2016; vergleiche Abb. 5). Die Versuche deuten darauf hin, dass durch eine Minimierung der „offenen“ Lagerzeiten am Separator durch möglichst rasche Überführung der festen Phase in ein abgedecktes Lager die Ammoniakverluste signifikant gesenkt werden können. Bei Bioabfallvergärungsanlagen trägt auch die neue Bestimmung aus der TA Luft 2021 zur sogenannten „Aerobisierung“ (Belüftung) von festen Gärresten inklusive Abgasreinigung zur Ammoniakreduktion bei.

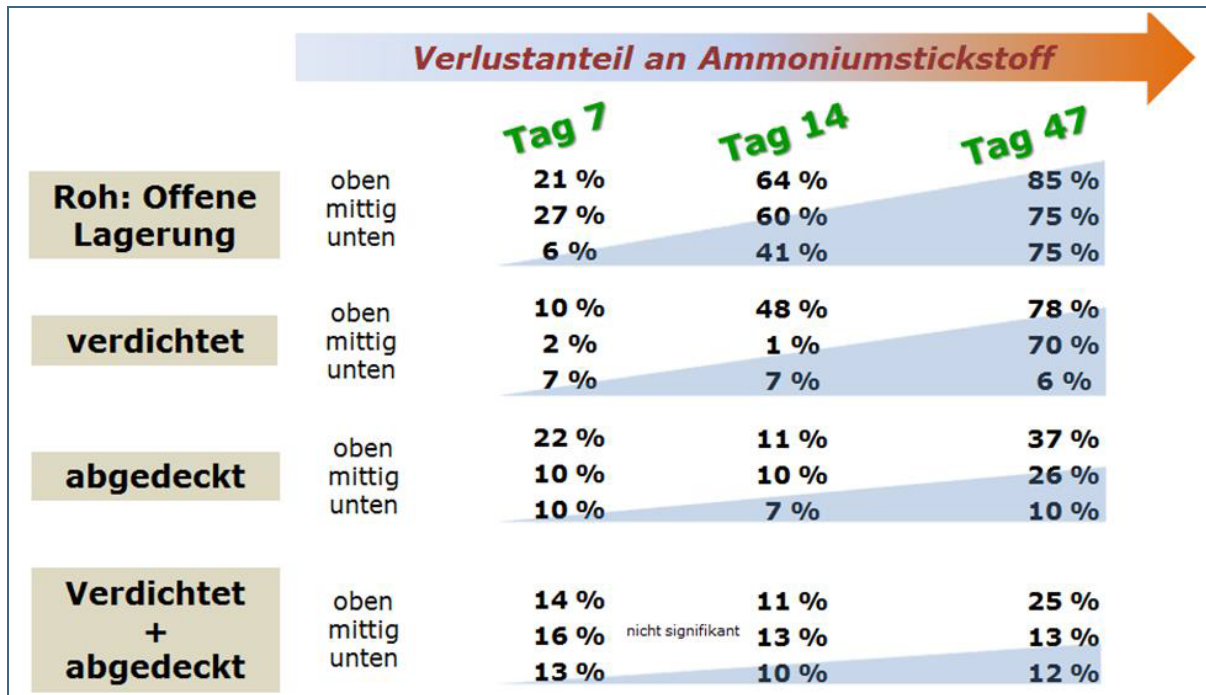


Abb. 5: Anteiliger Verlust von Ammonium-Stickstoff während der unterschiedlichen Lagerung der separierten festen Phase von Gärrest (Quelle: Lichti et al., 2016).

Methan

Methan (CH₄) ist nach Kohlenstoffdioxid das wichtigste anthropogene Treibhausgas. Sein relatives Erwärmungspotenzial (Global Warming Potential – GWP; auch CO₂-Äquivalent) im Vergleich zu CO₂ beträgt für den Zeithorizont von 100 Jahren ca. 28, für den Zeithorizont von 20 Jahren ca. 86. Ein wesentlicher Unterschied zu CO₂ in Bezug auf die Klimawirksamkeit ist die mit zwölf Jahren sehr kurze mittlere Verweilzeit von Methan in der Atmosphäre (IPCC, 2013).

Methan ist mit meist 50 - 55 % Volumenanteil (theoretisch maximal ca. 70 %) im Biogas enthalten und bildet darin den wesentlichen Energieträger. Am anaeroben Abbau von Kohlenstoffverbindungen in Biogasfermentern ist ein komplexes Netzwerk von Mikroorganismen beteiligt. Die Zusammensetzung und Produktionsrate des Biogases wird von den verwendeten Substraten und den verfahrenstechnischen Prozessparametern bestimmt (für weitergehende Erläuterungen dazu siehe Kapitel 1.3). Sind mehrere Gärbehälter hintereinandergeschaltet, so wird aus den einzelnen Reaktoren Biogas mit unterschiedlicher Produktionsrate und Zusammensetzung gebildet.

Während der Lagerung von nicht ausreichend vergorener Gülle können nennenswerte Restmengen an Methan gebildet werden und aus einem offenen Lagerbehälter entsprechend unkontrolliert in die Atmosphäre entweichen. Ein gewisses Maß an Biogasbildung ist auch bei der konventionellen Lagerung von Rohgülle unvermeidlich – außer in sehr kühlem Klima. Die offene Lagerung von vergorener Gülle schmälert somit den Effekt der Vermeidung von Methanemissionen durch das Güllemanagement mit Biogasanlage. Bei unvollständiger Vergärung nennenswerter Mengen an anderen Einsatzstoffen kann ein offenes Gärrestlager hingegen eine erhebliche zusätzliche Quelle für Methanemissionen sein (siehe unten). Deshalb entsprechen offene Gärrestlager nicht mehr dem Stand der Technik (vgl. TA Luft, Kap. 5.4.1.15 Buchstabe j, Kap. 5.4.8.6.2 Buchstabe k, Kap. 5.4.9.36 Buchstabe b).

Für die Verwertung wird das Biogas aus allen Gärbehältern und gegebenenfalls Gärrestlagern gesammelt und somit vermischt. Das gesammelte Biogas wird entfeuchtet, entschwefelt und gegebenenfalls zusätzlich über einen Aktivkohlefilter geleitet, ehe es dem Verwertungsaggregat (meist ein Gasmotor) als Verbrennungsgas zugeleitet wird (dort entstehende Emissionen werden im Abschnitt 1.9.2.2 behandelt).

Aus theoretischen Überlegungen und Messungen an Biogasanlagen in der Praxis konnte als Hauptemissionsquellen für Methan bei der Biogaserzeugung die offene/nicht gasdichte Lagerung der Gärreste identifiziert werden. Eine direkte und repräsentative Quantifizierung der Methanemissionen aus solchen Gärrestlagern ist methodisch äußerst schwierig. Liebetrau et al. (2012) legen hierzu Messwerte von sechs Anlagen vor und berechnen daraus anteilige Methanverluste in Bezug auf die Biogasproduktionsrate von 0,22 bis 10,3 % (Medianwert: 2,4 %).

In der Praxis erfolgt die indirekte Abschätzung der Methanverluste während der offenen Gärrestlagerung in der Regel auf Basis eines sogenannten Restgaspotenzialtests bei 20 °C in Laborfermentern. Im Rahmen von Untersuchungen an einer größeren Zahl von landwirtschaftlichen Biogasanlagen wurden Werte für das relative Restgaspotenzial (bei 20 - 22 °C) im Bereich von 0,8 bis 8,5 % für einstufige bzw. 0,1 bis 5,4 % für mehrstufige Anlagen ermittelt (FNR, 2009). Hieraus wurde abgeleitet, dass insbesondere bei Gesamtverweilzeiten im Fermentersystem von weniger als 100 Tagen eine gasdichte Abdeckung der Gärrestlager mit Gaserfassung notwendig ist, um klimarelevante Methanverluste zu vermeiden.

Die Ergebnisse wurden in der entsprechenden VDI-Richtlinie „Emissionsminderung Biogasanlagen in der Landwirtschaft – Vergärung von Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger“ (VDI 3475 Blatt 4) aufgegriffen, wo zur Vermeidung klimarelevanter Methanverluste bei bestehenden Anlagen eine Gesamtverweilzeit von mindestens 150 Tagen im gasdichten System empfohlen wird, ehe der Gärrest in ein offenes Lager übergeleitet wird – es sei denn, die Untersuchung des relativen Restmethanpotenzials bei 20 °C im Ablauf aus dem gasdichten System ergibt einen Wert unter 1,5 %. Im EEG wurde erstmals in der Fassung vom 21. Juli 2014 die Einhaltung einer Gesamtverweilzeit von mindestens 150 Tagen im gasdichten System vorgeschrieben, sofern nicht ausschließlich Gülle vergoren wird. Abweichend von der obengenannten Praxis gibt die aktuell gültige TA Luft in der Fassung vom 18. August 2021 (TA Luft 2021) vor, dass eine Gesamtverweilzeit von 150 Tagen unterschritten werden darf, wenn das relative Restmethanpotenzial gemessen bei 37 °C maximal 3,7 % beträgt oder überwiegend Gülle vergoren wird (anlagenspezifische Verweilzeit in Abhängigkeit des Gülleanteils).

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) (2013) ermittelte an 15 landwirtschaftlichen Biogasanlagen das Restmethanpotenzial im Gärrest auf Basis von Gärtests bei 20 °C und zusätzlich bei 40 °C. Die Ergebnisse zeigen insgesamt nur eine schwache Tendenz für geringere Restmethanpotenziale bei längerer Gesamtverweilzeit im Fermentersystem. Als wesentliche weitere Einflussfaktoren auf die Höhe des Restmethanpotenzials wurden die Anzahl der Gärstufen und die Prozesstemperatur identifiziert. Das Ergebnis eines Restmethanpotenzialtests bei 20 °C gibt zwar einen Hinweis auf das Risiko für erhöhte Methanemissionen aus offenen Gärrestlagern, erlaubt jedoch nicht die Ableitung der tatsächlich auftretenden Emissionsströme. Gleichzeitig lieferte ein Restmethanpotenzial bei 20 °C von etwa 1,5 % oder darüber für die untersuchte Stichprobe einen verlässlichen Hinweis auf ein erhebliches ungenutztes Methanbildungspotenzial im Gärrest. Dies zeigte sich darin, dass für die entsprechenden Proben im Restgaspotenzialtest bei 40 °C ein relatives Restmethanpotenzial von über 4 % ermittelt wurde. Ein Restgaspotenzialtest im mesophilen Temperaturbereich (gemäß TA Luft 2021 bei 37 °C) liefert somit einen Hinweis darauf, ob Maßnahmen zur Effizienzsteigerung der Gärstrecke sinnvoll sein können.

Ebertseder & Lichti (2015) kommen auf Basis der gründlichen statistischen Analyse von knapp 100 Restgaspotenzialtests ebenfalls zu dem Schluss, dass nur eine schwache Korrelation zwischen Gesamtverweilzeit und Restgaspotenzial besteht. In einem multiplen linearen Regressionsmodell wurde die Variation des Restgaspotenzials zu 63 % durch die drei Parameter σ_{TM} -Raumbelastung, σ_{TS} -Gehalt im Gärrest sowie Gülleanteil im Einsatzstoffmix erklärt. Beim Vergleich von im Feld gemessenen und aus Labortests abgeschätzten Methanverlusten wiederum beobachteten Liebetrau et al. (2012), dass der tatsächliche Methanverlust deutlich höher sein kann als der Erwartungswert aus dem Restmethanpotenzialtest. Ausschlaggebend für die Abweichungen dürfte vor allem der tatsächliche Temperaturverlauf im Gärrestlager sein.

Als Fazit dieser komplizierten Sachlage lässt sich festhalten, dass gegenüber dem konventionellen Güllemanagement ein Risiko für die Erhöhung der Methanemissionen durch die Biogaserzeugung aus

Gülle dann besteht, wenn (1) bei einem nennenswerten Anteil von anderen Einsatzstoffen die Ausgärung im Fermentersystem nicht vollständig ist oder (2) ausschließlich Gülle in einer einstufigen Biogasanlage unzureichend stabilisiert und anschließend offen gelagert wird. Fall 1 ist durch die bestehenden Vorschriften zur Gesamtverweilzeit bzw. den Anschluss des Gärrestlagers an die Gaserausfassung im Wesentlichen ausgeschlossen, Fall 2 hingegen nicht.

Nennenswerte Methanemissionen aus den Gärbehältern (= Fermentersystem) wurden bei Feldmessungen insbesondere dann festgestellt, wenn ein unsachgemäßer Eintrag von Substraten erfolgte: Wurden feste Substrate in einer offenen Vorstufe mit Rezirkulat angemischt, so waren die direkten Methanverluste aus dieser Vorstufe deutlich positiv korreliert mit dem Verhältnis des Vorstufenvolumens zum Gesamtvolumen des Fermentersystems (Schories et al., 2018). Wie Effenberger et al. (2019) feststellen, sind solche Verfahren mit einer zur Atmosphäre hin offenen Vorstufe (Hydrolysegrube) sowohl aus Sicht des Klimaschutzes als auch wegen der erheblichen Risiken hinsichtlich Immissions- und Arbeitsschutz nicht tolerierbar. Gemäß TA Luft 2021 ist deswegen Hydrolysegas sowohl bei „landwirtschaftlichen“ (5.4.1.25 TA Luft) als auch bei Bioabfall-Vergärungsanlagen (5.4.8.6.2 TA Luft) zu nutzen, soweit die Zusammensetzung nach dem Stand der Technik eine Verwertung ermöglicht.

Als besondere Emissionsquellen, welche in Einzelfällen das Emissionsgeschehen bestimmten, wurden das Freifallen des Tauchrohres beim Feststoffeintrag, unentdeckte Leckagen an einzelnen Bauteilen oder Überdrucksicherungen identifiziert (Liebetau et al. 2012).

Bioaerosole

Die Gülle von Nutztieren aus der Landwirtschaft enthält hygienisch relevante Bakterien wie Coliforme, Salmonellen, Leptospiren, Mykobakterien, Chlamydien und andere Keime (vergleiche Kapitel 1.9.4). Bioaerosole können aus offenen Lagerbehältern für Gülle und flüssige Gärsubstrate im Zuge von starken Regenereignissen freigesetzt werden oder wenn in nennenswertem Umfang Gasblasen an der Flüssigkeitsoberfläche gebildet werden und platzen (Mirskaya & Agranovski, 2018): ein weiteres Argument für die Abdeckung der Behälter.

Der Gärprozess entfaltet generell eine inaktivierende Wirkung auf pathogene Keime, so dass offene Gärrestlager in jedem Fall ein geringeres Risiko für den Austrag von Bioaerosolen bergen als offene Güllelager. Biogasanlagen, in denen Einsatzstoffe nach der Bioabfallverordnung eingesetzt werden, müssen eine Verringerung der Konzentration von Indikatorkeimen im Gärrest gegenüber dem Eingangssubstrat um mindestens vier Zehnerpotenzen nachweisen (vergleiche Kapitel 2.2.3.4).

In Messungen an zwei geschlossenen Bioabfallvergärungsanlagen (Durchsatz 10.000 - 15.000 t/a) wurden in der Regel ab einer Entfernung von 200 m keine über die Hintergrundwerte hinausgehenden Konzentrationen von Bioaerosolen in der Luft gemessen (zitiert in Tesseraux, LfU-Fachtagung am 25.10.2006). Zu einer erhöhten Luftkeimkonzentration könnte es nach bisherigen Erkenntnissen nur im Eintragsbereich (Sortiereinrichtungen für Störstoffe, offene Vorgrube) oder am offenen Gärrestlager bei der Durchschleusung von noch nicht ausreichend ausgegorenen Substratbestandteilen (z. B. aufgrund von Betriebsstörungen) kommen. Ein wirkungsbezogener Schwellenwert für Mikroorganismen in Hinsicht auf die umweltmedizinische Bewertung von Bioaerosolen besteht bisher nicht (siehe hierzu Kapitel 2.2.5).

Lachgas

Lachgas (N_2O) stellt nach Kohlenstoffdioxid und Methan den drittgrößten Anteil an den anthropogenen Emissionen klimarelevanter Gase. Sein GWP100 ist mit 310 noch wesentlich höher als das von Methan und es verweilt in der Atmosphäre etwa zehnmal länger als dieses. Lachgas entsteht in natürlichen Systemen unter anaeroben Bedingungen beim Abbau von Nitrit und Nitrat in Verbindung mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen (Denitrifikation) oder unter aeroben Bedingungen durch die Oxidation von Ammonium. Im Vergleich zum konventionellen Gülle-Management kommt es durch die Biogaserzeugung zu einer Reduzierung der Lachgas-Emissionen aus dem Lagerbehälter – außer für den Fall einer Abdeckung des Gärrestes mit Stroh/Strohhacksel: hierdurch werden die Lachgas-Emissionen sehr stark erhöht (Hou et al., 2015). Dieses Verfahren entspricht allerdings nicht mehr der guten fachlichen Praxis. Durch das Vorschalten eines sauren Wäschers vor einen Biofilter kann die

Lachgasbildung im Biofilter (durch Umwandlung von Ammoniak in Lachgas) relevant gemindert werden (vgl. TA Luft 2021, 5.4.8.6.2 Buchstabe d).

1.9.2.2 Emissionen der Nutzung von Biogas als Brennstoff

Die bei der Biogasnutzung als Brennstoff auftretenden Emissionen, insbesondere Kohlenmonoxid (CO), Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO₂), Partikel, Formaldehyd und Methan, sind abhängig von der gewählten Motoren- und Abgasbehandlungstechnik, der Zusammensetzung des Biogases und eines eventuell erforderlichen Zusatzbrennstoffs sowie von der Abstimmung und dem Wartungszustand des Motors.

In Zusammenarbeit mit dem LfU hat die LfL im Rahmen mehrerer Forschungsprojekte das Emissionsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren unter realen Betriebsbedingungen vor Ort untersucht. Eine Übersicht der Ergebnisse dieser Untersuchungen mit Zugriff auf die ausführlichen Projektberichte findet sich auf den Webseiten der LfL (LfL Tier & Technik, 2020). Für einen dauerhaft emissionsarmen und möglichst effizienten Betrieb von stationären Biogasmotoren waren eine regelmäßige professionelle Wartung mit Überprüfung der Abgaswerte und eine grundlegende Revision der Aggregate sowie gegebenenfalls der Abgasbehandlungseinrichtung nach Erreichen einer bestimmten Laufzeit (ca. 30.000 Betriebsstunden) unabdingbar.

Bei den Messungen wurde als hauptsächlicher Zielkonflikt die Maximierung des elektrischen Wirkungsgrades versus die Minimierung der Schadstoffemissionen deutlich: Rein motorische Maßnahmen zur Senkung der NO_x-Konzentration im Abgas führten hierbei zu einem schlechteren Verbrennungsgrad und somit einem höheren Ausstoß an Kohlenwasserstoffen (*engl.* „Total Hydrocarbons“ – THC) bzw. erhöhtem Methanschluß (vergleiche Abb. 6).

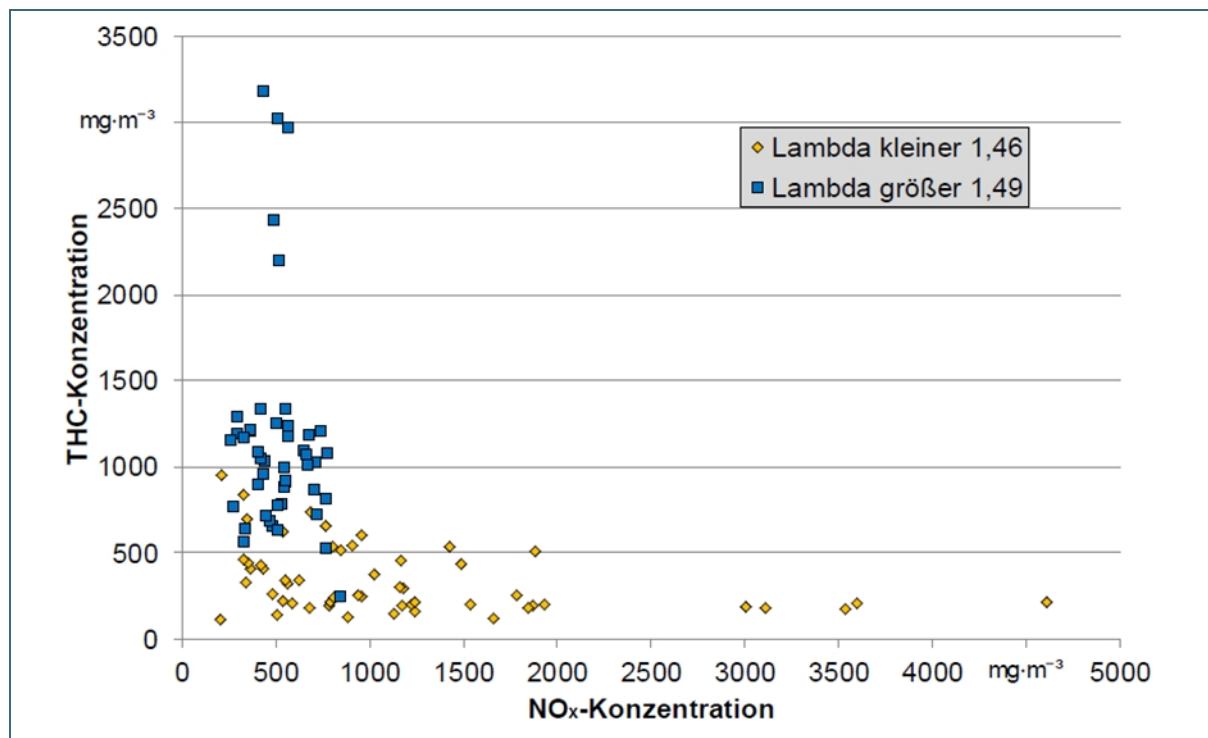


Abb. 6: Korrelation der mittleren gemessenen NO_x- und THC-Konzentration im Abgas von zehn Biogasmotoren (P_{el}: 75 - 549 kW), klassifiziert nach Lambda-Wert (Quelle: Tappen et al., 2016).

Als zusätzlicher Faktor für die Emissionen kam im Zuge der sogenannten „Flexibilisierung“ in den letzten Jahren der Betrieb von Biogasmotoren unter Teillast hinzu. Unter Teillastbedingungen sinken in der Regel die NO_x-Emissionen deutlich ab, während die Emissionen an THC und damit auch des Treibhausgases Methan ansteigen.

Stickoxide

Stickoxide entstehen bei Luftüberschuss durch Oxidation von Stickstoff bei sehr hohen Temperaturen. Im Brennraum wird fast ausschließlich Stickstoffmonoxid (NO) gebildet, welches in der Atmosphäre rasch zu Stickstoffdioxid (NO₂) oxidiert wird. NO₂ ist sehr reaktiv und ein ausgeprägtes Atem- und Reizgift. Stickoxide spielen eine wesentliche Rolle bei Versauerungsvorgängen im Boden sowie als Vorläufersubstanz für bodennahes Ozon und sind daher von großer Relevanz für den Immissionschutz.

Innermotorische Maßnahmen zur Senkung der Stickoxidkonzentration im Abgas von Hubkolbenmotoren führen zu einem Anstieg des Kraftstoffverbrauchs bei gleichbleibender Leistungsabgabe. Eine solche Maßnahme ist der Betrieb mit hohem Luftüberschuss (Magerbetrieb). Biogasmotoren werden generell im Magerbetrieb gefahren: Tappen et al. (2016) beobachteten an neun Motoren (P_{el}: 75 - 549 kW) Lambda-Werte von etwa 1,3 bis 1,7. Was die NO_x-Emissionen dieser Motoren betrifft, so bestätigte sich der Befund vorheriger Messungen, dass der NO_x-Grenzwert von 0,5 g/m³ für genehmigungsbedürftige Anlagen nach der mittlerweile aufgehobenen TA Luft 2002 schwierig einzuhalten war (vergleiche Abb. 6). Für Neuanlagen, das sind diesbezüglich diejenigen Anlagen, die nach dem 20.12.2018 in Betrieb gingen, gilt nach der 44. BImSchV¹, ein entsprechender Emissionsgrenzwert von 0,1 g/m³ ab dem 01.01.2023; für bestehende Anlagen gilt dieser Grenzwert ab dem 01.01.2029². Dieser neue Grenzwert ist nur mittels einer Abgasreinigungseinrichtung (SCR³-Katalysator) einzuhalten, deren effektiver Betrieb zusätzlich mit NO_x-Sensoren überwacht werden muss. Grundsätzlich könnte bei bestehenden Anlagen bereits jetzt der Einsatz eines SCR-Katalysators sinnvoll sein, um niedrige NO_x-Emissionen mit einem effizienten Betrieb des BHKW in Einklang zu bringen. Als Alternative könnten Lambda-1-Motoren mit 3-Wege-Katalysator, welche bisher für die Verwertung von Biogas bedeutungslos waren, in den engeren Fokus der BHKW-Hersteller rücken.

Kohlenmonoxid

Kohlenmonoxid entsteht bei der Verbrennung unter Luftmangel. CO ist ein Atemgift mit einer hohen Affinität zum Hämoglobin im Blut. Es vermindert den Sauerstofftransport und kann bei hohen Konzentrationen zum Tod durch Erstickten führen. Außerdem trägt es in gewissem Umfang zur Bildung von bodennahem Ozon bei.

Zur Begrenzung der CO-Konzentration im Abgas von Biogasmotoren – und zur Reduzierung der Formaldehyd-emissionen (siehe unten) – ist der Einsatz von Oxidationskatalysatoren Stand der Technik. Die Beständigkeit der Katalysatormaterialien gegenüber Spurenstoffen im Biogas wurde in den letzten Jahren deutlich verbessert, es muss jedoch grundsätzlich auf eine effektive Entschwefelung des Biogases z. B. mittels Aktivkohle geachtet werden, um eine kontinuierliche Verschlechterung der Konversionseffizienz des Oxikats zu vermeiden. Dabei sollten die Herstellerangaben an die Qualität des Abgases (z. B. Schwefelgehalt) Beachtung finden. Bei normalem Gebrauch beträgt die geschätzte Lebensdauer etwa zwei Jahre. Wie Tappen et al. (2016) feststellten, könnte das im Vergleich zu Formaldehyd wesentlich einfacher zu messende CO hierbei als Proxy für die Katalysatoralterung dienen. Allerdings sind unabhängig von der Verfügbarkeit einer geeigneten CO-Sensorik noch keine allgemeingültigen Angaben verfügbar, bei welchen CO-Emissionen ein Katalysatordurchbruch bzgl. Formaldehyd zu erwarten wäre.

Schwefeldioxid

Schwefeldioxid (SO₂) trägt zum sauren Regen und zur Smogbildung bei. Die hauptsächliche Quelle für SO₂ im Abgas von Biogasmotoren ist im Biogas enthaltener Schwefelwasserstoff. Aus Gründen des Korrosionsschutzes muss das Biogas vor der Verwertung weitgehend entschwefelt werden, so dass die SO₂-Emissionen aus

¹ 44. BImSchV vom 13. Juni 2019 (BGBl. I S. 804)

² Bis zu den genannten Zeitpunkten gelten die Anforderungen der TA Luft 2002 fort.

³ Selektive katalytische Reduktion (*engl.*: Selective catalytic reduction - SCR)

Biogas-Verbrennungsmotoren normalerweise deutlich unterhalb des Emissionsgrenzwertes (Gronauer et al., 2003) liegen. Erhöhte SO₂-Werte im Abgas deuten demnach auf den Eintrag sehr schwefelreicher Substrate in Verbindung mit einer ineffektiven Entschwefelungseinrichtung hin. In der 44. BImSchV wurden die Emissionsgrenzwerte für SO₂ erheblich verschärft. Für bestehende Biogasmotoranlagen im Sinne der 44. BImSchV gilt ab dem 01.01.2025 ein Emissionsgrenzwert von 0,09 g/m³, für neue Biogasmotoranlagen gilt dieser Emissionsgrenzwert ab sofort. Zur Einhaltung der neuen Grenzwerte muss auf eine ausreichende Entschwefelung des Biogases z. B. mit Aktivkohle geachtet werden.

Partikel (Ruß)

Ruß als unerwünschtes Nebenprodukt von unvollständigen Verbrennungsprozessen besteht hauptsächlich aus Kohlenstoff, an welchem je nach verwendetem Brennstoff mineralische und organische Bestandteile angelagert sind. Die organischen Bestandteile stammen zum Teil aus Kraftstoff, zum Teil aus Schmieröl; besonders schädlich sind hierbei hochmolekulare polyzyklische Kohlenwasserstoffe (PAK; siehe Kapitel 1.9.3.2). Bei den mineralischen Bestandteilen kann es sich insbesondere um Schmiermitteladditive, Metallabrieb, Wasser und Salze handeln. Die Gefährlichkeit liegt im geringen Durchmesser der Rußpartikel von 20 nm bis 1 µm. Damit sind diese lungengängig und daran angelagerte Schadstoffe können direkt auf menschliches oder tierisches Gewebe einwirken.

Bei Verwendung von Biogas als Brennstoff sind die Ruß-Emissionen in der Regel gering, für Zündstrahlmotoren jedoch höher als für Gas-Otto-Motoren. Die Höhe der Ruß-Emissionen wird bei Ersteren maßgeblich durch den Wartungszustand der Einspritzanlage beeinflusst.

Formaldehyd

Formaldehyd ist die Leitkomponente der Aldehyde, welche Reizstoffe für Nase und Augen darstellen. Formaldehyd wurde im Juni 2014 von der EU hinsichtlich der Krebs erzeugenden Wirkung von Kategorie 2 („Verdacht auf eine karzinogene Wirkung beim Menschen“) in Kategorie 1B („wahrscheinlich beim Menschen karzinogen“) hochgestuft. In der Folge wurden die einschlägigen Emissionsgrenzwerte für Formaldehyd deutlich verschärft: von 60 auf 30 mg/m³ für bestehende Biogasmotoren bzw. für Neuanlagen auf 20 mg/m³ (gültig seit 01.01.2020). Der Einsatz eines geeigneten Oxidationskatalysators ist damit unabdingbar. Da auch für die Realisierung des „Formaldehyd-Bonus“ nach EEG der Emissionsgrenzwert von 20 mg/m³ gilt, können inzwischen viele Motoren diesen Wert einhalten.

Bei Feldmessungen an Biogas-Verbrennungsmotoren deutet sich eine negative Korrelation der Konzentrationswerte von Stickoxiden und Formaldehyd im Abgas an (vergleiche Abb. 7). Demnach nimmt die Motoreinstellung erheblichen Einfluss auf die Formaldehyd-Emission. Ein intakter Oxikat hat eine hohe Konversionseffizienz für Formaldehyd und ist daher das Mittel der Wahl, um gleichzeitig die Stickoxid-Emissionen auf möglichst niedrigem Niveau zu halten (vergleiche Abb. 8).

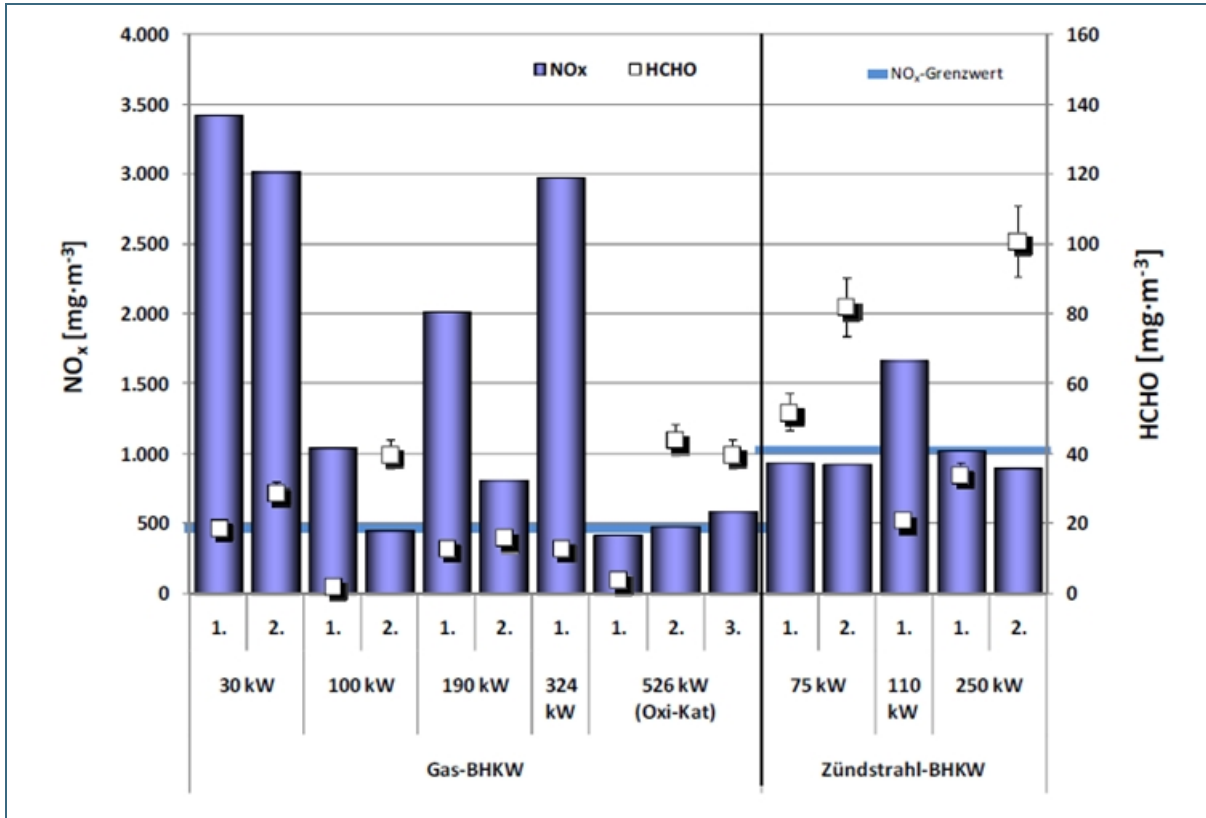


Abb. 7: Mittlere gemessene Konzentrationen an Stickoxid und Formaldehyd im Abgas von Biogasmotoren (Quelle: Aschmann & Effenberger, 2012).

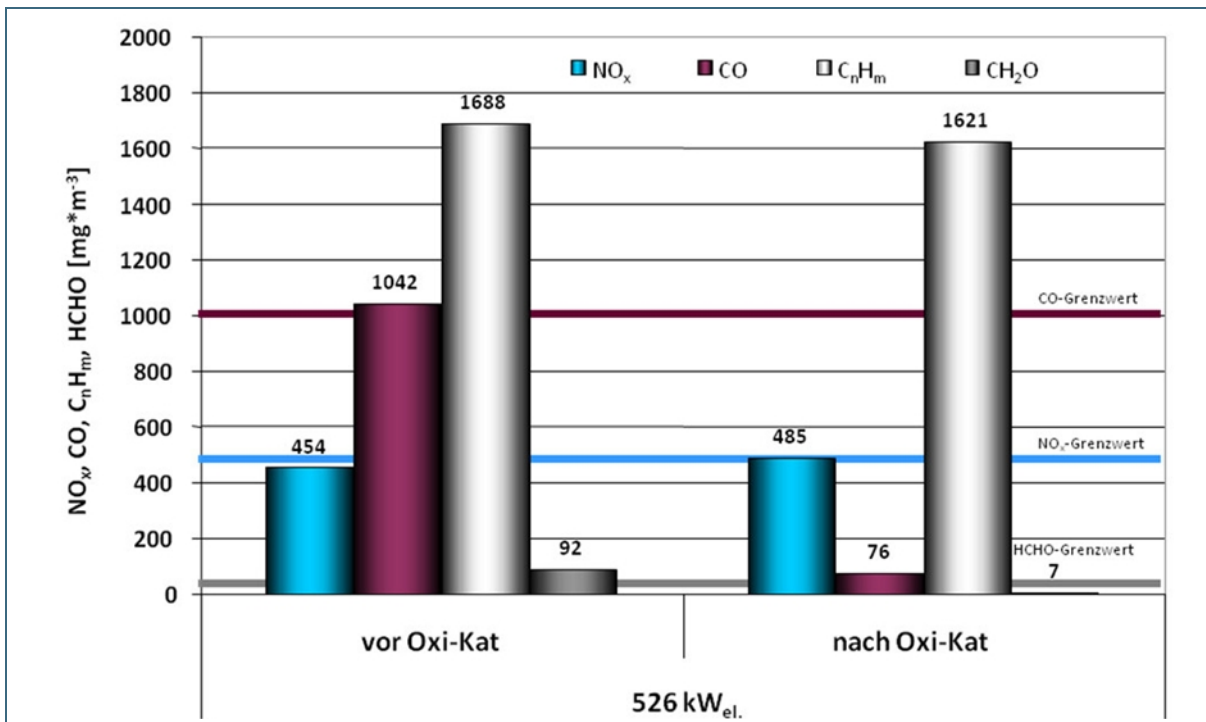


Abb. 8: Im Abgas eines Biogas-Otto-Motors vor und nach dem Oxikat gemessene Konzentrationsmittelwerte für Formaldehyd und andere emissionsbegrenzte Schadstoffe (Quelle: Aschmann & Effenberger, 2012).

Kohlenwasserstoffe und Methanschluß

Die Gesamtheit der Kohlenwasserstoffe (*engl.* „Total Hydrocarbons“ – THC) im Abgas von Biogas-Verbrennungsmotoren wird weitaus überwiegend von Methan gebildet. Aufgrund von „Ventilüberschneidungen“ oder unzureichender Verbrennungseffizienz kommt es zum sogenannten „Methanschluß“, welcher einerseits für die Effizienz und andererseits für die direkte Klimawirkung der Biogasverwertung bedeutsam ist.

Tappen et al. (2016) bestimmten den Anteil von Methan an den THC-Emissionen im Abgas von Biogasmotoren mittels eines sogenannten „Methan-Cutters“: Hierbei erfolgen parallele Messungen mit einem Flammenionisationsdetektor (FID), einmal mit und einmal ohne katalytische Oxidation aller THC-Komponenten außer von Methan. Der so ermittelte Methananteil an den THC lag im Abgas von sieben Biogas-Otto-Motoren (P_{el} : 75 - 549 kW) unter Vollast bei 97,4 bis 99,8 %; der ermittelte anteilige Methanschluß betrug für diese Motoren etwa 0,2 bis 2,6 %. Bei dem einzigen untersuchten Zündstrahlmotor betrug der Methananteil an den THC im Abgas unter Vollast 94,6 %, was einen Methanschluß von 5,4 % ergab. Für die Schätzung des Methanschlusses auf Basis der THC-Emission ergab sich ein entsprechender relativer Fehler von etwa 0,3 bis 2,6 % (für den Zündstrahlmotor: 5,4 %). Solchermaßen geschätzte Werte aus früheren Messungen an weiteren Biogasmotoren sind in Abb. 9 dargestellt.

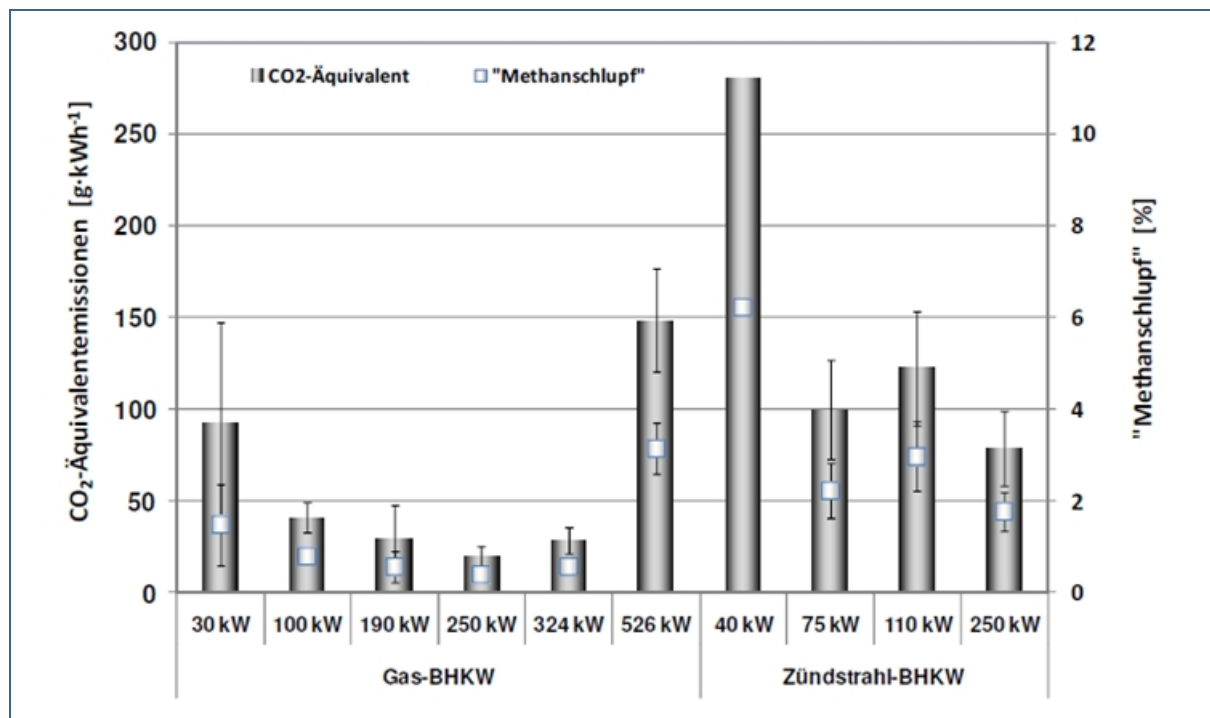


Abb. 9: Aus den THC-Emissionen abgeschätzter Methanschluß und resultierende spezifische CO₂-Äquivalentemissionen als GWP100 für zehn Biogasmotoren (Messungen unter Vollast; Quelle: Aschmann & Effenberger, 2012).

Im synchronen Teillastbetrieb verringern sich Energiegehalt und Temperaturniveau im Brennraum: mit abnehmender Effektivität der Verbrennung sinkt der mechanische Wirkungsgrad und die Emissionen an THC steigen an. Die BHKW-Packager wenden unterschiedliche Strategien an, um einen Kompromiss zwischen Wirkungsgrad und Abgasemissionen unter Teillastbedingungen zu finden. An Motoren, die bei Vollast extrem mager liefen, um den Emissionsgrenzwert für NO_x einzuhalten (vergleiche Abb. 6) wurde unter Teillast das Gemisch etwas weniger mager geregelt (Abb. 10, rechte Seite); umgekehrt wurde bei unter Vollast nicht ganz so mager laufenden Motoren das Gemisch bei Teillast magerer geregelt (Abb. 10, linke Seite). In allen Fällen stieg die THC-Konzentration im Abgas an – allerdings auf sehr unterschiedlichem Niveau.

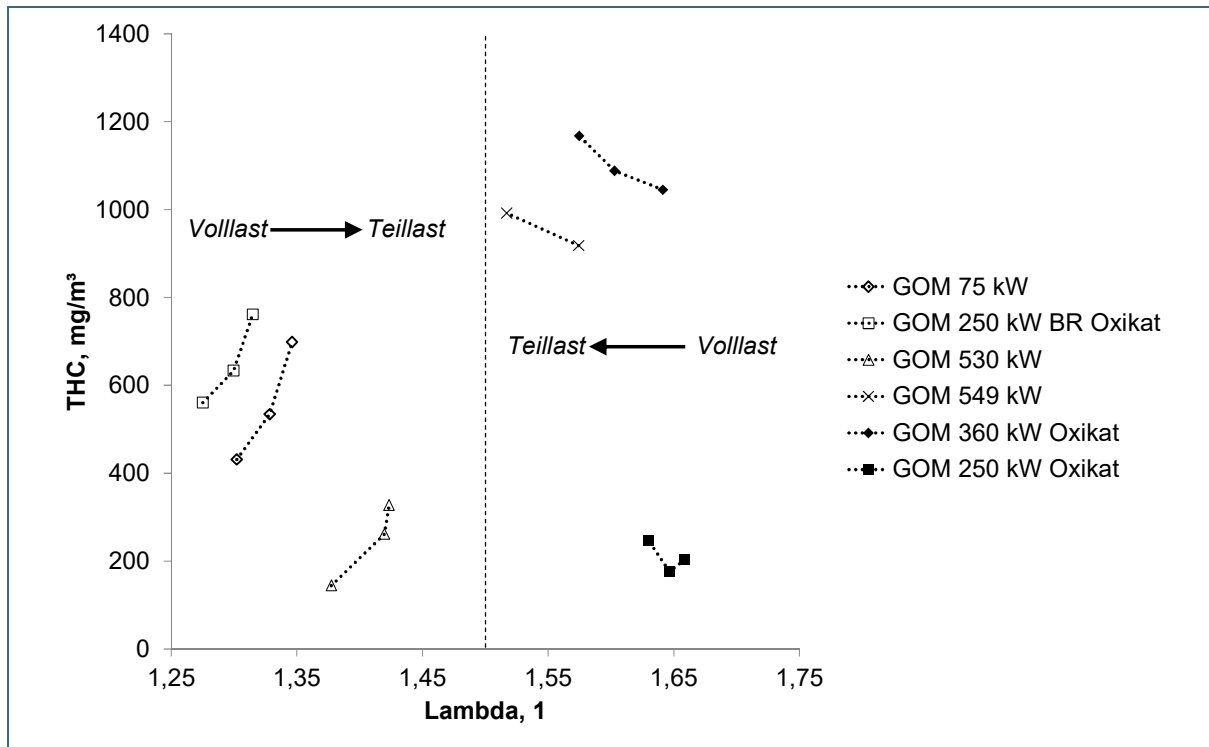


Abb. 10: Zusammenhang von Lambda-Wert und THC-Gehalt im Abgas bei Messungen an sechs Biogas-Otto-Motoren unter Voll- und Teillast (verändert nach: Tappen et al., 2016).

Der Anstieg der THC-Konzentration im Abgas unter Teillast ist insofern problematisch, als es sich hierbei um Methan handelt, welches im Oxidationskatalysator nicht angegriffen wird (siehe dazu Kapitel 1.9.6).

Mit der 44. BImSchV werden erstmals die Emissionen an Gesamt-Kohlenstoff im Abgas von Biogasmotoren und damit auch die Methanemissionen begrenzt. Für bestehende Biogasmotoranlagen gilt ab dem 01.01.2029 ein entsprechender Emissionsgrenzwert von 1,3 g Gesamt-C/m³; für neue Biogasmotoranlagen gilt dieser Emissionsgrenzwert bereits ab dem 01.01.2023. Nach den Erfahrungen des LfU steigen die Methanemissionen mit zunehmender Betriebszeit stetig an. Zur Minimierung der Methanemissionen sollten Motoranlagen deshalb regelmäßig durch eine Fachfirma gewartet werden.

1.9.3 Schadstoffe¹

Titus Ebert²

Neben pflanzenbaulich wirksamen Nährstoffen z. B. Stickstoff, können Ausgangssubstrate sowie daran anhaftender Boden und Gärrückstände andere, potenziell schädliche Stoffe enthalten:

- Anorganische Schad- und Spurenstoffe v. a. Schwermetalle (z. B. Blei und Cadmium),
- organische Schadstoffe z. B. Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Antibiotika-Rückstände und/oder
- Fremdstoffe, insbesondere Mikroplastik (s. Kap. 1.9.4: Kunststoffe).

Der Gehalt an Schad- und Fremdstoffen in Gärrückständen hängt stark von den in der Biogasanlage eingesetzten Substraten (Inputmaterialien) ab.

In Anlehnung an Kap. 1.4 werden die Substrate für Biogasanlagen in vier Gruppen eingeteilt:

1. Landwirtschaftliche Einsatzstoffe (Gülle (Flüssigmist), Festmist, Reststoffe aus der Pflanzenproduktion (Koppelprodukte), nachwachsende Rohstoffe und Energiepflanzen)
2. Reststoffe aus der Industrie (Lebensmittelindustrie, sonstige Industrie)
3. Einsatzstoffe nach VO (EG) Nr. 1069/2009 für tierische Nebenprodukte (z. B. Schlachtabfälle)
4. Kommunale und gewerbliche Reststoffe (Biotonne, Grüngut, Reststoffe aus der Gastronomie z. B. Fettabscheiderinhalt).

Wirtschaftseigene Substrate stellen in der Regel den Hauptteil der Ausgangssubstrate in landwirtschaftlichen Biogasanlagen dar, v. a. werden nachwachsende Rohstoffe (NawaRo) vergoren, am häufigsten Silomais, Ganzpflanzen-Silage und Getreide. Bei rein landwirtschaftlichen Biogasanlagen sind auf Grund der Herkunft und Reinheit der eingesetzten Substrate, die Schad- und Fremdstoffgehalte in der Regel gering. Neben Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft und NawaRo werden als Co-Substrate auch Bioabfälle in Biogasanlagen eingesetzt. Dabei müssen Bioabfälle, die Verunreinigungen aufweisen, vor Eintrag in die Biogasanlage entsprechend der Vorgaben der BioAbfV aufbereitet werden. Für die auszubringenden Gärrückstände gelten die Fremdstoffgrenzwerte der Düngemittelverordnung. Werden diese nicht eingehalten, besteht die Gefahr einer übermäßigen Anreicherung von Fremd- und Schadstoffen in den Böden.

1.9.3.1 Schwermetalle

Gehalte in verschiedenen Ausgangssubstraten

Tab. 2 zeigt typische Gehalte an Schwermetallen in verschiedenen nach obiger Einteilung (Herkunft der Inputmaterialien) gruppierten Substraten.

¹ Unter Schadstoffen versteht man Stoffe oder Stoffgemische, die schädlich für Menschen, Tiere, Pflanzen, andere Organismen oder Ökosysteme sind.

² Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)

Tab. 2: Schwermetallgehalte in Ausgangssubstraten für Biogasanlagen (mg/kg TM).

Ausgangssubstrat	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Landwirtschaftliche Substrate							
Rindergülle (n = 272) ¹⁾	0,1 - 0,6	2 - 11	22 - 79	0,005 - 0,15	2 - 10	1 - 16	111 - 469
Schweinegülle (n = 127) ¹⁾	0,2 - 0,7	3 - 15	83 - 866	0,005 - 0,12	5 - 17	1 - 19	192 - 1838
Schweinegülle Mast (n = 132) ²⁾	0,4 (0,2 - 0,6)	12 (4 - 27)	337 (156 - 709)	0,03 (0,01 - 0,05)	13 (7 - 22)	3,3 (2 - 6)	1124 (486 - 2000)
Schweinegülle Zucht (n = 115) ²⁾	0,4 (0,2 - 0,7)	12 (4 - 23)	517 (84 - 1178)	0,03 (0,01 - 0,06)	12 (5 - 24)	4,7 (2 - 9)	1390 (313 - 2543)
Rindermist	0,4	20	39		10	7	213
Schweinemist	0,4	11	740		13		1200
Hühnermist ¹⁾	0,1 - 1,6	2 - 27	18 - 992	0,01 - 0,2	2 - 38	1 - 11	83 - 1756
Pflanzliche Substrate (Kartoffelkraut, Rübennblatt, Getreidestroh, Maisstroh)	0,1 - 0,4	< 1	4 - 22		5	0,5 - 33	20 - 80
Reststoffe der Industrie							
Apfeltrester, Obsttrester, Rebentrester, Biertreber Traubenkernmehl, Filtrationskieselgur (Bier), Gemüseabfälle, Ölsaatschrot, Rapsschrot, Rizinusschrot, Vinsasse	< 0,1 - 0,8	< 0,1 - 19	2 - 150	< 0,01 - 0,06	1 - 21	0,1 - 4,3	7 - 116
Einsatzstoffe nach Tierische Nebenprodukte-VO							
Blutmehl	0,1	4	28,3	-	0,2	2,5	36
Panseninhalt	< 0,2 - 2	2 - 33	5 - 99	0,02 - 0,03	1,5 - 20	< 1 - 20	71 - 321
Speiseabfälle	0,04 - 0,2	0,5 - 19	4 - 23	0,02 - 0,09	0,4 - 8	1 - 3	27 - 120
Kommunale und gewerbliche Reststoffe							
Bioabfälle	0,3 - 0,6	7 - 36	14 - 92	0,1 - 0,7	6 - 17	13 - 91	81 - 269
Grünschnitt/-gut	0,1 - 2,1	4 - 18	10 - 20	0,01 - 0,07	1 - 10	4 - 70	8 - 92
Flotatschlamm		39 - 80					281 - 380
Fettscheiderinhalt	0,03 - 0,5	2,3 - 30	4,8 - 70	0,02 - 0,6	0,7 - 41	1,5 - 28	26 - 155

¹⁾ Untersuchungen n. 35 Jahren BDF-Programm (1985-2018), Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft (5 % - 95 % Fraktile) (Ebert, 2023).

²⁾ Untersuchungen Güllemonitoring Forschungsprojekt LfL – TUM LS Tierhygiene „Überprüfung und Neubewertung von Wirtschaftsdüngern“ (Median und in Klammern 5 %, 95 % Fraktile) (Müller, 2006).

Soweit nicht anders angegeben auch von verschiedenen, z. T. älteren Quellen:

Untersuchungen von AGES, UBA, NÖ LLWK zitiert in Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (2007) und Kuhn, E. (1995); Bayer. Institut für Abfallforschung- BfA (1998); Bayer. Landesamt für Umweltschutz (2015); Wintzer et al (1996), Beko GmbH (1996); Timmermann, F. et al (1999).

Hinsichtlich der Schwermetall-Gehalte als unbedenklich (weil Werte meist unterhalb der Grenzwerte der BioAbfV) einzustufen sind in der Regel:

- landwirtschaftliche Einsatzsubstrate wie Mais-, Grassilage, Getreideganzpflanzen, Stroh, Rüben, Rübenschnitzel und Zuckerrübenblatt,
- Reststoffe aus der Nahrungs-, Genuss- und Futtermittelindustrie wie Kartoffelschlempe aus landwirtschaftlichen Brennereien, Vinasse, Trester, Rapspresskuchen oder Gemüseabfälle,
- Grüngut und Rasenschnitt, das im Rahmen der Landschaftspflege anfällt.

Bei Einsatz dieser Substrate ist durch die Ausbringung von Gärrückständen unter Einhaltung der Grenzwerte der BioAbfV keine nennenswerte Zusatzbelastung des Bodens zu erwarten.

Wie Tab. 2 zeigt, weisen auch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft im Allgemeinen sehr niedrige Schwermetallgehalte auf, mit Ausnahme von Kupfer und Zink bei Schweinen (Einsatz von Zink- und Kupferpräparaten in der Fütterung bei Ferkelerzeugung und Schweinemast) und z. T. bei Hühnern. Die Kupfer- und Zink-Gehalte liegen hier vielfach bereits in den Ausgangssubstraten über den Grenzwerten der BioAbfV, auch wenn Wirtschaftsdünger grundsätzlich nicht unter den Geltungsbereich fallen. Werden Wirtschaftsdünger aber mit Bioabfällen gemeinsam in einer Biogasanlage behandelt, müssen die erzeugten Gärrückstände die Grenzwerte der BioAbfV einhalten. So konnten bei Untersuchungen von Bodendauerbeobachtungsflächen der LfL z. T. sehr hohe Cu- und Zn-Gehalte in Rinder- und Schweinegülle nachgewiesen werden (Ebert, 2023). Auch in einem bayernweit durchgeführten Monitoring mit 360 schweinehaltenden Betrieben überschritten mehr als 95 % der Schweinegülle, unabhängig von Betriebstyp und -größe den Kupfer- und Zink-Grenzwert der Bioabfall-Verordnung (Bio-AbfV) (Müller, 2006). Für die durch Wirtschaftsdünger verursachte Grenzwertüberschreitungen besteht in der BioAbfV die Möglichkeit bei der zuständigen Behörde eine Ausnahme zu beantragen.

Kommunale und gewerbliche Reststoffe können aufgrund der Fremdanlieferung, der z. T. nur schwer nachvollziehbaren Herkunft und der Inhomogenität ein höheres Gefährdungspotential aufweisen. Fette und Fettabscheiderinhalte können erhöhte Konzentrationen an Chrom, Kupfer, Nickel und Zink, im Einzelfall auch Blei enthalten.

Gehalte in Gärrückständen

Durch Abbau der organischen Substanz vermindern sich bei der Vergärung die Trockenmassegehalte der eingesetzten Substrate. Die organische Substanz von Wirtschaftsdüngern und leicht abbaubaren organischen Reststoffen wie Fettabfällen wird schneller und stärker abgebaut als z. B. Silomais- oder Grassilage. Da Schwermetalle keinem biologischen Abbau unterliegen, konzentrieren sich bei der Fermentation die Gehalte im Gärrückstand bezogen auf Trockenmasse auf.

Abb. 11 zeigt beispielhaft, wie sich allein durch die Verringerung des Trockenmassegehaltes die Blei-, Kupfer- und Zinkgehalte im Gärrückstand gegenüber dem Ausgangssubstrat unterschiedlich erhöhen: bei Silomais um das 4-fache, bei Roggen (Korn) um das 10-fache und bei Schweinegülle um das 1,3-fache. Beim üblichen Bezug der Schwermetallgehalte auf 1 kg TM besteht so die Gefahr, deren Bedeutung zu überschätzen, da sich beim Abbau der Trockenmasse zwar die Gehalte erhöhen, die Schwermetallfrachten aber gleich hoch bleiben. Auch bei der Fest-/Flüssigseparation von Gärrückständen haben die Trockenmassegehalte einen starken Einfluss auf die Schwermetallgehalte in der jeweiligen Fraktion.

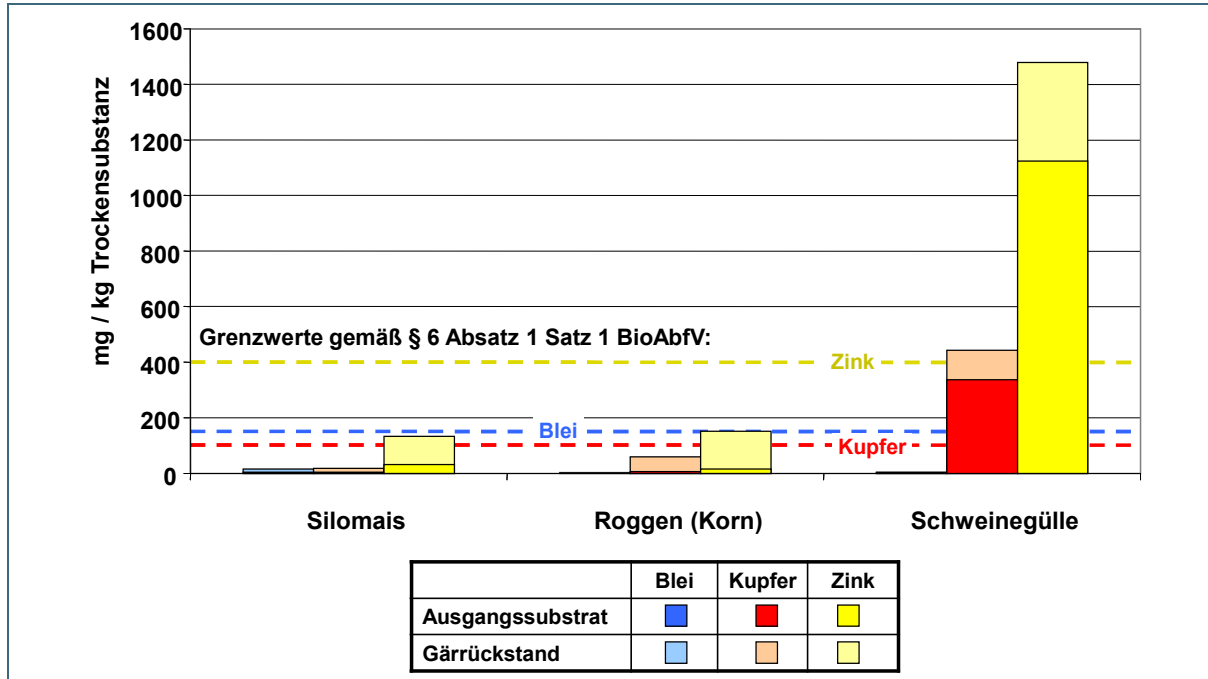


Abb. 11: Beispiel für die Erhöhung der Schwermetallgehalte durch Vergärung (unterstellter Abbau der organischen TS für Silomais 80 %, Roggen 92 % und Schweinegülle 40 %).

Werden Wirtschaftsdünger zusammen mit Bioabfällen vergoren, muss der Gärrückstand bei Aufbringen auf landwirtschaftliche Flächen die Schadstoff-Grenzwerte bzw. die zulässigen Grenzfrachten der BioAbfV einhalten.

Tab. 3: Schwermetallgehalte in Gärrückständen aus Biogasanlagen (mg/kg TM).

Gärrückstand	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Gärrückstände mit Bioabfällen ¹⁾	0,2 - 0,6	4 - 30	32 - 122	0,02 - 0,3	7 - 21	5 - 97	73 - 422
Gärrückstände NawaRo und Energiepflanzen ¹⁾²⁾	0,1 - 0,3	7 - 24	19 - 152	0,01 - 0,04	< 5 - 31	2 - 15	77 - 1100
Gärrückstände mit anderen Reststoffen	0,01 - 0,014	0,4 - 0,6	1,7 - 7,4		0,2 - 0,5	0,3 - 0,5	11 - 33
Gärrückstände mit Speiseabfällen (Kategorie-3-Material) ¹⁾	0,3	8,8	310		9,8		963
Gärrückstände Rinderbereich ¹⁾	0,2 - 1,8	2,2 - 536	7 - 422	< 0,18	8 - 50	1,3 - 16	122 - 1118
Gärrückstände Schweinebereich ¹⁾	0,4 - 19	4 - 161	19 - 582	< 0,18	7 - 35	2 - 41	229 - 1171
Gärrückstände Rinder- und Schweinebereich (n = 12) ³⁾	0,2 - 0,4	3 - 11	26 - 185	0,02 - 0,04	5 - 9	1 - 4	121 - 412
Sonstige Gärrückstände	0,03 - 0,7	13 - 23	25 - 806	0,1 - 0,3	7 - 19	12 - 41	107 - 243

Daten: Bayer. Institut für Abfallforschung- BIfA (1998); Bayer. Landesamt für Umweltschutz (2015); Zethner, G. et al., (2002); Fischer, P. et al., (1997); Pötsch E.M. et al. (2004), Zethner, G. (2004); Pfundtner E. und Swoboda M. (2005);
 1) Möller, 2019; 2) Marb&Riedel, 2015; 3) Daten BDF-Programm (2018), Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft (5 % - 95 % Fraktile) (Ebert, 2023).

Tab. 3 zeigt, dass Gärrückstände trotz Aufkonzentrierung (bezogen auf Trockensubstanz) meist sehr niedrige Schwermetallgehalte v. a. an den besonders toxischen Schwermetallen Blei, Cadmium und Quecksilber aufweisen. Bei Gärrückständen aus dem Schweine- und Rinderbereich können aber besonders bei Kupfer und Zink die Grenzwerte der BioAbfV (100 mg Cu/kg TM, 400 mg Zn/kg TM) überschritten werden. Bei anderen Schwermetallen hingegen werden die Grenzwerte der BioAbfV nur selten erreicht.

Durch Aufbringung von Gärrückständen können Schwermetalle in Böden gelangen. Im Unterschied zu den meisten organischen Stoffen, können diese jedoch nicht durch physikalisch-chemische Prozesse oder von Bodenorganismen abgebaut werden. Durch Bodenabtrag und Tiefenverlagerung innerhalb des Bodens z. B. mit dem Sickerwasser besonders bei tiefen Boden-pH-Werten oder nur wenig vorhandenen Sorptionsplätzen (Tonmineralen, Sesquioxiden, Humus), bei Quecksilber auch durch Ausgasung in die Atmosphäre, können Schwermetalle andererseits wieder aus dem Boden ausgetragen werden oder mit der Ernte bzw. durch Beweidung von Pflanzen dem Boden entzogen werden. Übersteigen die Schwermetall-Einträge die -Austräge, reichern sich diese im Boden an. Wegen der Schädlichkeit vieler Schwermetalle (manche wie beispielsweise Kupfer, Molybdän und Zink sind wichtige, essenzielle Spurenelemente) sollte kein Eintrag von Substraten mit unüblich hohen Schwermetallgehalten in Biogasanlagen erfolgen.

1.9.3.2 Organische Schadstoffe

Organische Stoffe sind Kohlenstoffverbindungen, die häufig Wasserstoff enthalten, weshalb man sie auch Kohlenwasserstoffe bezeichnet. Die Kohlenstoffatome sind ketten- oder ringförmig angeordnet; die Kohlenstoffketten unterschiedlich lang, geradkettig bzw. mehr oder weniger stark verzweigt. Auch wegen der Vielzahl möglicher Bindungspartner (z. B.: N, O, S, Cl) bilden organische Verbindungen eine sehr große Gruppe chemischer Substanzen, darunter befinden sich auch zahlreiche Schadstoffe.

Organische Schadstoffe sind teils ubiquitär in verschiedenen Umweltmedien vorhanden und können deshalb hauptsächlich über die eingesetzten Substrate in Gärrückstände gelangen. Als potenzielle Quellen für organische Schadstoffe kommen in Frage:

- Lösungsmittel und Industriereiniger (Reinigung fester Oberflächen),
- Staubeinträge und fette Verunreinigungen (besonders atmosphärische Depositionen aus Industrie, Verkehr und Haushalten),
- Reinigungsmittel, Pflanzenschutzmittelreste,
- Insektenschutzmittel, Medikamentenreste,
- Bekämpfungsmittel für Ektoparasiten und Lästlinge, Dippmittel,
- bei Anlagen die Bioabfälle verwerten auch durch unsachgemäße oder unsorgfältige Trennung der Abfälle oder Fehlwürfe.

Organische Schadstoffe können in höheren Konzentrationen nicht nur den Biogasprozess selbst stören, sie können während des Vergärungsprozesses z. T. auch um- oder abgebaut werden, leichtflüchtige organische Substanzen auch ausgasen. Gärrückstände aus reinen NawaRo-Anlagen enthalten in der Regel weniger organische Schadstoffe als Anlagen die Co-Substrate (z. B. Gülle oder Bioabfälle wie Fette, Speisereste, Reste aus der Lebensmittelverarbeitung, Biotonne) einsetzen.

Unter der Vielzahl organischer Schadstoffe werden im Folgenden die in Gärrückständen relevantesten Stoffgruppen näher diskutiert, weil sie sich durch hohe Toxizität und Umweltrelevanz, ihre ubiquitäre Verbreitung sowie ihre geringe Abbaubarkeit (Persistenz) auszeichnen:

- Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK),
- Polychlorierte Biphenyle (PCB),
- Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F),
- Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) (ein Summenparameter),

sowie

- Tenside aus der Gruppe der linearen Alkylbenzosulfonate (LAS) und Nonylphenole (NP),
- Per- und Polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und
- Antibiotika.

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe bestehen aus zwei oder mehr kondensierten Kohlenstoff-ringen; es sind einige hundert Einzelsubstanzen bekannt. Als Leitparameter werden meist die von der US-Umweltbehörde ausgewiesenen 16 EPA¹-PAK untersucht und davon die Summe gebildet (Σ PAK₁₆); öfters wird auch nur der Leitparameter Benzo(a)pyren untersucht, weil er unter diesen 16 PAK die größte Toxizität aufweist und als stark krebserregend gilt. Hauptquellen für PAK sind unvollständige Verbrennungsvorgänge. PAK sind daher weit verbreitet und werden so auch über die Atmosphäre in Einsatzstoffe von Biogasanlagen eingetragen.

Höhere PAK-Werte wurden nur in kommunalen Bioabfällen gefunden (0,4 - 7 mg Σ PAK₁₆/kg TM), was etwa um 1-2 Zehnerpotenzen über den Gehalten wirtschaftseigener Ausgangssubstrate liegt. Entsprechend weisen Gärrückstände, die solche Co-Substrate mitvergären z. T. auch höhere PAK-Gehalte auf (2 - 7 mg Σ PAK₁₆/kg TM, Marb&Riedel, 2015). PAK sind toxisch, reichern sich in der Nahrungskette an und werden vor allem im Fettgewebe akkumuliert. Ein Abbau von PAK in Biogas-Fermentern findet kaum statt.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Polychlorierte Biphenyle bilden eine Gruppe von 209 Einzelsubstanzen (= Kongenere) mit einem Biphenyl-Gerüst das 1 - 10 Chloratome trägt. Dank ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften sowie der kostengünstigen Herstellung wurden PCB vielfältig eingesetzt, u. a. als Kühl- und Isoliermittel. Aufgrund der hohen Toxizität und ihrem Anreicherungsvermögen in Organismen sind sie seit den 1980er Jahren verboten. Wegen ihrer ubiquitären Verbreitung und Langlebigkeit sind PCB in Substraten und Gärrückständen von Biogasanlagen noch in geringen Konzentrationen messbar (Ausgangssubstrate meist < 100 µg und in Gärrückständen, die Bioabfälle mitvergären 8 - 40 µg Σ PCB₆/kg TM, Marb&Riedel, 2015), seit dem Verwendungsverbot haben die Gehalte stark abgenommen. PCB werden in Biogasanlagen nicht bzw. kaum abgebaut.

Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) und dl-PCB²

Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane, häufig nur als Dioxine bezeichnet, gehören zu den trizyklischen chlorierten aromatischen Ethern bzw. Diethern. Es existieren 75 PCDD und 135 PCDF, die in der Umwelt fast immer als Gemische unterschiedlicher Zusammensetzung vorkommen. Dioxine kommen ubiquitär in der Umwelt vor, da sie während der Verbrennung chlororganischer Materialien oder organischer Materialien unter Anwesenheit von anorganischem Chlor als unerwünschte Nebenprodukte gebildet werden. Dioxine sind sehr toxisch und reichern sich im Fettgewebe und in der Nahrungskette an. Abhängig von Position und Anzahl der Chloratome ergeben sich recht unterschiedliche Toxizitäten. 17 Einzelverbindungen (Kongenere) sind toxikologisch besonders wichtig und werden zur Beurteilung der Gesamtoxizität herangezogen. Auch einige PCB (s. oben), als dl-PCB bezeichnet, weisen dioxinähnliche Eigenschaften auf. Zur besseren Abschätzung der Toxizität von Dioxinen und dioxinähnlichen PCB wurde das System der Toxizitätsäquivalente (TEQ bzw. TE) eingeführt. Die Toxizität der Einzelsubstanzen wird dabei auf das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin (2,3,7,8-TCDD, auch als "Seveso-Dioxin" bekannt) als toxischste Verbindung der Stoffgruppe bezogen, das als Referenzsubstanz den Toxizitätsäquivalentfaktor (TEF) Faktor eins erhielt. Bei den übrigen Dioxinen und dl-PCB muss die Stoffkonzentration mit dem entsprechenden TEF (immer < 1) multipliziert werden, um den TEQ-Wert der Einzelsubstanz zu erhalten. Durch unterschiedliche TEF in Verbindung mit den jeweiligen Stoffkonzentrationen fließen die verschiedenen Dioxine + dl-PCB zu unterschiedlichen Anteilen in den Summe TEQ-Wert ein. TEF werden im Rahmen wissenschaftlicher Studien zum toxischen Potential der verschiedenen Verbindungen ermittelt. Aufgrund ihrer Toxizität und Langlebigkeit ist nicht zu erwarten, dass Dioxine im Biogas-Fermenter abgebaut werden.

Untersuchungen aus Deutschland (Marb&Riedel, 2015), Österreich und der Schweiz fanden keine erhöhten Dioxinkonzentrationen in Substraten (< 0,1 - 6 ng TE/kg TM) und Gärrückständen (0,2 - 7(16)

¹ EPA = US - Environmental Protection Agency

² dioxine-like

ng TE/kg TM - in Gärrückständen von NawaRo-Anlagen meist nur 0,07 - 0,12 ng TE/kg TM); das entspricht in etwa den ubiquitären Hintergrundgehalten (Zethner, et al., 2002; Fischer, P. et al., 1997 und Brändli, R. C., 2006 und Marb&Riedel, 2015). Die PCDD/F-Werte von Gärrückständen liegen so mit deutlich unter dem Grenzwert der DüMV (2012): 30 ng WHO-TEQ 2005 Σ PCDD/F + dl-PCB/kg TM. Ähnlich gering sind die Belastungen von Gärrückständen mit dl-PCB (Gärrückstände von Bioabfallanlagen weisen auch hier höhere Gehalte als NawaRo-Anlagen auf) (Marb&Riedel, 2015). Beim Ausbringen von Gärrückständen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ist eine zusätzliche Belastung von Böden mit Dioxinen und dl-PCB also nicht zu erwarten.

Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)

Als AOX bezeichnet man die Summe der an Aktivkohle adsorbierbaren organischen Halogen-Verbindungen (Beispiele für Halogene: Chlor und Brom). Der Parameter wurde eingeführt, um den Eintrag organisch-gebundener Halogene in den Boden besonders durch Klärschlämme messen zu können. In der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 2017) ist deshalb ein Grenzwert von 400 mg AOX/kg Klärschlamm-TM festgelegt.

AOX wurde bis zu 100/170 mg/kg TM in Gülle gefunden und mit 27 - 49 mg AOX/kg TM in Flotatfetten aus der Lebensmittelverarbeitung gemessen. Gärrückstände, die Bioabfälle mitvergären erreichen auch bis zu 500 mg AOX/kg TM. Sie lagen damit sogar über dem Grenzwert der Klärschlammverordnung (Zethner, G., 2004). Erhöhte AOX-Werte lassen auf eine allgemeine Belastung mit organischen Schadstoffen schließen. Da der Einsatz halogener organischer Verbindungen stark zurückgegangen ist, dürften auch die AOX-Gehalte in Substraten und Gärrückständen rückläufig sein. Ein Abbau von AOX im Fermenter scheint nur in geringem Umfang stattzufinden. AOX-belastete Substrate sollten daher nicht in Fermentern eingesetzt werden.

Per- und Polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)

Die in jüngster Zeit verstärkt diskutierten per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) bilden eine Untergruppe organischer Fluorverbindungen, bei denen alle oder viele Wasserstoffatome am Kohlenstoffgerüst durch Fluoratome ersetzt sind. Dank ihrer schmutz-, farb-, fett-, öl- und gleichzeitig wasserabweisenden Eigenschaften finden insbesondere die perfluorierten Tenside (PFT, eine Untergruppe der PFAS), Anwendung in zahlreichen Industrie- und Konsumprodukten (u. a. fettabweisende Lebensmittelverpackungen wie „Coffee-to-go-Becher“, für Möbel, Kleidung, Schuhe, Textilien (Outdoorbekleidung, Regenjacken), Teppiche, Wandfarben, Haushaltsreiniger, Antihaf-Beschichtungen von Kochgeschirr (Teflon), Feuerlöschschäume).

Aufgrund ihrer thermischen und chemischen Stabilität und ihrer Beständigkeit gegenüber UV-Strahlung, werden PFAS so gut wie nicht abgebaut („forever chemicals“) und finden sich heute weltweit (ubiquitär) in Gewässern, Böden, in der Atmosphäre sowie im Gewebe bzw. Blut von Tieren, aber auch von Menschen und können sich dort anreichern. Ein nennenswerter Abbau in der Biogasanlage ist vermutlich nicht zu erwarten.

Aufgrund verschiedener Schadensfälle standen anfangs nur PFOA (Perfluorooctansäure) und PFOS (Perfluorooctansulfonsäure) in der öffentlichen Diskussion. Aufgrund von Regulierungen und Selbstverpflichtungen wurden mittlerweile zahlreiche Ersatzstoffe für PFOS und PFOA eingesetzt. Vermehrt handelt es sich dabei um kurzkettigere Verbindungen - wie die Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) oder Perfluorbutansulfonsäure (PFBS), die in der Regel ein geringeres Bioakkumulationspotential aufweisen. Jedoch sind auch sie persistent und in der Umwelt sogar noch deutlich mobiler. Problematisch ist außerdem, dass die Ersatzstoffe häufig in höheren Konzentrationen eingesetzt werden müssen, um die gewünschten Eigenschaften in der Anwendung zu erreichen. Häufig werden auch teilfluorierte Verbindungen wie die 6:2 Fluortelomersulfonsäure (6:2 FTS) eingesetzt, die in der Umwelt zu perfluorierten Verbindungen abgebaut werden können. Oft fehlen Informationen über Toxizität und Umweltverhalten der Ersatzstoffe. Ein weiteres Beispiel ist der PFOA-Ersatzstoff ADONA (Ammoniumsalz der 4,8-Dioxa-3H-Perfluorononansäure), der nach bisherigen Kenntnissen deutlich günstigere (öko-)toxikologische Eigenschaften hat, allerdings auch insgesamt mobiler in der Umwelt ist. Ein anderes Beispiel ist HFPO-DA (Ammonium-2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propanoat, auch als „FRD-902“ oder „GenX“ bezeichnet). HFPO-DA wurde 2009 im Markt eingeführt, um die mittlerweile

nicht mehr zugelassene Perfluoroktansäure (PFOA) zu ersetzen. Für die Umwelt ist es als besonders besorgniserregender Stoff („substance of very high concern“ nach EG-REACH-Verordnung) eingestuft. HFPO-DA ist wie PFOA sehr stabil in der Umwelt und im Gegensatz zu PFOA sehr viel besser wasserlöslich. Es verbreitet sich leicht in der Umwelt und verbleibt dort langfristig, da es kaum abbaubar ist.

Mittlerweile sind nahezu 5.000 PFAS bekannt, von denen der überwiegende Teil analytisch nicht erfasst werden kann. Die am meisten diskutierten Stoffgruppen der PFT sind derzeit perfluorierte Alkylcarbonsäuren, perfluorierten Alkylsulfonsäuren und Fluortelomeralkohole. Zur Bewertung von PFAS-Kontaminationen sind in Bayern bereits 2012 „Vorläufige Leitlinien zur Bewertung von PFAS-Verunreinigungen (13 PFAS-Leitsubstanzen) in Wasser und Boden“ eingeführt und mehrmals fortgeschrieben worden (zuletzt im Juli 2022 – s. LFU, 2022). Damit werden ein Bewertungsrahmen sowie beurteilungsrelevante Hintergrundinformationen für den Vollzug in Bayern zur Verfügung gestellt.

Brändli, R. C. (2006) fand bei stichprobenartigen Untersuchungen Spuren von PFOS und PFOA meist in Höhe der Bestimmungsgrenze (Gärrückstände aus Grüngut + Küchenabfällen: 2 - 8 µg/kg TS PFOS und 1 - 2,5 µg/kg TS PFOA, sowie aus Grüngut, Küchen- und Industrieabfällen 2 µg/kg TS PFOS und 1 - 2 µg/kg TS PFOA. Marb und Riedel (Marb&Riedel, 2015) untersuchten 9 verschiedene PFT in Gärrückständen und fanden keine Gehalte über der Bestimmungsgrenze (2,0 bzw. 3,0 µg/kg TM). Bei vorangegangenen Untersuchungen jedoch enthielt ein NawaRo-Gärrest 32 µg PFOA/kg TM.

Die DÜMV (2012) hat nur für die Summe aus Perfluoroktansäure (PFOA) und Perfluoroktansulfonat (PFOS) einen Grenzwert von 0,1 mg/kg TM und einen Kennzeichnungswert von 0,05 mg/kg TM festgelegt. Diese werden von Gärrückständen in der Regel nicht erreicht. Auf PFAS in Substraten sollte aber besonders dort geachtet, wo PFAS hergestellt und vermehrt in die Umwelt emittiert werden. In geringen Konzentrationen sind PFAS inzwischen weit (ubiquitär) verbreitet und dürften in vielen Substraten und Gärrückständen zu finden sein.

Tenside aus der Gruppe der linearen Alkylbenzolsulfonate (LAS) und Nonylphenole (NP)

Tenside haben die Fähigkeit, die Oberflächenspannung von Wasser zu verringern. Sie werden deshalb in großen Mengen in Haushalten, Gewerbe und Industrie in Wasch- und Reinigungsmitteln eingesetzt.

Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) sind anionische Tenside, sie bestehen aus aromatischen Sulfonsäuren und linearen Alkylketten. Nonylphenoethoxylate (NPE) und Nonylphenole (NP) sind nichtionische Tenside und akut toxisch für aquatische Organismen – ihre Anwendung ist deshalb seit November 2003 verboten. In Biogasreaktoren können Nonylphenoethoxylate (NPE) zu Nonylphenolen (NP) abgebaut werden. LAS hingegen werden in Biogasanlagen nicht abgebaut (Zethner et al., 2002). Diskutiert wird derzeit, ob LAS und NP endokrine Wirkung (Auswirkungen auf den Hormonhaushalt) besitzen.

Von Zethner et al. (2002) wurden maximale LAS-Gehalte in Gärrückständen aus Wirtschaftsdüngern, Flotatfetten und Speiseabfällen von 640 mg/kg TM gefunden, Pötsch et al. (2004) geben für Gärrückstände aus landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Abfällen maximale Gehalte von > 1400 mg/kg TM an. Die in Ausgangssubstraten gefundenen LAS-Werte liegen somit weit unter dem Grenzwertvorschlag der EU-Kommission für Klärschlamm von 2600 mg/kg TM.

In Ausgangssubstraten wurden nur sehr geringe Gehalte an NP (< 1 mg NP/kg TM) gefunden. Nach Zethner et al. (2002) können sich Nonylphenole im Gärrückstand bis zum 6-fachen der Ausgangskonzentrationen des eingesetzten Inputmaterials aufkonzentrieren. Pötsch et al. (2004) fanden in Gärrückständen aus landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Abfällen Maximalwerte von 8 mg NP/kg TM. Seit dem Verbot nehmen die Gehalte an NP und NPE in Gärrückständen langsam ab (vgl. Marb&Riedel, 2015, Kap. 3.3.10).

Antibiotika

Antibiotika hemmen das Bakterienwachstum oder töten sie ab, sie werden deshalb in der Human- und Veterinärmedizin zur Behandlung bakterieller Infektionskrankheiten eingesetzt. Zahlreiche Wirkstoffgruppen von Antibiotika sind bekannt. Vor allem über Ausscheidungen von Nutztieren (besonders Tetracycline werden nur geringfügig im Tier metabolisiert) und deren Mitvergärung in Biogasanlagen gelangen Antibiotika in Substrate und Gärrückstände. Andererseits wirken Antibiotika auch störend auf den Vergärungsprozess selbst in dem sie Mikroorganismen schaden, hemmen oder abtöten. Sie können aber auch zu Einzel- und Multiresistenzen bakterieller Erreger von Infektionskrankheiten oder ubiquitär vorkommender apathogener Keime führen. Dafür wird vor allem die therapeutische und prophylaktische Anwendung antibakterieller Wirkstoffe bei landwirtschaftlichen Nutztieren verantwortlich gemacht.

Laut Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL, 2022) wurden in Deutschland 2021 insgesamt 601 Tonnen Antibiotika an Tierärztinnen und Tierärzte abgegeben, im Vergleich zu 2011, dem ersten Jahr der Erfassung, bedeutet dies einen Rückgang der insgesamt abgegebenen Antibiotikamenge um 65 %. Die wichtigsten Wirkstoffe sind Penicilline (235 t) und Tetrazykline (125 t), gefolgt von Sulfonamiden (64 t). Vor allem Tetracycline und Sulfonamide spielen bei landwirtschaftlichen Nutztieren eine wichtige Rolle. Die Abgabemengen von Wirkstoffen, die laut WHO besondere Bedeutung für die Therapie des Menschen haben, gingen jedoch stark zurück und betragen 2021 für: Cephalosporine der 3. und 4. Generation (1,2 t), Fluorchinolone (5,6 t), Polypeptidantibiotika (Colistin; 51 t) und Makrolide (46 t) – diese Wirkstoffe sind nach der Europäischen Arzneimittelagentur nur beschränkt in der Tiermedizin einzusetzen.

Vor allem die Gruppe der Tetracycline, der Sulfonamide sowie Trimethoprim werden in sehr hohen Konzentrationen zum Teil über 100 mg/kg vor allem in Schweine- und Geflügelgülle, sowie vereinzelt auch in Rindergülle gefunden. Die hohen Nachweismengen dieser Wirkstoffgruppen in Gülle entstehen unter anderem dadurch, dass sie in hohen Dosen eingesetzt werden müssen, um eine Wirkung zu erzielen (UBA, 2018). Nicht zu unterschätzen sind geringe Konzentrationen an Fluorchinolonen wie Enrofloxacin und dessen Transformationsprodukt Ciprofloxacin, da diese sehr wirksam und im Vergleich zu vielen anderen Antibiotika, auch schon in geringen Dosen aktiv sind. Zudem konnten hohe Antibiotikamengen in Gärrückständen belasteter Güllen nachgewiesen werden (UBA, 2018).

Bei einem bayernweit durchgeführten Güllemonitoring, wo 380 Schweinegülle auf das Vorkommen 23 verschiedener Antibiotika untersucht wurden, konnte in 30 % der Proben keine der untersuchten Verbindungen und in 70 % der Proben mindestens ein Antibiotikum nachgewiesen werden. In zwei Proben wurden fünf, in neun Proben vier der untersuchten Wirkstoffe gefunden. 37 % der Proben enthielten Chlortetracyclin (CTC), 29 % Tetracyclin (TC), jeweils in Konzentrationen bis zu 50 mg/kg. Von den Sulfonamiden konnte in 48 % der Proben Sulfamethazin (0,05 - 38 mg/kg) gemessen werden; Sulfadiazin wurde in 5 % der Proben nachgewiesen. Die in bayerischen Güllen gemessenen Sulfonamid-Konzentrationen waren so gering, dass eine Wirkung als Selektor für Antibiotika-resistente Bakterien nicht erwartet wird. Anders stellt sich die Situation für Tetrazykline dar: 6 % der Gülle überschritten eine CTC + TC-Konzentration von 4 mg/kg und fördern demnach selektiv das Wachstum und die Persistenz von Bakterien, die nach den DIN-Grenzwerten („Breakpoints“) als resistent einzustufen sind. In weiteren 13 % der Güllen wurden CTC + TC-Konzentrationen von > 1 - < 4 mg/kg gefunden. Diese Konzentrationen erlauben neben resistenten nur „intermediären“ Bakterien Wachstum und Vermehrung, während sensible Bakterien bereits gehemmt werden (Harms, K. und Meyer, K., 2006).

Ratsak et al. (2013) wiesen in 80 % der Gärrestproben und 62 % der Gülleproben Antibiotikarückstände nach. Das nachgewiesene Stoffspektrum und die Höhe der Stoffkonzentrationen unterschieden sich teilweise. Tendenziell waren Schweine- und Geflügelgülle stärker belastet als Rindergülle. In den Gülleproben waren die drei untersuchten Tetracycline nachweisbar, in den Gärrestproben nur der Wirkstoff Tetracyclin, jedoch auch 10 verschiedene Sulfonamide (in den Gülleproben wurden nur 7 Sulfonamide nachgewiesen!). Bei den Gülleproben traten Konzentrationsmaxima über 1 mg/kg TM bei den drei Tetracyclinen, 4-Hydroxy-Sulfadiazin und Sulfadimidin auf. Bei den Gärresten wurden Maxima > 1 mg/kg TM für Tetracyclin, Sulfadiazin, 4-Hydroxy-Sulfadiazin sowie für die Fluorchinolone Enrofloxacin, Ciprofloxacin und Difloxacin nachgewiesen. Bei beiden Wirtschaftsdüngerarten wurden

die höchsten Konzentrationen für 4-Hydroxy-Sulfadiazin bestimmt. Es zeigte sich, dass die Gärreste nicht nur häufiger, sondern auch im Median mit höheren Wirkstoffkonzentrationen belastet waren als die Gülleproben. Die höchsten Mediane wurden in den Gärresten für Tetracyclin und 4-Hydroxy-Sulfadiazin nachgewiesen (Median der belasteten Proben für Tetracyclin 5,3 mg/kg TM, für 4-Hydroxy-Sulfadiazin 4,63 mg/kg TM). Nur der Median des Sulfadimidin lag in den Gülleproben höher als in den Gärresten (Median 0,94 mg/ kg TM gegenüber 0,18 mg/kg TM).

Über den Ab- und Umbau von Antibiotika bei der Vergärung in der Biogasanlage liegen bisher keine/kaum Untersuchungen vor. Tetracycline zeigen eine hohe Persistenz im Boden. Sie können sich deshalb bei Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Gärresten im Boden akkumulieren. Demgegenüber konnten Sulfonamide in Bodenproben bisher nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden (Höper et al., 2002).

Andere organische Schadstoffe

Untersuchungen von Gärresten in Schweden (Golovko et al., 2022), Norwegen (Ali et al., 2019) und Bayern (Marb & Riedel, 2015) wiesen weitere organische Schadstoffe in Gärresten in unterschiedlich hohen Konzentrationen nach, wie Alkaloide (z. B. Koffein, Nikotin, Theobromin), Flammenschutzmittel (z. B. polybromierte Diphenylether), in der Kosmetik eingesetzte Stoffe (z. B. Galaxolide, Tonalide), Futter- und Nahrungsmittelzusätze (Antipilzmittel, Vitaminzusätze), Desinfektionsmittel (z. B. Triclosan), Arzneimittelrückstände (z. B. Diclofenac ein Antirheumatika, Carbamezapin, ein Antiepileptika, das Schmerzmittel Paracetamol (Acetaminophen)), Weichmacher von Kunststoffen usw. Nicht immer waren die Konzentrationen hoch genug, als dass die Stoffe in Gärresten eine nennenswerte Rolle spielen würden. Auch liegen noch zu wenig Daten zu deren genauem Vorkommen und Verhalten in Biogasanlagen vor. Jedoch kommen bezüglich von positiven Nachweisen erste Bedenken auf, dass diese Kontaminanten in Gärresten künftig eine größere Bedeutung haben könnten. Gärreste leisten einen wichtigen Beitrag zur Humusproduktion in Böden und stellen eine wichtige Gruppe organischer Dünger dar. Darum ist es umso wichtiger, dass v. a. die Ausgangssubstrate geringe Schadstoffgehalte aufweisen, was sich meist auch bestätigt hat. Schadstoffbelastungen der Umwelt sowie Herstellung und Verwendung schadstoffhaltiger Produkte finden sich aber auch in Ausgangssubstraten und Gärresten wieder, sind jedoch kein originäres Problem der Biogaserzeugung. Um die Schadstoffgehalte in Substraten, deren Verhalten während des Vergärungsprozesses (Ab- und Umbau oder gar Anreicherung) aber im Auge behalten zu können und den Eintrag dieser Stoffe in Gärreste künftig vermeiden oder vermindern zu können, sind weitere Untersuchungen notwendig.

1.9.4 Kunststoffe

Mathias Hartel¹, David Wilken²

Kunststoffe können nach unterschiedlichen Kriterien, wie beispielsweise Anwendungsbereich, Eigenschaften oder Zusammensetzung eingeteilt werden. Dementsprechend ergeben sich eine Vielzahl an möglichen Einflussfaktoren, wie sich Kunststoffe physikalisch oder chemisch in Biogasanlagen verhalten können. Kunststoffeinträge sind unerwünscht und erfolgen meist über das Substrat in Biogasanlagen und im weiteren Verlauf, nach der Vergärung, über die Verwendung der Komposte und Gärprodukte auch potenziell in die Umwelt. Gelangen Kunststoffe in Biogassubstrate, werden diese als Fremd- und Störstoffe oder als Nebenbestandteile eingestuft. Kunststoffe liefern während des Biogasprozesses keinen Beitrag zur Biogasbildung und weisen nach DüMV keinen düngerechtlichen Nutzen bei der Verwendung als Dünger auf. Unerwünschte Kunststoffe gelten als abbaustabil und sind deswegen als umweltrelevant einzustufen.

Makro- und Mikrokunststoffe

Im Zusammenhang mit Biogasanlagen wird der Begriff Mikroplastik fachlich oft fehlerhaft verwendet und suggeriert eine Partikelgröße < 1 mm, obwohl Kunststoffteilchen bis 5 mm eingeschlossen sind.

¹ Fachverband Biogas e. V.

² Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V., vorher Fachverband Biogas e. V.

Kunststoffe bzw. Makro- und Mikrokunststoffe sind zunächst Kunststoffteilchen, welche aus synthetischen Polymeren und Additiven zusammengesetzt sind. Diese können in fester, flüssiger oder gelöster Form vorliegen. Dabei wird zwischen großen Mikrokunststoffen 1 - 5 mm und kleinen Mikrokunststoffen 0,001 - 1 mm unterschieden. Zwischen 0,000001 - 0,0001 mm spricht man von Nanokunststoffteilchen (BKV, 2020).

Eine weitere Unterscheidung kann hinsichtlich der Entstehung von Mikrokunststoffen getroffen werden. Unter primären Mikrokunststoffen Typ A werden Partikel bezeichnet, welche für eine bestimmte Anwendung hergestellt wurden, wie z. B. Mikroperlen in Kosmetikprodukten oder Mikrofasern in der Bekleidungsindustrie. Der Eintrag erfolgt hier hauptsächlich über das Abwasser in die Umwelt (Fraunhofer Umsicht, 2018). Diese Stoffgruppe kann als Eintrag in Biogasanlagen nahezu ausgeschlossen werden. Primäre Mikrokunststoffe Typ B entstehen erst bei der Nutzung (z. B. Reifenabrieb) und ihre Entstehung wird toleriert. Unter sekundären Mikrokunststoffen sind dagegen diejenigen Partikel zu verstehen, welche aus größeren Makrokunststoffen über physikalisch-chemische Prozesse, wie z. B. durch mechanische Zerkleinerung, Temperaturveränderung oder UV-Strahlung zu Mikrokunststoffen zerkleinert werden können. Letztere stehen im Verdacht den Hauptanteil der Gesamtfracht in die Umwelt zu beziffern und können bislang auch bei Biogasanlagen nicht ausgeschlossen werden. Gemäß der BioAbfV müssen die Kontrollwerte für Gesamtkunststoffe für angelieferte Bioabfälle vor der biologischen Behandlung ab 01.05.2025 eingehalten werden. Eine möglichst umfassende Abtrennung aller Fremdstoffe vor, während und nach der biologischen Behandlung ist für die Einhaltung der Anforderungen an eine bodenbezogene Verwertung der Gärprodukte erforderlich.

Durch die zukünftigen Anforderungen und den dadurch höheren technischen Aufwand für die Abtrennung von Kunststoffen vor der biologischen Behandlung kann es bei verunreinigten Substraten darüber hinaus auch zu einer stärkeren Abtrennung von organischem Material kommen, um den Kontrollwert einzuhalten. Das abgetrennte organische Material steht dann für eine Verwertung nicht mehr zur Verfügung und muss dem Recycling entzogen werden. Umso wichtiger ist eine sortenreine Qualität der erfassten Bioabfälle bereits an der Anfallstelle. Hierfür nimmt die novellierte BioAbfV erstmals auch die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger in die Pflicht (§ 3 c Abs. 2 i.V.m. § 1 Abs. 2 Nr. 1 BioAbfV).

Eintragspfade

Eine Abschätzung von absoluten Kunststoffeinträgen in die Umwelt durch den Pfad Biogasanlage ist schwierig, da nur große Kunststoffeile am Eingang einer Biogasanlage erfasst werden können. Neben diesen direkten Einträgen können aber auch diffuse Einträge stattfinden, welche bereits als kleine Mikrokunststoffe vorliegen und mit dem Substrat in den Biogasprozess eingebracht werden. Diese Einträge sind derzeit nicht quantifizierbar. Betrachtet man Makro- und große Mikrokunststoffe, so kann der Haupteintragspfad auf die Verunreinigung von Biogassubstraten eingegrenzt werden. Die Höhe eines Verunreinigungsgrades hängt dabei mitunter von verschiedenen Faktoren ab. Dazu zählen das Trennverhalten an der Sammelstelle oder die Herkunft des separat erfassten Bioabfalles. Daraus folgt, dass bereits an der Anfallstelle über einen möglichen Eintrag von Kunststoffen in die Umwelt justiert werden kann. Die getrennte Erfassung von Bioabfällen ist seit 2015 im KrWG verpflichtend verankert.

Bioabfälle aus der Biotonne und Grüngut

Gute Qualitäten entstammen überwiegend aus kontrollierten Quellen der Landwirtschaft, aber auch der Industrie. Schlechte Qualitäten entstehen immer dann, wenn ein hoher Anteil an Fehlwürfen im Bioabfall festzustellen ist. Bioabfälle aus der haushaltsnahen Sammlung können dabei Fremd- und Störstoffe von Partikeln < 40 mm mit einem Anteil von 50 - 70 % FM und > 40 mm zwischen 30 - 50 % FM und 5 - 10 % FM Gesamt beinhalten. Dabei sind neben Kunststoffen auch andere Fremdstoffe, wie Glas, Metall und Papier mit enthalten. Im Vergleich dazu liegt der Anteil aus Grüngut bei einer Abtrennung von Fremd- und Störstoffen > 50 mm bei unter 1 % FM. Auch bei der separaten Erfassung von gewerblichen Bioabfällen, wie z. B. der Lebensmittelproduktion, dem Einzelhandel oder dem Gastronomie- und Cateringbereich ist es nicht auszuschließen, dass Fehlwürfe das Substrat verunreinigen können. Die Fremdstoffgehalte können hier auf Grund des Anteils an Kunststoffverpackun-

gen deutlich höher ausfallen als in der haushaltsnahen Sammlung. Unverpackte und verpackte Lebensmittelabfälle müssen von der Anfallstelle über die Sammlung bis hin zur Verwertung getrennt gehalten werden. Die die Vorgaben zur Fremdstoffabtrennung müssen ab 01.05.2025 eingehalten werden.

Überlagerte Lebensmittelabfälle

Überlagerte oder auch unter dem Begriff „verpackte Lebensmittelabfälle“ bekannte Bioabfälle zählen zu den separat zu erfassenden gewerblichen Bioabfällen und können in Biogasanlagen nur eingesetzt werden, wenn diese entpackt und die Fremdstoffe abgetrennt werden (Fachverband Biogas e. V., 2020). Unter Entpackung ist dabei der Aufschluss für die Weiterverarbeitung vor, während und nach der biologischen Stufe zu verstehen. D. h. je nach technischer Einheit die reine Öffnung bzw. Zerkleinerung der Verpackung ohne weitere Aufbereitung oder eine mit einer Abtrennung von Fremdstoffen integrierten Verfahrensweise. Der Einsatz einer Technik zur reinen Entpackung wird dabei allerdings immer in Kombination mit einer nachfolgenden Abtrennungstechnik für Fremdstoffe eingesetzt. Somit verfügen die Aufbereitungsanlagen über mehrere technische Einheiten mit einem der Verpackung angepassten Aufschluss. Die Abtrennung der aus der Entpackung resultierenden Fremdstoffe erfolgt dann mit einer auf die entsprechende Fraktion optimierten Technik. Durch die Aufbereitung kann schließlich der biogene Anteil (Biogassubstrat) optimal energetisch und stofflich (Biogas- und Gärproduktzerzeugung) verwertet werden. Auch der abgetrennte Fremdstoff (Reject) kann je nach Reinheit einer Verwertung zugeführt werden. Insgesamt gilt, je besser die Trennung zu Beginn eines Prozesses gelingt, desto ökonomischer und stabiler sind alle nachfolgenden Schritte. Der Fremd- und Störstoffanteil kann hier bis zu 25 % FM bzw. 40 % TM im Inputsubstrat betragen. Die BioAbfV sieht ab 01.05.2025 folgende Kontrollwerte für Gesamtkunststoffe im Substratinput vor der biologischen Stufe vor (§ 2 a BioAbfV):

- Flüssige, schlammige und pastöse Form:
max. 0,5 % **Trocken**masse (Siebdurchgang > 2 mm)
- Bioabfälle und Materialien in fester Form,
max. 0,5 % **Frisch**masse (Siebdurchgang > 20 mm)
- Bioabfälle und Materialien in fester Form (Biotonne): max. 1,0% Frischmasse (Siebdurchgang 20 mm) → Rückweisungsoption

Von diesen Anforderungen kann durch Vereinbarung abgewichen werden, wenn sichergestellt ist, dass der Kontrollwert nach einer Fremdstoffentfrachtung nicht überschritten wird (§ 2a Absatz 1 Satz 2).

Synthetische Polymere

Synthetische Polymere werden als Hüllsubstanzen in Düngemitteln oder als Flockungsmittel in der Siedlungswasserwirtschaft eingesetzt und gelten nach DüMV als Nebenbestandteile. Nach DüMV sind diese als Aufbereitungshilfsmittel und Anwendungshilfsmitteln einsetzbar. Die Zugabe erfolgt i. d. R. gezielt, um eine produktionstechnische Anwendung oder Aufbereitung zu unterstützen.

Durch die Novellierung der DüV und der sich daraus ergebenden zusätzlichen Anforderungen an die Lagerkapazität und ausbringbaren Nährstoffmengen werden auch im Bereich der Gärproduktaufbereitung zunehmend Technologien zur Aufkonzentration und Nährstoffentfrachtung der Gärprodukte eingesetzt und angewandt. In Abhängigkeit der eingesetzten Technologie werden dabei auch Flockungsmittel für die Gewinnung von Reinnährstoffen eingesetzt. Eine Abschätzung wie hoch die Anzahl der Betriebe ist, welche bereits synthetische Polymere einsetzen und welche Frachten über die entstehenden Produkte potenziell in die Umwelt gelangen können, gibt es derzeit nicht.

Werden synthetische Polymere beispielsweise bei der technologischen Aufbereitung von flüssigen Gärprodukten für eine Fällung von Phosphat eingesetzt, müssen Düngemittel, Bodenhilfsmittel und Kultursubstrate, die synthetische Polymere enthalten, nach DüMV gekennzeichnet werden. Darüber

hinaus dürfen Produkte, die synthetische Polymere zur Steuerung des Wassergehaltes als Flockungsmittel enthalten, über drei Jahre nicht mehr als 45 kg TM/ha ausgebracht werden, es sei denn diese sind innerhalb von zwei Jahren zu 20 % abbaubar.

Additive in Kunststoffen

Additive in Kunststoffen werden zu Zwecken der Stabilität des Kunststoffes gegenüber Außenwirkungen eingesetzt und sind nicht chemisch an die Polymere gebunden. Dabei sind die Mengen in Abhängigkeit des ausgerichteten Anwendungsbereichs und dem Polymertyp unterschiedlich hoch. So werden im Bereich der Lebensmittelverpackung weniger Additive eingesetzt als außerhalb der Lebensmittelproduktion. Studien nach werden in der Baustoffindustrie die meisten Additive eingesetzt, da diese Kunststoffe einer längeren Nutzungsdauer und zusätzlich chemisch-physikalischen Prozessen durch klimatische Gegebenheiten ausgesetzt sind. Gelangen Kunststoffe in die Umwelt ist nicht auszuschließen, dass Additive an die Umwelt abgegeben werden.

Qualität von Komposten und Gärprodukten

Für die Untersuchung von kleinen Mikrokunststoffen ist aktuell keine evaluierte Analyseverfahren in Komposten und Gärprodukten verfügbar. Bestehende Methoden liegen nur für das Medium Wasser in standardisierter Form vor. Somit wird sich aktuell bei der Feststellung des Gehaltes an Kunststoffen auf die sichtbare Größe von > 1 mm verständigt, wie sie auch in der DüMV verankert ist. Vergleiche mit Stoffgruppen z. B. aus der Trinkwasserbereitstellung können auf Grund der unterschiedlichen Partikelgröße somit nicht herangezogen werden. Beim Einsatz von Bioabfällen sind die Anforderungen aus der BioAbfV zu erfüllen. Werden Komposte und Gärprodukte in Verkehr gebracht und als Dünger verwendet, sind düngerechtliche Anforderungen einzuhalten. Bei einer bodenbezogenen Verwertung der Produkte dürfen nach derzeitig gültiger BioAbfV der Anteil an Fremdstoffen wie Glas, Kunststoff und Metall bei einem Siebdurchgang von > 2 mm nicht mehr als 0,5 % TM, der Anteil an Steinen, bei einem Siebdurchgang > 10 mm nicht mehr als 5 % TM betragen. Hierzu sind pro angefangener 2.000 Tonnen FM behandelter Bioabfälle Untersuchungen durchzuführen. Ab 2021 gilt darüber hinaus nach DüMV der Grenzwert für nicht verformbare Kunststoffe > 1 mm von 0,4 % TM und für verformbare Kunststoffe von 0,1 % TM.

Ergebnisse zu Untersuchungen, welche Mengen an kleinen Mikrokunststoffen über den Pfad der Biogasnutzung in die Umwelt gelangen, sind derzeit nicht verfügbar. Allerdings wurden hierzu Studien aus landbasierten Eintragspfaden erhoben, in welchen der Anteil an Mikrokunststoffen, unter anderem auch aus ausgebrachten Mengen Komposten und Gärprodukten, der Gesamteintragsfracht gegenübergestellt wurde. Demnach ist dieser mit unter 1 % zu beziffern. Im Gegensatz dazu kann hinsichtlich der Qualität von Komposten und Gärprodukten unter den derzeitigen rechtlichen Bestimmungen auf die in der folgenden Tabelle ersichtlichen Analysen von qualitätsgesicherten Komposten und Gärprodukten aus der Verwertung von Bioabfällen zurückgegriffen werden. Demnach beziehen sich die analysierten Fremdstoffe bei den Qualitäten von Gärprodukten hauptsächlich auf den Anteil von Kunststoffen.

Tab. 4: Gehalte an Fremdstoffen und Kunststoffen > 2 mm in Kompost und Gärprodukten (RAL Gütesicherung, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., 2019, verändert).

- 1) Kompost aus Behandlungsanlagen, die sowohl Inhalte der Biotonne als auch separat erfasstes Grüngut behandeln
- 2) Kompost aus Behandlungsanlagen, die ausschließlich separat erfasstes Grüngut behandeln (ohne Biotonne)
- 3) Gärprodukt aus der Behandlung von Bioabfällen (hier nicht enthalten: reine NawaRo – Gärprodukte)
(Mediane, in Klammern arithmetische Mittelwerte, Angaben in Gew.-% TM)

	Analysen (1. HJ 2018)	Trockenmasse (% FM)	Fremdstoffe ge- samt	Folienkunst- stoffe	Hartkunst- stoffe ⁴⁾	Kunststoffe gesamt
	(Anzahl)	(% FM)	Gew.-% TM	Gew.-% TM	Gew.-% TM	Gew.-% TM
Kompost aus Bioabfall ¹⁾	744	59,5 (59,9)	0,080 (0,123)	0,010 (0,012)	0,010 (0,029)	0,020 (0,041)
Kompost aus Grüngut ²⁾	673	56,3 (56,7)	0,013 (0,041)	0,000 (0,004)	0,000 (0,018)	0,000 (0,022)
Gärprodukt flüssig ³⁾	417	4,94 (6,71)	0,000 (0,023)	0,000 (0,010)	0,000 (0,013)	0,000 (0,023)

1.9.5 Aspekte der Hygiene

Dr. Michael Lebuhn¹, David Wilken²

1.9.5.1 Einführung

Eine Voraussetzung für die regelgerechte Vergärung von Biomasse mit Gewinn verwertbarer Energieträger, wie z. B. Biogas, ist, dass der Prozess und seine Produkte keine Gefahr für Mensch, Tier, Pflanze und Umwelt darstellen. Allerdings kann die Biomasse je nach Zusammensetzung vor und nach der Vergärung hygienische Risiken bergen. Insbesondere können tierische Nebenprodukte, (ehemalige) Lebensmittel und Speisereste mit Schadstoffen, infektiösen Organismen, Viren oder Parasiten belastet sein. Sie sind auch ein idealer Nährboden für Krankheitserreger. EU-weit anzuwendende Regelwerke (VO (EG) Nr. 1069/2009, VO (EU) Nr. 142/2011 (Tierische Nebenprodukteverordnung), VO (EG) Nr. 999/2001) sollen gewährleisten, dass vor allem für Mensch und Tier keine Gesundheitsrisiken bei Abholung, Sammlung, Beförderung, Lagerung, Behandlung, Verarbeitung, Verwendung und Beseitigung tierischer Nebenprodukte entstehen. Während der Bearbeitung sollen die Biostoffverordnung (BioStoffV) und die Technischen Regeln für Biologische Arbeitsstoffe (TRBA) z. B. das Personal schützen. Für Phyto- und Umwelthygiene ist neben EU-Vorgaben die nationale Gesetzgebung der Bereiche Düng- und Abfallrecht (DüV, DüMV, WDüngV, BioAbfV) zuständig.

Die Risiken sollen durch dem Risikopotenzial des Substrats entsprechend angepasste Vorgaben und Maßnahmen minimiert werden. Die jeweiligen Auflagen zielen einerseits darauf ab, dass der Gesamtprozess eine Pasteurisierung der Biomasse bewirkt. Es sollen auch Kreuzkontaminationen im gesamten Ablauf, beginnend mit der Anlieferung, ausgeschlossen und eine unumkehrbare Trennung der „unreinen“ von der „reinen“ Seite erreicht werden („Schwarz-Weiß-Trennung“).

1.9.5.2 Tierisches Nebenprodukterecht

Nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte tierische Nebenprodukte können Risiken für die Gesundheit von Mensch und Tier bergen. In der Vergangenheit haben Krisen im Zusammenhang mit dem Ausbruch der Maul- und Klauenseuche, der Verbreitung transmissibler spongiformer Enzephalopathien wie etwa der bovinen spongiformen Enzephalopathie gezeigt, welche Folgen die unsachgemäße Verwendung bestimmter tierischer Nebenprodukte haben kann. Ferner können derartige Krisen weitergehende negative Folgen für die Gesellschaft als Ganzes haben, da sie sich auf die sozioöko-

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

² Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V., vorher Fachverband Biogas e. V.

nomische Lage der betroffenen Landwirte und Wirtschaftszweige sowie auf das Vertrauen der Verbraucher in die Sicherheit von Erzeugnissen tierischen Ursprungs auswirken. Ein Ausbruch von Seuchen könnte auch für die Umwelt negative Folgen z. B. auf die Artenvielfalt haben (vgl. Erwägungsgrund 1 VO (EG) Nr. 1069/2009).

Tierische Nebenprodukte werden in der VO (EG) Nr. 1069/2009 je nach Risiko in drei Kategorien eingeteilt. In der VO (EU) Nr. 142/2011 werden Verarbeitungsnormen festgelegt, die die Verringerung von Risiken gewährleisten (Details siehe Kapitel 2.2.6).

Eine Verwendung von Material der **Kategorie 1** (höchste Risikostufe) in Biogasanlagen ist grundsätzlich nicht vorgesehen, auch nicht als Zusatzmaterial im Rahmen einer Kofermentation. Dieses Kategorie 1 Material muss in der Regel gesondert entsorgt werden.

Als Material der **Kategorie 2** eingestufte tierische Nebenprodukte, können zwar grundsätzlich nach Drucksterilisation („Methode 1“: ≥ 3 bar, ≥ 20 min, ≥ 133 °C) und Zerkleinerung (≤ 50 mm) in entsprechend VO (EG) Nr. 1069/2009 zugelassenen Biogasanlagen eingesetzt werden, eine landwirtschaftliche Ausbringung ist aber nach dem Düngerecht nur für bestimmte Gärprodukte wie z. B. aus Gülle, Magen/Darminhalt und Kolostrum zulässig. Weil auch die Gasproduktion nach BiomasseV (die o. g. Ausnahmen ausgenommen) um den entsprechenden Beitrag für EEG-Vergütungen zu reduzieren ist, wird solche Biomasse in Deutschland praktisch nicht in Biogasanlagen eingesetzt. Material der Kategorie 2 wie Gülle, Magen/Darminhalt und Kolostrum müssen auch bei landwirtschaftlicher Ausbringung - sofern sie keine Gefahr einer Verbreitung einer schweren übertragbaren Krankheit bergen - weder drucksterilisiert noch pasteurisiert werden; die Gärprodukte unterliegen aber den Verordnungen der Düngegesetzgebung.

Durch die Drucksterilisation (Methode 1) werden u. a. Krankheitserreger wie z. B. Salmonellen,>Listerien, pathogene *Escherichia coli*, Brucellen, *Pseudomonas aeruginosa*, thermophile *Campylobacter* Arten, intestinale Enterokokken, aerobe und anaerobe Sporenbildner (z. B. *Bacillus cereus*, *Clostridium perfringens*), Parasiten sowie Viren (auch hitzeresistente Parvoviren) abgetötet. Infektiöse Einheiten sind nach Passage der Sterilisationseinheit nicht mehr zu erwarten.

Allerdings bietet solches Material (sowie pasteurisiertes Material der Kategorie 3, siehe unten) einen geeigneten Nährboden für eine Wiederverkeimung u. U. auch durch Krankheitserreger, besonders wenn es als Kosubstrat z. B. mit nicht-sterilisiertem Dung, Jauche und ähnlichen Tierausscheidungsprodukten oder Speiseresten und vor allem bei mesophiler (ca. 35 - 40 °C) Vergärung eingesetzt wird. Um eine direkte Aufnahme z. B. mit der Nahrung nach Ausbringung durch Weidetiere zu vermeiden, muss der Gärrückstand nach dem Indikatorprinzip definierten mikrobiologischen Standards entsprechen. Dabei dürfen nach Verordnung (EU) Nr. 142/2011 keine Salmonellen sowie *Escherichia coli* oder *Enterococcaceae* nur bis zu bestimmten Schwellen- bzw. Höchstwerten (beide Parameter: m = 1000, M = 5000 in 1 g; n = 5; c = 1) noch enthalten sein (siehe Kapitel 2.2.6).

Der Indikatorparameter Salmonellen ist für enteropathogene Bakterien unbestritten. Hingegen ist die Gleichwertigkeit von *E. coli* und *Enterococcaceae* als Indikator fragwürdig, da *E. coli* wesentlich temperaturempfindlicher ist als Enterokokken und nur die Abtötung eines relativ sensitiven Teils potentieller Krankheitserreger indizieren kann (Tab. 5); (Lebuhn und Wilderer, 2006). Die Enterokokken sind damit als Indikator für Hygienisierung wesentlich geeigneter als *E. coli*. *E. faecium* und *E. faecalis*, die häufigsten Enterokokken, zeigen fäkale Verunreinigung an und sind thermotolerant, sie decken auch ein weites Spektrum relevanter pathogener Mikroorganismen ab. Ausnahmen stellen vor allem die bakteriellen Sporenbildner (*Clostridium* spp. wie z. B. *Clostridium botulinum*, *Bacillus* spp.) (Tab. 5) dar, die in Biogasprozessen kaum oder praktisch nicht reduziert werden, allerdings auch weder bei meso- noch thermophiler Vergärung zunehmen (Lebuhn und Wilderer, 2006; Fröschle et al., 2015). Das Schicksal anderer Sporen- und potenziell toxinbildender Arten sowie der Toxine (z. B. *Aspergillus fumigatus*, bestimmte Fusarien) in Biogasprozessen ist noch wenig untersucht.

Verarbeitungsprodukte von Gülle (z. B. für den Handel) müssen pasteurisiert werden (70 °C, 60 min) und dürfen keine Salmonellen sowie *E. coli* bzw. *Enterococcaceae* nur bis zu den oben diskutierten

Schwellen- bzw. Höchstwerten enthalten. Durch die Pasteurisierung können bestimmte Bakterien, Viren und Parasiten inaktiviert werden. Äquivalente Behandlungen können behördlich zugelassen werden, wenn gleiche Wirksamkeit demonstriert ist.

Material mit geringem seuchenhygienischen Risiko (**Kategorie 3**), z. B. Federn, ehemalige Lebensmittel und Küchen- und Speiseabfälle von national eingesetzten Verkehrsmitteln, dürfen nach VO (EU) Nr. 142/2011 in der Regel nur nach Passage einer Pasteurisierungseinheit (≤ 12 mm Teilchengröße, Pasteurisierung: 70 °C, 60 min) in eine Biogasanlage eingespeist werden. Das Endprodukt darf keine Salmonellen sowie *E. coli* bzw. *Enterococcaceae* nur bis zu den oben diskutierten Schwellen- bzw. Höchstwerten enthalten (siehe Kapitel 2.2.6). Ausnahmegenehmigungen zur Prozessführung sind in Sonderfällen möglich, allerdings muss hinsichtlich der Verringerung von Krankheitserregern die gleiche

Tab. 5 zeigt eine Zusammenstellung der dezimalen Reduktionszeiten ausgewählter Krankheitserreger und Indikatororganismen. Da aus wissenschaftlicher Sicht eine Reduzierung um 3 - 4 Zehnerpotenzen wünschenswert ist, sind auch die extrapolierten $T_{99,99}$ -Werte dargestellt. Die Zusammenstellung beruht auf eigenen Untersuchungen (Lebuhn und Wilderer, 2006; Fröschle et al., 2015), Angaben bei Hoferer (2001) sowie O'Reilly und Colleran (2004) und einer Reihe verschiedener Einzeluntersuchungen, die in Lebuhn und Wilderer (2006) zitiert sind. Die Angaben sollen auch zur Diskussion um die Eignung von Indikatorparametern für bestimmte Krankheitserreger beitragen sowie zur Frage der Gleichwertigkeit der Hygienisierungswirkung unterschiedlicher Temperaturführungen.

Tab. 5: T_{90} - und $T_{99,99}$ -Werte für ausgewählte Krankheitserreger und Indikatororganismen (Angaben verschiedener Autoren).

Organismus	mesophil		thermophil	
	T_{90}^1 (h)	$T_{99,99}^2$ (h)	T_{90} (h)	$T_{99,99}$ (h)
<u>Viren:</u>				
CSFV (klass. Schweinepest)	4,8	19,2	0,03 - 0,17	0,12 - 0,68
PRV (Aujeszky'sche Krankheit)	4,8	19,2	0,02 - 0,18	0,08 - 0,72
SVDV (vesikul. Schweinekrankheit)			0,01 - 0,13	0,04 - 0,52
ASFV (Afrikanische Schweinepest)			0,03 - 1,11	0,12 - 4,44
FMDV (Maul- und Klauenseuche)	24	96	0,13 - 1	0,52 - 4
<i>Poliovirus</i>	22,3 - 32,2	89,3 - 128,6	0,03 - 0,09	0,12 - 0,36
FCV (Felin. Calicivirus)/Norovirus	48	192		
Hepatitis A Virus			0,17	0,68
Humanes Rotavirus			0,12	0,48
Bovines Rotavirus			0,3	1,2
BPV (Bovines Parvovirus)			4,67 - 17,1	18,7 - 68,4

Organismus	mesophil		thermophil	
	T_{90}^1 (h)	$T_{99,99}^2$ (h)	T_{90} (h)	$T_{99,99}$ (h)
<u>Bakterien:</u>				
<i>Escherichia coli</i> , EHEC	19,2 - 74,48	76,8 - 297,9	0,03 - 0,4	0,12 - 1,6
<i>Salmonella</i> spp.	21,6 - 168	86,4 - 672	0,06 - 2	0,24 - 8
Intestinale Enterokokken (fäkale Streptokokken)	48 - 126,2	192 - 745	1 - 1,7	4 - 6,8
<i>Listeria monocytogenes</i>	295,2	1181	0,28	1,11
Thermophile <i>Campylobacter</i>	86,4 (- 1704?)	345,6 (- 6816?)	0,01 - 0,04	0,04 - 0,15
<i>Bacillus cereus</i>	670 - 240000	2681 - 960000	824 - 100000	3298 - 400000
<i>Clostridium botulinum</i>	525,6	2102	33,6	134,4
<i>Clostridium perfringens</i>	240000 - ∞	960000 - ∞	2657 - 100000	10629 - 400000

Organismus	mesophil		thermophil	
<u>Parasiten</u>				
<i>Ascaris suum</i>	336	1344	24	96
<i>Cryptosporidium parvum</i>	2,0	7,84	0,78	3,1

¹⁾ Zeitraum, innerhalb dessen bei definierten Bedingungen die Konzentration der betreffenden Mikroorganismen um eine Zehnerpotenz bzw. 90 % abnimmt („dezimale Reduktionszeit“)

²⁾ Zeitraum, innerhalb dessen bei definierten Bedingungen die Konzentration der betreffenden Mikroorganismen um vier Zehnerpotenzen bzw. 99,99 % abnimmt

1.9.5.3 Phyto- und Umwelthygiene

Zentrale Fragen der Phyto- und Umwelthygiene werden auf nationaler Ebene im Abfall- und Dünge(mittel)recht angesprochen, ggf. sind noch Auflagen des Boden- und Wasserschutzes, des Bundes-Immissionsschutzgesetzes oder der Klärschlammverordnung zu beachten. Zusätzlich gelten EU-Vorgaben in den entsprechenden Rechtsbereichen.

Unabhängig von der Art der vergorenen Einsatzstoffe unterliegt der Gärrückstand dem Düngemittelrecht. Zusätzlich greift die BioAbfV bei der Verwertung von Bioabfällen und Gemischen mit Bioabfällen. Sie definiert, dass Bioabfälle so behandelt sein müssen, dass sie seuchen- und phytohygienisch unbedenklich sind und von ihnen keine Gefahr für Menschen, Tiere, Pflanzen(-erzeugnisse) und Böden ausgeht. Gleiches fordert auch die DüMV, wenn die Gärrückstände in Verkehr gebracht werden. Nachwachsende Rohstoffe (z. B. Energiepflanzen) sind keine Abfälle und unterliegen lediglich dem Düngemittelrecht. Bei Eigenverwertung sind hier keine Auflagen hinsichtlich Hygieneanforderungen zu beachten.

Neben den seuchen- (s. o.) und phytohygienischen (s. u.) Parametern sehen die BioAbfV und DüMV eine Reihe chemischer und physikalischer Untersuchungen hinsichtlich umwelthygienischer Fragestellungen (Schutz von Boden, Wasser, Luft) vor, auf die hier nicht näher eingegangen wird.

Die hygienische Unbedenklichkeit von Produkten aus der biologischen Abfallbehandlung wird nach der BioAbfV mit Hilfe von direkten und indirekten Prozessprüfungen und mit Produktprüfungen festgestellt. Auf die seuchenhygienischen Parameter nach BioAbfV, die z. T. von den Parametern der HygieneVO abweichen, wird hier nicht eingegangen. Die Prozessprüfung zur Phytohygiene nach BioAbfV sieht Untersuchungen zum Wirkungsgrad des Verfahrens mit den Indikatororganismen und *Plasmodiophora brassicae* (Kohlhernie, Richtwert im Biotest: Befallsindex $\leq 0,5$) sowie die Bestimmung der Keimrate von Tomatensamen (Richtwert im Biotest: ≤ 2 % keimfähige Samen/Probe) vor.

1.9.6 Energie und Klima

Mathias Effenberger¹

Die Energiebereitstellung aus Biogas galt lange Zeit als besonders umweltfreundlich, klimaschonend und „nachhaltig“ – ehe mit dem stark zunehmenden Einsatz von Energiepflanzen negative Effekte wie Flächenkonkurrenz und Einengung von Fruchtfolgen die gesellschaftliche Akzeptanz der Biogaserzeugung massiv beschädigten. Betrachtet man isoliert die energetische Verwertung von Biogas, so ist diese in Bezug auf die CO₂-Emission aus der Verbrennung „klimaneutral“, da alles freigesetzte CO₂ zuvor auf dem Wege der Photosynthese assimiliert wurde – angetrieben durch nach menschlichen Maßstäben dauerhaft und unerschöpflich zur Verfügung stehende solare Strahlungsenergie.

Allerdings werden entlang der Verfahrenskette der Erzeugung von Biomasse sowie für den Betrieb von Biogasanlagen zum einen auch fossile bzw. nicht erneuerbare Energieträger eingesetzt – Energie aus Biogas ist also (noch) nicht „zu hundert Prozent erneuerbar“ –, zum anderen kommt es zur Emission nennenswerter Mengen von Methan und – wenn pflanzenbaulich erzeugte Biomasse eingesetzt wird – von Lachgas, beides sehr potente Treibhausgase. Gerade im Hinblick auf den Verbrauch nicht

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

erneuerbarer Ressourcen und die globale Erwärmung („Treibhausgasbilanz“) sind die Vor- und Nachteile der Energiebereitstellung aus Biogas somit deutlich vielschichtiger und variabler als für andere erneuerbare Energieträger und müssen deshalb im Einzelfall unter Einbeziehung der gesamten Verfahrenskette näher beleuchtet werden. Bei Betrachtung gesamter Verfahrensketten wird deutlich, dass beim überwiegenden Einsatz von Gülle und/oder Mist die Energiebereitstellung aus Biogas gegenüber dem konventionellen Energiemix in erheblichem Umfang CO₂-Äq-Emissionen vermeidet.

1.9.6.1 Energieaufwand und Energieeffizienz

In der Diskussion über die Umweltwirkungen der Biogaserzeugung aus sogenannten Energiepflanzen wird gelegentlich die Frage gestellt, ob „sich das Ganze energetisch überhaupt rentiere oder der Aufwand nicht größer sei, als die am Ende aus Biogas gewonnene Nutzenergie“. Diese Frage zielt auf zwei wichtige Kriterien für die Bewertung verschiedener Systeme der Energiebereitstellung ab, die eng mit weiteren Umweltwirkungen verknüpft sind: den sogenannten kumulierten Energieaufwand (KEA) bzw. Energieverbrauch (KEV) und die Effizienz der Energiewandlung („Energieeffizienz“).

Im Folgenden wird der KEV in folgender Definition betrachtet: „die Summe aller [nicht erneuerbaren] Primärenergien zur Herstellung und Nutzung eines Produkts oder einer Dienstleistung inklusiver aller Vorketten, jedoch ohne die stofflich genutzten Energieträger wie z. B. Holz für Bauzwecke oder Erdöl für Kunststoffe“ (ergänzt nach Duschl *et al.*, 2003); ebenfalls nicht enthalten sind Aufwendungen zur Entsorgung. Im KEA gemäß VDI (2012) sind hingegen auch die stofflich genutzten Energiemengen enthalten sowie der Energieaufwand bzw. die Energierückgewinnung aus Entsorgung bzw. Verwertung. Für die weitere Betrachtung des KEV und der THG-Bilanz ist die Verfahrenskette der Biogaserzeugung und -verwertung in Abb. 12 skizziert.

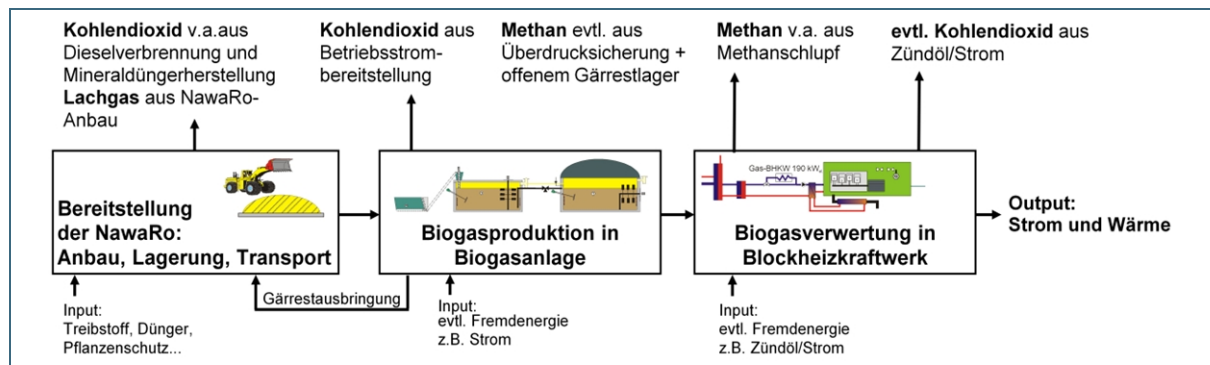


Abb. 12: Skizze zur Betrachtung des KEV und der Treibhausgasbilanz entlang der Verfahrenskette der Energiebereitstellung aus Biogas unter Verwendung nachwachsender Rohstoffe/Energiepflanzen (Quelle: Bachmaier, 2012).

Das Verhältnis von Netto-Energieertrag (Energiebindung im Pflanzenertrag) zum Energieverbrauch liegt für den Pflanzenbau in unseren Breiten je nach Kultur, Anbausystem, Standort und Betriebsstruktur typischerweise im Bereich von 50 bis 200 (Hülsbergen & Schmid, 2013). Bis zur Bereitstellung von Nutzenergie aus Biogas treten Biomasse- und Wärmeverluste auf, so dass auf der Stufe des Biogases das vorgenannte Verhältnis etwa 10 bis 20 beträgt und für Strom aus Biogas schließlich etwa 5 bis 7 (Helbig & Hülsbergen, 2009). Der entsprechende KEV ergibt sich als Kehrwert zu 0,14 bis 0,20. Hierin nicht enthalten sind der EV für die Errichtung und den Betrieb der Biogasanlage. Außerdem ist bei Nutzung des Biogases in Kraft-Wärme-Kopplung eine Gutschrift in Höhe der Menge an fossilen Energieträgern anzurechnen, die durch Wärme aus Biogas ersetzt werden.

Für zehn verschiedene landwirtschaftliche Biogasanlagen in Bayern (elektrische Nennleistung: 250 - 630 kW; Anteil von NawaRo an der eingesetzten Frischmasse: ca. 60 - 100 %) wurden nach dieser Methode für den KEV der eingespeisten elektrischen Energie aus Biogas Werte von -0,62 bis 0,24 ermittelt (vergleiche Abb. 13). Ein Wert kleiner 0 ergibt sich dann, wenn durch das Biogassystem mehr fossile Energieträger substituiert als verbraucht werden.

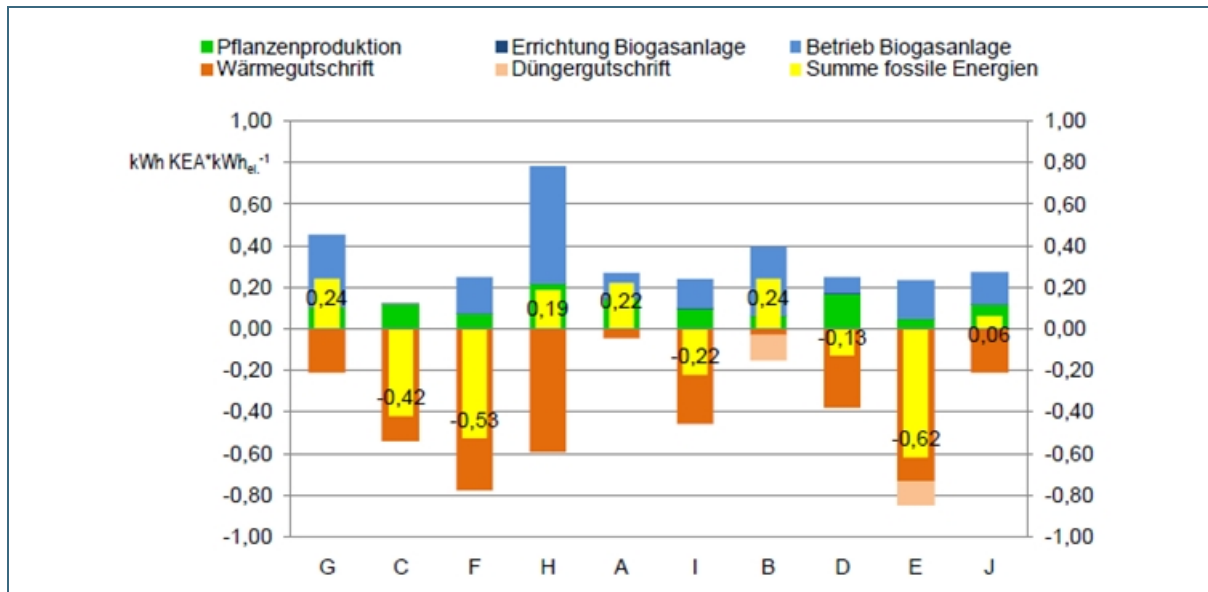


Abb. 13: Ermittlung des spezifischen kumulierten Energieverbrauchs (KEV, kWh/kWh) für die gekoppelte Strom- und Wärmebereitstellung aus Biogas in zehn landwirtschaftlichen Anlagen; die gelben Säulen markieren den jeweiligen Saldo aus „Energieverbrauch“ und Gutschriften durch die Einsparung von fossilen Energieträgern (Quelle: Effenberger et al., 2010).

Bei den Anlagen „B“ und „E“, die Bestandteil von Ökobetrieben sind, wurde hierbei zusätzlich eine Gutschrift für die Lieferung von überschüssigem Gärrest aus Klee gras an Fremdbetriebe als Substitut für Mineraldünger angesetzt. In Abb. 13 erkennt man sehr große Unterschiede in Bezug auf den KEV für den Betrieb der Biogasanlagen (KEV_B): je nachdem, ob der Strombedarf für den Anlagenbetrieb aus dem öffentlichen Netz („Strommix“) oder aus eigener Erzeugung gedeckt wurde und wie hoch der anteilige Strombedarf der Anlage war, ergibt sich ein Wertebereich für den KEV_B von 0 bis 0,58. (Vergleiche die blauen/oberen Säulenabschnitte „Betrieb Biogasanlage“ in Abb. 13).

Um zu ermitteln, wie viel Primärenergie aus fossilen Energieträgern im Vergleich zum Strommix in Deutschland durch die Energiebereitstellung in diesen Biogasanlagen eingespart wurde, sind die Ergebnisse im Vergleich zum KEV für die „konventionelle“ Stromerzeugung in Verbindung mit den Substitutionsfaktoren der Stromerzeugung aus Biogas zu betrachten. Dazu zwei Beispiele (vergleiche Abb. 13):

- Strom aus Anlage „H“ weist einen KEV von 0,19 auf; der vermiedene KEV je eingespeiste Kilowattstunde Strom beträgt somit für diese Anlage:
 $KEV_{konv.} - KEV_{Biogas} = (0,015 \cdot 2,29 + 0,676 \cdot 2,22 + 0,307 \cdot 1,83) - 0,19 = 2,10 - 0,19 = \underline{1,91}$;
- Strom aus Anlage „F“ weist einen KEV von -0,53 auf; der vermiedene KEV beträgt somit für diese Anlage: $2,10 - (-0,53) = \underline{2,63}$.

	KEV, kWh/kWh	Substitutionsfaktor, 1
Braunkohle	2,29	0,015
Steinkohle	2,22	0,676
Erdgas	1,83	0,307

Tab. 6: Substitutionsfaktoren für Strom aus Biogas und KEV für die konventionelle Stromerzeugung (Quelle: Fritsche & Greß, 2019; Lauf et al., 2019).

Um die oben gestellte Frage wieder aufzugreifen: In Bezug auf den (nicht erneuerbaren) KEV „rentiert sich“ also die Biogaserzeugung aus Energiepflanzen im gegenwärtigen Energieversorgungssystem. Je weniger fossile Energieträger in Zukunft eingesetzt werden, desto geringer können allerdings die entsprechenden Gutschriften ausfallen, während gleichzeitig auch der KEV für den Betrieb der Biogasanlagen sinkt. So hat sich der KEV für den Strommix in Deutschland von 2,34 im Jahr 2010 auf

1,72 im Jahr 2018 verringert, und in den Szenarien zur Entwicklung der Stromerzeugung gemäß Klimaschutzplan der Bundesregierung wird für den entsprechenden KEV ein Wert von 0,65 für 2030 und von 0,05 für 2050 erwartet (Fritsche & Greß, 2019).

1.9.6.2 Treibhausgasbilanz

Wird Biogas hauptsächlich aus Energiepflanzen gewonnen, kann die Treibhausgas (THG)-Intensität aufgrund der langen Verfahrenskette und der vielfältigen agrarischen Einflussfaktoren sehr stark variieren. Hinzu kommt die Vielzahl möglicher Verwertungspfade, wobei hierzulande die Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) mittels Hubkolbenmotoren klar dominiert. Die weitere Betrachtung konzentriert sich deshalb auf letzteren Pfad, wie er auch in Abb. 12 schematisch dargestellt ist. Für die THG-Bilanz der KWK aus Biogas sind der Nutzungsgrad und -pfad der Wärmeverwertung maßgeblich mitbestimmend.

Die verschiedenen Quellen für THG-Emissionen entlang der Prozesskette der Biogaserzeugung und -verwertung werden in Kapitel 1.9.2 diskutiert. Die Analyse der THG-Bilanz der Energiebereitstellung aus Biogas (und anderen Bioenergieträgern) mit wissenschaftlichem Anspruch erfordert eine entsprechend detaillierte Systemdarstellung und Methodenbeschreibung, wie sie von Wolf et al. (2016) erarbeitet wurde.

Um die Variabilität der THG-Bilanz bei der Strombereitstellung aus Biogas greifbar zu machen, werden im Folgenden Ergebnisse einer modellgestützten Analyse von 593 Biogasanlagen in Bayern vorgestellt (Effenberger, 2020). Hierbei wurde eine etwas vereinfachte Systembeschreibung verwendet: Die THG-Emissionen werden unter den drei Rubriken „Vorketten“ (auch: Vorleistungen), „Hilfsenergie“ und „direkte Emissionen“ zusammengefasst.

Es wird an dieser Stelle ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Berechnungsmethodik in der vorgestellten Studie in einigen Details von den Rechenregeln gemäß Richtlinie (EU) 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen („Renewable Energy Directive“ – RED II) abweicht. Eine Anwendung der vorgestellten Zahlenwerte auf die Nachhaltigkeitskriterien zur THG-Minderung gemäß EU-RED (siehe Abschnitt „Gesetzliche Vorgaben zur THG-Minderung“ unten) ist daher weder sachgerecht noch rechtssicher.

Der Mittelwert der installierten elektrischen Nennleistung dieser Anlagenstichprobe beträgt 357 kW gegenüber einem entsprechenden Mittelwert von 498 kW für die Gesamtheit der Biogasanlagen in Bayern nach LfL Agrarökonomie (2020). Die Verteilung der Anlagen in Bezug auf den Massenanteil an Gülle im Substratmix zeigt Abb. 14. Dort sieht man sehr deutlich den Effekt des mit der Novelle des EEG von 2009 eingeführten, sogenannten „Güllebonus“, der ab einem Gülleanteil von 30 % realisiert werden kann: knapp die Hälfte der Anlagen fällt in die Klasse mit einem Gülleanteil von 30 bis 40 %. „Gülle“ ist in diesem Zusammenhang im Wesentlichen bedeutungsgleich mit dem im Folgenden verwendeten Begriff „tierische Wirtschaftsdünger“ (WD).

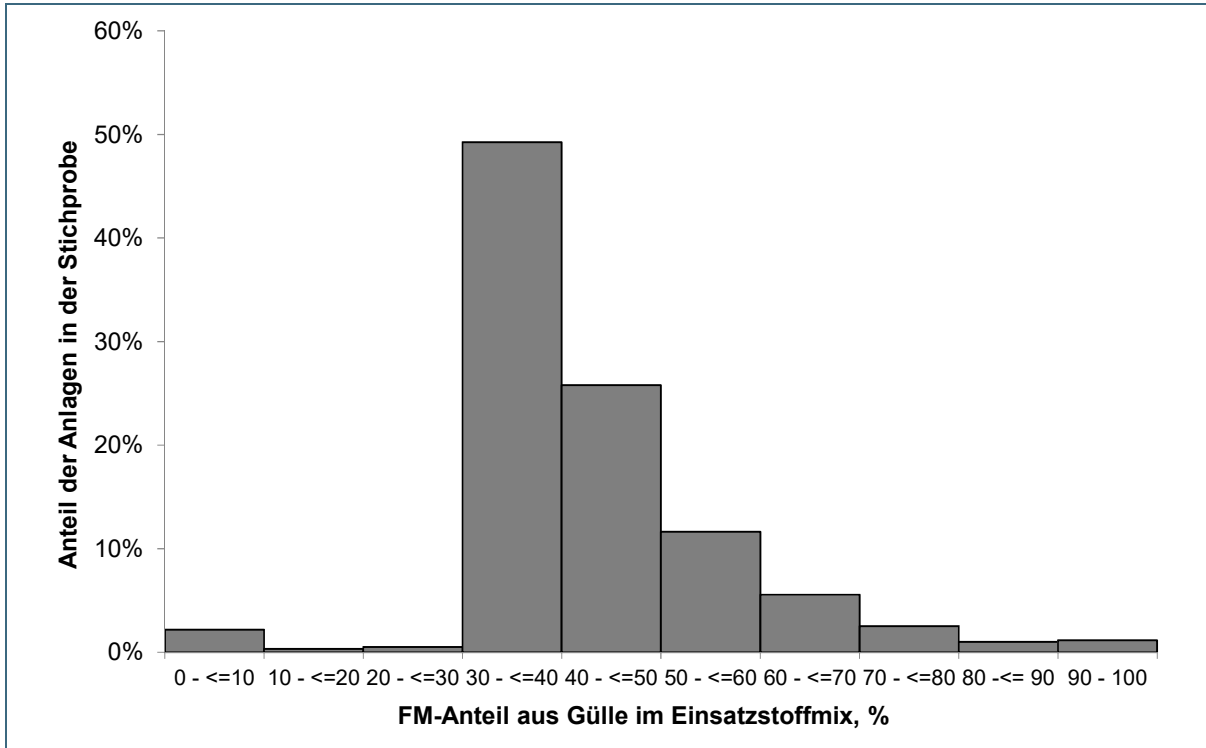


Abb. 14: Histogramm der untersuchten Biogasanlagen-Stichprobe in Bezug auf den Gülleanteil im Einsatzstoffmix.

Die Berechnung der THG-Bilanz für die Anlagenstichprobe erfolgte mit dem an der LfL entwickelten „THG-Rechner Biogas“, welcher unter www.thg-rechner.de als kostenfreie Webanwendung zur Verfügung steht. Die Brutto-Emissionen an CO₂-Äq aus der Biogaskette (vergleiche Abb. 12) errechnen sich nach folgender Formel (1):

$$\begin{aligned}
 &CO_2\text{-Äq, Biogaskette} = \\
 &= CO_2\text{-Äq, Vorketten (Dünger, Saatgut, Pestizide, Diesel, Baustoffe)} \\
 &+ CO_2\text{-Äq, Hilfsenergie (Dieselverbrennung, Netzstrom)} \\
 &+ \text{direkte } CO_2\text{-Äq (Feldemissionen, Biogas-Leckage/-Schlupf)}
 \end{aligned}$$

Welche Annahmen hier für die direkten Emissionen aus der Gärstrecke und dem BHKW getroffen wurden, zeigt Tab. 7. Die so berechneten THG-Emissionen werden auf die Strom- und Wärmeerzeugung aufgeteilt oder „allokiert“. Die Allokationsfaktoren, A_{Strom} bzw. $A_{Wärme}$ ergeben sich aus der Betrachtung, wieviel Primärenergie durch die KWK aus Biogas im Vergleich zu Referenzsystemen für die getrennte Strom- bzw. Wärmeerzeugung eingespart wird (sogenannte „Finnische Allokationsmethode“: Mauch *et al.*, 2010). Die spezifischen CO₂-Äq-Emissionen für den Strom, g/kWh, berechnen sich dann nach der folgenden Formel (2):

$$CO_2\text{-Äq, Biogaskette} * A_{Strom} / [\text{Netto-Stromeinspeisung}]$$

Es gilt: $A_{Strom} + A_{Wärme} = 1$; d. h. je geringer der Wärmenutzungsgrad ist, desto höher fallen die spezifischen THG-Emissionen je kWh Strom aus. Für die hier betrachtete Stichprobe variieren die Brutto-CO₂-Äq-Emissionen der Strombereitstellung von 146 bis 798 g/kWh.

Generell:	
Nicht lokalisierte Leckagen	1,0 %
Methanschlupf im BHKW	1,5 %
Gegebenenfalls:	
offenes Gärrestlager	1,5 %

Tab. 7: Angenommene Emissionsfaktoren von Methan für die dargestellte Analyse der THG-Bilanz von 593 Biogasanlagen (Vergleiche auch Kapitel 1.9.2); Angaben in Bezug auf den erzielten Methanertrag.

Bei der Verwertung von WD in der Biogasanlage werden gegenüber dem konventionellen Management dieser WD in offenen Lagerbehältern erhebliche CO₂-Äq-Emissionen vermieden. Werden die vermiedenen Emissionen der Biogaserzeugung gutgeschrieben, so liegen die Salden im Wertebereich von -1.206 bis 760 g/kWh (Median: 270 g/kWh). Ein negativer Saldo, wie er für wenige Prozent der Anlagen berechnet wurde, bedeutet, dass die vermiedenen CO₂-Äq-Emissionen aus der WD-Lagerung betragsmäßig größer sind als die kumulierten Emissionen aus der Biogaskette.

Abb. 15 zeigt die Aufgliederung der THG-Bilanz für die Anlagenstichprobe, wobei in der Darstellung der Streuung jeweils zehn Prozent der Werte am unteren und oberen Rand der Verteilung ausgeschlossen wurden. Wie man sieht, wird die THG-Bilanz bei der Energiebereitstellung aus Biogas von den direkten Emissionen dominiert. Dies ist ein wesentlicher Unterschied von Biogas im Vergleich mit anderen erneuerbaren Energieträgern. Aus der breiten Streuung der spezifischen CO₂-Äq-Emissionen wird klar, weshalb kein allgemeingültiger Wert für die THG-Bilanz von Strom aus Biogas angegeben werden kann. Um eine grobe Abschätzung vornehmen zu können, muss zumindest die Zusammensetzung des Einsatzstoffmix bekannt sein.

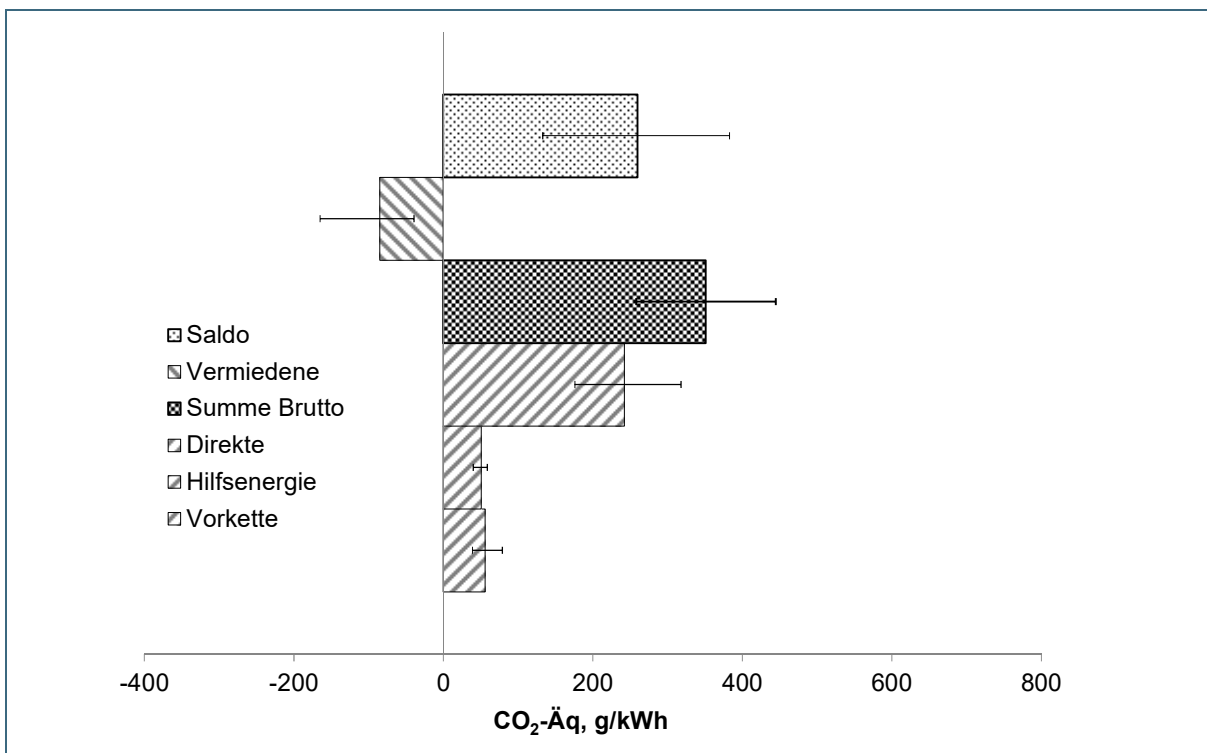


Abb. 15: Aufgliederung der THG-Bilanz der Strombereitstellung für eine Stichprobe von 593 Biogasanlagen in Bayern; dargestellt ist jeweils der Medianwert und die Streuung der Werte im zweiten bis neunten Dezil (nach: Effenberger, 2020).

Was die verschiedenen Treibhausgase betrifft, so dominiert bei den fossilen Energieträgern die Emission von CO₂. Für Biogas ergibt sich hingegen ein gänzlich anderes Bild: Hier sind auch die Emissionen von Methan und – falls ein Biomasseanbau mit in die Bilanz einzuschließen ist – Lachgas von großer Bedeutung: Im Mittel der untersuchten Stichprobe von Biogasanlagen teilen sich die Emissionen an CO₂-Äquivalenten (THP₁₀₀) in etwa jeweils zu einem Drittel auf Methan, Lachgas und Kohlenstoffdioxid auf.

Im Folgenden wird kurz auf die wesentlichen Ansatzpunkte zur Vermeidung bzw. Verringerung der THG-Emissionen aus der Biogaskette eingegangen. Daraus wird deutlich, dass grundsätzlich die neutralen Punkte für die Klimabelastung durch die Biogaserzeugung und -nutzung bekannt sind und gleichzeitig im Anlagen-Einzelfall geprüft werden muss, welche Maßnahmen die THG-Bilanz am wir-

kungsvollsten verbessern. Für die Zwecke des Biogashandbuchs steht der anlagenbezogene Umweltschutz und damit die Minimierung der THG-Emissionen aus dem Anlagenbetrieb im Fokus (vergleiche Abb. 15).

Substratbereitstellung

Dieser Teil der Verfahrenskette liegt größtenteils außerhalb des Wirkungsbereiches des anlagenbezogenen Umweltschutzes und soll hier nur kurz angerissen werden. Wird die Biogasanlage mit NawaRo beschickt, so spielen die Umweltwirkungen des Anbaus der Biomasse eine erhebliche Rolle in der Gesamtbilanz. In der oben dargestellten Betrachtung werden die gesamten Umweltwirkungen des NawaRo-Anbaus auf die Biogaserzeugung angerechnet, um diese mit anderen Energieträgern zu vergleichen. Betrachtet man die landwirtschaftliche Nutzfläche, entspricht dies einer „Nulloption“, d. h. man tut so, als ginge ohne NawaRo-Anbau von der betreffenden Fläche keine Umweltwirkung aus (Reinhardt und Vogt, 1997). Dies ist offensichtlich nicht zutreffend, da der Anbau der NawaRo hierzulande in aller Regel auf Flächen stattfindet, die ansonsten der Produktion von Lebens- oder Futtermitteln dienen. Man dürfte daher nur diejenigen Umweltwirkungen berücksichtigen, die zusätzlich entstehen, wenn statt Lebens- oder Futtermitteln Energiepflanzen angebaut werden.

Bei der Vergärung von Wirtschaftsdünger tierischen Ursprungs, also von Gülle und Mist, wären dementsprechend für deren Bereitstellung nur diejenigen Umweltwirkungen zu berücksichtigen, die durch den Transportaufwand zur Biogasanlage entstehen. Gleichzeitig können Gutschriften in Höhe derjenigen Methanemissionen angesetzt werden, die gegenüber dem konventionellen Gülle-Management in Tierhaltungsbetrieben vermieden werden.

Betrieb der Biogasanlage

Um die hier betrachteten Umweltwirkungen des Betriebs von Biogasanlagen zu verringern, ist zum einen auf die Vermeidung der unkontrollierten Freisetzung von Methan aus der Gärstrecke hinzuwirken, soweit technisch möglich (Details hierzu siehe Kapitel 1.9.2), und zum anderen der Eigenenergiebedarf der Anlage unter Kontrolle zu halten. Aus Messprojekten in der Praxis ist gut belegt, dass der anteilige Strombedarf im Verhältnis zur Stromerzeugung landwirtschaftlicher Biogasanlagen in der Regel mindestens 5 % und im Mittel rund 8 % beträgt (FNR, 2009), wobei die Rührwerke und das BHKW die größten Posten sind (Effenberger et al., 2010). Die Eingriffsmöglichkeiten im Bereich des Eigenenergiebedarfs sind begrenzt, aber deutliche Abweichungen nach oben von dem genannten Mittelwert sollten Anlass zu einer Überprüfung geben.

Biogasverwertung

Großen Einfluss auf den KEV und die THG-Emissionen der Energiebereitstellung hat der Wirkungsgrad der Biogasverwertung. Dieser variiert je nach Verwertungspfad und eingesetzter Technologie (z. B. Kraft-Wärme-Kopplung im Blockheizkraftwerk vor Ort, Aufbereitung zu Biomethan und Einspeisung ins Gasnetz oder zur Vertankung). Am weitesten verbreitet ist die Verwertung des Biogases in Blockheizkraftwerken mit Hubkolbenmotor. Der elektrische Nutzungsgrad der Motoren ist insbesondere abhängig von der Einstellung und dem Wartungszustand und kann in der Praxis erheblich von den Herstellerangaben nach unten abweichen. Unter Teillast nimmt der elektrische Wirkungsgrad von Hubkolbenmotoren deutlich ab: bei 80 % Last um etwa 1 bis 2,5 %, bei 60 % Last um etwa 3 bis 6 %; gleichzeitig zeigen die Motoren einen höheren Methanschlupf (Vergleiche Kap 1.9.2.2). Beide Effekte wirken gemeinsam in Richtung einer stärkeren spezifischen Umweltwirkung.

Entscheidend für das Erreichen eines hohen Gesamt-Nutzungsgrades ist ein Konzept für die effektive Verwertung der Wärme über das gesamte Jahr. Messprogramme an Biogasanlagen haben gezeigt, dass der Nutzungsgrad von Wärme aus Biogas-BHKW und insbesondere der Anteil von Anlagen, die mehr als die Hälfte der Wärmeleistung auskoppeln, über die Jahre deutlich gesteigert werden konnte. Um einen hohen Nutzungsgrad zu erreichen, ist ein Konzept zur ganzjährigen Wärmeverwertung unabdingbar.

Gärrestlagerung

Weist der Gärrest noch eine erhebliche Gasbildungsrate auf und wird er in einem offenen Behälter gelagert, so wird zum einen Energiepotenzial in den Einsatzstoffen vergeudet und zum anderen die THG-Bilanz der Anlage erheblich verschlechtert. Mit den vom Gesetzgeber vorsorglich erlassenen Vorschriften zu den Mindestverweilzeiten im Fermentersystem und im gasdichten System von Biogasanlagen bzw. dem maximal zulässigen Restgaspotenzial im Gärrest sind solche Fälle mittlerweile praktisch ausgeschlossen. Forschungsergebnisse zeigen allerdings, dass eine Mindestverweilzeit allein kein hinreichendes Kriterium für eine effektive Ausgärung der Einsatzstoffe ist. Nähere Ausführungen dazu finden sich in Kapitel. 1.9.2.

Gesetzliche Vorgaben zur THG-Minderung

Nach Umsetzung der Richtlinie (EU) 2023/2413 („Renewable Energy Directive – RED III“) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Oktober 2023 zur Änderung der Richtlinie (EU) 2018/2001 („RED II“) muss die Stromerzeugung aus Biogas ab einer Gesamtfeuerungswärmeleistung der Stromerzeugungsanlage von 2 MW (also einer durchschnittlichen Stromerzeugungsleistung bzw. Bemessungsleistung der Biogasanlage von etwa 750 bis 850 kW) die Nachhaltigkeitskriterien gemäß Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV) erfüllen und die entsprechenden Mindestwerte für die relative Verringerung der THG-Emissionen gegenüber einem fossilen Referenzwert („THG-Minderung“) einhalten. Die Einhaltung dieser Mindestwerte muss durch ein Audit im Rahmen eines anerkannten Zertifizierungssystems nachgewiesen werden.

1.9.7 Auswirkungen auf Natur und Landschaft

Gerhard Suttner¹

Die Nutzung erneuerbarer Energiequellen ist vor dem Hintergrund des Klimawandels auch für die Erhaltung der biologischen Vielfalt und von Kulturlandschaften von großer Bedeutung. Die vielen hierfür notwendigen Anlagen verstärken den bereits laufenden Landnutzungs- und Landschaftswandel, wodurch es zu Beeinträchtigungen von Arten, Lebensräumen und Landschaften kommen kann.

Die aus Biogas gewonnene Strommenge ist seit Inkrafttreten des EEG im Jahr 2000 und dessen Novellierung 2004 stark gestiegen (Abb. 18). Der deutliche Anstieg ist mit sichtbaren Auswirkungen auf Natur und Landschaft verbunden. Insbesondere der flächenintensive Anbau geeigneter Biomasse (insbesondere Silomais) für den Betrieb von Biogasanlagen hat zu weitreichenden Veränderungen in der Landnutzung geführt. Die Bundesregierung hat mit der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) deshalb beschlossen, dass die Erzeugung und Nutzung erneuerbarer Energien nicht zulasten der biologischen Vielfalt gehen darf (BMUB 2007, Kapitel C8). Der weitere Ausbau ist gezielt so zu gestalten und zu steuern, dass er naturverträglich erfolgt und nicht auf Kosten von Natur und Landschaft verwirklicht wird (BfN 2010).

Die Erzeugung und Nutzung von Biogas lassen sich jedoch nicht ohne Wirkungen auf Natur und Landschaft umsetzen. Die Auswirkungen können sehr vielfältig sein. Sie werden hier aufgrund der unterschiedlichen Wirkungen in bau- und anlagenbedingte Wirkungen einerseits und betriebsbedingte Wirkungen andererseits unterteilt.

¹ Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, vorher Bayerisches Landesamt für Umwelt

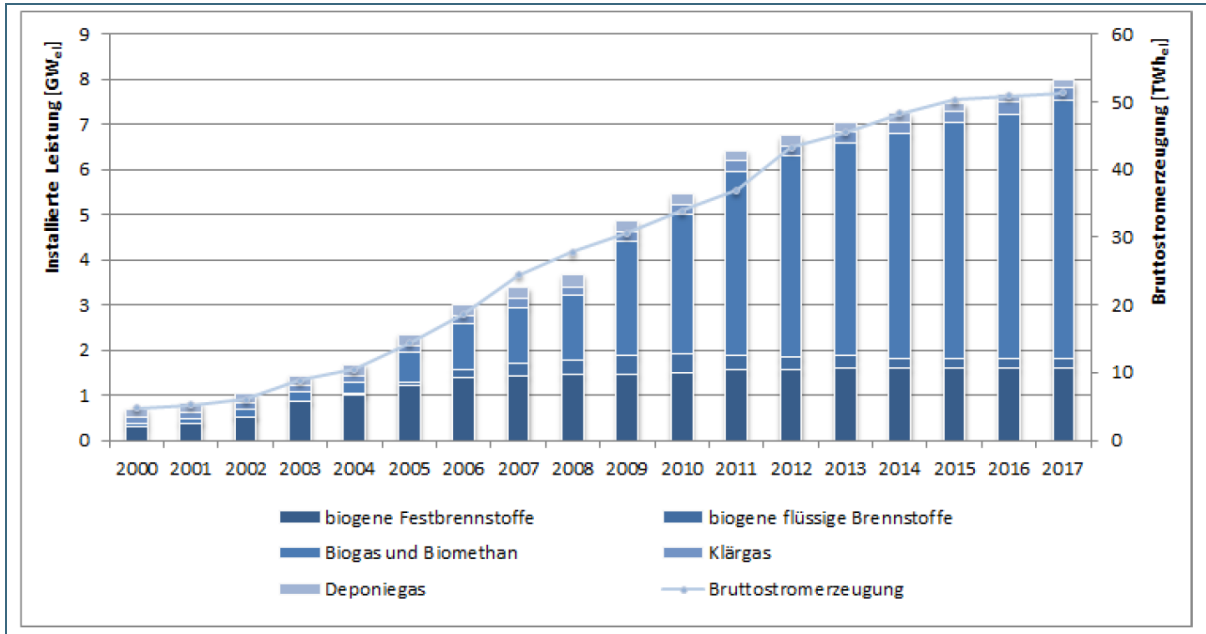


Abb. 16: Entwicklung der installierten elektrischen Leistung und Bruttostromerzeugung von Biomasseanlagen und Anlagen zur Stromerzeugung aus Gasen in Deutschland (inkl. Klär-, Gruben- und Deponiegas); Quelle: Fraunhofer IEE 2018

1.9.7.1 Bau- und anlagenbedingte Auswirkungen

Gerhard Suttner¹

Der Bau einer Biogasanlage kann sich auf die einzelnen Schutzgüter von Natur und Landschaft gemäß § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) auf vielfältige Weise auswirken (Tab. 8). Beeinträchtigungen sind dabei nicht immer vermeidbar und müssen im Planungsprozess umfassend aufgearbeitet und so weit wie möglich minimiert werden. Unverzichtbar sind daher eine durchdachte und vollständige Planung, eine naturschonende Standortwahl sowie eine angemessene Berücksichtigung aller Schutzgüter, die vom Bau der Anlage betroffen sein könnten.

Zur Beurteilung möglicher Betroffenheiten müssen die gesamte räumliche Ausdehnung der geplanten Anlage, deren unmittelbares Umfeld sowie die Flächen berücksichtigt werden, die nur während der Bauphase, beispielsweise für Baustelleneinrichtungen, Lagerplätze, Arbeitsraum etc. benötigt werden. In eine Gesamtbetrachtung müssen daher nicht nur spezifische, bau- oder anlagenbedingte Wirkungen einbezogen werden, sondern auch Flächen, die nur temporär beansprucht oder durch die Anlage mittelbar beeinträchtigt werden.

¹ Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, vorher Bayerisches Landesamt für Umwelt

Tab. 8: Mögliche Betroffenheiten von Schutzgütern durch bau- und anlagenbedingte Wirkungen von Biogasanlagen (Quelle: BMU 2011, verändert).

Wirkungsursachen	wesentliche Wirkfaktoren	Tiere	Pflanzen	Boden	Wasser	Klima/ Luft	Landschaft/ Erholung
Baubedingte Wirkungen (temporär): z. B. Baustellenverkehr, Materialienlager, Bauarbeiten...	Lärm	x					x
	Erschütterungen	(x)					
	Abgase, Luftschadstoffe	(x)	(x)			x	
	Stäube	(x)	(x)			x	(x)
	Oberbodenveränderung/ Bodenverdichtung	(x)	x	x	(x)		
Anlagenbedingte Wirkungen (permanent): z. B. Lagerung Einsatzstoffe, Fermenter, Motorenegebäude, Gärrestlager, Verkehrsflächen, Umwallung...	Flächeninanspruchnahme	x	x	x	(x)		(x)
	Lebensraumverlust	x	x				
	Bodenversiegelung/ Bodenverdichtung	(x)	x	x	x	(x)	(x)
	Visuelle Wirkung						x

x = starke oder häufige Betroffenheit (x) = geringere oder seltenere Betroffenheit

Privilegierung im Baugesetzbuch (BauGB)

In Dorfgebieten, Mischgebieten, im unbeplanten Innenbereich und auch in den meisten Gewerbegebieten ist der Bau einer Biogasanlage wegen ihrer störenden Wirkung auf die umgebende Nutzung meist nicht genehmigungsfähig. Geeignete Standorte für eine Biogasanlage liegen daher in der Regel im bauplanungsrechtlichen Außenbereich. Baugenehmigungen richten sich daher im überwiegenden Teil der Fälle nach § 35 Abs. 1 Nr. 6 des Baugesetzbuchs (BauGB), in dem die baurechtliche Privilegierung von Anlagen zur energetischen Nutzung von Biomasse bis zu einer die Kapazitätsgrenze von 2,3 Millionen Normkubikmeter Biogas pro Jahr geregelt ist. Für die Einzelheiten darf auf die Hinweise zur bauplanungsrechtlichen Behandlung von Biomasseanlagen des StMB verwiesen werden.

Schutzgebiete

Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege können nach § 35 Abs. 3 Satz 1 Nr. 5 BauGB geplanten Bauvorhaben entgegenstehen, wenn sie in Naturschutz- oder Landschaftsschutzgebieten oder geschützten Landschaftsbestandteilen liegen oder ein Naturdenkmal berühren. In den meisten Schutzgebietsverordnungen ist die Errichtung von baulichen Anlagen verboten oder unterliegt einem Erlaubnisvorbehalt. Eine Erlaubnis kann in der Regel nur erteilt werden, wenn der Schutzzweck nicht beeinträchtigt wird.

In Natura 2000-Gebieten (FFH- und Vogelschutzgebiete) und in deren Umgebung muss geprüft werden, ob ein Projekt oder Plan zu erheblichen Beeinträchtigungen in den für die Erhaltungsziele oder den Schutzzweck maßgeblichen Bestandteilen des Gebietes führen kann (§ 34 Abs. 1 BNatSchG). Im Rahmen einer FFH-Vorprüfung muss zunächst geklärt werden, ob es prinzipiell zu erheblichen Beeinträchtigungen eines Natura 2000-Gebietes kommen kann. Auch betriebsbedingte, mittelbare Wirkungen der Anlage auf landwirtschaftliche Nutzflächen, wie Grünlandumbruch, Düngung oder das Ausbringen von Gärsubstrat können Projekte im Sinne des § 34 Abs. 1 BNatSchG darstellen, wenn sie geeignet sind, das Gebiet erheblich zu beeinträchtigen. Können erhebliche Beeinträchtigungen durch direkte oder indirekte Wirkungen nicht sicher ausgeschlossen werden, muss eine vertiefende FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP) nach § 34 BNatSchG durchgeführt werden. Dabei kommt der Bestimmung der Erheblichkeit bzw. der Erheblichkeitsschwelle von Beeinträchtigungen eine zentrale Bedeutung zu.

Eingriffsregelung

Auch außerhalb von Schutzgebieten stellt der Bau einer Biogasanlage regelmäßig einen Eingriff in Natur und Landschaft im Sinne von § 14 BNatSchG dar. Generell sind vermeidbare Eingriffe in Natur und Landschaft zu unterlassen, unvermeidbare Eingriffe müssen durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege ausgeglichen oder ersetzt werden (§ 15 BNatSchG).

Die Überbauung bisher landwirtschaftlich genutzter oder anderer bisher unbebauter Flächen stellt dabei aufgrund der Bodenversiegelung, der Flächeninanspruchnahme, der visuellen Wirkung etc. immer einen Eingriff dar. Der Wahl eines geeigneten Standorts kommt in diesem Zusammenhang eine große Bedeutung zu. Folgende Standorte sind für die Errichtung von Biogasanlagen nicht oder nur bedingt geeignet:

- Nationalparke, Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete, Naturdenkmäler, geschützte Landschaftsbestandteile
- Natura 2000-Gebiete, soweit die Erhaltungsziele betroffen sind
- Wiesenbrütergebiete
- Gesetzlich geschützte Biotope und amtlich kartierte Biotope
- Ausgleichs- und Ersatzflächen und sonstige Flächen für Maßnahmen zugunsten von Natur und Landschaft
- besonders bedeutende oder weithin einsehbare Landschaftsteile wie landschaftsprägende Höhenrücken, Kuppen und Hanglagen, bedeutende historische Kulturlandschaften
- Fluss- und Seeuferbereiche, die ökologisch oder für das Landschaftsbild wertvoll oder der Allgemeinheit für Erholungszwecke vorbehalten sind
- sonstige Landschaften oder Bereiche mit herausragender Bedeutung aus Gründen des Landschaftsbildes, der naturbezogenen Erholung, der Sicherung historischer Kulturlandschaften oder des landesweiten Biotopverbundes
- Landschaftsbereiche, die für den Tourismus oder die Naherholung von besonders hoher Qualität sind
- Überschwemmungsgebiete
- Auenstandorte
- Moorböden
- Flächen mit durchlässigen Böden und hohem Grundwasserstand
- Bodendenkmäler und Geotope, Böden mit sehr hoher Bedeutung als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte gemäß § 2 BBodSchG
- Vorranggebiete für andere Nutzungen, die mit der Nutzung „Biogas“ nicht vereinbar sind
- Landschaftliche Vorbehaltsgebiete

Erfolgt der Eingriff in Natur und Landschaft im Rahmen der gemeindlichen Bauleitplanung (Flächennutzungspläne und Bebauungspläne), ist die Anwendung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung im Baugesetzbuch festgelegt und Bestandteil der Abwägung durch die Gemeinde.

Da Biogasanlagen meistens im bauplanungsrechtlichen Außenbereich gebaut werden, ist für diese Vorhaben im Außenbereich das Bundesnaturschutzgesetz in Verbindung mit der Bayerischen Kompensationsverordnung (BayKompV) anzuwenden. Die BayKompV konkretisiert die bundesgesetzlichen Regelungen zur Eingriffsregelung. Für Bauvorhaben bis maximal 2.000 m² versiegelter Fläche hat das Bayerische Landesamt für Umwelt eine „Arbeitshilfe für einfache Bauvorhaben im Außenbereich (Stand 10/2016)“ veröffentlicht. Die Anlagen dieser Arbeitshilfe sind als ausfüllbare Formulare angelegt und können somit direkt verwendet werden, sofern bestimmte, in der Arbeitshilfe beschriebene Voraussetzungen erfüllt sind.

[Bayerische Kompensationsverordnung \(BayKompV\) - Arbeitshilfe für einfache Bauvorhaben im Außenbereich - Publikationsshop der Bayerischen Staatsregierung \(bayern.de\)](#)

Besonderer Artenschutz

Bei der Zulassung und Ausführung von Vorhaben sind die Auswirkungen auf europarechtlich geschützte und auf national gleichgestellte Arten zu prüfen. Aus § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG ergeben sich bezüglich Tier- und Pflanzenarten nach Anhang IV der FFH-Richtlinie und Europäische Vogelarten ein Schädigungsverbot für Fortpflanzungs- und Ruhestätten, ein Tötungs- und Verletzungsverbot (auch für mittelbare betriebsbedingte Auswirkungen, z. B. Kollisionsrisiko) und ein Störungsverbot von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten. In Bayern wird die Prüfung, ob einem Vorhaben die artenschutzrechtlichen Verbote nach § 44 BNatSchG entgegenstehen, als spezielle artenschutzrechtliche Prüfung (saP) bezeichnet.

Das systematische Vorgehen gliedert sich in fünf Prüfschritte:

- Relevanzprüfung
- Bestandserfassung am Eingriffsort
- Prüfung der Verbotstatbestände
- Prüfung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen)
- Ausnahmeprüfung

Die Arbeitshilfe „Spezielle artenschutzrechtliche Prüfung – Prüfablauf“ beschreibt diese Prüfschritte im Detail und kann über die Internetseite des Bayerischen Landesamts für Umwelt heruntergeladen werden.

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU): [Spezielle artenschutzrechtliche Prüfung \(saP\)](#)

1.9.7.2 Betriebsbedingte Auswirkungen

Dr. Harald Volz¹

Biogas wird derzeit zum Großteil durch Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen (NawaRo) gewonnen. Zur Vergärung kommen Biogasanlagen zum Einsatz, die sich je nach verwendeter Substratart und -menge hinsichtlich Größe und Anzahl an Gärbehältern unterscheiden. In der Regel ist die Biogasanlage an einem Punkt in der Landschaft verortet; dort erfolgt auch die Einspeisung in das Strom- und ggf. in das Wärmenetz. Die NawaRo werden auf landwirtschaftlichen Flächen erzeugt, bevorzugt in räumlicher Nähe der Biogasanlagen. Je größer die Leistung/Kapazität einer Biogasanlage ist, desto größer ist der Bedarf an Biomasse und desto größer sind die damit einhergehenden betriebsbedingten Auswirkungen auf Natur und Landschaft. Im Folgenden werden die Auswirkungen durch den Biomassebedarf der Anlagen auf die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes skizziert.

Durch den Anbau der NawaRo können sich bestehende Landnutzungssysteme und Fruchtfolgen ändern. Eine naturschutzfachliche Bewertung der Auswirkungen des Biomasseanbaus muss berücksichtigen, welche Ackerfrüchte oder Anbauverfahren ersetzt werden, wie empfindlich der jeweilige Standort gegenüber diesen Änderungen reagiert und in welcher Menge bzw. räumlichen Verteilung der Energiepflanzenanbau stattfindet (Wiehe *et al.* 2011). Im Gegensatz zum Anlagenbau stellt die Produktion von Biomasse keinen Eingriff in Natur und Landschaft im Sinne von § 14 BNatSchG dar.

Nach Grünberg (2016) bezeichnet die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts die Eignung des jeweiligen Ökosystems hinsichtlich Erfüllung ihrer charakteristischen Regulationsleistungen bzw. -funktionen. Die Nutzung von Ökosystemen darf also die Erneuerungsrate langfristig nicht übersteigen und die Regenerationsfähigkeit muss erhalten bleiben. Bei der Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte geht es um die Sicherung landwirtschaftlicher Erträge und gleichzeitig um die Sicherung der Umweltfunktionen.

In der Landwirtschaft kommt zunehmend sehr leistungsstarke Technik zum Einsatz. Das beginnt mit der Bodenbearbeitung, der Saatbettvorbereitung, dem chemischen und mechanischen Pflanzenschutz

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

bis hin zur Ernte. Floristisch betrachtet führt dies in der Regel zu einer Vereinheitlichung und oftmals auch einer Reduktion des Arteninventars. Faunistisch betrachtet führt dies zu einer flächigen Beeinträchtigung des Lebensraumes, beginnend bei der Nahrungsverfügbarkeit (Pflanzen, Pollen, Samen, Insekten usw.) bis hin zum Rückzugs- und Reproduktionsraum für Insekten, Wildtiere usw. Durch leistungsstarke Technik können diese Lebensräume in kurzer Zeit wegfallen.

Eine intakte Natur und Landschaft lebt von einer vielfältigen Landnutzung. So kann der Anbau von Silomais für Biogasanlagen z. B. in einer Region mit vorwiegend getreidedominierter Fruchtfolge eine strukturelle Bereicherung und eine Bereicherung in der Fruchtfolge darstellen. Allerdings kommen Biogasanlagen meistens sowohl räumlich als auch regional gehäuft und auch zusammen mit Vieh haltenden Betrieben vor, wodurch die Auswirkungen auf Natur und Landschaft zunehmen.

Das Landschaftsbild wird durch engere Fruchtfolgen und eine großflächig einheitliche Bewirtschaftungsweise als weniger abwechslungsreich bis monoton wahrgenommen. Wenige Feldfrüchte, eine großflächige Bearbeitung durch eine geringe Zahl an Landwirten bedeuten weniger Akteure in der Landschaft und damit weniger zeitliche und räumliche Variation in der Bewirtschaftung. Untersuchungsbedarf gibt es dahingehend, welchen Einfluss der Biomassebedarf von Biogasanlagen auf diese Entwicklung im Vergleich zum allgemeinen Strukturwandel in der Landwirtschaft hat. Silomais liefert den vorwiegenden pflanzlichen Biomasseanteil für Biogasanlagen. Die Aussaat der Sommerfrucht Silomais erfolgt relativ spät im Jahr um den Mai herum, eine optisch sichtbare Vegetationsdecke erfolgt also deutlich später als bei anderen Kulturen. Durch die Wuchshöhe von Mais werden oftmals Blickachsen und Blickperspektiven verändert und ggf. beeinträchtigt. Die Maisernte erfolgt deutlich später als bei Getreide, wodurch länger im Jahr Strukturen sichtbar sind bzw. Blickachsen beeinträchtigt werden.

Untersuchungsbedarf besteht auch hinsichtlich der in den Biogasanlagen verwendeten Biomasseanteile. Es ist zu vermuten, dass in den letzten Jahren der Biomasseanteil an Gülle und intensiv genutztem Grünland ebenso gestiegen ist wie der Anteil an Biomasse aus extensiv genutztem Grünland. Dies ist aus agrarökologischer Sicht zu begrüßen. Nach Letalik et al (2021) ist eine wirtschaftliche Verwendung von Landschaftspflegematerial als Substrat in Biogasanlagen nur unter günstigen Voraussetzungen möglich. Bei Landschaftspflegematerial und extensiv genutztem Grünland sind die Gehalte an Cellulose höher und gleichzeitig die Anteile an energiereicher Blattmasse geringer als bei Mais, Gülle und Material aus Intensivgrünland. Die Biogasausbeute wird dadurch deutlich reduziert. Eine technische Herausforderung für Biogasanlagen sind hohe Stängelanteile und der Anteil an verholztem Material. Bei zunehmendem Rückgang an Rohfütterfressern und gleichzeitigem Erhalt des Grünlandflächenanteils werden Biogasanlagen zukünftig eine maßgebliche Rolle für den Grünlanderhalt in Bayern spielen.

Literaturverzeichnis

- Aschmann, V. & Effenberger, M. (2012): Verlauf des elektrischen Wirkungsgrades Biogas betriebener BHKW über die Betriebsdauer. Abschlussbericht an das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (FKZ: K/08/01), Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising.
- Bachmaier, J. (2012): Treibhausgasemissionen und fossiler Energieverbrauch landwirtschaftlicher Biogasanlagen. Eine Bewertung auf Basis von Messdaten mit Evaluierung der Ergebnisunsicherheit mittels Monte-Carlo-Simulation. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien, Department für Nachhaltige Agrarsysteme: <http://permalink.obvsg.at/bok/AC07814917>, (Abruf am 13.04.2022).
- Bayerisches Institut für Abfallforschung- (BIfA) (1998): Gemeinsame Behandlung von biogenen Abfällen aus Haushalten und Gewerbe am Beispiel der Co-Vergärungsanlage der Fa. Högl in Dietrichsdorf, Lkr. Kelheim. Endbericht.
- Bayerisches Landesanstalt für Landwirtschaft (2020). Basisdaten für die Düngeberatung: <https://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/031245/index.php>. (Abruf am 13. April 2022).
- Beko GmbH (1996): Gemeinsame Kompostierung von Hähnchenmist und Bioabfall. Humuswirtschaft & Kompost, 3/96, Informationsdienst der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V.
- BKV – Kunststoff, Konzepte, Verwertung (2020): Diskussionspapier – Eintrag Reifenabrieb aus Deutschland in die Meere. Zweite, überarbeitete Version vom 01.04.2020.
- BKV – Kunststoff, Konzepte, Verwertung (2020): Sonderbetrachtung – Eintrag von Kunststoffen aus Kompost und Gärrückstände. Zweite, überarbeitete Version vom 01.04.2020.
- BKV – Kunststoff, Konzepte, Verwertung (2020): Vom Land ins Meer – Model zur Erfassung landbasierter Kunststoffabfälle. Vierte, überarbeitete Version vom 01.04.2020.
- BLE (2018): Die neue Düngeverordnung. Bundesanstalt für Ernährung und Landwirtschaft, Bonn.
- BMU (2020): Referentenentwurf einer Verordnung zur Änderung abfallrechtlicher Verordnungen, Novelle Bioabfallverordnung 2020 vom 29.12.2020.
- Brändli, R. C. (2006): Organic pollutants in swiss compost and digestate. Dissertation an der École Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2010): Bioenergie und Naturschutz, Bonn, S. 5.
- Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) (2022): Deutlich geringere Abgabemengen von Antibiotika in der Tiermedizin: https://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/05_tierarzneimittel/2022/2022_PM_Abgabemengen_Antibiotika_Tiermedizin.html.
- Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (2019): BGK Information – Kunststoffe in Kompost und Gärprodukten.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, Berlin, S. 76 - 78.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU, Hrsg.) (2011): Entwicklung einer fachlich-methodischen Handreichung zur Berücksichtigung von Naturschutzbelangen bei der Planung und Zulassung von Biogasanlagen, Hannover, S. 43.
- Ebert, T., Müller, C., Burmeister, J. (2023): 35 Jahre Boden-Dauerbeobachtung landwirtschaftlich genutzter Flächen in Bayern – Band 3: Bodenschadstoffe, Schriftenreihe der bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), <https://www.lfl.bayern.de/publikationen/schriftenreihe/337020/index.php>.

- Ebertseder, F. & Lichti, F. (2015): Entwicklung einer Methode zur Abschätzung der tatsächlichen Restgasbildung von Gärrestlagern und dessen Validierung in der Praxis. Abschlussbericht an das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising.
- Effenberger, M.; Bachmaier, H.; Kränsel, E.; Lehner, A. Gronauer, A. (2010): Wissenschaftliche Begleitung der Pilotbetriebe zur Biogasproduktion in Bayern. Hrsg.: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Schriftenreihe der LfL 1/2010, Freising.
- Effenberger, M. (2020): Biogasanlagen in Bayern - Minderung der Treibhausgasemissionen. Schule & Beratung (2020), 5 - 6, 55 - 59:
https://www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/allgemein/publikationen/sub_heft_5_6_20.pdf, (Abruf am 13. April 2022).
- Effenberger, M.; Kissel, R.; Marín-Pérez, C.; Beck, J. Friedrich, F. (2019): Verfahren der Hydrolyse in der Praxis. Biogas Forum Bayern, bfb7, Hrsg.: ALB Bayern e.V.:
https://www.biogas-forum-bayern.de/De/Fachinformationen/Prozessbiologie/nachhaltig-erneuerbar-energie_Hydrolyse.html, (Abruf am 24. Juli 2020).
- Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (2007): Der sachgerechte Einsatz von Biog Düngung und Gärresten im Acker- und Grünland.
- Fischer, P., Schmitz, H.-J., Jauch, M. (1997): Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Verwertung fester Rückstände aus der Vergärung von Biogasabfällen“, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Staatliche Versuchsanstalt für Gartenbau, Weihenstephan.
- Fachverband Biogas e. V. (2020): Hintergrundpapier H-010 Entpackung von Lebensmittelabfällen und Abtrennung von Fremdstoffen.
- FNR (2009): Biogas-Messprogramm II: 61 Biogasanlagen im Vergleich. Hrsg.: Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe, e.V., 1. Aufl., Gülzow - ISBN: 978-3-9803927-8-5.
- Förderwegweiser Agrarumweltmaßnahmen Bayern: <https://www.stmelf.bayern.de/cms01/agrarpolitik/foerderung/001007/index.php>, (Abruf am 12. März 2021).
- Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik Umsicht (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik.
- Fritsche, U. R.; Greß, H.-W. (2019): Der nichterneuerbare kumulierte Energieverbrauch und THG-Emissionen des deutschen Strommix im Jahr 2018 sowie Ausblicke auf 2020 bis 2050. Bericht für die HEA - Fachgemeinschaft für effiziente Energieanwendung e.V. Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien (IINAS), Darmstadt: 2019.
- Fröschele, B., Messelhäuser, U., Höller, C. and Leubner, M. (2015): Fate of Clostridium botulinum and incidence of pathogenic clostridia in biogas processes. Journal of applied microbiology, 119(4), 936 - 947.
- Gronauer, A.; Effenberger, M.; Kaiser, F.; Schlattmann, M. (2003): Biogasanlagen-Monitoring und Emissionsverhalten von Biogas-Blockheizkraftwerken. Hrsg.: Bay. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU), Materialien 176, München.
- Grünberg, K.-U. (2016): Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts, In: Riedel, W; Lange, H.; Jedicke, E.; Reinke, M., Landschaftsplanung, Springer-Verlag; Print ISBN: 978-3-642-39854-4, Electronic ISBN: 978-3-642-39855-1.
- Harms, K. und Meyer, K. (2006): Antibiotikarückstände in Gülle. Tagungsband des 5. Kulturlandschaftstages „Schweinegülle – Quelle für potentiell unerwünschte Stoffe?“, Schriftenreihe der LfL 12/2006; 15 - 20.

- Helbig, S. Hülshagen, K.-J. (2009): Energiebilanz nachwachsender Rohstoffe zur Biogaserzeugung. Nachhaltige Landwirtschaft - Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle, Berlin: Erich Schmidt, 2009, S. 95 - 104.
- Höper, H., Sczesny, S., Pawelzik, H., Nau, H., Hamscher, G. (2002): Einträge und Verhalten von Tierarzneimitteln in Böden. VDLUFA Kongressband.
- Hoferer, M. (2001): Seuchenhygienische Untersuchungen zur Inaktivierung ausgewählter Bakterien und Viren bei der mesophilen und thermophilen anaeroben alkalischen Faulung von Bio- und Küchenabfällen sowie anderen Rest- und Abfallstoffen tierischer Herkunft. Inaugural Dissertation beim Fachbereich Veterinärmedizin an der Freien Universität Berlin, Journal-Nr. 2528.
- Hou, Y.; Velthof, G. L.; Oenema, O. (2015): Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. *Glob. Change Biol.* 21, 1293 - 1312.
- Hülshagen, K.-J.; Schmid, H. (2013): Energie- und Treibhausgasbilanzierung in ökologischen und konventionellen Betriebssystemen. Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe in Deutschland, Braunschweig: 2013.
- IPCC (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I. In: Stocker, T. F.; Qin, D.; Plattner, G.-K.; Tignor, M.; Allen, S. K. et al. (Hrsg.): 5th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, UK / New York, USA.
- Jäkel, K., Wanka, U., und Albert E. (2000): „So nutzen Sie die Vorteile der Biogas-Gülle“, in top agrar extra – Biogas, Seite 50 - 52, Landwirtschaftsverlag GmbH Münster-Hiltrup.
- Kluge, R., Mokry, M. und Wagner, W. (2006): Pflanzenbaulich relevante Inhaltsstoffe von Gärrückständen aus Biogasanlagen. Kurzfassung Tagungsband 118.VDLUFA-Kongress Freiburg.
- Kuhn, E. (1995): Kofermentation: Arbeitspapier 219, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Landwirtschaftsverlag: Münster-Hiltrup.
- Lauf, T.; Memmler, M.; Schneider, S. (2019): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA), Climate Change 37, Dessau-Roßlau: 2019.
- Lebuhn, M. und Wilderer, P. (2006): Abschlussbericht des StMUGV-Projekts Biogastechnologie zur umweltverträglichen Flüssigmistverwertung und Energiegewinnung in Wasserschutzgebieten: wasserwirtschaftliche und hygienische Begleituntersuchung, Projektteil: Mikrobiologische, parasitologische und virologische Untersuchungen. Technische Universität München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft: [1 \(bayern.de\)](http://1.bayern.de).
- Letalik, C.; D. Hofmann; F. Ebertseder; H. Niedermeir-Stürzer; N. Menzel; C. Thoss; H. Koch Steindl und T. Grantner (2021): Energetische Nutzung von Landschaftspflegematerial in Biogasanlagen. In: Biogas Forum Bayern Nr. 26/2021, Hrsg. ALB Bayern e.V., Stand 11.03.2021.
- LfL Agrarökonomie (2020): Biogas in Zahlen - Statistik zur bayerischen Biogasproduktion. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Biogas in Zahlen - Daten zur bayerischen Biogasproduktion – LfL (bayern.de). (Abruf am 31. Januar 2022).
- LfL Tier & Technik (2020): Effizienz der Biogasverwertung. Institut für Landtechnik und Tierhaltung an der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL Tier und Technik), (Abruf am 22. Juli 2020).
- LfU (2013): Restmethanbildungspotenzial in offenen Gärrestlagern: Biogasanlagen mit Einsatz von Energiepflanzen. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg.
- Lichti, F.; Ebertseder, F.; Eckl, T. (2016): Ergänzende Kurzstudie zu dem Forschungsvorhaben: Entwicklung einer Methode zur Abschätzung der tatsächlichen Restgasbildung von Gärrestlagern und

- dessen Validierung in der Praxis - Emissionen sep. fester Biogasgärreste. Bericht an das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (FKZ: BE/14/16a), Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising.
- Liebetrau, J.; Daniel-Gromke, J.; Oehmichen, K.; Weiland, P.; Friehe, J. et al. (2012): Emissionsanalyse und Quantifizierung von Stoffflüssen durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung und Inventarisierung der deutschen Landwirtschaft. Abschlussbericht an die FNR e.V. (FKZ: 22023606). DBFZ Deutsches Biomasse Forschungszentrum gemeinnützige GmbH, Leipzig.
- Mauch, W.; Corradini, R.; Wiesemeyer, K.; Schwentzek, M. (2010): Allokationsmethoden für spezifische CO₂-Emissionen von Strom und Wärme aus KWK-Anlagen. *Energiewirtschaft. Tagesfragen* 55 (2010), 9, 12-14,
- Mirskaya, E. & Agranovski, I. E. (2018): Sources and mechanisms of bioaerosol generation in occupational environments. *Crit Rev Microbiol* 44 (2018), 6, 739 - 758, DOI:10.1080/1040841X.2018.1508125.
- Müller, C. (2006): Schwermetalle und Spurenelemente in Gülle: Tagungsband 5. Kulturlandschaftstag „Schweinegülle- Quelle für potentiell unerwünschte Stoffe?“, Schriftenreihe der LfL 12/2006, 29 - 36.
- Offenberger, K.; Aigner, K.; Sitte, W.; Mikolajewski, S.; Wendland, M. (2016): Ammoniakverluste nach der Ausbringung von organischen Düngern. *VDLUFA-Schriftenreihe*, Nr. 36.
- O'Reilly, C. und Colleran, E. (2004): The Importance of Hygienisation during Anaerobic Digestion. Presentation at "Biogas without limits", AD-Nett workshop, Leipzig, 28. - 30.1.2004.
- Pötsch, E. M., Pfundtner, E., Resch, R. und Much, P. (2004): Stoffliche Zusammensetzung und Ausbringungseigenschaften von Gärrückständen aus Biogasanlagen, 10. Alpenländisches Expertenforum vom 18. - 19. März 2004, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding.
- Reinhardt, G., Vogt, R. (1997): Ganzheitliche Bilanzierung von Biokraftstoffen im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen in VDI Berichte 1328: Ganzheitliche Bilanzierung von Energiesystemen. VDI-Gesellschaft Energietechnik, Düsseldorf.
- Schories, G.; Cordes, C.; Winterberg, R. (2018): AcEta (effiziente Hydrolyse und Acidogenese): Bioprosesstechnische Optimierung zweistufiger landwirtschaftlicher Biogasanlagen. Abschlussbericht an die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Hrsg.: ttz Bremerhaven, Cordes + Winterberg GbR, Hochschule Anhalt, Bremerhaven/Bernburg/Biederitz.
- Schulz H., B. Eder (2001): Biogas-Praxis: Grundlagen, Planung, Anlagenbau. 2. überarbeitete Auflage. Ökobuchverlag, Staufen bei Freiburg.
- Tappen, J. S.; Aschmann, V.; Effenberger, M. (2016): Energetische Effizienz und Emissionen der Biogasverwertung. Abschlussbericht an das Bayerische Staatsministerium für Wirtschaft & Medien, Energie & Technologie (FKZ: BE/14/14). LfL Institut für Landtechnik und Tierhaltung, Freising-Weihenstephan: 2016.
- Tesseraux, I. (2006): Erkenntnisse des LAI-AK „Wirkungsfragen“: Messungen von Mikroorganismen im Umgebungsbereich von Kompostieranlagen und Ausbreitung von Aerosolen. Fachtagung am 25.10.2006: Keimbelastung im Umkreis von biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 2006: [Dokumentation \(bayern.de\)](http://www.bayern.de), (Abruf am 13. April 2022).
- Timmermann, F. et al. (1999): Erarbeitung von Grundlagen für Anwendungsrichtlinien zur Verwertung geeigneter Rest- und Abfallstoffe im landwirtschaftlichen Pflanzenbau (Ackerbau). Projekt Wasser Abfall Boden (PWAB) Forschungsvorhaben PW 95 171.

- VDI (2012): VDI 4600 - Kumulierter Energieaufwand (KEA) Begriffe, Berechnungsmethoden. Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Düsseldorf.
- Wiehe, J.; Rode, M.; Kanning, H. (2011): Biomasseanbau, Naturschutz und Steuerung - Auswirkungen der Biogasproduktion auf Natur und Landschaft; In: Ökologisches Wirtschaften, S. 22 - 24.
- Wintzer et al. (1996): Wege zur umweltverträglichen Verwertung organischer Abfälle. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis 97. Berlin.
- Wolf, C.; Dressler, D.; Engelmann, K.; Klein, D. (2016): ExpResBio - Methoden. Berichte aus dem Technologie- und Förderzentrum (TFZ) im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Nr. 45, Eigenverlag TFZ, Straubing: 2016.
- Wulf, S; Brenner, A.; Clemens, J.; Döhler, H.; Jäger, P.; Krohmer, K.-H.; Maeting, M.; Rieger, C.; Schumacher, I.; Tschepe, M.; Vandr , R.; Weiland P. (2003): Untersuchung der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH₃, N₂O und CH₄) während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsr ckstanden sowie Entwicklung von Vermeidungsstrategien, Endbericht zum DBU-Forschungsvorhaben (AZ 08912), ISBN 3-933865-32-8, Bonn.
- Zethner, G., Pfundtner E., Humer, J. (2002): Qualität von Abfällen aus Biogasanlagen, Umweltbundesamt Wien.
- Zethner, G. (2004): Organische Schadstoffe in Biogasanlagen – Eintrag und Risikopotential. 10. Alpenlandisches Expertenforum vom 18. - 19. März 2004, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning.