

Ergebnisse aktueller Messungen von THG-Emissionen und Möglichkeiten zur prozessgebundenen Emissionsvermeidung bei der Bioabfallbehandlung

Carsten Cuhls, Julian Matlach, Lukas Knoll, Jaqueline Daniel-Gromke und Katja Oehmichen

Im Verbundvorhaben „Klimaschutzorientierte Bioabfallverwertung in der Landwirtschaft“ (KlimaBioHum) wurden Bioabfallanlagen emissionsseitig untersucht, um zu bewerten, wie der Prozess der Anlagen – insbesondere der Rotteprozess - emissionsmindernd gestaltet werden kann. Das Verbundvorhaben KlimaBioHum wurde mit wissenschaftlichen Partnern und Praxispartnern unter Leitung vom Förderverband Humus e.V. (FVH) mit dem DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH und TERRA URBANA GmbH als Projektpartnern durchgeführt. Für die Analyse und Auswertung der Porengaszusammensetzung der Rotteprozesse einschließlich der Mietenbeschreibung und Laboranalysen wurde die Hochschule Magdeburg-Stendal als Unterauftragnehmer des DBFZ eingebunden.

Das Vorhaben umfasste insgesamt 4 Messkampagnen für die Emissionsmessungen an den Anlagen im Zeitraum 2019 – 2022. Die Messphase 1 beinhaltete Emissionsmessungen zur Erfassung von Methan, Lachgas und Ammoniak an 12 ausgewählten Bioabfallanlagen. Bei ausgewählten Anlagen wurden in Messphase 2 bis 4 Variationen der Miete im Betriebsverlauf durchgeführt, um den Einfluss verschiedener Parameter (u.a. Mietengeometrie, Belüftung, Umsetzung) auf das Emissionsverhalten zu untersuchen. Die untersuchten Anlagen umfassen Kompostierungsanlagen und Vergärungsanlagen mit nachgeschalteter Kompostierung.

Zielstellung war, vor allem die Entstehung von Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und Ammoniak (NH₃), als indirekt klimawirksames Gas (Daniel-Gromke et al. 2015), während der Kompostierung und die Interaktion diverser Betriebsparameter genauer zu untersuchen, um Strategien zur Vermeidung der klimawirksamen Gase bei der Behandlung von Bioabfällen ableiten zu können. Emissionen aus dem Behandlungsprozess sind nicht nur schädlich für das Klima, sondern stellen gleichzeitig Verluste für das Endprodukt „Kompost“ dar (Luo et al. 2014). Stickstoffhaltige Emissionen wie Lachgas (N₂O) und Ammoniak (NH₃) sind Nährstoffverluste, die dem Kompostprodukt zum Pflanzenaufbau fehlen (Shan et al. 2021).

Zur Quantifizierung der Emissionsmassenströme (CH₄, N₂O und NH₃) aus der offenen Kompostierung wurden sogenannte Einzelquellmethoden (i. d. R. offene Hauben bzw. Windtunnel und seltener auch geschlossene Hauben, z. B. in (Liebetrau et al. 2013; Phong 2012; Andersen et al. 2010) eingesetzt. Im Rahmen des Vorhabens wurde ein offenes (zwangsbelüftetes) System, ein sogenannter Windtunnel, verwendet. Das grundlegende Messprinzip mobiler Hauben oder Windtunnel beruht auf dem Aufsetzen der Haube auf ein Teilstück der emissionsaktiven Oberfläche. Die Haube schließt somit eine definierte, emissionsaktive Fläche bzw. Volumen ein (siehe Abbildung 1). Durch die Bestimmung eines oberflächen- bzw. volumenspezifischen Emissionsfaktors lässt sich die Emissionsrate der

gesamten Miete extrapolieren. In Abhängigkeit des eingeschlossenen Volumens bzw. der eingeschlossenen Fläche müssen mehrere Einzelmessungen auf verschiedenen Teilstücken der Oberfläche durchgeführt werden um die Messunsicherheit bei der Extrapolation der Emissionsrate auf ein Minimum zu reduzieren. Um die Anzahl von Einzelmessungen bei einer Messung je Miete zu halten, wurde daher ein Windtunnel mit sehr großer Grundfläche auf die Mieten aufgesetzt. Die Bestimmung des Gesamt-C bzw. Methans erfolgte entsprechend der VDI 3481 Blatt 4 und wurde durch eine kontinuierliche Probenahme über einen Flammenionisationsdetektor (FID) bestimmt. Des Weiteren wurden diskontinuierlich Proben gezogen und in evakuierte Vials überführt. Die Proben in den Vials wurden im Labor mit Hilfe eines Gaschromatographen mit Autosampler und (FID) für Methan (DIN EN ISO 25139:2011-08) und Elektroneneinfangdetektor (ECD) für Lachgas (VDI 2469 Blatt 1) analysiert. Ammoniak wurde über zwei in Reihe geschaltete Gaswaschflaschen mit 0,05 molarer H_2SO_4 -Lösung in dem Windtunnel beprobt und im Labor photometrisch (VDI 3496 Blatt 1) bestimmt.

a)



b)



Abbildung 1: a) Versuchsaufbau und Nutzung des FID an einer Vergärungs-/Kompostierungsanlagen mit Dreiecksmiete b) Installierte Gaswaschflaschen für die nasschemische Analyse von NH_3 (© DBFZ)

Die emissionsseitigen Untersuchungen setzen sich aus vier Messphasen mit unterschiedlichen Schwerpunkten zur Identifikation der Betriebsparameter, die das Emissionsgeschehen während des Kompostierungs- bzw. Rotteprozesses beeinflussen können, zusammen. In der 1. Messphase der Bestandsaufnahme aller zwölf Bioabfallbehandlungsanlagen wurden neben dem priorisierten Ziel, der Quantifizierung rottebezogener Emissionen, an geschlossenen Anlagen weitere Messungen, wie die Ermittlung und Quantifizierung von Leckagen an gasführenden Anlagenteilen, Messung des Biofilters und Abluftmessung am BHKW vorgenommen. Die 2.-4. Messphase bezieht sich ausschließlich auf die Untersuchung der Rotteprozessemissionen mit verschiedenen Parametervariationen. Die Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. zeigt die Anlagenemissionen in Abhängigkeit der verschiedenen THG für jede Anlage im Vergleich.

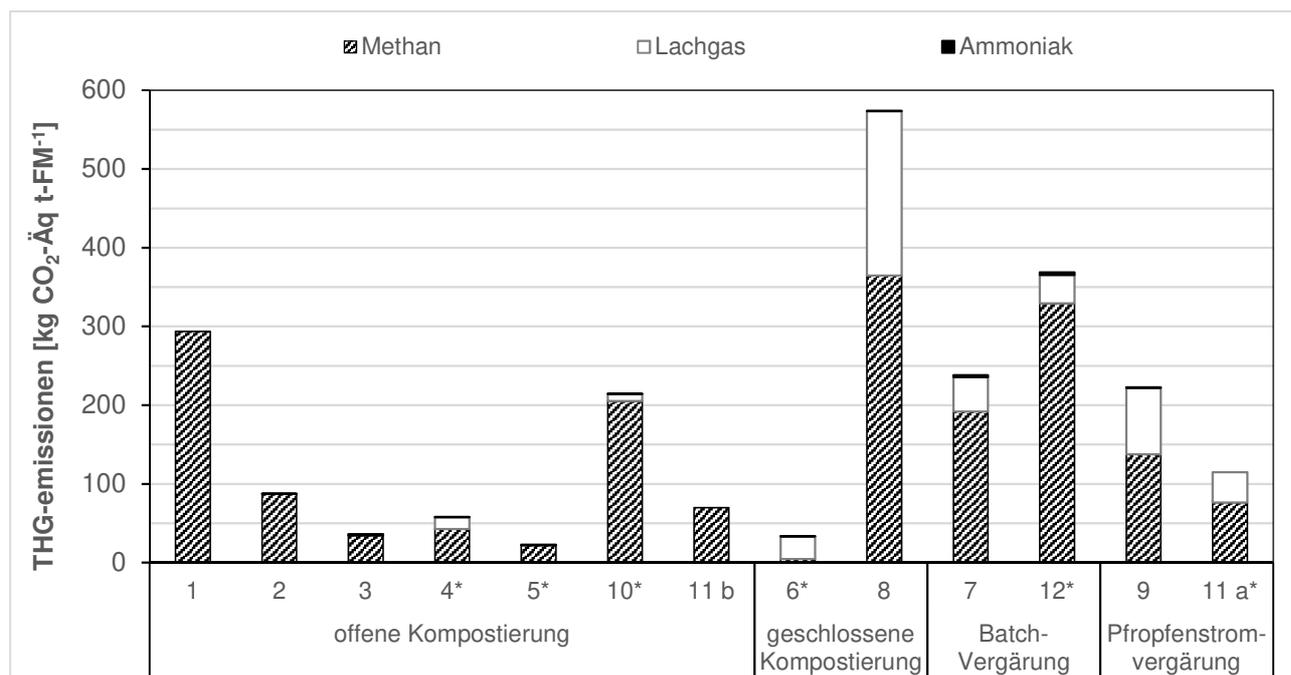


Abbildung 2: Gesamt-THG-Emissionen der untersuchten Abfallbehandlungsanlagen

* Zwangsbelüfteter Kompostierungsprozess

Anlage 8 – Geschlossene und belüftete Kompostierung von organischen Abfällen in einer Halle bis zur 6. Woche; danach Kompostierung in Dreiecksmieten

Anlage 10 - offene Nachkompostierung von festen Gärresten; nicht gasdichte Lagerung von flüssigen Gärresten

Anlage 11a – Vergärung von organischen Abfällen mit geschlossener und belüfteter Nachkompostierung von Gärresten in Boxen

Anlage 11b – Kompostierung von Grünabfällen in Dreiecksmieten

Die ermittelten Anlagenemissionen der ersten Messphase zeigen insgesamt, unabhängig von der Art der Kompostierung, eine hohe Bandbreite von rund 22 (A05) bis 574 (A08) kg CO₂-Äquivalente (Äq.) je t-Feuchtmaterial (FM). Werden nur die offenen Kompostierungsanlagen betrachtet, ergibt sich ein mittlerer Emissionswert von 112 kg CO₂-Äq. je t-FM (Median 70 kg CO₂-Äq. je t-FM). Dem gegenüber stehen die Vergärungsanlagen mit einem mittleren Emissionswert von 235 kg CO₂-Äq. je t-FM (Median 230 kg CO₂-Äq. je t-FM). Die Summe der gemessenen Emissionen (CH₄, N₂O und NH₃ als indirektes Treibhausgas) der Mieten umgerechnet in CO₂-Äquivalente (CO₂-Äq.) zeigten generell eine hohe Schwankungsbreite von 20,9 ± 3,7 kg CO₂-Äq. je t-FM an Anlage A06 bis 373,1 ± 155,8 kg CO₂-Äq. je t-FM an Anlage A12.

Die Parametervariationen an Anlage 04 in Messphase 2 & 3 wurden mit betriebsüblichen Ausgangssubstraten (Gärprodukt bzw. Biogut mit Strukturmaterial) und Mietenquerschnitten (3,5 m hohe Tafelmieten) im Winter sowie im Sommer durchgeführt. Das Gärprodukt stammte aus einer Vergärungsanlage mit Batchverfahren. Das Material war etwa acht Wochen alt und wurde nach dem Austrag aus dem Fermenter direkt zur Kompostierungsanlage 04 transportiert

und dort für weitere 6 Wochen kompostiert. Jeweils zwei Mieten wurden zwangsbelüftet, was dem üblichen Betriebszustand der Anlage entspricht und die beiden anderen Mieten wurden nicht aktiv belüftet. Die Windtunnelmessungen wurden in der Rotteweche 1, 2, 4 und 6 durchgeführt. Während der überdachten Intensivrotte (Woche 1-4) wurde die Miete einmal nach zwei Wochen Rottedauer umgesetzt. Die Nachrotte erfolgte nicht überdacht von Woche 4 - 6.

Die Untersuchungen der Parametervariationen im Sommer und Winter haben gezeigt (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**), dass die Emissionen bei aktiver Belüftung während des Kompostierungsprozesses von Gärprodukten und Bioabfällen deutlich geringer ausfallen. Während der Wintermessphase lagen die Methanemissionen der unbelüfteten Mieten deutlich über denen der Sommermessphase.

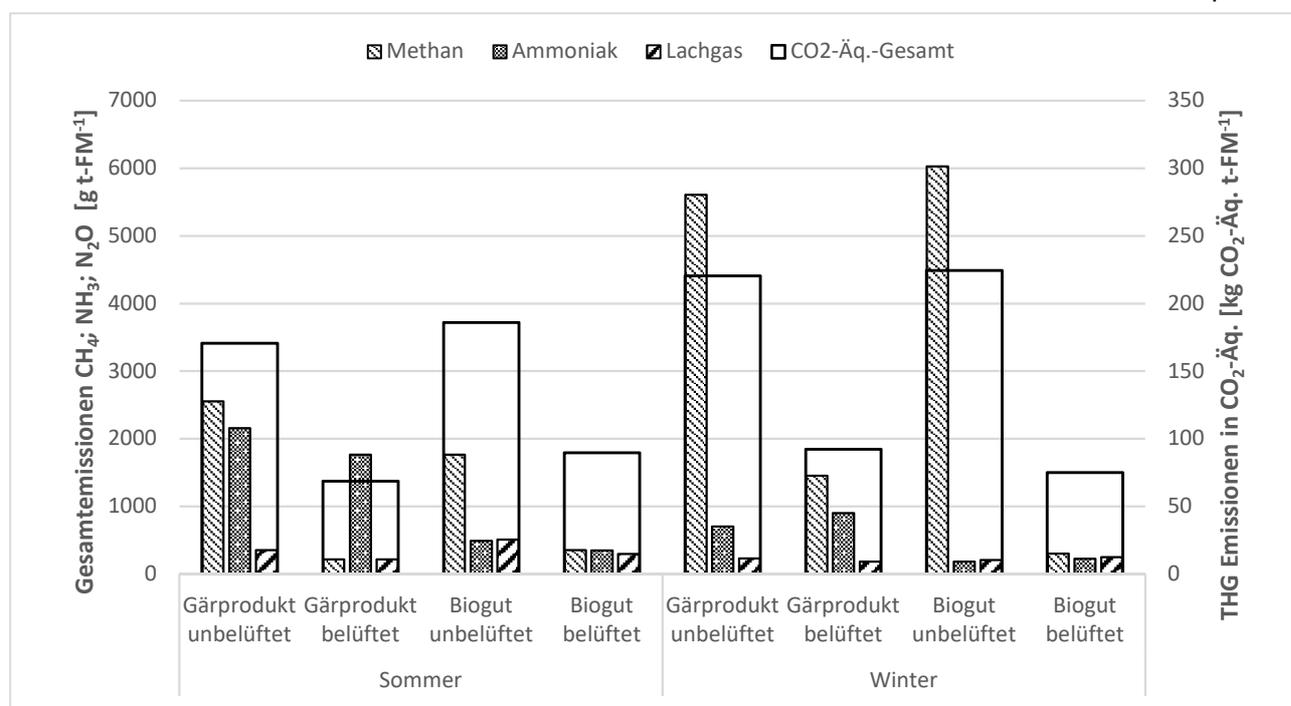


Abbildung 3: Emissionsaufkommen in Abhängigkeit vom Substrat und Art der Belüftung an der teilgeschlossenen Kompostierungsanlage A04

Weitere Untersuchungen der Parametervariationen erfolgten an der Anlage 09 ebenfalls in der 2. & 3. Messphase. Bei der Anlage 09 handelt es sich um eine Vergärungsanlage (kontinuierliches Pfropfenstromverfahren) mit einer überdachten Nachrotte. Die Gärsubstrate werden nach dem Austrag aus dem Fermenter separiert. Flüssige Gärprodukte werden in einem gasdichten Gärproduktlager bis zur Ausbringung zwischengelagert. Die festen Gärprodukte werden mittels einer Aerobisierungstrommel weiter aufbereitet und daraufhin zu 1,5 m hohen Dreiecksmieten aufgesetzt und für vier bis fünf Wochen kompostiert. Der

Gärproduktkompostierung werden beim Ansetzen der Mieten etwa 18 % Grüngutabfälle, als strukturreiche Substanz beigemischt.

Für die Versuchsreihen an der Anlage 09 wurden die Gärproduktmieten in der Sommer- und Wintermessphase hinsichtlich des Einflusses verschiedener Umsetzregime (2x/Woche, 1x/Woche und 0,5x/Woche) auf das Emissionsgeschehen untersucht. Die Untersuchungen an der Anlage 09 zeigen (siehe Abbildung 4), dass unabhängig der Umsetzregime die massenspezifischen Mietenemissionen umgerechnet in CO₂-Äquivalente in der Wintermessphase höher ausfallen. Bei der Betrachtung der Gesamtmietenemissionen von CH₄, N₂O und NH₃ fällt auf, dass während der Sommermessphase die NH₃ Werte deutlich höher sind als in der Wintermessphase. In der Wintermessphase hingegen wurden deutlich höhere CH₄ Emissionen gemessen.

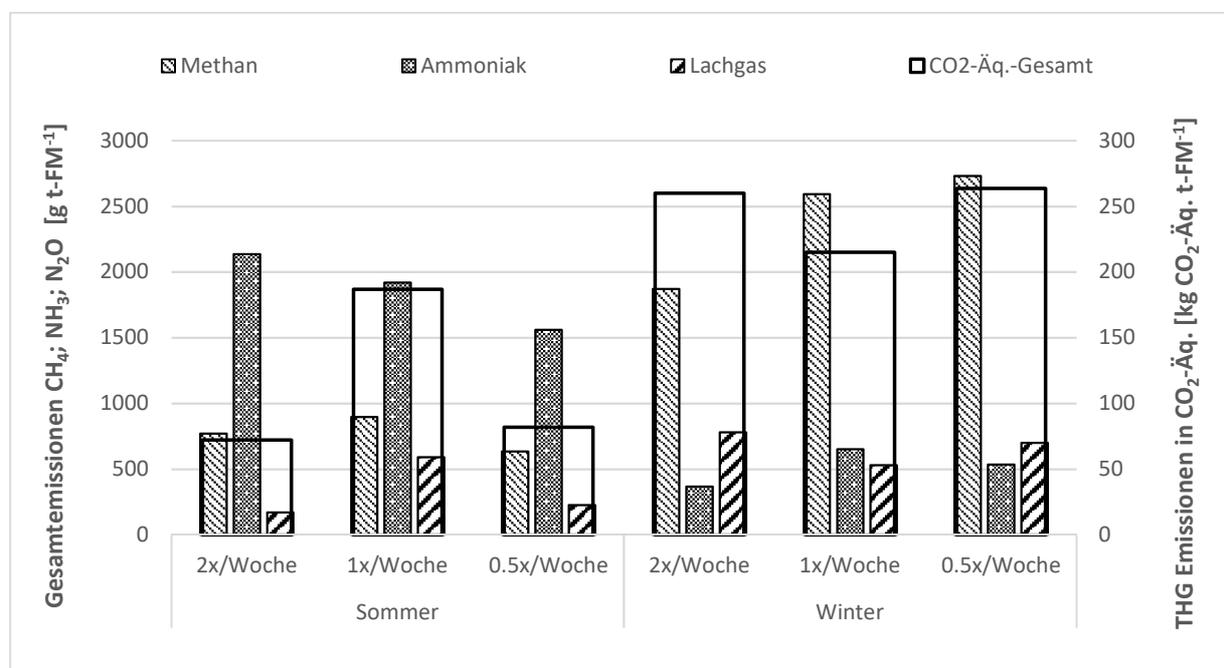


Abbildung 4: Emissionsaufkommen in Abhängigkeit von Jahreszeiten und Umsetzintervallen an der Vergärungsanlage mit teilgeschlossener Nachrotte A09

Zusammenfassend können aus den Emissionsmessungen folgende Erkenntnisse abgeleitet werden:

- Aktiv belüftete Mieten (Zwangsbelüftung) zeigen gegenüber unbelüfteten Mieten (passiv belüftet) deutlich geringere Emissionen.
- Mietenemissionen können bei zu großen Mieten höher ausfallen (vgl. A01 mit bis zu 5 m sehr hohe Miete), so dass anaerobe Zonen entstehen, die die Methanbildung fördern; ansonsten waren bei zu kleinen Mieten tendenziell höhere Emissionen feststellbar.

- Jahreszeiten können einen erheblichen Einfluss auf die Mietenemissionen haben. An Anlage A09 lagen die Mietenemissionen während der Wintermessphase bis zu 3,5 Mal höher als während der Sommermessphase.
- Umsatzhäufigkeiten müssen nicht linear zur THG-Emissionsmenge verlaufen, sondern können auch vom Strukturmaterial abhängen. Jedoch konnte keine klare Tendenz abgeleitet werden, was den Einfluss des Umsetzintervalls auf die Gesamtemissionen der Miete betrifft.
- Hohe Lachgasemissionen können sich ergeben, wenn sehr feuchtes Biogut eingesetzt wird und der Einsatz eines sauren Wäschers vor dem Biofilter fehlt (vgl. A08).

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen lassen sich folgende Optimierungsmaßnahmen für eine klimaschutzorientierte und ressourcenschonende Mietenkompostierung ableiten:

- eine aktive Belüftung vor allem bei zu hohen Mieten verhindert die Bildung von anaeroben Zonen (vgl. A01)
- die Mietenhöhe muss so angepasst sein, dass sie den diffusiven Lufttransport ins Mieteninnere gewährleistet und vor Vernässung durch Regenereignisse schützt
- Bei kälteren Außentemperaturen ist darauf zu achten, dass die Anteile des Strukturmaterials erhöht werden.

Auch das Umweltbundesamt in Wien hat wesentliche Anforderungen an einen emissionsarmen Prozess für die betriebliche Praxis großer Kompostierungsanlagen zusammengestellt (Lampert, Neubauer, 2015). Die Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) hatte bereits 2010 eine 1. Auflage der Publikation mit dem Titel „Betrieb von Kompostierungsanlagen mit geringen Emissionen klimarelevanter Gase“ herausgegeben. Die Fortschreibung unter Berücksichtigung der neuen Erkenntnisse wird dringend empfohlen.

Im zweiten Abschnitt der Arbeit wurden THG-Bilanzen erstellt, die unter anderem zeigen, dass Verwertungsanlagen durch verschiedene Substitutionseffekte negative Emissionen zur Folge haben können. Vor allem Anlagen mit einer geringen Emissionslast aus dem Rotteprozess oder anlagenbezogenen Emissionen brachten im Rahmen der Studie vermehrt negative Emissionen hervor. Folglich wird die Methode der THG-Bilanzierung und die daraus resultierenden Ergebnisse dargestellt.

THG-Bilanzierung

Für die untersuchten Bioabfallanlagen wurden THG-Bilanzen erstellt. Die Gesamtbilanz der THG-Emissionen basiert auf folgenden Grundlagen:

- 1) Messergebnisse der Emissionsmessungen (Messphase 1)

- 2) THG-Emissionen aus dem Betrieb der Anlagen (Betreiberangaben zu Energiebedarfen, Nährstoffgehalte und Eigenschaften der Komposte und Gärprodukte auf Basis der RAL-Jahresnachweise)
- 3) THG-Einsparungen resultierend aus Substitutionseffekten (eigene Annahmen/Projektteam)

Funktionelle Einheit: Ergebnisse werden bezogen auf 1 t Input angegeben.

Wirkungsabschätzung: GWP 100, Charakterisierungsfaktoren für CH₄ und N₂O gemäß IPCC 2013; Berücksichtigung von NH₃ als indirektes Treibhausgas unter der Annahme, dass 1 % von NH₃-N als N₂O-N emittiert wird (IPCC 2006)

Anlagenbetrieb. Für die Strombereitstellung wird der Erzeugungsmix des deutschen Kraftwerkparks gemäß UBA 2021 mit einem Emissionsfaktor von 428 g CO₂-Äq./kWh angewandt, für die Nutzung von Diesel für Förderfahrzeuge, -anlagen etc. kommt ein Emissionsfaktor von 3,41 kg CO₂-Äq./kg zum Einsatz (European Commission 2018).

Stromgutschriften. Für die Strombereitstellung und die damit verbundene unterstellte Substitution von Strom aus dem deutschen Erzeugungsmix werden dem System die durch die Substitution eingesparten THG-Emissionen gutgeschrieben. Die Höhe der Gutschrift in g CO₂ Äq. je kWh Strom ergibt sich aus dem Emissionsfaktor des deutschen Strommixes. Extern nutzbare Wärme fand in der Bilanzierung der THG-Emissionen keine Berücksichtigung.

Substitutionseffekt 1 – Humusreproduktion/Strohsubstitution. Die Humusreproduktionsleistung der Komposte und Gärprodukte ermöglicht die Entnahme von Stroh von landwirtschaftlichen Nutzflächen. Für die Komposte und Gärprodukte wird die Humusreproduktionsleistung in H_{äq} ermittelt. Daraus ergibt sich anhand der Humusreproduktionsleistung des Strohs die substituierbare Menge Stroh. Unter Bezugnahme des TM- und Corg-Gehalts des Strohs lässt sich die substituierbare Mengen Kohlenstoff durch die Nutzung der Komposte und Gärprodukte ermitteln. Die Gutschriften für die Nutzung des verfügbaren Strohs und des enthaltenen Kohlenstoffs folgen in dieser Betrachtung zwei unterschiedlichen Verwertungswegen. Im Ansatz 1 wird angenommen, dass der Einsatz des Strohs z. B. als Baustoff zu einer Sequestrierung des Kohlenstoffs führt. Dementsprechend wurde die ermittelte Menge des Kohlenstoffs mittels des Umrechnungsfaktors von 3,67 in Kohlenstoffdioxid umgerechnet und dem System gutgeschrieben. Im Ansatz 2 wird unterstellt, dass Stroh in einer Biogasanlage mit Vor-Ort-Verstromung eingesetzt wird und eine Stromgutschrift erfolgt.

Substitutionseffekt 2 – Torfsubstitution. Der Einsatz von Fertigkompost im Garten- und Landschaftsbau sowie bei Erdenwerken kann als Kultursubstrat Torf substituieren. Für die Substitutionseffekte wurden THG-Gutschriften entsprechend folgender Methode berechnet. Der Fertigkompost soll als Torfsubstitut im Gartenbau Anwendung finden. Die Produktmenge (Kompost) entspricht dabei der zu substituierenden Torfmenge. Unter der Annahme, dass der im Torf enthaltene fossile, organische Kohlenstoff bei der Nutzung des Torfes als CO₂ emittiert und diese Emissionen durch den substituierenden Einsatz der Komposte vermieden werden, können entsprechende THG-Gutschriften vergeben werden. Dafür wird unter Bezugnahme der Trockenrohichte des Torfs und dem Anteil von Corg an der Trockenmasse die substituierte Menge fossilen Kohlenstoffs ermittelt und in Kohlenstoffdioxid (Umrechnungsfaktor 3,67) umgerechnet. Die so berechnete Menge CO₂ kann dem System gutgeschrieben werden.

Substitutionseffekt 3 – Nährstoffsubstitution Die in Komposten und Gärprodukten enthaltenen pflanzenverfügbaren Nährstoffe N, K₂O und P₂O₅ können den Bedarf an synthetischen Düngern mindern. Die daraus resultierenden THG-Gutschriften ergeben sich hierbei aus den vermiedenen Aufwendungen für die Produktion der synthetischen Dünger. Für die Berechnung der Gutschriften wird die Menge der Nährstoffe in den Komposten und Gärprodukten mit dem Emissionsfaktor des entsprechenden Düngers multipliziert (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1 Emissionsfaktoren synthetischer Dünger nach European Commission, 2018

Dünger	Einheit	Wert	Quelle
N	kgCO ₂ Äq./kg	4,57	RED II
K ₂ O	kgCO ₂ Äq./kg	0,417	RED II
P ₂ O ₅	kgCO ₂ Äq./kg	0,542	RED II

THG- Emissionen der Bioabfallanlagen im Vorhaben KlimaBioHum (Messphase 1)

Abbildung 5 zeigt die mit der Bereitstellung der Kompost- und Gärprodukte verbundenen THG-Emissionen der untersuchten Bioabfallanlagen. Diese setzen sich zum einen aus den bereits in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** dargestellten Ergebnissen der Emissionsmessungen aus Messphase 1 und zum anderen aus den betrieblichen Emissionen (Strom- und Dieselbedarf) zusammen.

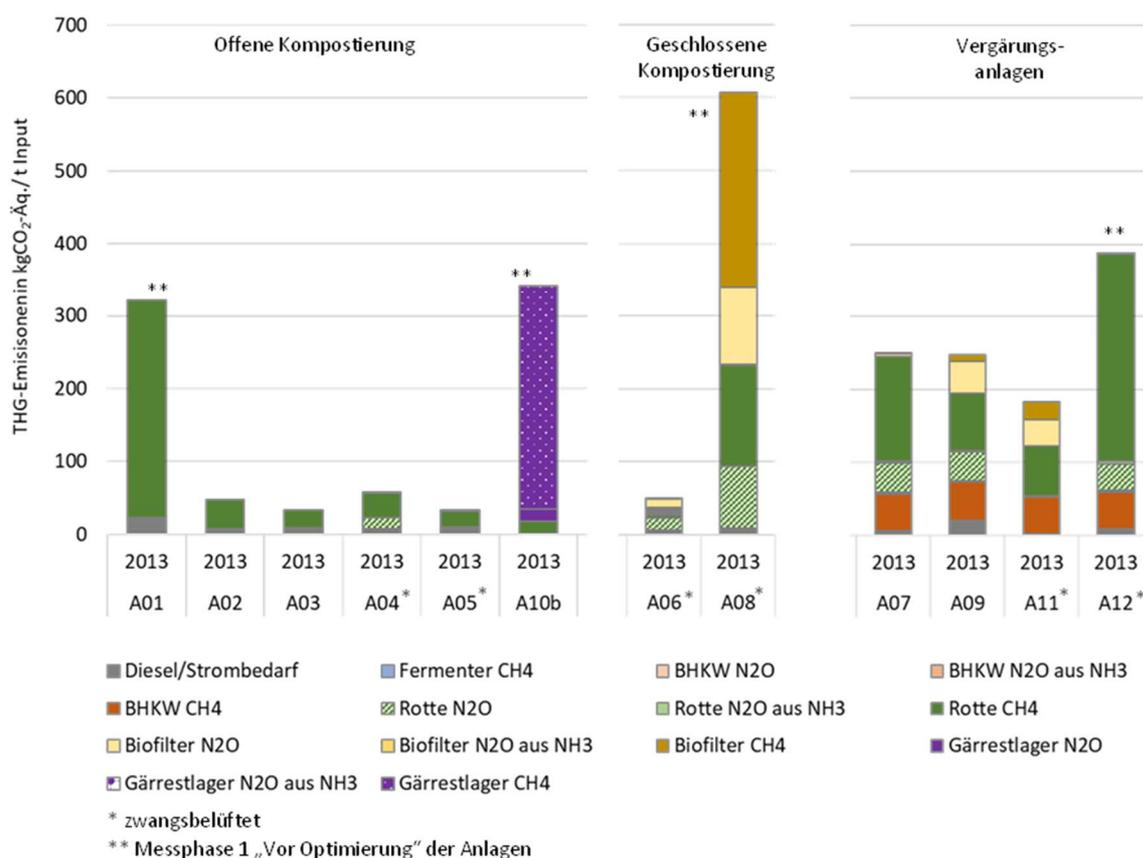


Abbildung 5 Spezifische THG-Emissionen der im Vorhaben KlimaBioHum untersuchten Bioabfallanlagen in kg CO₂ Äquivalente je t Input nach Art der Anlagen und Komponenten

Insgesamt zeigt sich in der Höhe und Zusammensetzung der Emissionen ein sehr differentes Bild, wobei über nahezu alle Anlagen und Anlagenteile die jeweiligen Methanemissionen das Bild dominieren. Die Anlagen A01, A10b, A08 und A12 sind die Anlagen mit den höchsten Emissionen. Hier wurden bereits die Ursachen für die hohen Emissionen identifiziert und entsprechende Optimierungsmaßnahmen getroffen. Die abgebildeten Emissionen entsprechen demnach nicht dem aktuellen Anlagenstatus und werden in der weiteren Diskussion der THG-Emissionen nicht weiter berücksichtigt. Messphase 1 „Vor Optimierung“ der Anlagen:

- A01: hohe Rotteemissionen, Mietenhöhe zu hoch
- A08: Rottematerial zu feucht, Belüftungsprobleme, fehlerhafte Betriebsführung
- A10b: offenes Gärproduktlager + Nachrotte
- A12: hohe Rotteemissionen, Belüftung nicht optimal

Die Lagerung der Gärprodukte am Standort A10b wurde Ende 2021 eingestellt.

Ein Großteil der THG-Emissionen der Kompostierungsanlagen werden von den Methanemissionen aus der Rotte dominiert. Ähnliches gilt für die Vergärungsanlagen, wobei hier auch die BHKW-Emissionen und zum Teil die N₂O-Emissionen aus der Rotte und dem Biofilter einen wesentlichen Einflussparameter darstellen.

THG-Bilanzierung der Substitutionseffekte

Die vermiedenen THG-Emissionen infolge der Substitutionseffekte sind in Abbildung 6 dargestellt. Insgesamt wurden 2 unterschiedliche Verwertungswege bei der Humusproduktion/ Strohsubstitution betrachtet.

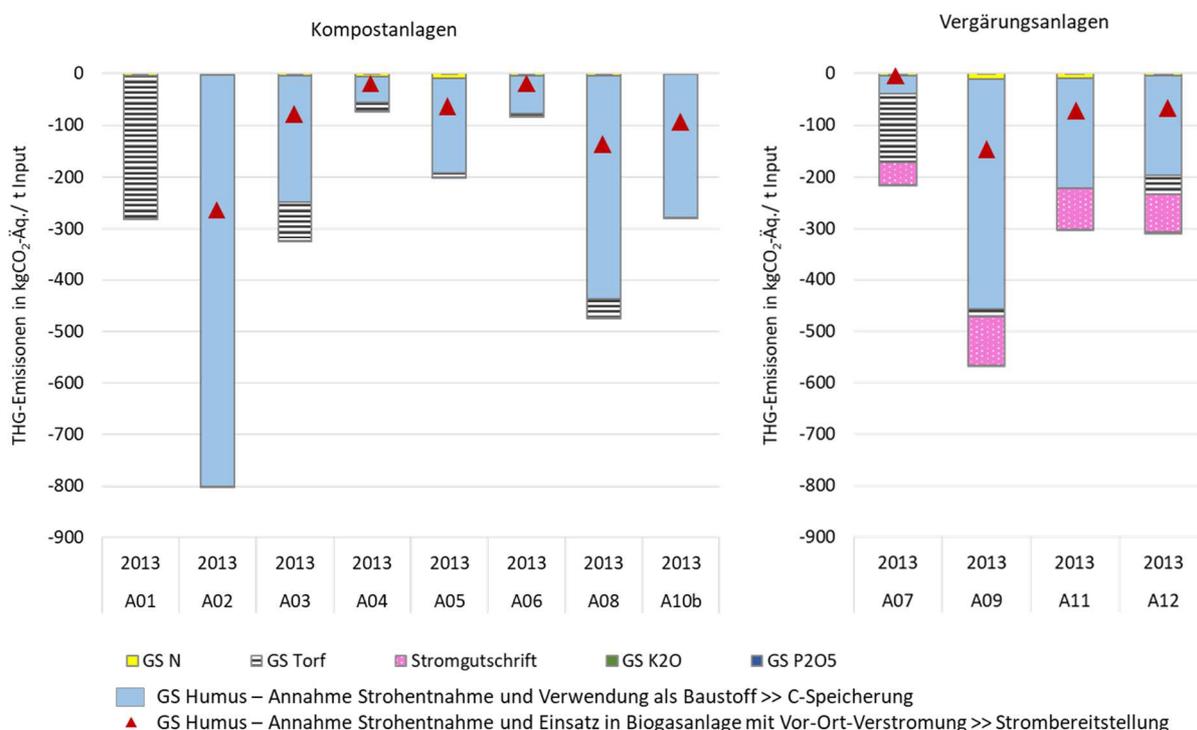


Abbildung 6 Spezifische THG-Emissionen der Substitutionseffekte der im Vorhaben KlimaBioHum untersuchten Bioabfallanlagen in kg CO₂ Äquivalente je t Input

Verwertungsweg 1: Aufgrund der Annahme, dass die in der Landwirtschaft ausgebrachten Gärprodukte und Komposte durch ihr entsprechendes Humusreproduktionspotential eine erhöhte Strohentnahme erlauben (ohne die Humusversorgung zu verringern) und dies durch die Nutzung des Strohs z. B. im Bausektor zu einer C-Sequestrierung führt (als hellblauer Balken markiert), zeigen die Anlagen, die einen großen Anteil der Gärprodukte und Komposte in die landwirtschaftliche Produktion abgeben, das größte THG-Vermeidungspotential. Dieser

Verwertungsweg erfasst die durch Strohsubstitution freigesetzte nachwachsende C-Menge. Damit werden Aussagen unabhängig von der spezifischen C-Nutzungsart einer nachfolgenden Nutzung ermöglicht. Das wird er als Standardbewertung der Strohsubstitution empfohlen.

Verwertungsweg 2: Die Gutschriften für die Nutzung des Stroh in einer Biogasanlage mit Vor-Ort-Verstromung (in der Abbildung rot markiert) sind aufgrund der mit dem Prozess verbundenen Aufwendungen zwar deutlich geringer, stellen aber auch ein beachtliches Vermeidungspotential dar. Dieser Verwertungsweg erfasst die durch Strohsubstitution erreichbare Bereitstellung erneuerbarer Energie durch Nutzung bei der Strohbiomethanisierung einschließlich Verstromung in einem BHKW.

Gleiches gilt ebenso für die Nutzung der Gärprodukte und Komposte in Garten- und Landschaftsbau und der damit verbundenen Torfsubstitution und für die Stromgutschrift der Vergärungsanlagen.

THG-Gesamtbetrachtung (Emissionen und Gutschriften) – Messphase 1

Die Gesamtbilanz der Emissionen als Saldo aus THG-Emissionen und Emissionseinsparungen infolge der Substitutionseffekte (Verwertungsweg „Strohentnahme und Einsatz in Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung“) sind in Abbildung 7 als weißer Summenbalken gekennzeichnet.

Bei nahezu allen Bioabfallanlagen übersteigen die Emissionseinsparungen die gemessenen und ermittelten THG-Emissionen oder gleichen sich zumindest fast aus. Ausgenommen sind die Anlagen A01, A10b, A08 und A12, deren hier abgebildeten Emissionen nicht mehr dem aktuellen Stand entsprechen, da bereits Optimierungsmaßnahmen getroffen wurden.

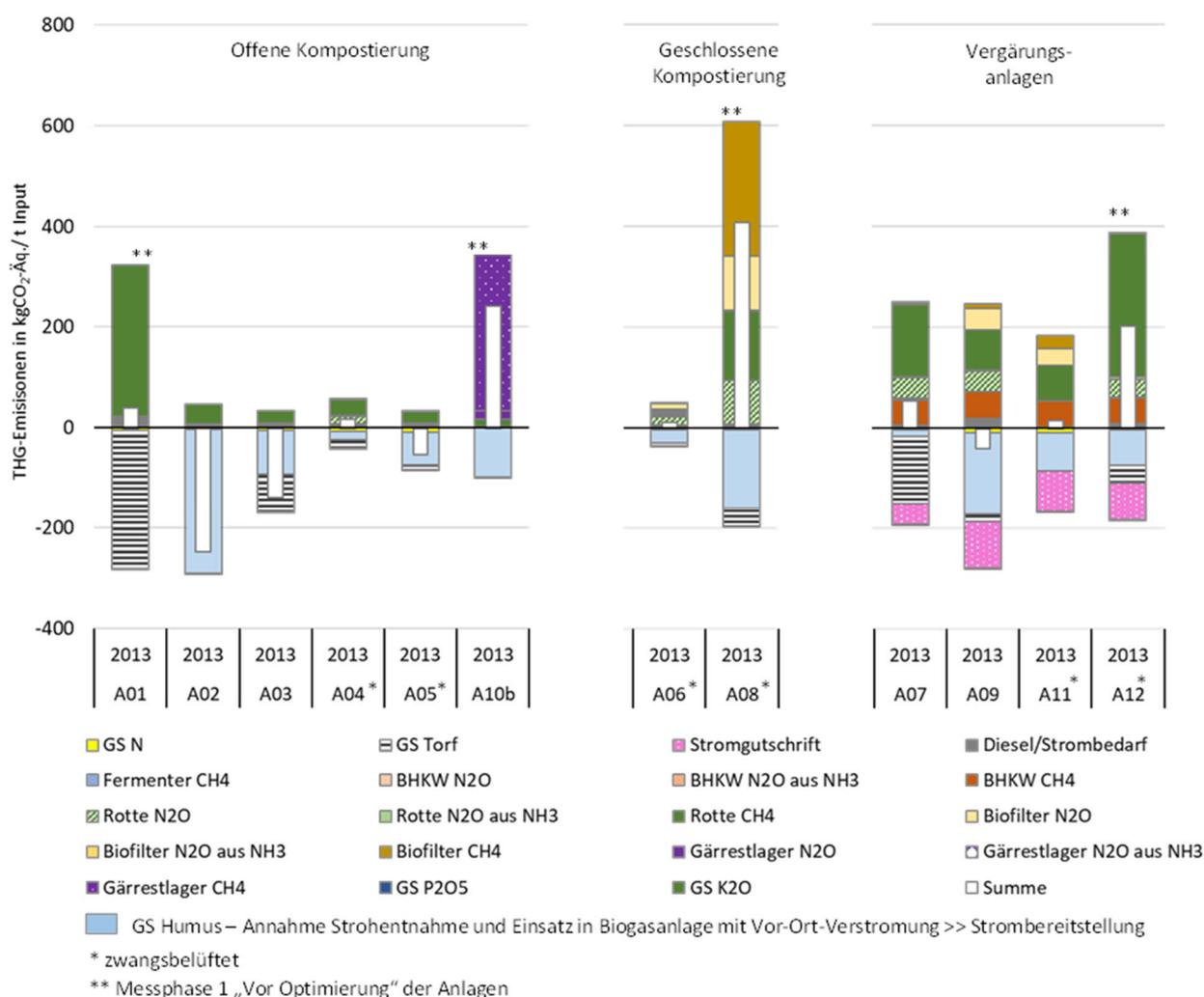


Abbildung 7 Gesamt THG-Betrachtung der im Vorhaben KlimaBioHum untersuchten Bioabfallanlagen (Messphase 1) in kg CO₂ Äquivalente je t Input (GS= Gutschriften)

Zusammenfassung

Eine nachhaltige Verwertung organischer Abfallstoffe im Sinne des Klima- und Ressourcenschutzes gewinnt an gesellschaftlicher und politischer Bedeutung. Die Untersuchungen des Forschungsvorhabens „KlimaBioHum“ konnten zeigen, dass negative Emissionen mit Hilfe geringen Anlagenemissionen und Substitutionseffekten des Endprodukts „Kompost“ möglich sind. Im Projekt wurden vier von insgesamt zwölf Bioabfallverwertungsanlagen mit negativen Emissionen entsprechend der THG-Bilanzierung bewertet. Drei der zwölf untersuchten Anlagen waren offene bzw. teilgeschlossene Kompostierungsanlagen und eine Vergärungsanlage.

Besonders die Vermeidung von klimarelevanten Emissionen aus Kompostierungsprozessen trägt maßgeblich zur nachhaltigen Bioabfallverwertung bei. Stabile Kompostierungsprozesse mit

passenden betrieblichen Parametern wie Mietenhöhe, Mietengeometrie, Wassergehalt, C/N-Verhältnis, Anteil Strukturmaterial, Umsetzintervalle und ggf. eine aktive Belüftung tragen maßgeblich zur ausreichenden Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen innerhalb der Miete bei, wodurch klimarelevante Emissionen wie Methan und Lachgas (Denitrifikation) vermieden werden.

Literaturverzeichnis

Andersen, Jacob K.; Boldrin, Alessio; Samuelsson, Jerker; Christensen, Thomas H.; Scheutz, Charlotte (2010): Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste. In: *Journal of Environmental Quality* 39 (2), S. 713–724. DOI: 10.2134/jeq2009.0329.

Cuhls, Carsten; Mähl, Birte; Clemens, Joachim (2015): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. UBA Texte 39/2015, Hg. v. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Daniel-Gromke, Jaqueline; Liebetrau, Jan; Denysenko, Velina; Krebs, Christian (2015): Digestion of bio-waste - GHG emissions and mitigation potential. In: *Energ Sustain Soc* 5 (1). DOI: 10.1186/s13705-014-0032-6.

Lampert, Christoph; Neubauer, Christian (2015): Praxis großer Kompostierungsanlagen und wesentliche Anforderungen an einen emissionsarmen Betrieb. Report REP-0501, Umweltbundesamt, Wien

Liebetrau et al. (2013): Analyse von Emissionen klimarelevanter Gase durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der Biogasgewinnung aus Abfällen - 03KB027. Unter Mitarbeit von Dr. Jan Liebetrau, Christian Krebs, Jaqueline Daniel-Gromke. Hg. v. DBFZ. Leipzig.

Luo, Wen Hai; Yuan, Jing; Luo, Yi Ming; Li, Guo Xue; Nghiem, Long D.; Price, William E. (2014): Effects of mixing and covering with mature compost on gaseous emissions during composting. In: *Chemosphere* 117, S. 14–19. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.05.043.

Nguyen Thanh Phong (2012): Greenhouse Gas Emissions from Composting and Anaerobic Digestion Plants. Dissertation. Hg. v. Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz (INRES). Lehr- und Forschungsbereich Pflanzenernährung der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn. Bonn.

Shan, Guangchun; Li, Weiguang; Gao, Yujuan; Tan, Wenbing; Xi, Beidou (2021): Additives for reducing nitrogen loss during composting: A review. In: *Journal of Cleaner Production* 307, S. 127308. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.127308.