

Schlussbericht

Energieeffiziente Kaskadennutzung biogener Abfälle unter Berücksichtigung neuer Anforderungen an Abluftbehandlung und Kompostqualität (EKaBio)

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages



Universität Stuttgart

Schlussbericht:

Energieeffiziente Kaskadennutzung biogener Abfälle unter Berücksichtigung neuer Anforderungen an Abluftbehandlung und Kompostqualität (EKaBio)

Förderkennzeichen: 03EN2033A-F

Laufzeit des Vorhabens: 01.05.2020 – 30.04.2023

Zahlungsempfänger:

- A RWTH Aachen**, ausführende Stelle: Institut für Anthropogene Stoffkreisläufe (**ANTS**), Aachen.
 - B MKW** – Materialkreislauf- und Kompostwirtschaft GmbH & Co. KG, Großefehn
 - C pbo** Ingenieurgesellschaft mbH, Aachen
 - D PlasmaAir** AG Oxidative Abgasbehandlung und Plasmasytème, Weil der Stadt
 - E STRABAG** Umwelttechnik GmbH, Düsseldorf
 - F Universität Stuttgart**, ausführende Stelle: Institut für Siedlungswasserbau, Wasser-güte- und Abfallwirtschaft (**ISWA**), Stuttgart
-

Autoren: Melanie Brune^A, Alexander Feil^A, Christina Joost^B, Dennis Wegkamp^C, Dustin Raguse^C, Martin Simons^C, Bernd Glocker^D, Christine Dobslaw^D, Andreas Maile^E, Imke Elpelt-Wessel^F, Martin Reiser^F

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Wirtschaft
und Klimaschutz

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben mit dem FKZ 03EN2033 A-F wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Klimaschutz im Rahmen des 7. Energieforschungsprogramms gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

24.10.2023

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Rechtliche Rahmenbedingungen	1
1.2	Bioabfallaufkommen und Anlagenbestand	4
1.3	Stoffströme und Verwertungswege	5
1.4	Zielsetzung	7
1.5	Projektvoraussetzung	8
1.6	Struktur und Ablauf des Vorhabens	9
2	Wissenschaftliche und technische Ergebnisse	11
2.1	Qualitative und Quantitative Stoffstrombilanzierung (AP 1)	11
2.1.1	Methodik zur Erfassung der Stoffstromquantitäten und -qualitäten	11
2.1.2	Stoffstrombilanzierung	12
2.1.3	Qualitative Bewertung der Stoffströme	14
2.1.4	Ableitung der Substratmischungsverhältnisse für die Rotteversuche	20
2.2	Aerobe Behandlung der Gärreste mit und ohne externe Wärmezufuhr (AP 3)	22
2.2.1	Herstellung der Substratmischungen	22
2.2.2	Bewertung der Substratmischungen	24
2.2.3	Methodik zur Durchführung und Prozessbewertung der Rotteversuche	26
2.2.4	Ergebnisse der Rotteversuche	32
2.3	Rotteversuche in der MBA zur Frachtbestimmung und Bewertung der Abluftreinigungsleistung (AP 2)	47
2.3.1	Definition des IST-Zustandes	48
2.3.2	Versuchsaufbau und Durchführung der Versuche in der MBA	50
2.3.3	Ergebnisse der Versuche	53
2.3.4	Entfrachtung potenzieller Emissionsspitzen	58
2.3.5	Literatur- und Machbarkeitsstudie zu innovativen Ansätzen der Methanabscheidung	60
2.4	Energieeffizienz (AP 4)	66
2.4.1	Methodik zur Bewertung der Energieeffizienz	66

2.4.2	IST-Zustand der Kaskadenanlage in Großefehn und der Referenzanlage.....	68
2.4.3	Vergleich der Anlage in Großefehn mit der Anlage in Anröchte.....	72
2.5	Bewertung der Prozesszenarien (AP 5)	77
2.5.1	Stoffstrombilanz der Prozesszenarien im Vergleich	77
2.5.2	Bedeutung des Prozesses Rotte hinsichtlich der Abluftqualität	79
2.5.3	Bewertung der Prozesszenarien hinsichtlich Energieverbrauch.....	81
2.5.4	Bewertung der Energieeffizienz.....	82
2.5.5	Wirtschaftliche Bewertung der Prozesszenarien.....	84
2.5.6	Gesamtbewertung.....	87
3	Ausblick.....	90
4	Wissenstransfer.....	92
5	Zusammenfassung	94
6	Literaturverzeichnis	97

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Fermenter-Bauarten in DE nach Baujahr [Datenquelle: Kern & Raussen 2021]	5
Abb. 2: Nachgeschaltete Rotteverfahren bei kommunalen Bioabfallvergärungsanlagen (re.) und Verfahrensweise Vollstrom-/Teilstrom unterschieden nach Fermenter-Bauart (li.) in DE Stand: 2021 [Datenquelle: Kern & Raussen 2021].....	5
Abb. 3: Verfahrensskizze einer Kaskadenanlage mit obligatorischen und optionalen Behandlungsschritten.....	6
Abb. 4: Stoffstrombilanz des Kompostwerks am Standort Großefehn als Durchschnitt der Jahre 2019-2022	13
Abb. 5: Saisonale Mengenschwankungen des Bioguts bzw. der daraus resultierenden Stoffströme zum Fermenter und zur Rotte	14
Abb. 6: Ergebnisse der qualitativen Stoffstromuntersuchung bestehend aus Korngrößenverteilung in Form einer Siebdurchgangslinie (li.); Schwankungsbereich der Fremdstoffgehalte (m.) und Schwankung von Wassergehalt (WG), organischer Trockensubstanz (oTS) und Schüttdichte (ρ_{Sch}). Stoffströme Biogut nach Zerkleinerung, Siebüberlauf > 60 mm, Siebunterlauf Fermenter und Rotte. Datengrundlage: 4 Probenahmen im Jahresverlauf	16
Abb. 7: Ergebnisse der qualitativen Stoffstromuntersuchung bestehend aus Korngrößenverteilung in Form einer Siebdurchgangslinie (li.); Schwankungsbereich der Fremdstoffgehalte (m.) und Schwankung von Wassergehalt (WG), organischer Trockensubstanz (oTS) und Schüttdichte (ρ_{Sch}). Stoffstrom Gärrest fest (getrocknet), Rotte Output, Strukturmateriel, Kompost. Datengrundlage: 4 Probenahmen im Jahresverlauf.....	17
Abb. 8: Saisonale Mengenschwankungen der Rotteinput-Substrate Biogut, Strukturmateriel, Gärrest fest und Gärrest flüssig inklusive prozentualer Mischungsverhältnisse	20
Abb. 9: Übersicht der Substratmischungen Variante I, II und III inklusive Mischungsverhältnis und Schichtung im Rottetunnel.....	21
Abb. 10: Prinzipskizze der technisierten Mischung am Standort Anröchte, 1) Vermischung von Struktur und Biogut mittels Radlader, 2) Vermischung von Biogut-Struktur-Material und nicht abgepresstem Gärrest im Mischaggregat.....	23
Abb. 11: Prinzipskizze der passiven Mischung am Standort Großefehn (Schicht 1 bzw. untere Schicht), 1) Vermischung von Struktur und Biogut mittels Radlader, 2) Vermischung von festen Gärrest und Biogut-Struktur-Mischung auf den Förderbändern des Eintragsystems	
23	
Abb. 12: Prinzipskizze der passiven Mischung am Standort Großefehn (Schicht 2 bzw. obere Schicht), 1) Vermischung von Struktur und Biogut mittels Radlader, 2) Vormischung von	

Biogut-Struktur-Material mit flüssigem Gärrest über Berieselungseinheit, 3) Zumischung von Biogut-Struktur-Material zur vorkonditionierten Mischung.....	24
Abb. 13: Charakterisierung der Ausgangssubstrate und der Inputmischung hinsichtlich Dichte, Fremdstoffgehalt und Wassergehalt inkl. Standardabweichung σ (li.) und Massenbilanz einer Rottecharge (re.) am Standort Anröchte	25
Abb. 14: Charakterisierung der Ausgangssubstrate und der Inputmischung hinsichtlich Dichte, Fremdstoffgehalt und Wassergehalt inkl. Standardabweichung σ (li.) und Massenbilanz einer Rottecharge (re.) am Standort Großefehn	25
Abb. 15: Emissionen des passiven (Großefehn) und technisierten (Anröchte) Mischprozesses.....	26
Abb. 16: Standardeinstellungen der Rottesteuerung von Rottephase 1 (li.) und Rottephase 2 (re.) während der Startphase (1), der ersten Hauptrottephase (2), der zweiten Hauptrottephase (2) sowie der Abkühl- und Nachlaufphase (4).....	27
Abb. 17: Luftbild des Standorts Großefehn mit Beschriftung der relevanten Betriebsgebäude, Abluftreinigungsanlagen und Messcontainer.....	29
Abb. 18: Im Projekt in beiden Messcontainern verwendete Messmimik mit FTIR und FID als Analysatoren mit Steuerung und physikalischer Einheit für die Umschaltung von bis zu sechs Messstellen	30
Abb. 19: Umluftkanal vor (links) und nach (rechts) Installation der Wärmetauscher	31
Abb. 20: Gesamtmengen der Einzelcharge für die Varianten I, II und III unterschieden nach den Ausgangsubstratmengen inklusive Durchschnittswerte (horizontale Linie) und Gegenüberstellung der Sollwerte	33
Abb. 21: Wassereintrag und -verlust für die Varianten I, II und III ohne und mit Wärmezufuhr bezogen auf die jeweilige Rotteeintragsmenge	34
Abb. 22: Gesamtfremdstoff- (li.) und Kunststoffgehalt (re.) der Substratmischungen Variante I, II und III bezogen auf die Frischmasse	35
Abb. 23: Schwankungsbereich des Kompostausbringens für die untersuchten Varianten I, II und III (Box-Whisker) und mit Wärme (rot) (li.) sowie Korrelationsdiagramm zur Gegenüberstellung der Substratzusammensetzung und dem Kompostausbringen	36
Abb. 24: Durchschnittliche Entwicklung der Ablufttemperatur für die Substratmischungen Variante I, II und III über die Rottedauer, inklusive Schwankungsbereich und Standardabweichung sowie direkter Gegenüberstellung der durchschnittlichen Temperaturverläufe	38
Abb. 25: Durchschnittliche Entwicklung des Gegendrucks für die Substratmischungen Variante I, II und III über die Rottedauer, inklusive Schwankungsbereich und Standardabweichung sowie direkter Gegenüberstellung der durchschnittlichen Temperaturverläufe	39

Abb. 26: Durchschnittliche Entwicklung der Ventilatorleistung für die Substratmischungen Variante I, II und III über die Rottedauer, inklusive Schwankungsbereich und Standardabweichung sowie direkter Gegenüberstellung der durchschnittlichen Temperaturverläufe	40
Abb. 27: Entwicklung der Ab- und Zulufttemperatur, der Ventilatorleitung und des Drucks während des Rotteverlaufs bei Wärmezufuhr in der zweiten Rottephase (roter Bereich) am Beispiel der Substratmischung Variante I	41
Abb. 28: Ventilatorleistung der Versuchschargen mit Wärmezufuhr	42
Abb. 29: Vergleich der Wärmezufuhr und Temperaturen der Mischungen	43
Abb. 30: Konzentrationsverlauf für Gesamt C und CH ₄ in Rottephase 1 und 2 für Variante I	45
Abb. 31: Konzentrationsverlauf für Gesamt C und CH ₄ in Rottephase 1 und 2 für Variante II	45
Abb. 32: Konzentrationsverlauf für Gesamt C und CH ₄ in Rottephase 1 und 2 für Variante III	45
Abb. 33: Summierte Frachten (Gesamt C) der drei Mischvarianten in Phase 1 und Phase 2 mit Wärme (m.W.) und ohne Wärme (o.W.)	47
Abb. 34: Konzentration des CH ₄ in der Tunnelzu- und -abluft und im Rohgas vor Wäscher (Sammelabluft aus allen Tunneln und Tunnelvorhalle)	49
Abb. 35: Gesamt C und CH ₄ -Konzentrationen im Rohgas vor und im Reingas nach Wäscher und Biofilter	50
Abb. 36: Fließbild der Zu- und Abluft der vier Versuchstunnel in der MBA mit Messpunkten (1-4, im Text erklärt) an denen Abluft zur Analytik entnommen wird	51
Abb. 37: Abluftbehandlung der Bypassanlage als 3D-Modell	52
Abb. 38: Spezifische im Tunnel produzierte Frachten für Gesamt C, CH ₄ und NH ₃ für die Versuche in der MBA (links). Vergleich der spezifischen emittierten Frachten Gesamt C ermittelt im Kompostwerk und in der MBA (rechts)	54
Abb. 39: Verlauf der Gesamt C-Konzentration in Reingas und Rohgas der Abluftreinigungsanlage des Bypasses der MBA	55
Abb. 40: Reinigungseffizienzen des Biofilters am Kompostwerk für verschiedene Abgasinhaltsstoffe für Gesamt C als Summenparameter (A), CH ₄ (B) und Ethanol (C)	56
Abb. 41: Beispielhafte Bilanz einer Mischung nach Variante III für Tunnel 16	56
Abb. 42: Mittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen der drei Mischvarianten und den beiden Rottephasen aus den Untersuchungen im Kompostwerk	57
Abb. 43: Ammoniak-Konzentration vor und nach Wäscher mit pH-Wert des Wäschers 1 ..	58
Abb. 44: Schematisches Modell des nicht-thermischen Plasmas mit nachgeschaltetem Katalysator	63

Abb. 45: Fließbild mit Messstellen zum Energieverbrauch	68
Abb. 46: Stromerzeugung BHKW Großefehn im Zeitraum 2011-2021	68
Abb. 47: Stromverbrauch der Anlage Großefehn nach Verbrauchergruppen in den Jahren 2011-2021	69
Abb. 48: Genutzte thermische Energie am Standort Großefehn in den Jahren 2014-2021	70
Abb. 49: IST-Zustand Kaskadenanlage Großefehn.....	71
Abb. 50: IST-Zustand der Kaskadenanlage in Anröchte.....	75
Abb. 51: Stoffstrombilanz bezogen auf ein Jahr bei alleiniger Kompostierung von Mischungsvariante II ohne (li.) und mit (re.) Wärmezufuhr.....	78
Abb. 52: Stoffstrombilanz bezogen auf ein Jahr bei alleiniger Kompostierung von Mischungsvariante III ohne (li.) und mit (re.) Wärmezufuhr.....	79
Abb. 53: Modellierte mittlere Jahreskonzentrationen (oben) und Gesamtemissionen pro Jahr (unten) nach einzelnen Mischvarianten mit und ohne Wärmezufuhr	80
Abb. 54: Hochrechnung der Wärmemengen aus dem Versuchsbetrieb im Kompostwerk .	81
Abb. 55: Prozessschritt „Kompostierung“ im Excel-basierten Modell.....	93

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Kompostqualität gemäß Analysen nach Methodenbuch der BGK der Kompostprodukte von Variante I, II und III.....	36
Tab. 2: Kennwerte zum Vergleich der Substrat- und Kompostqualität der drei Substratvarianten I, II und III, als Durchschnitt aller durchgeführten Versuchsreihen.....	37
Tab. 3: Kennzahlen zu den Prozessparametern Temperatur und Druck für die verschiedenen Substratvarianten I, II und III.....	44
Tab. 4: Randparameter für Rottephase 1 der drei untersuchten Mischvarianten.....	46
Tab. 5: Randparameter der Rottephase 2 der drei Mischvarianten mit und ohne Wärmezufuhr.....	46
Tab. 6: Rahmendaten zur Rohgas- und Reingaszusammensetzung.....	49
Tab. 7: Versuchsplan für den Einbau der verschiedenen Chargen in die Versuchstunnel der der MBA 53	
Tab. 8: Pro- und Contra-Argumente für die Durchführung einer Versuchskampagne mit dem DBD-Modul.....	64
Tab. 9: Verbrauchergruppen in der Energiebilanz.....	67
Tab. 10: Ermittelte Kraftstoffverbräuche der Anlage am Standort Großefehn	71
Tab. 11: Qualitative Merkmale der Referenzanlagen	73
Tab. 12: Datengrundlage des Energieverbrauchs in Anröchte	74
Tab. 13: Ermittelte Kraftstoffverbräuche der Anlage am Standort Anröchte	74
Tab. 14: Gegenüberstellung der spezifischen elektrischen Energieverbräuche	75
Tab. 15: Gegenüberstellung der spezifischen thermischen Energieverbräuche	76
Tab. 16: Eingangsparameter und Ergebnisse der theoretischen Überprüfung zur Machbarkeit der drei Mischvarianten hinsichtlich der Einhaltung des Grenzwerts	79
Tab. 17: Gegenüberstellung der spezifischen thermischen Energieverbräuche am Standort Großefehn mit und ohne Wärmezufuhr und dem Standort Anröchte	82
Tab. 18: Gegenüberstellung der Energiebilanz von Großefehn mit und ohne externe Wärmezufuhr und Anröchte.....	83
Tab. 19: Herleitung der Strompreisersparnis	85
Tab. 20: Ersparnis durch Entfall externer Verwertung flüssiger Gärreste	86
Tab. 21: Zusatzkosten durch höhere Kompostmassen	86
Tab. 22: Ersparnis durch flüssigen Gärrest in Kompostierung in Summe.....	87
Tab. 23: Ersparnis durch Verwertung des flüssigen Gärrest in Kompostierung und Wärmeeinsatz	87

Abkürzungsverzeichnis

AbfRRL	Abfallrahmenrichtlinie
BGK e.V.	Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
BHKW	Blockheizkraftwerk
BioAbfV	Bioabfallverordnung
DBD	Dielectric Barrier Discharge
DüMV	Düngemittelverordnung
FID	Flammenionisationsdetektor
FTIR	Fourier-Transform-Infrarot-Spektroskopie
Gesamt C	Gesamtkohlenstoff
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
Ma.-%	Massenprozent
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage
oTS	organischer Trockensubstanzgehalt
PV	Photovoltaik
PN	Probenahme
RTO	Regenerative thermische Oxidationsanlage
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff (total organic carbon)
TS	Trockensubstanzgehalt
V1	Variante I
V2	Variante II
V3	Variante III
VOC	Flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds)
WG	Wassergehalt
ρ_{Sch}	Schüttdichte
σ	Standardabweichung

1 Einleitung

Die Verwertung biogener Abfälle, wie Bio- und Grüngut aus kommunaler getrennter Erfassung, gehört heute mit einem Mengenaufkommen von mehr als 10 Mio. Mg/a zum Stand der Technik. Eine flächendeckende getrennte Erfassung hat der Gesetzgeber im Kreislaufwirtschaftsgesetz verankert, ihre praktische Umsetzung ist jedoch noch nicht abgeschlossen. Während zunächst nur die stoffliche Verwertung als Dünger im Vordergrund stand, wird inzwischen eine Kaskadennutzung von biogenen Abfällen angestrebt. Die Kaskade ergibt sich aus einer Kombination von energetischer Nutzung durch anaerobe Behandlung und anschließender aerober Verarbeitung der festen Gärreste zu Kompost. Die Gewinnung von temporär speicherfähigem Biogas und dessen Verwertung als Regelenergie wird durch die spezifischen Regelungen des EEG unterstützt. Weiterentwicklungen gesetzlicher Vorgaben wie die Novellierung der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) oder der Bioabfallverordnung stellen Anforderungen an die Behandlung von Bioabfällen und die Anlagenbetreiber damit vor Herausforderungen.

1.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die Europäische Union fordert gemäß Art. 10 der aktuellen Änderungsfassung der AbfRRL „zur Erleichterung oder Verbesserung der Vorbereitung der Wiederverwendung, des Recyclingverfahrens oder anderer Verwertungsverfahren“ die Getrenntsammlung von Abfällen [RL-EU/2018/851]. Damit einhergehend werden alle EU-Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet, gemäß Art. 22 RL-EU/2018/851 bis zum 31. Dezember 2023 ein Getrenntsammelsystem für Bioabfälle zu etablieren. Deutschland hat die allgemeine Getrenntsammlungspflicht in Form von § 9 KrWG in nationales Recht überführt. Die Verpflichtung zur Getrenntsammlung von überlassungspflichtigen Bioabfällen wurde mit § 11 Abs. 1 des KrWG vom 24.02.2012 erstmals eingeführt und trat zum 1. Januar 2015 in Kraft. In der aktuellen Fassung des KrWG ist die Getrenntsammlungspflicht über § 20 Abs. 2 geregelt.

Die getrennt erfassten Bioabfälle sind gemäß § 8 KrWG (2012) einer hochwertigen Verwertung zuzuführen. Eine exakte Definition der hochwertigen Verwertung für Bioabfälle ist im gesetzlichen Kontext bislang nicht gegeben. Im Allgemeinen werden als Standard-Verwertungsverfahren für biologische Abfälle die stoffliche Verwertung in Form von Kompostierung und die energetische Nutzung in Form von Vergärung angesehen [Manfredi & Pant 2011]. Bestenfalls erfolgt mit der sogenannten Kaskadennutzung eine Kombination beider Verfahren [Knappe et al. 2019].

Deutschland ist durch die frühe Einführung der Getrenntsammlungspflicht für Bioabfälle und der bereits vorhandenen Anlagenstruktur (vgl. Kap. 1.2) EU-weit in der Vorreiterposition und

nimmt eine Vorbildfunktion ein. Durch regelmäßige Konkretisierung und Verschärfung bestehender gesetzlicher Regelwerke werden nicht nur europäische Vorgaben umgesetzt, sondern auch weiterführende Qualitätsstandards im Hinblick auf Produktqualität und Emissionsreduzierung während der Verwertung implementiert.

Die Behandlung von Abluft aus anaeroben und aeroben biologischen Prozessen erfolgt nach dem Stand der Technik durch eine Kombination aus Luftwäscher und biologischer Desodorierung in Biofiltern. Regelungen hierzu beinhaltet die TA Luft. Zum Zeitpunkt der Antragstellung des Projekts EKaBio, im Jahr 2019, besaß die TA Luft vom 24. Juli 2002 Gültigkeit; erste Entwürfe zur Novellierung dieser waren bereits im Umlauf. In der Neufassung wurden unter den Punkten 5.4.8.5 (Kompostierungsanlagen) und 5.4.8.6 (Vergärungsanlagen) die Pflicht einer kontinuierlichen Messung des Summenparameters Gesamt C (Gesamtkohlenstoff, TOC) und ein Grenzwert für diesen Parameter in Höhe von 200 mg/m³ in Aussicht gestellt [BMU 2018]. Beides hätte für Anlagenbetreiber unter Umständen einen vollständigen Wechsel der Abluftbehandlungstechnologie mit absehbar höherem Energieverbrauch zur Konsequenz. Eine Kapselung des Biofilters mit Kamin ist eine mögliche Anpassung, um den Abgasstrom kontinuierlich messen zu können. Zur Einhaltung des TOC-Grenzwertes ist ggf. eine Abluftbehandlung mittels regenerativ thermischer Oxidationsanlage (RTO) erforderlich.

Die novellierte TA Luft ist am 01.12.2021 und damit in der Laufzeit des vorliegenden Vorhabens in Kraft getreten. Gegenüber dem Zeitpunkt der Antragsstellung wurden im Rahmen des Beschlussprozesses Überarbeitungen des ursprünglichen Entwurfs vorgenommen. Folgende, für das Vorhaben relevante Änderungen haben in die aktuell gültige Fassung der TA Luft Einzug gehalten.

In der beschlossenen Fassung heißt es diesbezüglich unter 5.4.8.5 (Anlagen zur Erzeugung von Kompost aus organischen Abfällen):

„[...] für die Emissionen an organischen Stoffen im behandelten Abgas [ist] die Massenkonzentration 0,25 g/m³, angegeben als Gesamtkohlenstoff, anzustreben [...]. Die Möglichkeiten, die Entstehung von Methan durch den Stand der Technik entsprechende Maßnahmen weiter zu vermindern, sind auszuschöpfen.“

Darüber hinaus wird unter 5.4.8.6.2 TA Luft (Vergärung von Bioabfällen und Anlagen mit anaeroben und aerober Betriebseinheit sowie Anlagen, die Bioabfälle in Kofermentation mitverarbeiten) festgelegt:

„[...] für die Emissionen an organischen Stoffen im behandelten Abgas [ist] die Massenkonzentration 0,25 g/m³, angegeben als Gesamtkohlenstoff, anzustreben [...]. Die Gesamtkohlenstoff-Emission soll bei der Ermittlung der Schornsteinhöhe keine Beachtung

finden. Die Möglichkeiten, das unerwünschte Entstehen und Entweichen von Methan durch den Stand der Technik entsprechende Maßnahmen weiter zu vermindern, sind auszuschöpfen.“

Ergänzend wurde für „Anlagen mit einer Behandlungskapazität von 50 Mg oder mehr je Tag, bei denen die Emissionen an organischen Stoffen kontinuierlich zu messen sind“, festgelegt, dass „Emissionen, angegeben als Gesamtkohlenstoff, den Jahresmittelwert 0,2 g/m³ nicht überschreiten“ dürfen. Dies würde potenziell die meisten Kaskadenanlagen betreffen. Aufgrund der Formulierung „bei denen die Emissionen [...] kontinuierlich zu messen sind“ ist nicht eindeutig, ob dies als Anforderung für alle Anlagen mit mehr als 50 Mg Tagesdurchsatz zu verstehen ist oder ob weitere Kriterien definieren, welche derartigen Anlagen kontinuierliche Messungen vornehmen müssen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass mit der Novellierung der TA Luft die Anforderungen an die Abluftbehandlung verschärft wurden. Diese sind jedoch weniger konkret und weniger streng als im Entwurf angekündigt.

Die Kompost- und Gärrestqualität wird über die BioAbfV bzw. die DüMV reguliert. Ein Einsatz der Produkte in der Landwirtschaft ist nur bei Einhaltung vorgegebener Grenzwerte möglich. Darüber hinaus können Kompost- und Gärrestprodukte in Deutschland auf freiwilliger Basis durch die RAL-Gütesicherung Kompost zertifiziert werden. Gütegesicherte Kompost- und Gärprodukte werden vor, während oder nach der biologischen Behandlung einer hygienisierenden Behandlung gemäß § 3 BioAbfV unterzogen. Darüber hinaus müssen sie die Schwermetall-Grenzwerte gemäß § 4 Abs. 3 BioAbfV einhalten. Der Anteil an Altpapier, Karton, Glas, Metallen und plastisch nicht verformbaren Kunststoffen mit einer Korngröße > 1 mm beträgt bei gütegesicherten Komposten gemäß DüMV § 3 Abs. 4 bezogen auf die Trockensubstanz maximal 0,4 Ma.-% und der Anteil sonstiger Kunststoffe maximal 0,1 Ma.-%. Zusätzlich beträgt die Flächensumme der aus 1 Liter Kompost ausgelesenen Fremdstoffe gemäß RAL-GZ-251 maximal 15 cm².

Am 05.05.2022 und somit während der Laufzeit des Forschungsvorhabens wurde im Bundesgesetzblatt die Änderung der BioABfV verkündet [BGBl I S. 700 (2022)]. Der Fokus der Änderungen liegt primär darin, den Eintrag von Kunststoffen in die Umwelt zu reduzieren. Mit der Änderung werden erstmals Kontroll- und Grenzwerte für Bioabfälle vor der biologischen Behandlungsstufe eingeführt. Zukünftig ist bei der Behandlung fester getrennt erfasster Bioabfälle aus der haushaltsnahen Sammlung gemäß § 2a Abs. 3 ein Kunststoffgehalt im Inputsubstrat von 1 Ma.-% in der Fraktion größer 20 mm einzuhalten. Bei einer Überschreitung sind Maßnahmen zur Fremdstoffentfrachtung zu ergreifen. Daraus resultiert für viele Anlagenbe-

treiber die Konsequenz, technische Schritte zur Aufbereitung der Bioabfälle vor der eigentlichen Behandlung in ihrer Anlagenstruktur zur ergänzen. Mit § 2a Abs. 4 wird es Behandlern erstmals ermöglicht, Anlieferungen mit einem Fremdstoffgehalt größer 3 Ma.-% zurückzuweisen. Somit erhalten Behandler eine Handlungsgrundlage, um gegen Verschmutzungen in angelieferten Chargen vorgehen zu können. Die Änderung der BioAbfV tritt allgemein zum 1. Mai 2023 in Kraft, die Anforderungen an die Fremdstoffentfrachtung treten durch eine Übergangsfrist zur Implementierung von Aufbereitungsprozessen verzögert zum 1. Mai 2025 in Kraft.

1.2 Bioabfallaufkommen und Anlagenbestand

In der Bundesrepublik Deutschland werden haushaltsnahe Bioabfälle, die der kommunalen Überlassungspflicht unterliegen, in Bio- und Grüngut unterschieden und entsprechend getrennt erfasst. Biogut beschreibt dabei über die Biotonnensammlung getrennt erfasste Bioabfälle, während Grüngut vorrangig über Bündelsammlung und Recyclinghöfe erfasste Gartenabfälle beschreibt [Fritzsche et al. 2017]. Insgesamt wurden in Deutschland im Jahr 2020 10,6 Mio. Mg haushaltsnahe Bioabfälle getrennt erfasst, darunter 5,3 Mio. Mg Biogut und 5,3 Mio. Mg Grüngut.

Nach Scholwin et al. 2019 werden ca. 35 % des getrennt erfassten Bioguts und 5 % des Grünguts einer Bioabfallvergärungsanlage zugeführt (Stand: 2016). Der Anlagenbestand zur Behandlung vorrangig haushaltsnaher Bioabfälle umfasst in Deutschland derzeit rund 80 Anlagen. Während Mitte der 2000er Jahre der diskontinuierlich betriebene Boxenfermenter die führende Fermenter Bauart darstellte, hat sich in den letzten 10 Jahren der Ppropfenstromfermenter zum Status Quo entwickelt (s. Abb. 1). Mittlerweile erfolgt bei 50 % der Anlagen die Vergärungsstufe in einem Ppropfenstromfermenter. Anlagen mit Nassvergärung sind im deutschen Anlagenbestand ebenfalls vertreten, spielen jedoch eine untergeordnete Rolle.

Von den 80 Anlagen zur Vergärung haushaltsnaher Bioabfälle nutzen ca. 41 % das Teilstromprinzip [nach Kern & Raussen 2021]. Hierbei wird ein Teil des Bioguts an der Vergärung vorbei direkt in die Rotte geleitet. Hingegen wird beim Vollstromprinzip das gesamte Biogut der Vergärung zugeführt. Das Prinzip der Vollstromvergärung kommt insbesondere in Kombination mit der Nassvergärung oder Boxenfermentation vor. In Kombination mit dem Ppropfenstromfermenter dominiert das Prinzip der Teilstromvergärung (Abb. 2 li.).

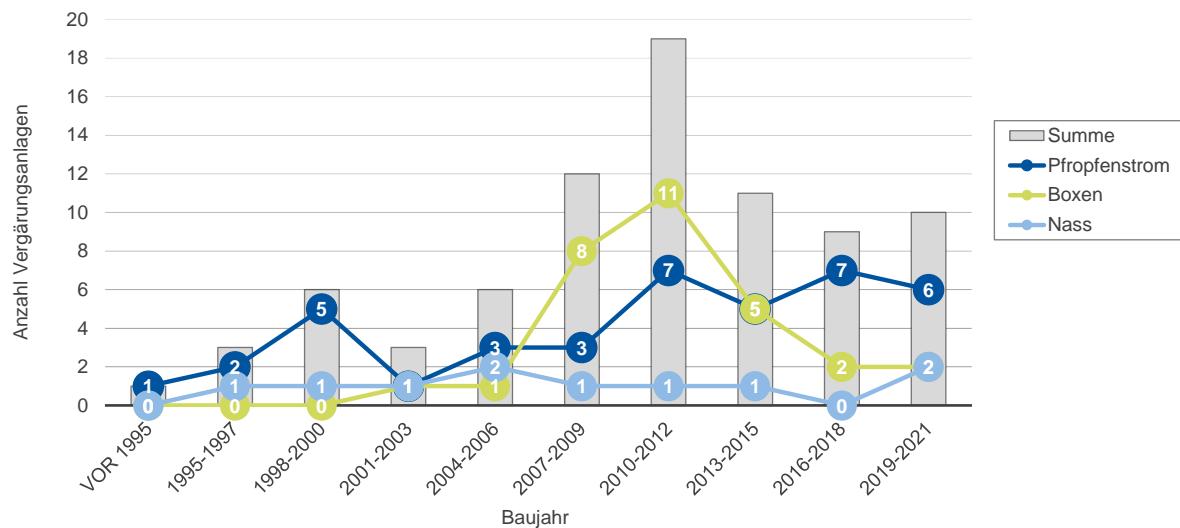


Abb. 1: Fermenter-Bauarten in DE nach Baujahr [Datenquelle: Kern & Raussen 2021]

Eine Kaskadennutzung durch anschließende Kompostierung der Gärreste erfolgt bei ca. 83 % der Vergärungsanlagen für haushaltsnahe Bioabfälle. Die Kompostierung ist dabei entweder als Tunnelrotte, als offene Mietenrotte oder als Kombination beider Verfahren gestaltet (Abb. 2 re.).

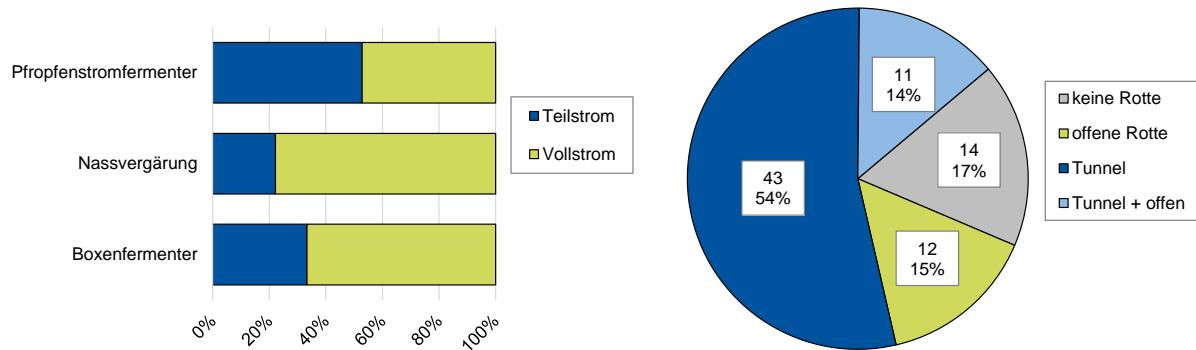


Abb. 2: Nachgeschaltete Rotteverfahren bei kommunalen Bioabfallvergärungsanlagen (re.) und Verfahrensweise Vollstrom-/Teilstrom unterschieden nach Fermenter-Bauart (li.) in DE Stand: 2021 [Datenquelle: Kern & Raussen 2021]

1.3 Stoffströme und Verwertungswege

In Abb. 3 ist ein allgemeingültiges Fließbild für Kaskadenanlagen dargestellt. In Abhängigkeit der Anlagenkomplexität entstehen diverse Produkt- und Restströme, die vermarktet werden können oder einer adäquaten Verwertung zugeführt werden müssen. Bei Einsatz von Magnetscheidern in der Voraufbereitung und Kompostkonfektionierung entstehen beispielsweise marktfähige Fe-Konzentrate. Durch Siebprozesse entstehen hingegen Siebreste, bestehend

aus Biomasse mit hohem Fremdstoffgehalt, die in der Regel einer externen Verwertung zugeführt werden. Typische Sieböffnungsweiten in der Voraufbereitung sind 40 mm bis 100 mm. Siebprozesse bei einer Sieböffnungsweite von 80 mm führen gemäß Idelmann & Kleyboldt (2019) zu einem Siebüberlaufanteil von 5 % bezogen auf den Gesamtinput mit einem Fremdstoffanteil von ca. 50 %. Derartige Siebüberläufe werden meist Abfallverbrennungsanlagen oder Biomasseheizkraftwerken zugeführt und stellen damit betriebswirtschaftlich aufgrund der Entsorgungskosten einen relevanten Kostenfaktor dar [Knappe et al. 2019; Richter et al. 2021]. Siebüberläufe aus der Kompostkonfektionierung werden in Abhängigkeit des Fremdstoffanteils als Strukturmaterial in den Behandlungsprozess zurückgeführt oder ebenfalls der energetischen Verwertung in Müllverbrennungsanlagen oder Biomasseheizkraftwerken zugeführt [Richter et al. 2021]. Durch Nachreinigungsprozesse für die Siebüberläufe kann eine Aufkonzentrierung der Fremdstoffe und eine Massenreduktion der Siebüberläufe zur energetischen Verwertung erzielt werden.

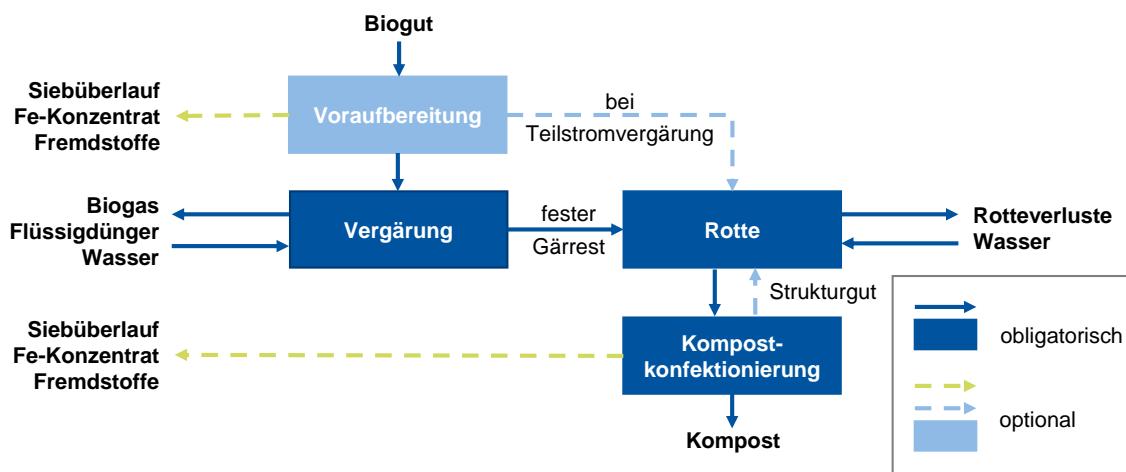


Abb. 3: Verfahrensskizze einer Kaskadenanlage mit obligatorischen und optionalen Behandlungsschritten

Bei der anschließenden Vergärung entstehen bis zu drei verschiedene Produktströme; das Biogas als speicherfähige, erneuerbare Energiequelle sowie eine flüssige und eine feste Gärrestphase, letztere als Resultat des Abpressvorgangs im Anschluss der Vergärung. Die feste Gärrestphase wird bei Kaskadenanlage dem nachgeschalteten Rotteprozess zugeführt und dort (im Teilstromverfahren gemeinsam mit frischem Biogut) zu Kompost verwertet. Der entstehende flüssige Gärrest wird in der Regel als Mehrnährstoffdünger landwirtschaftlich verwertet. Perspektivisch ist der Absatz der stickstoffhaltigen Flüssigphase als Wirtschaftsdünger aufgrund flächendeckender Nitratbelastung des Grundwassers sowie durch Konkurrenzprodukte aus der Landwirtschaft in einzelnen Regionen problematisch [Kern et al. 2017]. Um steigenden Vermarktungskosten vorzubeugen, ergibt sich daher die Notwendigkeit, größere Mengen flüssiger Anteile über den nachgeschalteten Rotteprozess zu verarbeiten. Dies verlangt

eine Umstellung des Rotteprozesses hinsichtlich einer erhöhten Leistung für den Feuchteaustrag. Es ist zu untersuchen, ob dies mit einer Verschlechterung der Abluftqualität sowie einem Anstieg des Energiebedarfs für den Lufteintrag in die Rottreaktoren einhergeht.

Im Kompostierungsprozess wird aus dem festen Gärrest ggf. gemeinsam mit Bioabfall und zurückgeführtem Strukturmaterial Frisch-, Fertig- oder Substratkopost hergestellt. Größter Abnehmer von Kompostprodukten ist mit einem Marktanteil von 53 % die konventionelle Landwirtschaft, gefolgt von Erdenwerken mit 22 % [BGK e. V. 2022]. Kompostprodukte kommen als Bodenverbesserungs- und Düngemittel zum Einsatz.

1.4 Zielsetzung

Ziel des Vorhabens EKaBio ist es, die Prozessführung von Anlagen zur Biogutbehandlung mit einer Kaskadennutzung so zu verändern, dass unter Einhaltung der zuvor beschriebenen Normen zur Abluftbehandlung und Produktqualität eine maximale Energieeffizienz erreicht wird. Dieses Ziel soll durch systematische Variation von Prozessparametern der Behandlungskette bei gleichzeitig maximierter Energieausbeute im anaeroben Prozess erreicht werden. Die Herausforderung des Vorhabens besteht in der Modifikation betrieblich erprobter Handlungsweisen unter Berücksichtigung multipler Zielvorgaben:

- Die Prozessführung muss sicherstellen, dass gesetzliche Vorgaben zur Abluftqualität (insbesondere die Einhaltung des TOC-Summenparameters) erfüllt werden.
- Das abfallwirtschaftliche Ziel ist eine hohe Kompostproduktionsausbeute zur Nutzung als Düngersubstitut und einer Reduzierung des Flüssiggärrests. Die Prozessführung muss sicherstellen, dass auch die werkstofflichen Qualitätsanforderungen erfüllt werden, die sowohl durch die Substrat- als auch die Prozessbedingungen bestimmt werden.
- Die Betriebsweise soll unter energiepolitischen Gesichtspunkten eine hohe Effizienz mit hoher Nettoenergieausbeute ermöglichen.

Konkret bedeutet dies eine intensive Betrachtung des Prozesses der Kompostierung am Standort von Kaskadenanlagen. Die zentrale Fragestellung bei der Beurteilung der großtechnischen Versuche ist es, festzustellen, ob eine Variation der Rotteinput-Substratmischung zu Gunsten der Zudosierung flüssiger Gärreste unter Einhaltung der novellierten Grenzwerte möglich ist. Weiterführend soll der Fragestellung nachgegangen werden, inwieweit eine Nutzung von Überschusswärme zur Steigerung der Energieeffizienz den Kompostierungsprozess positiv beeinflussen kann. Sämtliche Versuche sollen im Hinblick auf Stoffstromqualität, Abluftqualität, Prozessstabilität und Energieverbrauch bewertet werden.

1.5 Projektvoraussetzung

Grundlage des Forschungsvorhabens EKaBio sind großtechnische Untersuchungen mit originären Abfällen aus der Biogutbehandlung am Standort des Entsorgungszentrums Großefehn im Landkreis Aurich (fortan Großefehn). Am Standort befinden sich u. a. eine Bioabfallbehandlungsanlage mit Kaskadennutzung und eine mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage für Restabfälle. In der Kaskadenanlage besteht die biologische Behandlungsstufe aus einem Ppropfenstromfermenter mit einem Nutzvolumen von 1.300 m³ und 15 Rottetunneln. Die Behandlung erfolgt nach dem Teilstromprinzip. Vorrangig Küchenabfall dominierte Bioabfälle werden der Vergärung mit einer Verweildauer von ca. 20 Tagen zugeführt. Der aus dem Fermenter ausgetragene Gärrest wird mittels Schneckenpresse abgepresst. Die feste Gärrestphase wird anschließend gemeinsam mit frischem Bioabfall und Strukturmaterial der Kompostierung zugeführt, während die entstehende flüssige Gärrestphase als organischer Mehrnährstoffdünger landwirtschaftlich verwertet wird. Sowohl vor als auch nach der biologischen Behandlungsstufe kommt mechanische Aufbereitungstechnik zur Korngrößenanpassung und Fremdstoffentfernung zum Einsatz. Die Voraufbereitungstechnik besteht aus Zerkleinerung, Magnetscheidung und Siebklassierung. Die Kompostkonfektionierung besteht aus Siebklassierung, Windsichtung, Rollgutscheidung und Magnetscheidung. Siebüberläufe aus der Kompostkonfektionierung werden als Strukturmaterial erneut dem Behandlungsprozess zugeführt. Die Anlageninfrastruktur bildet damit den Status Quo aktueller Kaskadenanlagen ab (vgl. Kap. 1.2).

Um den Regelbetrieb der Bioabfallbehandlungsanlage nicht zu gefährden, werden Teilversuche in der benachbarten mechanisch-biologischen Behandlungsanlage durchgeführt. In dieser Anlage wurde im Forschungsvorhaben EnAB 2 – Energieeffiziente Abluftbehandlung 2 (FKZ 03ET1378) die Abluftführung eines gesamten Tunnelblocks mit 15 von insgesamt 30 Rottetunneln technisch modifiziert und mit einer separaten Abluftführung ausgerüstet. Für insgesamt 5 Reaktoren wurde zudem eine eigene Behandlungsinfrastruktur mit Wäschern und Biofilter eingerichtet, durch die eine vollständige Bewertung einzelner Reaktoren ermöglicht wird.

Neben den umfangreichen Versuchen am Standort Großefehn finden Teilversuche in einer Bioabfall Kaskadenanlage im Kreis Soest am Standort Anröchte (fortan Anröchte) statt. In der Kaskadenanlage besteht die biologische Behandlungsstufe aus einem Ppropfenstromfermenter mit einem Nutzvolumen von ca. 1.500 m³ und 12 Rottetunneln. Die Behandlung erfolgt nach dem Teilstromprinzip. Vorrangig Küchenabfall dominierte Bioabfälle werden der Vergärung mit einer Verweildauer von ca. 21 Tagen zugeführt. Der aus dem Fermenter ausgetragene Gärrest wird nicht abgepresst, sondern direkt mit Bioabfall und Strukturmaterial gemischt und in die Kompostierungstunnel eingetragen. Somit entsteht kein flüssiger Gärrest und die Anlage gilt

als „abwasserfrei“. Ähnlich wie in Großefehn kommt vor und nach der biologischen Behandlungsstufe mechanische Aufbereitungstechnik zur Korngrößenanpassung und Fremdstoffentfernung zum Einsatz. Die Voraufbereitungstechnik besteht wie in Großefehn aus Zerkleinerung, Magnetscheidung und Siebklassierung und die Kompostkonfektionierung ebenfalls aus einer Kombination aus Siebklassierung, Rollgutscheidung, Windsichtung und Magnetscheidung. Siebüberläufe aus der Kompostkonfektionierung werden als Strukturmaterial erneut dem Behandlungsprozess unterzogen. Die Anlage stellt durch den direkten Gärresteintrag in die Kompostierung eine Besonderheit dar.

1.6 Struktur und Ablauf des Vorhabens

Das Forschungsvorhaben wird von einem Konsortium bestehend aus sechs Partnern in einem Zeitraum von drei Jahren (Mai 2020 – April 2023) bearbeitet. Das Konsortium setzt sich aus einem Anlagenbetreiber (MKW GmbH & Co. KG), einem Anlagenplaner (pbo mbH), einem Anlagenbauer aus dem Bereich biologische Abfallbehandlung (STRABAG Umwelttechnik GmbH), einem Anlagenbauer aus dem Bereich Abluftbehandlungstechnologie (PlasmaAir AG) sowie zwei universitären Einrichtungen mit den Schwerpunkten Stoffstrommanagement (ANTS – RWTH Aachen University) und Abluftsystemanalyse (ISWA – Universität Stuttgart) zusammen. Die Bearbeitung des Forschungsvorhabens ist in fünf inhaltliche Arbeitspakete gegliedert, die im Folgenden kurz erläutert werden.

AP 1 Stoffströme

Erfassung aller für die Kaskadennutzung verfügbaren Stoffströme nach zeitlichem Verlauf, Qualität und Quantität. Untersuchung von Kompostqualität und Kompost-Massenausbringen parallel zu Prozessmodifikationen. Vergleich der Input-Stoffströme mit denen einer Referenzanlage.

AP 2 Abluftsystem

Analyse des Abluftsystems mit Volumenströmen je Funktionseinheit in Regelfahrweisen mit Tag-, Nacht- und Wochenendbetrieb, Einbau von Messstellen und baulichen Maßnahmen zur temporären Überwachung der Abluftqualitäten und -volumina. Kalibrierung der Messtechnik in den Versuchsreaktoren und Einrichtung des Abluftsystems für einen „Normbetrieb“, Nachrüstung von Wärmetauschern für ausgesuchte Reaktoren, Messtechnische Erfassung aller Betriebszustände zwecks Qualifikation der Luft-Teilvolumina für eine weitere Verwendung in der Behandlungskette.

AP 3 aerobe Behandlung

Herstellung und Verarbeitung von Substratmischungen gemäß den Zielsetzungen

- a) Maximaler Feuchteaustrag zur Kompensation der energieaufwendigen Entwässerung
- b) Einhaltung rechtlicher Anforderungen an Abluft- und Produktqualität

Durchführung von Batchtest mit messtechnischer Überwachung der Abluftbedingungen, Testläufe mit gezielter externer Wärmezufuhr zur Kompensation fehlender Selbsterhitzungsfähigkeit und Analyse der Substrat- und Produktqualität.

AP 4 Energieeffizienz

Aufstellen von Energiebilanzen der Gesamtkaskade unter Berücksichtigung aller Teilprozesse entlang der Prozesskette; Darstellung des Energieverbrauches des Versuchstandorts mit Punktquelle Biofilter zur Definition eines IST-Zustands und einer Vergleichsbilanz für die Referenzanlage mit Kaskadennutzung ohne Biofilter-Punktquelle; Analyse der Energiebilanz aus dem Testreaktorbetrieb und Übertragung in die Basis-Prozesskette.

AP 5 Prozessbewertung

Unter Einbeziehung der gewonnenen Daten und Erkenntnisse erfolgt eine Bewertung der unterschiedlichen Prozessszenarien. Die unterschiedlichen Prozessszenarien werden dabei durch die variablen Stellgrößen Stoffstrommanagement und Prozessführung definiert. Die Bewertung erfolgt primär anhand der gesetzlichen Vorgaben zur Kompostqualität und Abluftreinheit sowie der Ergebnisgrößen Energieverbrauch und Wirtschaftlichkeit.

2 Wissenschaftliche und technische Ergebnisse

In Kapitel 3 werden die Ergebnisse der Forschungsvorhaben anhand der einzelnen Arbeitspakte beschrieben und dargestellt. Dabei werden die Ergebnisse in chronologischer Reihenfolgen und nicht nach Reihenfolge der Arbeitspakte beschrieben. Nachdem die Ergebnisse in den Abschnitte 3.1 bis 3.4 dargestellt wurden, wird in Abschnitt 3.5 eine Bewertung der unterschiedlichen Prozessszenarien durchgeführt.

2.1 Qualitative und Quantitative Stoffstrombilanzierung (AP 1)

Zu Beginn des Forschungsvorhabens EKaBio erfolgte am Standort Großefehn eine qualitative und quantitative Aufnahme der Stoffströme des Kompostwerks (Kap. 2.1.2 und 2.1.3). Durch eine erste Bewertung wurden Problemfelder und Handlungsbedarfe identifiziert. Darüber hinaus konnten aus der Stoffstromaufnahme die im Rahmen von Rotteversuchen zu untersuchenden Substratmischungsverhältnisse abgeleitet werden (Kap. 2.1.4).

2.1.1 Methodik zur Erfassung der Stoffstromquantitäten und -qualitäten

Quantitative Stoffstromaufnahme

Die quantitative Stoffstromaufnahme erfolgte primär über die Wiegedaten der Ein- und Ausgangsströme sowie durch anlageninterne Verwiegungen im Kompostwerk. Fehlende Angaben wurden durch Hochrechnungen und Schätzungen ergänzt. Neben der Jahresbilanz wurde eine monatsscharfe Bilanzierung vorgenommen, um saisonale Schwankungen der Stoffströme zu identifizieren. Dazu wurden Tagesanlieferung zu Monatsdaten aggregiert und unregelmäßige Ausgangsströme über die betreffenden Monate rechnerisch verteilt. Für die quantitative Stoffstrombilanz wurden die gemittelten Daten der Jahre 2019-2022 als Grundlage herangezogen.

Qualitative Stoffstromaufnahme

Die Aufnahme der Stoffstromqualität erfolgte im Rahmen von vier Probenahmekampagnen im ersten Jahr des Verbundvorhabens. Diese fanden zur Identifikation von saisonalen Qualitätschwankungen jeweils im Abstand von drei Monaten statt. Untersuchungsgegenstand waren die folgenden Stoffströme: Biogut nach Zerkleinerung, Siebüberlauf > 60 mm, Siebdurchgang < 60 mm zum Fermenter und zur Rotte, Gärrest, fester und flüssiger Gärrest nach mechanischer Entwässerung, Inputmischung zur Rotte, Rotteoutput, Kompostprodukt und rückgeführt Strukturmaterial als Siebüberlauf > 10 mm. Die Probenahmen erfolgte größtenteils aus dem bewegten Abfall, entweder unmittelbar vom laufenden Band oder an Bandübergabestellen. Lediglich die Beprobung der Stoffströme Strukturmaterial, Siebüberlauf, flüssiger Gärrest

und Kompostprodukt erfolgte aufgrund eingeschränkter Zugänglichkeit aus dem ruhenden Abfall in Form einer Haufwerkbeprobung. Als Zeitbezug für die Entnahme aus dem bewegten Abfallstrom wurde die Dauer des Rottein- bzw. Rotteaustrags definiert. Die Festlegung der Mischprobenanzahl sowie des Probenvolumens orientierte sich an den Vorgaben der LAGA PN 98 [LAGA 2001].

Die qualitative Analyse umfasste die Bestimmung der Parameter Schüttdichte (ρ_{Sch}), Wassergehalt (WG), Korngrößenverteilung, organischer Trockensubstanzgehalt (oTS) und kornklassenspezifischer Fremdstoffgehalt. Für die Bestimmung der Korngrößenverteilung und des kornklassenspezifischen Fremdstoffgehalts wurden die einzelnen Proben mittels Trommelsieb gesiebt. Das Trommelsieb, mit dem die Analysen durchgeführt wurden, ist ein batchweise befüllbares Polygonsieb mit acht Siebbelägen und einem Trommeldurchmesser von 1,5 m. Die Siebdauer betrug je Batch 90 Sekunden. Je nach Stoffstrom erfolgten die Siebungen bei Sieböffnungsweiten von 120 mm, 100 mm, 80 mm, 60 mm, 40 mm und 20 mm. Der kornklassenspezifische Fremdstoffgehalt wurde anschließend durch manuelle Sortierung der einzelnen Fraktionen ermittelt. Als Fremdstoffe zählten Kunststoffe, Metalle, Glas und sonstige Bestandteile, wie z. B. Textilien und Hygieneartikel, die in der Bioabfalltonne als Fehleintrag gelten.

Die Schüttdichte und der Wassergehalt wurden anhand der originären Proben analysiert. Die Bestimmung der Schüttdichte erfolgte vor Ort in Anlehnung an DIN EN 51705. Die Bestimmung des Wassergehalts (WG) wurde im ANTS Technikum durch Trocknung des Materials bis zur Massenkonstanz in Anlehnung an DIN EN 12880 durchgeführt. Die getrockneten Proben wurden zur Bestimmung der organischen Trockensubstanz (oTS) gemäß DIN EN 12879 auf eine Korngröße < 1 mm gemahlen und im Muffelofen für 30 min bei 220°C und anschließend für 2 h bei 550°C geäglüht.

2.1.2 Stoffstrombilanzierung

Abb. 4 visualisiert die Gesamtstoffstrombilanz des Kompostwerks am Standort Großefehn. Insgesamt wurden im Schnitt 48.400 Mg Bio- und Grüngut im Kompostwerk jährlich angeliefert. Knapp 8 % des angelieferten Materials wurden dem Prozess während der Grob- und Feinaufbereitung als Fremd- bzw. Störstoff entzogen. Der Hauptmassenstrom der Stör- und Fremdstoffe wurde während der Grobaufbereitung durch Siebung bei 60 mm mittels Sternsieb abgetrennt. Das ausgeschleuste Material wurde der am Standort befindlichen MBA zur weiteren Behandlung zugeführt.

Der Siebdurchgang < 60 mm wurde wahlweise dem Fermenter oder direkt der Rotte zugeführt. Die Verteilung des angelieferten Materials auf Fermenter und Rotte erfolgte auf Basis optischer Eindrücke. Feuchte, küchenabfallhaltige Anlieferungschargen sind aufgrund des damit

einhergehenden hohen Biogaspotenzials besonders gut für die Vergärung geeignet, während von Gartenabfällen dominierte Chargen bevorzugt der Rotte zugeführt wurden. Eine erste Stoffstromteilung fand somit bereits in der Anlieferungshalle statt. Der Massenstrom zum Fermenter war durch das Nutzvolumen des Ppropfenstromreaktors auf ca. 20.000 Mg pro Jahr begrenzt. Im Durchschnitt wurden dem Fermenter 19.400 Mg und der Rotte 25.000 Mg des Bioguts zugeführt. Unter Zugabe von Wasser entstanden aus dem Material zum Fermenter unter anaeroben Bedingungen ca. 2,15 Mio. Nm³ Biogas, 6.500 Mg Flüssigdünger (flüssiger Gärrest) und 11.500 Mg fester Gärrest.

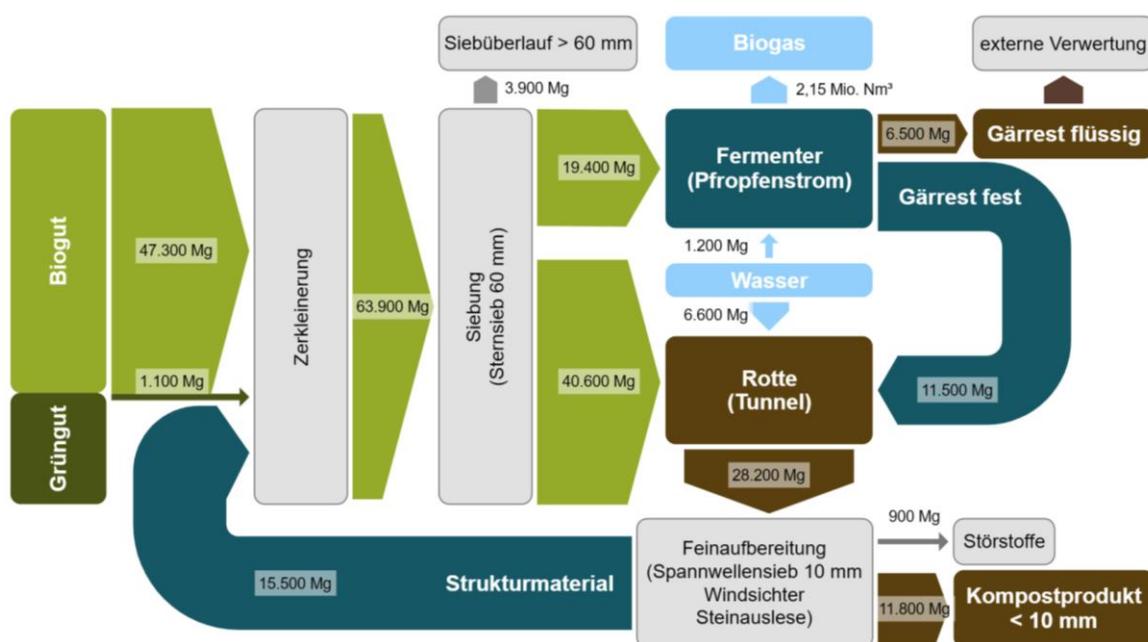


Abb. 4: Stoffstrombilanz des Kompostwerks am Standort Großefehn als Durchschnitt der Jahre 2019-2022

Dem Biogut zur Kompostierung wurde bereits in der Anlieferungshalle Strukturmaterie (rückgeführte Sieüberläufe aus der Feinaufbereitung) untergemischt. Dieser Mischung wurde der abgepresste feste Gärrest hinzugefügt und das Substratgemisch einem zweiphasigen Kompostierungsprozess im Intensivrottetunnel zugeführt. In der ersten Rottephase wurde primär das Ziel eines maximalen Abbaus der leicht verfügbaren organischen Substanz verfolgt. Die damit einhergehenden Wasserverluste aufgrund der Selbsterhitzung des Rottegutes und der Abfuhr der feucht warmen Rotteabluft wurden durch Rückführung des im System anfallenden Prozesswassers (Sickerwasser und Kondensat aus der Abluft) in den Prozess ausgeglichen. In der zweiten Rottephase musste neben der Hygienisierung des Rotteguts auch eine möglichst weitgehende Trocknung des Materials realisiert werden. Beide Rottephasen dauerten jeweils ca. 7 - 10 Tage. Durch Trocknungs- und Abbauprozesse war während des gesamten Rotteprozesses ein Massenverlust von durchschnittlich 52 Ma. -% zu verzeichnen.

Nach dem Rotteprozess wurde der Stoffstrom einer Feinaufbereitung, bestehend aus einer Siebung bei 25 mm und 10 mm, unterzogen. Durchschnittlich 42 Ma.-% des Rotteoutputs wurden durch Siebung in die Fraktion < 10 mm überführt und gelten als marktfähiges Kompostprodukt. Über 55 Ma.-% des Materials wiesen nach dem Rotteprozess eine Korngröße > 10 mm auf und wurden erneut dem biologischen Behandlungsprozess zugeführt. Mit der Zeit akkumulierten Fremdstoffe in dem Rücklaufstrom, wodurch das Material dem Prozess entzogen werden musste. Das ausgeschleuste Strukturmaterial wurde am Standort weiterverarbeitet, Massendaten lag für diesen Stoffstrom nicht vor.

Die Menge des angelieferten Bioguts war im Jahresverlauf nicht konstant. Während in Abhängigkeit von den Wetterverhältnissen im Sommer mit ca. 20 % Übermengen im Vergleich zum Jahresmittelwert zu rechnen war, wurden im Winter, insbesondere im Februar, ca. 15 % geringere Biogutmengen angeliefert. Die Massenströme innerhalb des Kompostwerks standen in direkter Abhängigkeit zu den angelieferten Biogutmengen. Die saisonale Varianz der Anlieferungsmenge führte somit im Jahresverlauf auch zu einer Varianz der nachfolgenden Massenströme innerhalb der Anlage (Abb. 5). Während der Massenstrom zum Fermenter im Hinblick auf eine kontinuierliche Substratzuführung und damit eine gleichmäßige Biogasproduktion weitgehend konstant gehalten wurde, wurden die Mengenschwankungen im Umkehrschluss unmittelbar in die Rotte transferiert.

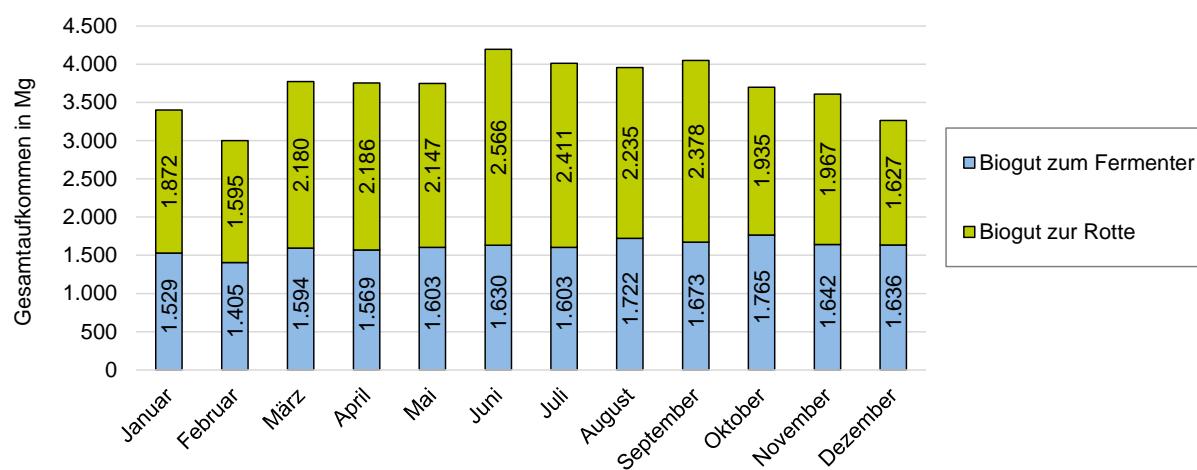


Abb. 5: Saisonale Mengenschwankungen des Bioguts bzw. der daraus resultierenden Stoffströme zum Fermenter und zur Rotte

2.1.3 Qualitative Bewertung der Stoffströme

Die Massenströme unterlagen im Jahresverlauf nicht nur quantitativen, sondern auch qualitativen Schwankungen. Zur Identifizierung des Schwankungsbereichs wurden durch das ANTS im Rahmen von vier Probenahmekampagnen, eine pro Jahreszeit, die relevanten Massenströme beprobt und analysiert. In den folgenden Abbildungen (Abb. 6 und Abb. 7) sind die Ergebnisse der qualitativen Untersuchungen dargestellt. Sie umfassen die Stoffströme Biogut

nach Zerkleinerung, Siebüberlauf > 60 mm, Siebunterlauf zur Rotte, Siebunterlauf zum Fermenter, Strukturmaterial, Gärrest fest, Rotte Output und Kompost. Auf der linken Seite der Abbildungen ist jeweils die durchschnittliche Korngrößenverteilung inklusive Schwankungsbereich in Form von Siebdurchgangskurven dargestellt. Die mittlere Darstellung zeigt den Schwankungsbereich des Gesamtfremdstoffgehalts in Form eines Box-Plots mit Quartilen, Minimum, Maximum, Median und Mittelwert (in blau). Die rechte Darstellung zeigt jeweils den Schwankungsbereich von Wassergehalt (WG), organischer Trockensubstanz (oTS) und der Schüttdichte (ρ_{Sch}) inklusive der Mittelwerte.

In Abb. 6 sind die Analyseergebnisse des Bioguts nach Zerkleinerung, des Siebüberlaufs > 60 mm, sowie der beiden Siebdurchgänge zum Fermenter und zur Rotte gegenübergestellt. Zur Charakterisierung des Materialstroms „Biogut nach Zerkleinerung“ wurden einzelne Anlieferungschargen mit einem variierenden Anteil optisch erkennbarer Fremdstoffe beprobt, womit der starke Schwankungsbereich beim Fremdstoffgehalt dieses Massenstroms zu begründen ist. Im Durchschnitt liegt der Fremdstoffgehalt der beprobenen Anlieferungschargen nach Zerkleinerung bei 3 Ma. %. Dies heißt wiederum, dass ein bedeutender Anteil der Anlieferungen den Abweisungswert nach BioAbfV überschreitet. Ein Großteil der Fremdstoffe liegt trotz Zerkleinerung in Korngrößenbereichen > 60 mm in konzentrierter Form vor und kann somit durch die anschließende Siebung entfernt werden. Der Fremdstoffgehalt dieses Massenstroms beträgt im Mittel 19 Ma. %. Unter Berücksichtigung der Stoffstrommengen bedeutet dies im Umkehrschluss ein Ausschleusen von jährlich 3.180 Mg erwünschter Biomasse während des Siebprozesses, die damit dem biologischen Prozess nicht zur Verfügung steht. Parallel zum Forschungsvorhaben wurde durch die MKW im Landkreis Aurich eine Kampagne in Form von Öffentlichkeitsarbeit und Qualitätskontrollen zur Reduzierung der Fehlwürfe in die Biotonne gestartet. Diese Kampagne hat innerhalb des Forschungsvorhabens eine merkliche Reduzierung der Fremdstoffgehalte zur Folge.

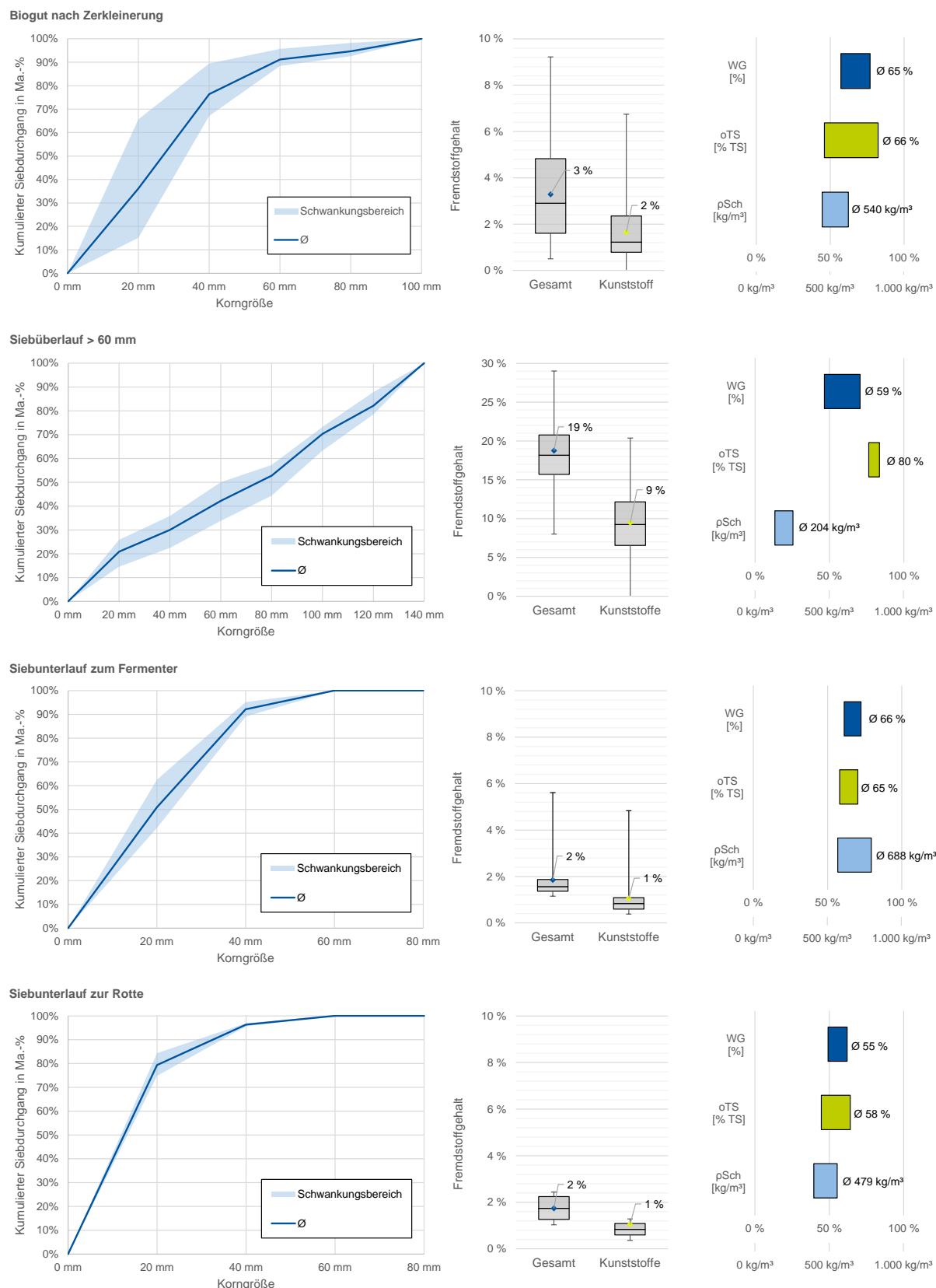


Abb. 6: Ergebnisse der qualitativen Stoffstromuntersuchung bestehend aus Korngrößenverteilung in Form einer Siebdurchgangsline (li.); Schwankungsbereich der Fremdstoffgehalte (m.) und Schwankung von Wassergehalt (WG), organischer Trockensubstanz (oTS) und Schüttdichte (ρ_{Sch}). Stoffströme Biogut nach Zerkleinerung, Siebüberlauf > 60 mm, Siebunterlauf Fermenter und Rote. Datengrundlage: 4 Probenahmen im Jahresverlauf

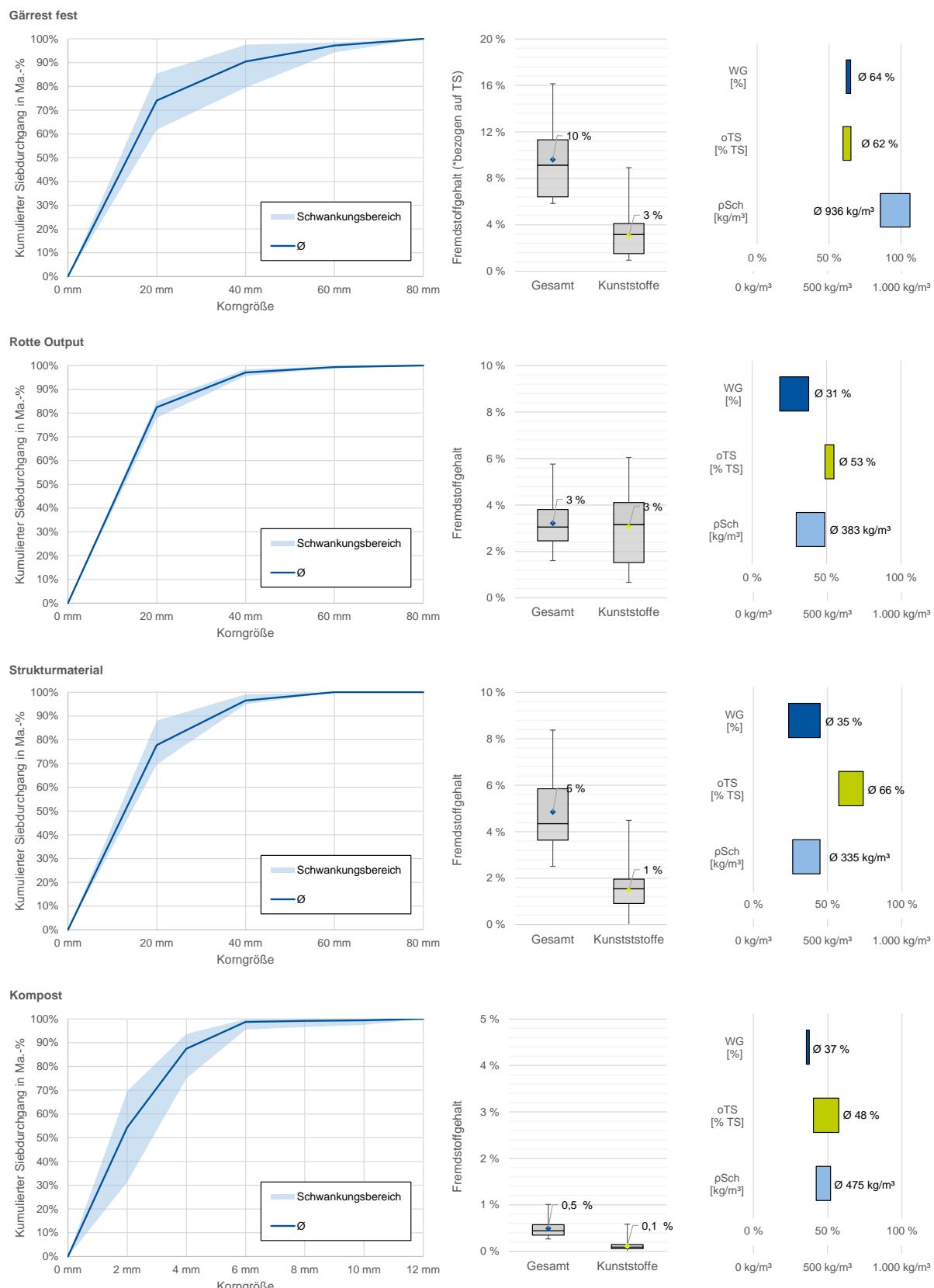


Abb. 7: Ergebnisse der qualitativen Stoffstromuntersuchung bestehend aus Korngrößenverteilung in Form einer Siebdurchgangslinie (li.); Schwankungsbereich der Fremdstoffgehalte (m.) und Schwankung von Wassergehalt (WG), organischer Trockensubstanz (oTS) und Schüttdichte (ρsch). Stoffstrom Gärrest fest (getrocknet), Rotte Output, Strukturmaterial, Kompost. Datengrundlage: 4 Probenahmen im Jahresverlauf

Die Gegenüberstellung der Stoffströme vor und nach der Grobaufbereitung zeigen, dass aus dem heterogenen Ausgangsmaterial durch die vorgeschaltete Siebung ein von saisonalen Schwankungen weitestgehend unabhängiges, verhältnismäßig homogenes Körnungsband für die biologischen Behandlungsschritte entsteht. Der unterschiedliche Kurvenverlauf der Siebdurchgangslinien des Materials zum Fermenter und des Materials zur Rotte ist in erster Linie auf den Feuchtegehalt zurückzuführen. Während der durchschnittliche Wassergehalt des Materials zur Rotte bei 55 Ma.-% liegt, ist der Wassergehalt des Materials zum Fermenter mit durchschnittlich 66 Ma.-% deutlich höher. Dies beeinflusst das Ergebnis der Analysesiebung. Der Feuchtegehalt des Materials zum Fermenter führt zur Bildung von Agglomeraten während des Siebprozesses, wodurch der Anteil des Feinguts (< 20 mm) in der Siebanalyse zu gering ausfällt. Ein weiterer Unterschied zwischen den beiden Stoffströmen ergibt sich durch die Zudosierung von Strukturmaterial (Siebüberlauf 10 mm – 60 mm) aus der Feinaufbereitung zum Material zur Rotte. Die Zugabe erfolgt bereits in der Anlieferungshalle vor dem ersten Aufbereitungsschritt. Das Strukturmaterial bewirkt im Vergleich zum Ausgangsmaterial sowohl eine reduzierte Schüttdichte als auch einen reduzierten Wassergehalt.

Im Hinblick auf den Fremdstoffgehalt scheint bei alleiniger Betrachtung der analysierten Mittelwerte kein Unterschied zwischen dem Siebunterlauf zur Rotte und dem Siebunterlauf zum Fermenter feststellbar zu sein. Der Fremdstoffgehalt im Siebunterlauf zur Rotte wird jedoch maßgeblich vom hinzugefügten Strukturmaterial beeinflusst, das einen Fremdstoffgehalt von im Mittel 5 Ma.-% (s. Abb. 7) mitbringt. Der Fremdstoffgehalt im Siebunterlauf zum Fermenter wird alleinig durch das Biogut bestimmt. Das Biogut zum Fermenter ist primär küchenabfallhaltig. Küchenabfälle gehen mit höheren Fremdstoffen einher als Gartenabfälle [Gallery et al. 2021]. Auch die Kunststoffgehalte weichen im Siebunterlauf zur Rotte mit durchschnittlich 0,8 Ma.-% nur unwesentlich von den durchschnittlich 1,0 Ma.-% im Siebunterlauf zum Fermenter ab. Sowohl bei der Rotte als auch beim Fermenter wird somit der geforderte Kunststoffgrenzwert nach BioAbfV vor der biologischen Behandlung im Durchschnitt knapp eingehalten. Das Biogut unterliegt jedoch saisonalen Qualitätsschwankungen. Im Winter entfällt der durch den eingetragenen Gartenabfall verursachte Verdünnungseffekt, dadurch steigt der Kunststoffgehalt, insbesondere im Siebunterlauf zum Fermenter, auf über 2 Ma.-%.

Die Korngrößenbänder von Strukturmaterial, Gärrest fest, Rotteoutput und Kompost sind ähnlich homogen wie die Körnungsbänder der Inputmaterialien für Fermenter und Rotte (Abb. 7). Insgesamt ist das Material nach dem biologischen Behandlungsprozess jedoch etwas feiner. Mit durchschnittlich 31 Ma.-% liegt der Wassergehalt des Rotteoutputs durch den Trocknungsprozess während der aeroben biologischen Behandlung deutlich unter dem der Inputmaterialien.

Im Hinblick auf den Rotteprozess ist insbesondere die Beschaffenheit des Gärrestes von Interesse. Mit einer durchschnittlichen Schüttdichte von 936 kg/m³ und einem Wassergehalt von 64 Ma-% (Abb. 7) hat der abgepresste, feste Gärrest insgesamt ein deutlich geringeres Luftporenvolumen als der Siebunterlauf zur Rotte (Abb. 6). Bei der Herstellung von Substratmischungen ist dies zu berücksichtigen, um eine gute Durchlüftbarkeit des Materials sicherzustellen. Der flüssige Gärrest weist einen Wassergehalt von durchschnittlich 75 Ma.-% auf. Der oTS-Gehalt ist mit ca. 35 Ma.-% deutlich geringer als der oTS-Gehalt der anderen Substrate.

In Folge von Massenverlusten während der biologischen Behandlungsprozesse kommt es zur Aufkonzentrierung der enthaltenen Fremdstoffe. Nach der Feinaufbereitung finden sich diese vor allem im kreislaufgeführten Strukturmaterial wieder. Im festen Gärrest ist der Fremdstoffgehalt mit durchschnittlich 10 Ma.-% TS vergleichsweise hoch. Aufgrund des Feuchtegehalts musste für diesen Materialstrom eine Analysesiebung und Sortierung im getrockneten Zustand erfolgen. Unter Berücksichtigung des Wassergehalts liegt der Fremdstoffgehalt bezogen auf die Frischmasse bei ca. 3,6 Ma.-%. Der flüssige Gärrest weist i. d. R. keine sichtbare Verunreinigung im relevanten Korngrößenbereich > 1 mm auf. Einträge von Mikrokunststoffen werden im Rahmen des Forschungsvorhabens nicht betrachtet. Ergebnisse von Dritten zeigen, dass diese voraussichtlich im flüssigen Gärrest vorhanden sein werden [Steiner et al. 2022]

Zusammenfassend sind die qualitativen Schwankungen der einzelnen In- und Outputströme der biologischen Behandlungsprozesse im Vergleich zum angelieferten Bio- und Grüngut im Jahresverlauf gering. Durch den vorgesetzten Siebprozess werden, soweit möglich, homogene Bedingungen für die anschließenden Prozessschritte geschaffen. Die größte Varianz zeichnet sich daher im Siebüberlauf > 60 mm ab. Der Wasser- und der Fremdstoffgehalt unterlagen zwischen den Probenahmen gewissen Schwankungen, wobei diese nicht den saisonalen Erwartungswerten entsprachen. Während der Probenahmen zeichnete sich ab, dass weniger die Jahreszeiten, sondern viel mehr die Wetterverhältnisse im zweiwöchigen Biogutsammelzeitraum Einfluss auf die Beschaffenheit des Materials haben. Bei der Winterprobenahme führten Schnee und Minusgrade insgesamt zu einer geringeren Anlieferungsmenge. Im Frühling führten andauernde Regenfälle mit hohen Niederschlagsmengen zu einem für diese Jahreszeit ungewöhnlich niedrigen Grüngutanteil und hohen Wassergehalten. Eine Hitzeperiode während der Sommerprobenahme führte ebenfalls zu niedrigeren Grüngutanteilen. Mit dem reduzierten Grüngutanteil bzw. dem erhöhten Küchenabfallanteil geht eine Erhöhung des Gesamtwassergehalts einher.

Während die Varianz innerhalb eines Materialstroms wider Erwarten gering ausfiel, konnten zwischen den Stoffströmen starke Unterschiede verzeichnet werden. Die qualitative Charakterisierung der Stoffströme Siebunterlauf zur Rotte, Strukturmaterial und fester Gärrest, die in

der Mischung das Substrat für den Rotteprozess bilden, zeigt, dass bei variierenden Mischungsverhältnissen unterschiedliche Substrateigenschaften und damit ein verändertes Rotteverhalten zu erwarten sind.

2.1.4 Ableitung der Substratmischungsverhältnisse für die Rotteversuche

Unter Berücksichtigung der Stoffstrombilanz stehen als Substrate für die Rotte jährlich 25.100 Mg Biogut, 15.500 Mg Strukturmaterial und 11.500 Mg fester Gärrest zur Verfügung. Eine Mischung dieser drei Substrate entspricht dem Status quo am Standort Großefehn. Im Rahmen des Verbundvorhabens wird zusätzlich ein Einbringen der Flüssiggärreste in die Rotte geprüft. Diese umfassen einen zusätzlichen Massenstrom in Höhe von 6.500 Mg. In Abb. 8 sind die vier Massenströme im Jahresverlauf inklusive der sich theoretisch ergebenden Mischungsverhältnisse dargestellt.

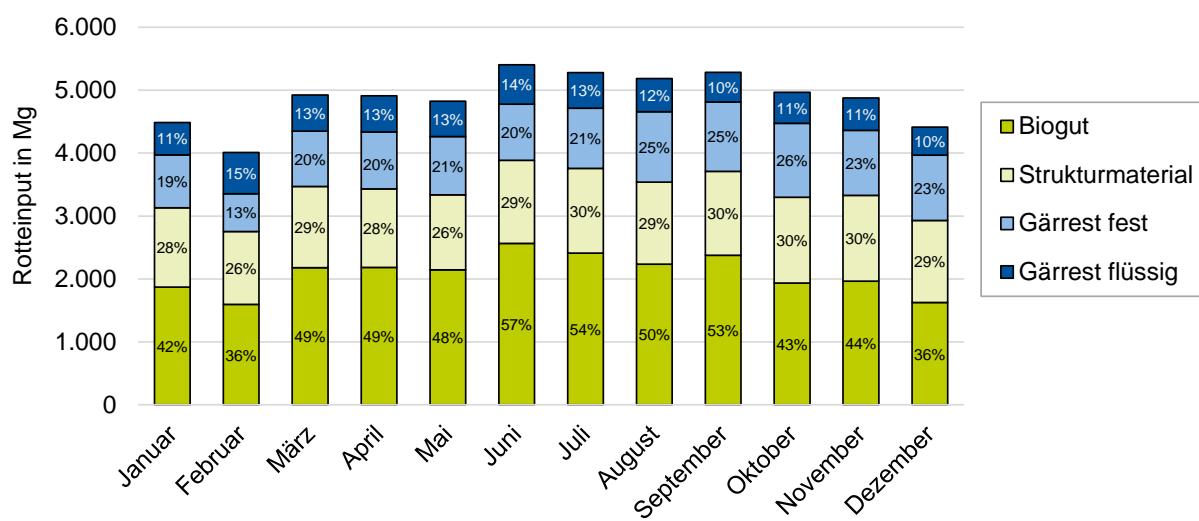


Abb. 8: Saisonale Mengenschwankungen der Rotteinput-Substrate Biogut, Strukturmaterial, Gärrest fest und Gärrest flüssig inklusive prozentualer Mischungsverhältnisse

Um das Verhalten von festen sowie flüssigen Gärresten in der Rotte untersuchen und zum Verhalten von Biogut abgrenzen zu können, werden im Forschungsvorhaben EKaBio drei verschiedenen Substratmischungen näher betrachtet. Diese unterscheiden sich hinsichtlich des Gärrestanteils. Variante I (V1), die sogenannte Nullvariante, verzichtet auf die Zugabe von festen Gärresten und setzt sich somit aus Bioabfall und Strukturmaterial (Siebüberläufe > 10 mm aus der Kompostfeinaufbereitung) zusammen. Variante II (V2) enthält zusätzlich feste Gärrest. Für Variante III (V3) wird neben festem Gärrest auch flüssiger Gärrest der Mischung hinzugefügt. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit wird bei allen drei Varianten eine Gesamtmenge des in den Rottetunnel eingetragenen Substrats in Höhe von 228 Mg angestrebt. Die Mischungsverhältnisse orientieren sich an den verfügbaren Stoffströmen (vgl. Abb. 8). Im Zuge der Vergleichbarkeit wurde auf eine saisonale Anpassung der Mischungsverhältnisse im Projektverlauf verzichtet.

Anhand der qualitativen Stoffstromaufnahme ist davon auszugehen, dass durch den Eintrag von Gärresten die Schüttdichte des Rottesubstrats zunimmt. Damit die Belüftbarkeit grundsätzlich für alle Substratmischungen gegeben ist und Unterschiede unmittelbar auf die Gärrestzufuhr zurückzuführen sind, wird der Strukturmaterialanteil bei allen drei Mischungsvarianten auf 25 % festgelegt. Der Eintrag der Substratmischungen in den Rottetunnel erfolgt schichtweise. Die unterste Schicht besteht dabei immer aus einer dünnen Strukturmatte. Die Zusammensetzung der einzelnen Schichten für die drei verschiedenen Substratmischungen ist Abb. 9 zu entnehmen.

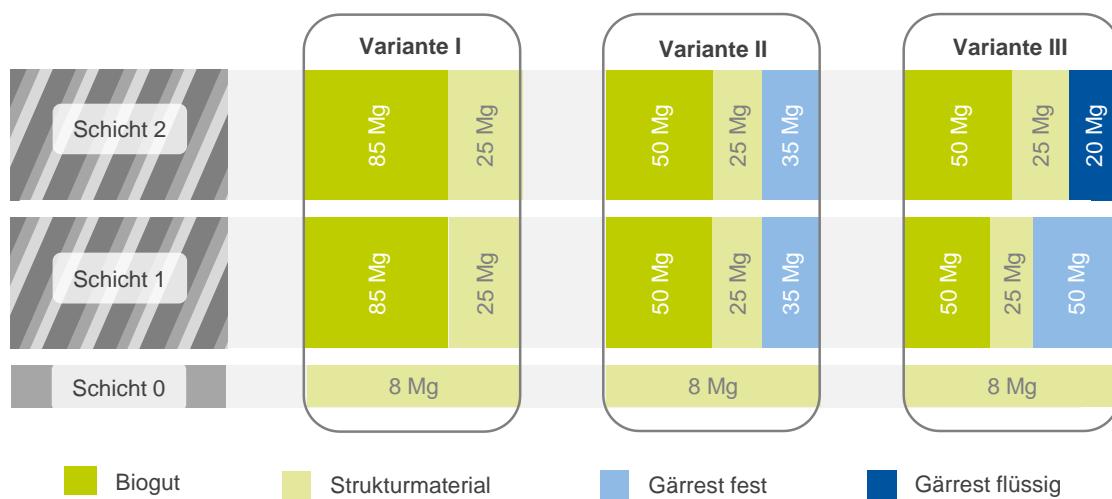


Abb. 9: Übersicht der Substratmischungen Variante I, II und III inklusive Mischungsverhältnis und Schichtung im Rottetunnel

2.2 Aerobe Behandlung der Gärreste mit und ohne externe Wärmezufuhr (AP 3)

Die vorab definierten Substratmischungen werden vergleichend über ein passives und ein technisiertes Mischverfahren hergestellt (Kap. 2.2.1). Beide Mischverfahren werden anschließend hinsichtlich des Mischerfolgs bewertet (Kap. 2.2.2). Für die Rotteversuche werden die Substratmischungen alternierend in einem Rottetunnel mit und ohne externe Wärmezufuhr aerob behandelt. Durch messtechnische Überwachung der Rottetunnel ist eine Bewertung der Prozessstabilität, des Energieverbrauchs sowie der Abluft- und Produktqualität möglich (Kap. 2.2.4).

2.2.1 Herstellung der Substratmischungen

Im Rahmen der Versuche werden zwei verschiedene Verfahren zur Herstellung von Substratmischungen in Kaskadenlagen angewendet. Die Herausforderung besteht dabei darin, strukturoloses Material (z. B. Gärreste) und strukturbildende Materialien (z. B. Siebüberläufe oder Grünabfälle) miteinander so zu vermischen, dass eine annähernd homogene Mischung mit ausreichendem Luftporenvolumen entsteht. Betrachtet werden ein technisiertes Mischverfahren in der Kaskadenanlage in Anröchte und ein passives Mischverfahren in der Kaskadenanlage in Großefehn.

Am Standort Anröchte wird die Substratmischung zur Kompostierung unter Einsatz eines Mischaggregats hergestellt (technisierte Mischung). Ausgangsubstrate sind Bioabfälle aus der kommunalen Tonnensammlung (Biogut), Grünschnitt als Strukturmaterial (Struktur) und Gärreste aus einem Ppropfenstromfermenter. Die eingesetzten Gärreste werden dabei vorab keinem Entwässerungsprozess unterzogen. Zur Herstellung der „technischen“ Substratmischung werden zunächst das Biogut und das Strukturmaterial mittels Radlader vermischt und anschließend automatisiert über eine Krananlage in den Aufgabedosierer eingetragen. Durch den Aufgabedosierer erfolgt die Beschickung des Mischaggregates (Typ: BRT Hartner DM). Die Gärreste werden dem Mischer über eine separate Leitung kontinuierlich zugeführt. Innerhalb des Mischers werden die Substrate durch Mischwalzen und Austragswalzen im dynamischen Materialfluss homogenisiert (Abb. 10). Das resultierende Rottesubstrat wird über ein automatisiertes Eintragssystem in den Rottetunnel eingetragen. Die eingetragene Mischung bleibt hinsichtlich der stofflichen Zusammensetzung über den gesamten Rottequerschnitt gleich.

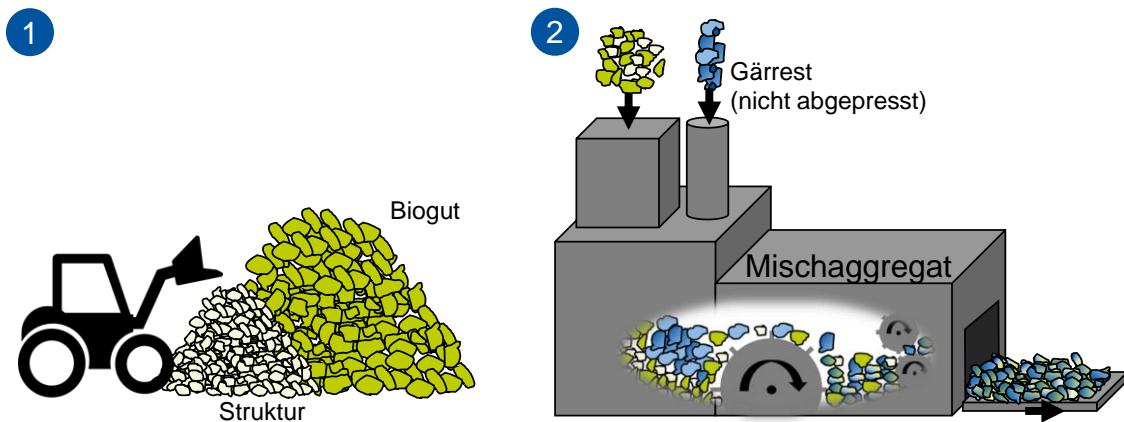


Abb. 10: Prinzipskizze der technisierten Mischung am Standort Anröchte, 1) Vermischung von Struktur und Biogut mittels Radlader, 2) Vermischung von Biogut-Struktur-Material und nicht abgepresstem Gärrest im Mischaggregat

Am Standort Großefehn sind die Ausgangssubstrate zur Herstellung der Mischung Biogut, Siebüberläufe aus der Kompostkonditionierung (Strukturmaterial) sowie Gärreste. Die Gärreste werden unmittelbar nach dem Vergärungsprozess betriebsbedingt einer mechanischen Entwässerung zugeführt und somit in eine flüssige und eine feste Gärrestphase getrennt. Analog zum Vorgehen in Anröchte werden in einem ersten Schritt Biogut und Strukturmaterial mittels Radlader vermischt und über ein Zerkleinerungsaggregat auf die Förderbänder des Eintragssystems aufgegeben. Der feste Gärrest wird der Biogut-Strukturmaterial-Mischung durch lagenweise Aufgabe auf einem Förderband zugeführt. An Bandübergaben sowie beim Eintrag in den Rottetunnel erfolgt die Homogenisierung der Mischung im freien Fall (s. Abb. 11). Der flüssige Gärrest kann der Mischung über eine Berieselungseinheit am Bandabwurf hinzugegeben werden (s. Abb. 12). Dieses Verfahren zur Herstellung der Mischung wird in Abgrenzung zur technisierten Mischung als passives Verfahren bezeichnet. In Großefehn wird das Substrat ebenfalls über ein automatisiertes Eintragssystem schichtweise in den Rottetunnel eingetragen. Die untere Schicht besteht bei Variante III (vgl. Abb. 9) aus Biogut und Strukturmaterial vermischt mit festem Gärrest, die obere Schicht aus Biogut, Strukturmaterial und flüssigem Gärrest.

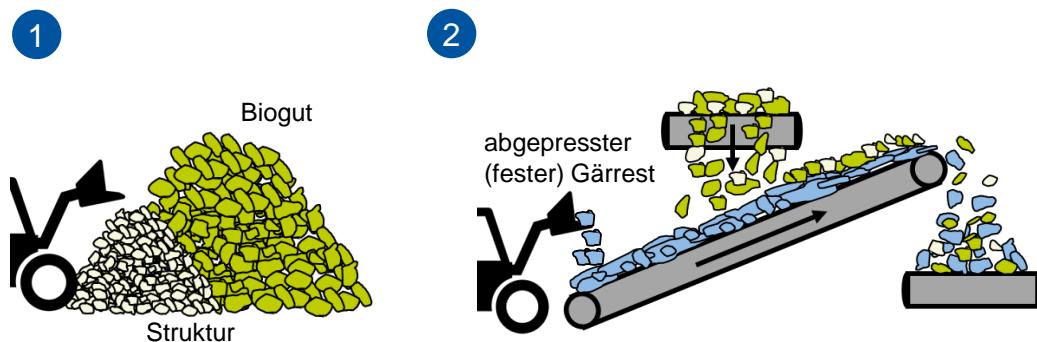


Abb. 11: Prinzipskizze der passiven Mischung am Standort Großefehn (Schicht 1 bzw. untere Schicht), 1) Vermischung von Struktur und Biogut mittels Radlader, 2) Vermischung von festen Gärrest und Biogut-Struktur-Mischung auf den Förderbändern des Eintragsystems

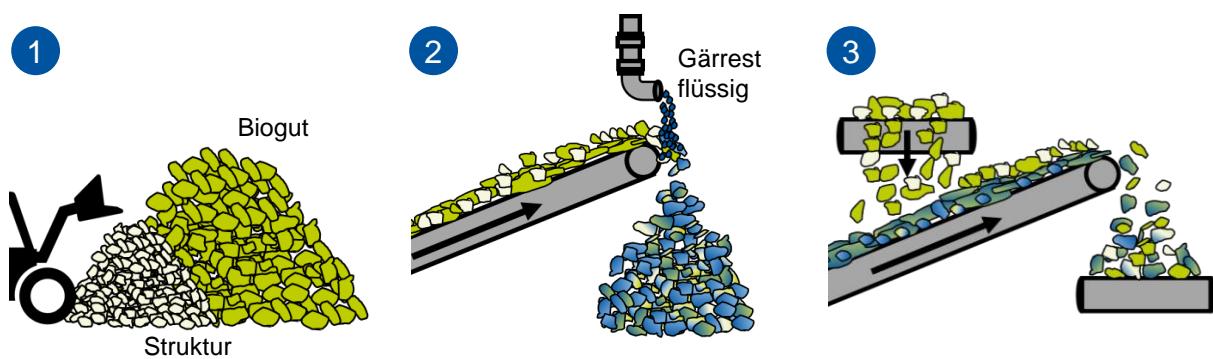


Abb. 12: Prinzipskizze der passiven Mischung am Standort Großefehn (Schicht 2 bzw. obere Schicht), 1) Vermischung von Struktur und Biogut mittels Radlader, 2) Vormischung von Biogut-Struktur-Material mit flüssigem Gärrest über Berieselungseinheit, 3) Zumischung von Biogut-Struktur-Material zur vorkonditionierten Mischung

In beiden Kaskadenanlagen werden im Rahmen des Projektes EKaBio über den Zeitraum der Rottetunnelbefüllung sowohl die Ausgangssubstrate als auch die resultierenden Mischungen in regelmäßigen Abständen in Anlehnung an die LAGA PN 98 beprobt. Entnommen werden in Abhängigkeit der Eintragsmenge 5 bis 16 Mischproben bestehend aus jeweils 4 Einzelproben. Das Probenahmeverummen pro Mischprobe beträgt 10 L.

2.2.2 Bewertung der Substratmischungen

Für die Mischproben der Ausgangssubstrate und der Substratmischungen werden die Parameter Schüttdichte, Wassergehalt und Fremdstoffgehalt bestimmt (Vorgehen analog Kap. 2.2.3). Diese Parameter sind für die Anlage in Anröchte in Abb. 13 und für die Anlage in Großefehn in Abb. 14 dargestellt. Sowohl die Eigenschaften der Ausgangssubstrate als auch die Mengenverhältnisse differieren in Anröchte und Großefehn voneinander, sodass ein direkter Vergleich der Mischungen nur bedingt möglich ist. Insgesamt weisen die Rottetunnel in Anröchte ein größeres Volumen auf, wodurch größere Substratmengen eingetragen werden können. Die Bewertung der Mischergebnisse beider Verfahren basiert auf der Homogenität der resultierenden Substratmischungen unter Beachtung der Inhomogenität der Ausgangssubstrate. Die Bewertung der Homogenität erfolgt dabei anhand des Parameters Wassergehalt.

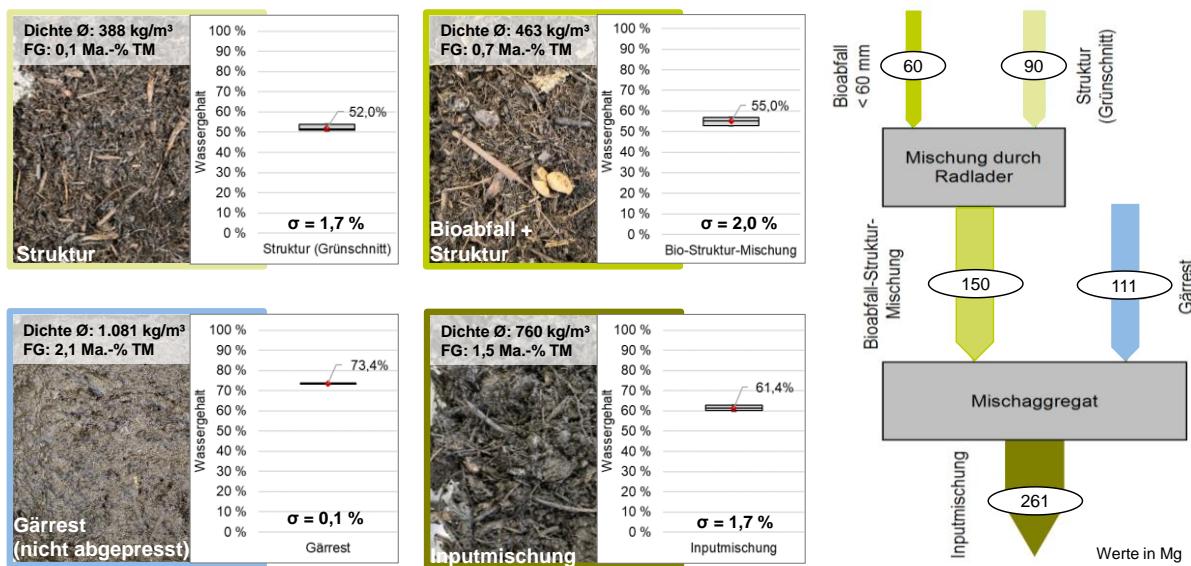


Abb. 13: Charakterisierung der Ausgangssubstrate und der Inputmischung hinsichtlich Dichte, Fremdstoffgehalt und Wassergehalt inkl. Standardabweichung σ (li.) und Massenbilanz einer Rottecharge (re.) am Standort Anröchte

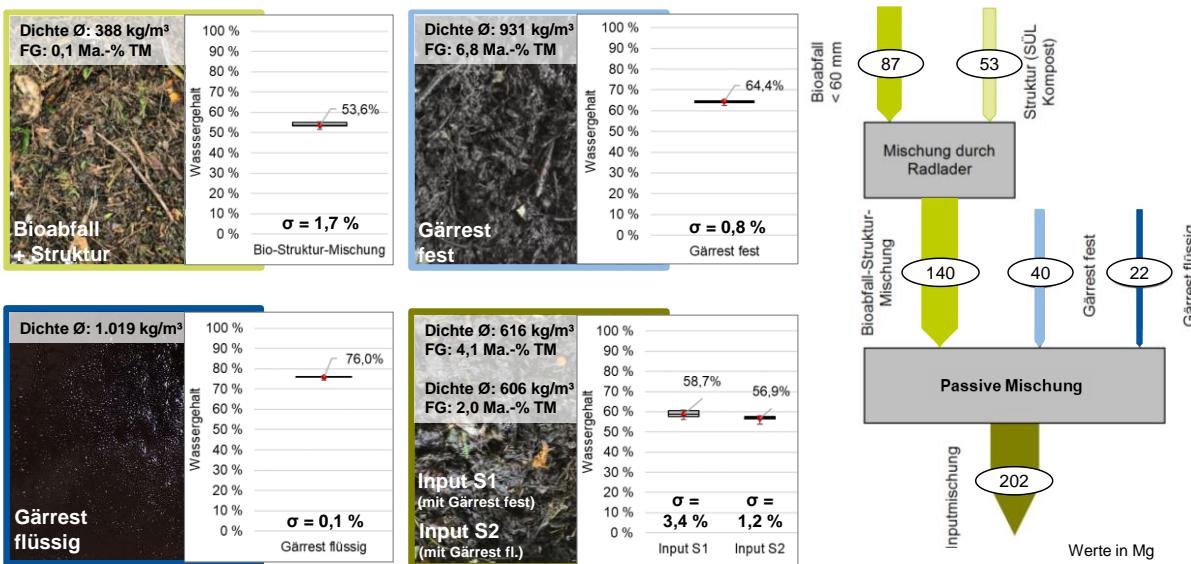


Abb. 14: Charakterisierung der Ausgangssubstrate und der Inputmischung hinsichtlich Dichte, Fremdstoffgehalt und Wassergehalt inkl. Standardabweichung σ (li.) und Massenbilanz einer Rottecharge (re.) am Standort Großefehn

Ergänzend zum Mischungserfolg werden auch die während des Mischprozesses freigesetzten Emissionen beider Mischverfahren betrachtet. In Abb. 15 werden die Emissionen des Mischprozesses am Standort Großefehn mit dem technisierten Mischprozess in Anröchte verglichen. Die Emissionen werden massenspezifisch in kg pro Mg durchgesetzter Masse betrachtet. Die emittierten Massen sind sehr ähnlich. Einzig der Anteil an Methan (CH_4) unterscheidet sich. Die Emission des Mischprozesses besteht beim passiven Mischprozess, wie am Standort Großefehn praktiziert, fast ausschließlich aus CH_4 . Dies ist auf die räumliche Nähe des in der Mischhalle befindlichen Vorratsbehälter des Gärrestes zurückzuführen.

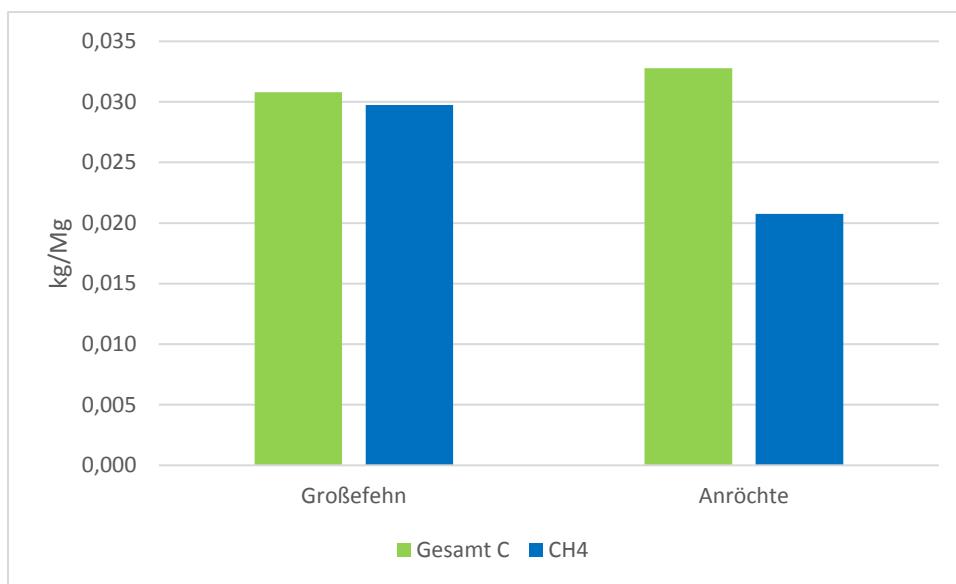


Abb. 15: Emissionen des passiven (Großefehn) und technisierten (Anröchte) Mischprozesses

Sowohl bei der technisierten Mischung in Anröchte als auch beim passiven Verfahren in Großefehn konnten insgesamt zufriedenstellende Mischergebnisse erzielt werden, wenngleich die technisierte Mischvariante ein minimal besseres Ergebnis erzeugt hat. Der Aufwand zur Herstellung der Mischungen ist jedoch in Großefehn ungleich größer. Während bei dem technisierten Verfahren der Eintrag aller Ausgangssubstrate automatisiert gesteuert wird, erfordert das passive Verfahren einen erhöhten Personalaufwand. Die Aufgabe der Ausgangssubstrate erfolgt durch zwei Radlader, deren Agieren zeitlich aufeinander abgestimmt werden muss. Das technisierte Verfahren geht hingegen mit einem großen Platzbedarf und erheblichen baulichen Anpassungen einher, die in der Anlage in Großefehn in diesem Maße nicht realisiert werden können. Die Substratmischungen für die Rotteversuche werden daher durchgehend über das passive Mischverfahren hergestellt.

2.2.3 Methodik zur Durchführung und Prozessbewertung der Rotteversuche

Die Rotteversuche werden in mit Messtechnik ausgestatteten Versuchstunnel im Kompostwerk der Vergärungs- und Kompostierungsanlage im Realmaßstab durchgeführt. Die Versuchsdurchführung umfasst neben der zuvor beschriebenen Herstellung der Substratmischungen, die messtechnische Aufnahme der Prozessparameter sowie die Charakterisierung der Substrat- und Produktqualität. Im Zeitraum der Rotteversuche werden die Substratmischungen Variante I, II und III alternierend in den Rottetunnel eingetragen. Im Rahmen des Forschungsvorhabens werden die Rotteversuche mit und ohne über Wärmetauscher zugeführte externe Wärme durchgeführt.

2.2.3.1 Messtechnische Aufnahme der Prozessparameter

Die Substratmischungen werden im Rottetunnel auf eine Höhe von ca. 2,4 m bei einem Gesamtfüllvolumen von ca. 330 m³ aufgeschüttet und einem zweiphasigen Kompostierungsprozess unterzogen. Nach einer ersten Rottephase mit einer Dauer von 7-10 Tagen wird das Material umgesetzt. In einer zweiten Rottephase, ebenfalls mit einer Dauer von 7-10 Tagen, wird das Ziel der Hygienisierung und Trocknung des Materials verfolgt. Dazu werden Temperaturen größer 65°C über einen Zeitraum von 72 h gehalten. Die Standardeinstellungen für die Prozesssteuerung von Temperatur und Ventilatordrehzahl beider Rottephasen sind in Abb. 16 dargestellt. Die Temperaturdifferenz zwischen Zu- und Abluft wird in der ersten Rottephase auf 5°C und in der zweiten Rottephase auf 3°C begrenzt. Die Einhaltung dieser Sollwerte wird über die Öffnungsweite der Frischluft- und Abluftklappen im Belüftungssystem gesteuert. Überschreitet die Temperatur den Sollwert, werden die Abluft- und Frischluftklappen weiter geöffnet und damit kühtere Luft dem Rotteprozess zugeführt. Die Frischluft- (bzw. Abluft-)Klappenstellung beträgt min. 5 % (10 %) und max. 50 % (55 %).

Während der ersten Rottephase wird eine möglichst hohe Rückbewässerung mit anfallendem Prozesswasser angestrebt, der Zielwert beträgt 30 m³ bis 40 m³. Die Prozesswasserzugabe wird flexibel an den jeweiligen Rotteprozess angepasst. Entscheidend für eine Reduzierung oder Erhöhung der Wasserzugabemenge ist die betriebliche Einschätzung des Rotteverlaufs und der Materialqualität im Rottetunnel. Kennzeichnende Parameter hierfür sind der Temperaturanstieg zu Rottebeginn, die Temperaturdifferenz während des Rotteverlaufs (mehr oder weniger Kühlbedarf) und insbesondere der Druckwiderstand des Rottematerials bei gegebener Ventilatordrehzahl.

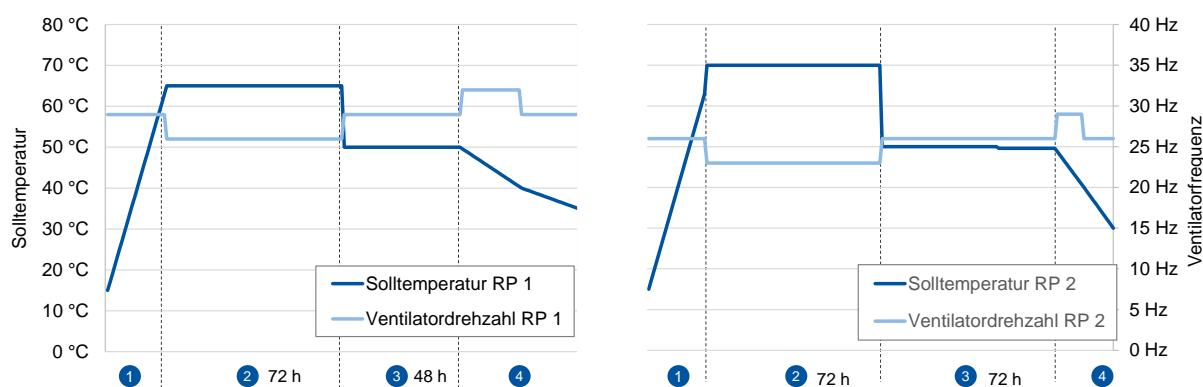


Abb. 16: Standardeinstellungen der Rottesteuerung von Rottephase 1 (li.) und Rottephase 2 (re.) während der Startphase (1), der ersten Hauptrottephase (2), der zweiten Hauptrottephase (2) sowie der Abkühl- und Nachlaufphase (4)

Während des Rotteprozesses werden kontinuierlich die Parameter Druck, Wassereintrag, Abluft- und Zulufttemperatur sowie Frequenz und Leistung des Ventilators vom Prozessleitsystem erfasst.

Sowohl beim Umsetzen als auch während des Austrags werden die Stoffströme bilanziert. Diese Bilanzierung ermöglicht die Bestimmung des Masseverlustes in beiden Rottephasen. Nach dem Austrag wird das Material einer Siebmaschine zugeführt und das Kompostprodukt (Siebdurchgang < 10 mm) erzeugt. Die erzeugten Kompostproduktmengen werden ebenfalls dokumentiert. Dadurch können Aussagen zum Massenausbringen getätigten werden.

2.2.3.2 Messtechnische Aufnahme der Abluftqualität

Ergänzt werden die Prozessdaten durch die kontinuierlichen Messdaten zur Abluftqualität im Versuchstunnel. Für die Messungen werden ein FID 3003 von Bernath Atomic und ein FTIR-Spektrometer DX4000 der Marke Gasmet in Kombination verwendet. Beide ermitteln kontinuierlich die Abluftqualität an bis zu sechs Messstellen. Das FID dient zur Ermittlung der Konzentration an organisch Gesamt C, analog zur BlmschV-Messstelle im Reingas des Biofilters. Das FTIR misst die Abluftqualität verschiedener für den Rotteprozess relevanter Parameter (CH_4 , Limonen, Pinen, Ethanol, MEK, etc.), die im FID-Wert nur als Summenwert ermittelt werden. Die Zuleitung der Probenluft erfolgt im Regelfall mit Hilfe von beheizten Leitungen zur Kondensationsvermeidung. Betriebstechnisch ist mit dem Umsetzungsprozess der Eintrag in einen anderen Rottetunnel verbunden. Demnach kann lediglich eine der beiden Rottephasen im Versuchstunnel hinsichtlich der Abluftqualität überwacht werden. Im ersten Versuchszeitraum wurde Rottephase 1 im Versuchstunnel untersucht, im zweiten Versuchsraum wurde Rottephase 2 betrachtet.

Während der Messungen zur Bestimmung der Abluftqualitäten im Kompostwerk (Projektbeginn bis Juli 2022) befinden sich die Messmimik im Elektrocontainer zwischen Wäscher und Kompostierungshalle (A), wie in Abb. 17 gezeigt. Für die Versuche zur Frachtbestimmung erfolgte die Aufstellung der Messmimik in Container B (s. Kap. 2.3.2).



Abb. 17: Luftbild des Standorts Großefehn mit Beschriftung der relevanten Betriebsgebäude, Abluftreinigungsanlagen und Messcontainer

In Abb. 18 ist die verwendete Messmimik mit den beiden Analysatoren FID und FTIR sowie die Steuerung und die physikalische Einheit für die Umschaltung von bis zu sechs Messstellen abgebildet. Im ersten Projektabschnitt, in dem die Abluftqualitäten im Kompostwerk ermittelt werden, werden vier Messstellen betrieben. Die Messstellen dienen der Qualitätsaufnahme der Tunnelzuluft, Tunnelabluft des Rottetunnels 1, Rohgas vor Wäscher und Reingas nach Biofilter. Zusätzlich wird in einem Zeitraum von fünf Monaten im Sommer 2022 die Abluftqualität des Tunnels 11 im Kompostwerks zur Bewertung des Einflusses der Wärmezufuhr gesondert betrachtet. Dies erfolgt mit einer zusätzlichen Vorabsaugpumpe mit FTIR vom Tunneldach aus.

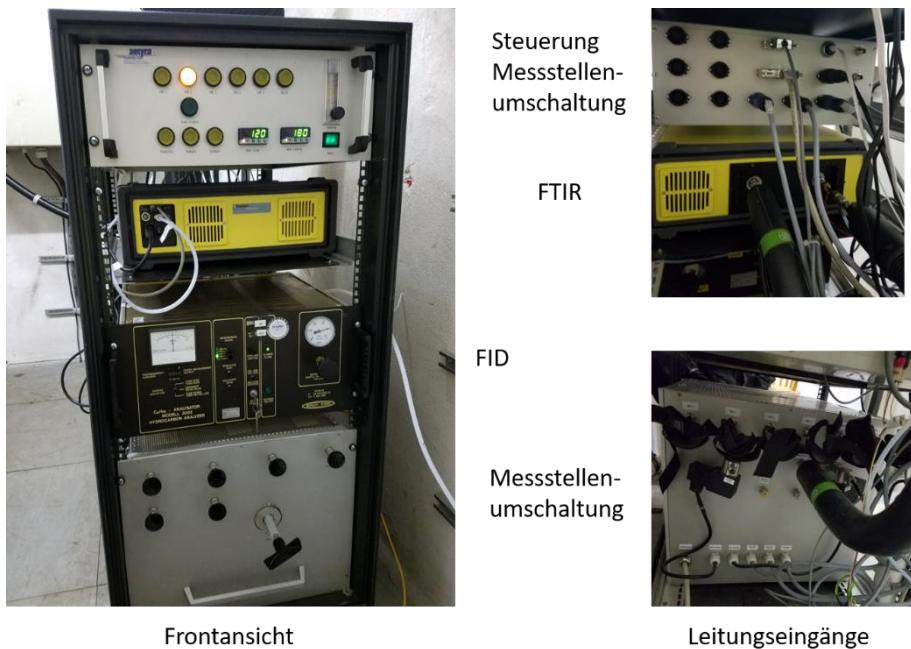


Abb. 18: Im Projekt in beiden Messcontainern verwendete Messmimik mit FTIR und FID als Analysatoren mit Steuerung und physikalischer Einheit für die Umschaltung von bis zu sechs Messstellen

2.2.3.3 Versuchsdurchführung mit externer Wärmezufuhr

Die generelle Versuchsdurchführung der Rotteversuche mit externer Wärmezufuhr entspricht den Versuchen ohne Wärmezufuhr. Die externe Wärme wird dem Prozess durch Vorheizen der Zuluft zugeführt. Dazu wurden fünf Rottetunnel im Rahmen des Projektes mit Wärmetauschern ausgestattet. Die Nachrüstung erfolgte durch den Einbau von Warmwasser-Luft-Wärmetauschern im vorhandenen vertikalen Umluftkanal der jeweiligen Tunnel. Hierfür wurde ein Teilstück des Umluftkanals durch ein entsprechend aufgeweitetes Segment ersetzt und der Wärmetauscher in diesem verbaut. Die Wärmeversorgung erfolgt über eine in unmittelbarer Nähe verlaufende Nahwärmeleitung mit einem Temperaturniveau von 85/65°C. Im Vor- und Rücklauf zum Wärmetauscher sind Temperaturfühler und eine Durchflussmessung installiert. Anhand der Temperaturdifferenz und dem Volumenstrom wird die zugeführte Wärmemenge errechnet. Abb. 19 (li.) zeigt den Ventilatoreingang mit den vertikal verlaufenden Zuluftleitungen, welche den Ventilatoren vorgeschaltet sind. Entlang des gesamten Ganges verläuft die Nahwärmeleitung. Abb. 19 (re.) zeigt den Umluftkanal eines Rottetunnels vor und nach Installation der Wärmetauscher.

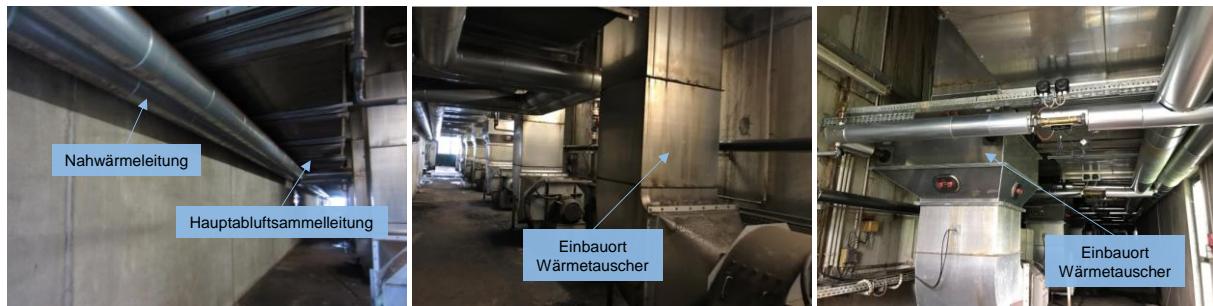


Abb. 19: Umluftkanal vor (links) und nach (rechts) Installation der Wärmetauscher

Die verbauten Wärmetauscher haben eine maximale Leistung von ca. 200 kW und sind auf einen Eintrittsluftvolumenstrom von 10.000 m³/h ausgelegt. Der Wärmeträger ist Wasser mit einer Eintrittstemperatur von 85°C und Austrittstemperatur von 65°C. Die Temperatur der zugeführten Luft liegt zu Beginn des Rotteprozesses in der Regel etwas über der Außenlufttemperatur, im Winter allerdings nicht unter 5°C. Durch die Wärmetauscher kann die zugeführte Luft auf ein Temperaturniveau von ca. 70°C erhitzt werden. Im Vor- und Rücklauf zum Wärmetauscher sind analoge Temperaturfühler und eine digitale Wärmemengenmessung installiert. Die Wärmemenge wird im Prozessleitsystem angezeigt und dokumentiert.

Die Wärmezufuhr erfolgt nach dem Umsetzen innerhalb der zweiten Hauptrottephase. Über einen Gesamtzeitraum von 72 h bei einer mittleren Wärmleistung von 75 kW sollen dem Rotteprozess 5.400 kWh Wärme zugeführt werden. Die zuvor für die vorherigen Rotteversuche festgelegten Standardeinstellungen der Prozesssteuerung werden beibehalten. Die Begrenzung der Temperaturdifferenz zwischen Zu- und Abluft wird für die zweite Rottephase aufgehoben. Die Klappenstellung der Frischluft- bzw. Abluftklappe wird während der Wärmezufuhr manuell auf 40 % bzw. 45 % Öffnung festgestellt.

Charakterisierung der Substrat- und Produktqualität

Sowohl die Ausgangssubstrate und die Substratmischungen als auch der Rotteaustrag und die Kompostprodukte werden in regelmäßigen Intervallen beprobt. Die Beprobung der Stoffströme erfolgt aus dem bewegten Abfallstrom vom laufenden Band oder an Bandabwurfstellen. Die Festlegung der Mischprobenanzahl sowie der Probenvolumina orientiert sich an den Vorgaben der LAGA PN 98.

Die qualitative Analyse der Stoffströme umfasst die Bestimmung der Parameter Schüttdichte, Wassergehalt und Fremdstoffgehalt. Die Schüttdichte und der Wassergehalt werden anhand der originären Proben bestimmt. Die Ermittlung des Fremdstoffgehalts erfolgt im getrockneten Zustand. Der Fremdstoffgehalt im originären Zustand kann über den Wassergehalt sowie der innerhalb von AP 1 gesammelten Erfahrungswerte rechnerisch bestimmt werden.

Eine Sonderstellung nehmen die Analysen des Kompostprodukts ein. Diese werden in einem externen Labor gemäß Methodenbuch des BGK e. V. durchgeführt. Die Untersuchungen umfassen neben der Bestimmung von Schüttdichte, Wassergehalt und Fremdstoffgehalt auch die Ermittlung düngemittelrelevanter Parameter wie Nährstoff- und Schwermetallgehalte.

2.2.4 Ergebnisse der Rotteversuche

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Rotteversuche mit und ohne externer Wärmezufuhr dargestellt. Die Ergebnisse umfassen die Charakterisierung der Substratmischungen und der Produktqualität, die Bewertung der Prozessstabilität anhand einzelner Prozessparameter, die Bewertung des Energieverbrauchs sowie den Vergleich der Abluftqualität.

2.2.4.1 Charakterisierung der Substratmischungen und Produktqualität

Insgesamt werden für die Rotteversuche mit und ohne externe Energiezufuhr 53 Versuchsschichten in den Rottetunnel eingebracht, darunter 15-mal in Form von Variante I und jeweils 19-mal in Form von Variante II und III. Die eingebrachten Gesamtmasse der Einzelchargen sind in Abb. 20 dargestellt. Der Sollwert von 228 Mg wird bei knapp 85 % der Chargen unterschritten. Grund ist die geringe Schüttdichte insbesondere der Biogut-Struktur-Mischung, diese beträgt im Durchschnitt ca. 500 kg/m³, wobei der Wert saisonalen Schwankungen unterliegt. Dem gegenüber weisen der feste sowie der flüssige Gärrest mit ca. 1.000 kg/m³ eine deutlich höhere Schüttdichte auf. Die Gesamteintragsmenge und der Gärrestanteil, als Summe von festem und flüssigem Gärrest, weisen eine positive Korrelation auf. Durch Zugabe des Gärrests wird die Substratmischung kompaktiert und die Schüttdichte somit erhöht. Für den Kompostierungsprozess kann daraus abgeleitet werden, dass eine Co-Kompostierung von Gärresten nicht zwangsläufig für das Biogut vorgesehene Kapazitäten beansprucht, sondern die Mengenkapazität der Rottetunnel durch Kompaktieren gesteigert wird. Die höchsten Eintragsmengen werden demnach bei Variante III erzielt.

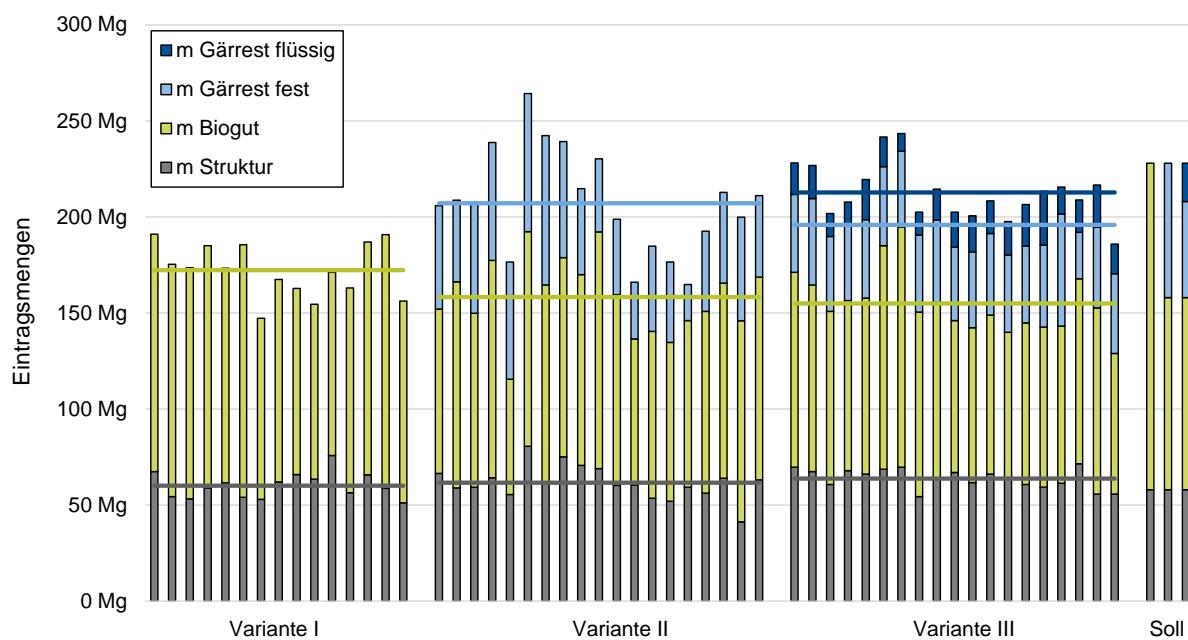


Abb. 20: Gesamtmengen der Einzelchargen für die Varianten I, II und III unterschieden nach den Ausgangsstratmengen inklusive Durchschnittswerte (horizontale Linie) und Gegenüberstellung der Sollwerte

Mit dem Eintrag von Gärresten wird neben der Schütteldichte auch der Wassergehalt der Substratmischung erhöht. Bei allen drei Varianten liegt der Wassergehalt der Substratmischung i. d. R. in einem Bereich zwischen 50 Ma.-% und 60 Ma.-%, wobei der Wassergehalt bei Variante I tendenziell im unteren Bereich der angegebenen Spanne und die Varianten II und III im oberen Bereich der Spanne liegen (s. Tab. 2). Während der ersten Rottephase des Kompostierungsprozesses wird den Mischungen zusätzlich Prozesswasser zugeführt, um ein zu schnelles Trocknen und damit das Inhibieren von biologischer Aktivität zu vermeiden und für die zweite Rottephase ausreichend Wasser zur Verfügung zu stellen. Der Haupttrocknungsprozess soll in der zweiten Rottephase nach der Hygienisierung stattfinden. Nach dem Kompostierungsprozess beträgt der Wassergehalt des Materials ca. 40 Ma.-% bis 44 Ma.-%. Mit durchschnittlich 44 Ma.-% ist der Wassergehalt bei Variante III dabei höher als der durchschnittliche Gehalt von Variante I und II mit 40 Ma.-%. Höhere Wassergehalte im Substrat führen tendenziell auch zu höheren Wassergehalten im Produkt.

In Abb. 21 sind die über das Substrat eingetragenen Wassermengen inklusive der Wasserzugeben während des Rotteprozesses dargestellt. Dem sind die Wasserverluste und resultierenden Wassermengen nach der ersten Rottephase (Umsetzen), nach dem gesamten Rotteprozess (Austrag) und nach dem Rotteprozess mit Wärmezufuhr gegenübergestellt. Aufgrund ungleicher Gesamteintragsmengen werden sämtliche Wassermengen zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit jeweils auf die eingetragene Gesamtsubstratmenge bezogen. Bei Variante I ist der Startwassergehalt im Vergleich am geringsten, dies wird durch einen erhöhten Eintrag

von Prozesswasser mehr als ausgeglichen. Unter Berücksichtigung der Prozesswasserzugabe ist der Wassereintrag bei Variante I höher als bei Variante II und III. Es ist somit anzunehmen, dass die Zugabe von flüssigen Gärresten in Konkurrenz zur Prozesswasserzugabe steht. Wasser wird während des Rotteprozesses in Form von Sickerwasser oder durch Verdunstung über die Abluft ausgetragen. Der Wasserverlust beträgt für Variante I und II ohne Zufuhr von externer Wärme 63 Ma.-%. Bei Variante III beträgt der Wasserverlust 58 Ma.-%. Es ist davon auszugehen, dass die höhere Schüttdichte der Substratmischung von Variante III zu einem höheren Druckwiderstand führt (vgl. Tab. 3) und dies letztendlich eine Verminderung der Durchströmbarkeit zur Konsequenz hat, wodurch weniger Wasser über die Abluft ausgetragen wird. Mit Wärmeeintrag wird die Wasseraufnahmekapazität der Luft erhöht und dadurch der Wasserlust für Variante I und II auf 70 Ma.-% bzw. 71 Ma.-% und für Variante III auf 67 M.-% erhöht. Durch den Eintrag von externer Wärme kann der Wasserverlust somit durchschnittlich um 14 Ma-% gesteigert werden, wobei Variante III mit 17 Ma.-% die höchste Steigerung aufweist.

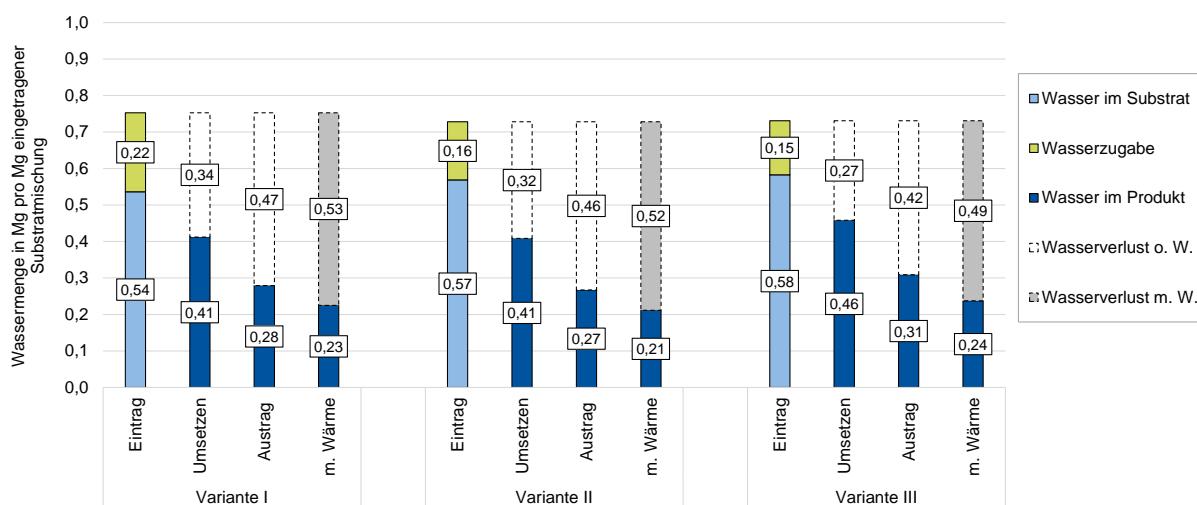


Abb. 21: Wassereintrag und -verlust für die Varianten I, II und III ohne und mit Wärmezufuhr bezogen auf die jeweilige Rotteeintragsmenge

Neben unterschiedlichen Wassergehalten unterscheiden sich die Substratmischungen auch in ihrem Fremdstoffgehalt. Der feste Gärrest weist deutlich höhere Fremdstoffgehalte als das voraufbereitete Biogut auf (vgl. Kap. 2.1.3). Dies führt zu höheren Fremdstoffgehalten bei den Chargen mit Gärresteintrag, demnach Variante II und III (s. Abb. 22). Durch den Eintrag flüssiger Gärreste, die fremdstofffrei sind, tritt bei Variante III ein Verdünnungseffekt auf. Abb. 22 zeigt zusätzlich die Kunststoffgehalte für alle drei Varianten, wesentliche Unterschiede zwischen den Varianten sind nicht zu erkennen. Der neue Kunststoffgrenzwert nach BioAbfV wird im Mittel von allen Chargen eingehalten und nur in Einzelfällen überschritten.

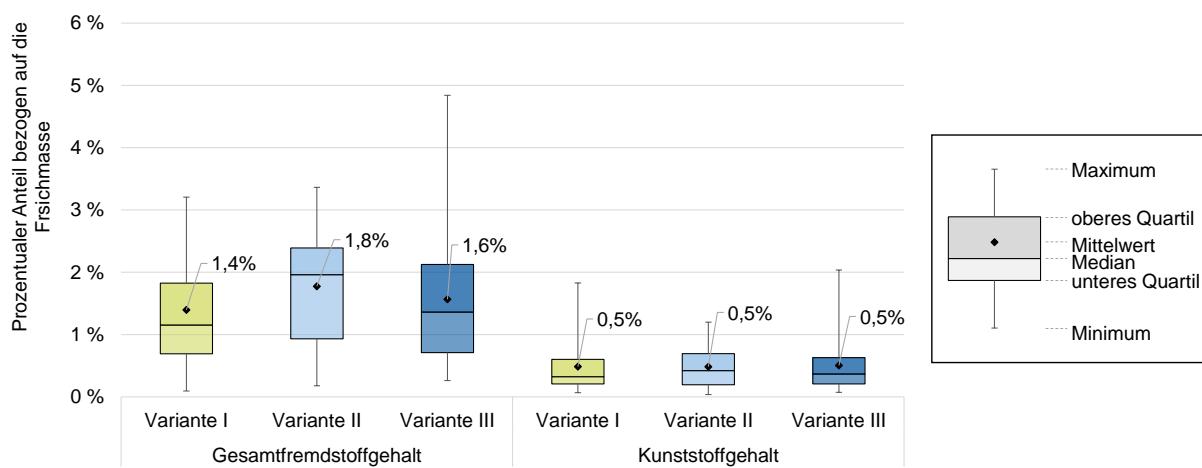


Abb. 22: Gesamtfremdstoff- (li.) und Kunststoffgehalt (re.) der Substratmischungen Variante I, II und III bezogen auf die Frischmasse

Weitere stoffstrombasierte Aspekte zur Bewertung der verschiedenen Substratmischungen sind die Kompostausbeute und die Kompostqualität. Die Kompostausbeute wird als Massenausbringen < 10 mm nach der Siebung quantifiziert. Unabhängig von der Substratmischung liegt das Kompostausbringen durchschnittlich bei 31 % bis 36 %. Unter Beachtung der unterschiedlichen Substratmischungen ist die Kompostausbeute bei Variante I im Mittel am größten (s. Abb. 23 li.). Im Rahmen der Rotteversuche konnte eine mittlere positive Korrelation zwischen dem Kompostausbringen und dem Biogutanteil sowie eine mittlere negative Korrelation mit dem Gärrestanteil festgestellt werden (Abb. 23 re.). Somit führt der Gärresteintrag zu einer Reduzierung der Kompostausbeute. Untersuchungen zum potenziellen Massenausbringen unter idealen Bedingungen (Prüfsiebung, Dauer 90 sek., getrockneter Zustand) zeigen, dass bei Variante I das höchste Massenausbringen möglich ist. Durch Agglomeratbildung der Gärrestanteile bei Trocknungsprozessen wird das potenzielle Massenausbringen bei den Varianten II und III reduziert. Das geringste Massenausbringen im Zeitraum der Rotteversuche weist Variante III auf. Dies ist auf eine geringere Siebeffizienz in Folge höherer Restwassergehalte im Material zurückzuführen. Durch den Eintrag von Wärme kann das Massenausbringen bei Variante III gesteigert werden (rote Datenpunkte in Abb. 23), bei Variante I und II ist dieser Effekt nicht sichtbar.

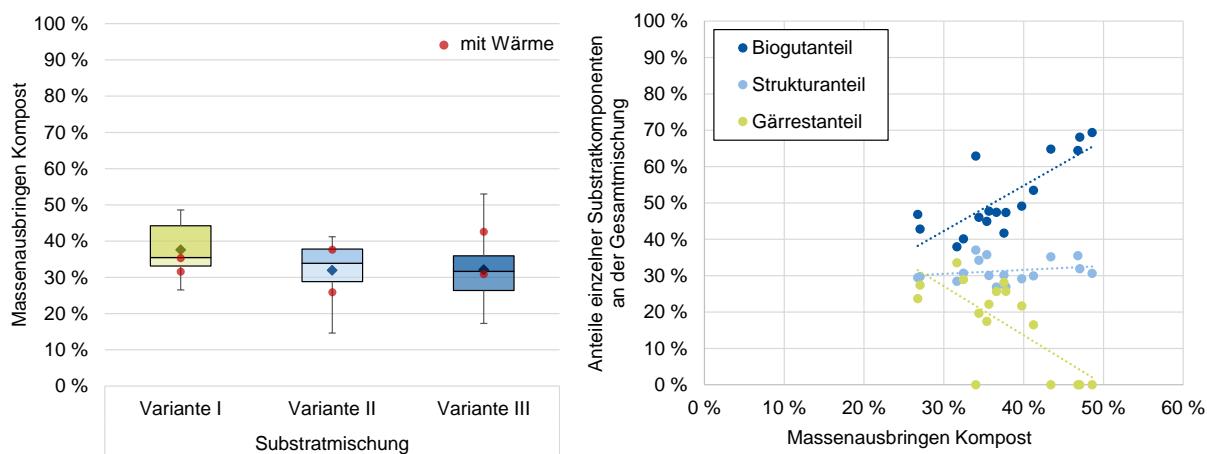


Abb. 23: Schwankungsbereich des Kompostausbringens für die untersuchten Varianten I, II und III (Box-Whisker) und mit Wärme (rot) (li.) sowie Korrelationsdiagramm zur Gegenüberstellung der Substratzusammensetzung und dem Kompostausbringen

Die Unterschiede zwischen den drei Varianten in Bezug auf Wasser- und Fremdstoffgehalt zeichnen sich auch im jeweiligen Kompostprodukt ab. Der Kompost, resultierend aus Substratmischung III, weist einen durchschnittlich höheren Wassergehalt als Variante I und II auf. Der Fremdstoffgehalt ist bei Variante I am geringsten. Darüber hinaus zeigen die Kompostanalysen nach Methodenbuch der BGK im Mittel höhere Nährstoffgehalte bei den Chargen mit Gärresteintrag. In Tab. 1 sind die wesentlichen Parameter zur Kompostqualität für alle drei Substratvarianten aufgeführt. Sämtliche Grenzwerte bzgl. Schwermetallgehalte werden während der Rotteversuche durchgehend eingehalten, Unterschiede zwischen den Varianten konnten nicht festgestellt werden.

Tab. 1: Kompostqualität gemäß Analysen nach Methodenbuch der BGK der Kompostprodukte von Variante I, II und III.

Parameter Kompostqualität		Variante I	Variante II	Variante III
Ø Wassergehalt	in % FM	34	35	39
Ø Glühverlust (450°C)	in % TM	40	41	36
Ø Fremdstoffe > 1 mm	in % TM	0,11	0,20	0,14
Ø Verunreinigungsgrad	in cm ² /L FM	3	9	8
Ø Stickstoff CaCl ₂ -löslich	in mg/L FM	290	343	328
Ø Phosphat CAL-löslich	in mg/L FM	1.338	1.526	1.523
Ø Kalium CAL-löslich	in mg/L FM	3.735	4.206	3.827

Untersuchung durch akkreditiertes Prüflabor gemäß Methodenbuch der BGK und DIN ISO 17294-2

In Tab. 2 sind die wichtigsten Kennzahlen der zuvor beschriebenen Substrat- und Produktcharakterisierung zusammengefasst. Kennzahlen zu den Werten mit externer Energiezufuhr sind rot dargestellt.

Tab. 2: Kennwerte zum Vergleich der Substrat- und Kompostqualität der drei Substratvarianten I, II und III, als Durchschnitt aller durchgeführten Versuchsreihen.

Parameter	Variante I	Variante II	Variante III
Ø Eintragsmenge	172 Mg	208 Mg	214 Mg
Ø Fremdstoffgehalt bezogen auf FM	1,4 %	1,8 %	1,6 %
Ø Wassergehalt bei Eintrag	54 %	57 %	58 %
Ø Wassergehalt bei Austrag	40 % 35 %	40 % 36 %	44 % 38 %
Ø Wasserverlust	63 % 70 %	63 % 71 %	58 % 67 %
Ø Kompostanteil	38 % 33 %	32 % 32 %	32 % 37 %

Prozentangaben in Massenprozent; **FETTE** Zahlenwerte gelten für Versuche mit externer Wärmezufuhr

2.2.4.2 Bewertung der Prozessstabilität anhand ausgewählter Prozessparameter

Der Rotteverlauf bzw. die Prozessstabilität wird in erster Linie anhand des Temperaturverlaufs der Rotteabluft bewertet. Um trotz unterschiedlich langer Rottezeiten einen Vergleich zwischen den Chargen zu ermöglichen, werden für Rottephase 1 die ersten 147 Stunden nach Eintrag und für Rottephase 2 die ersten 153 Stunden nach dem Umsetzen betrachtet. Eine Glättung von Nullwerten durch lineare Interpolation wird vorgenommen. Während des Eintrags von Prozesswasser wird der Ventilator abgeschaltet. Dadurch wird im Abluftrohr temporär eine niedrigere Temperatur gemessen, die nicht der Temperatur im Rottekörper entspricht. Entsprechende Werte werden ebenfalls linear interpoliert.

In Abb. 24 sind für die drei verschiedenen Substratmischungsvarianten die mittleren Temperaturverläufe inklusive Standardabweichung und Spannweite für beide Rottephasen dargestellt. Die mittleren Temperaturverläufe der drei Substratmischungen sind dabei nahezu identisch. Die Schwankungsbereiche der Temperaturverläufe der verschiedenen Chargen sind in der zweiten Rottephase deutlich ausgeprägter. Während in der ersten Rottephase Prozesswasser zugeführt wird, ist dies in der zweiten Phase nicht der Fall. Wenn der Trocknungsprozess in Rottephase 2 zu früh zu stark fortschreitet, kommt es zur Abnahme der biologischen Aktivität und infolgedessen zu einer Abnahme der Temperatur im Rottekörper. Dieses Phänomen tritt bei den Chargen der Variante III seltener auf, sodass die durchschnittliche Anzahl Stunden mit einer Temperatur über 65°C bei dieser Substratmischung am höchsten ist.

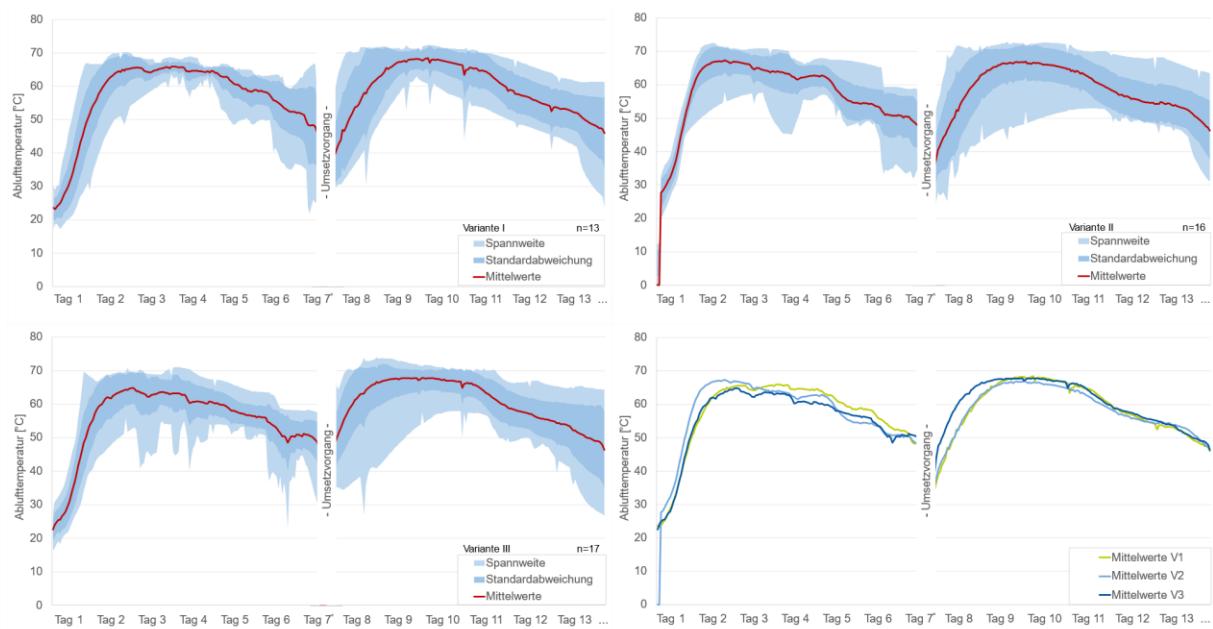


Abb. 24: Durchschnittliche Entwicklung der Ablufttemperatur für die Substratmischungen Variante I, II und III über die Rottedauer, inklusive Schwankungsbereich und Standardabweichung sowie direkter Gegenüberstellung der durchschnittlichen Temperaturverläufe

Entsprechend dem Temperaturverlauf werden auch die Druckverläufe für die drei verschiedenen Substratchargen grafisch dargestellt (Abb. 25). Die Spannweiten sind bei den ermittelten Gegendrücken innerhalb der einzelnen Mischungsvarianten ausgeprägter als bei den Temperaturverläufen. Werden die durchschnittlichen Gegendrücke der drei Substratmischungen gegenübergestellt, sind deutliche Unterschiede in der ersten Rotephase sichtbar. Bei Variante I (ohne Gärrest) ist der geringste Gegendruck zu verzeichnen, bei Variante III (mit festem und flüssigen Gärrest) der höchste. Auch in der zweiten Rotephase werden diese Unterschiede deutlich, wenn auch geringer ausgeprägt. Der Eintrag von Gärrest erhöht die Schüttdichte des Materials. Die Ergebnisse entsprechen somit den Erwartungen. Hohe Druckwiderstände im Rottekörper haben einen Einfluss auf weitere Prozessparameter. In Rotephase 1 führen hohe Druckwiderstände tendenziell zu geringeren Durchschnittstemperaturen und einem höheren Restfeuchtegehalt gemäß optischer Feuchtebonitur.

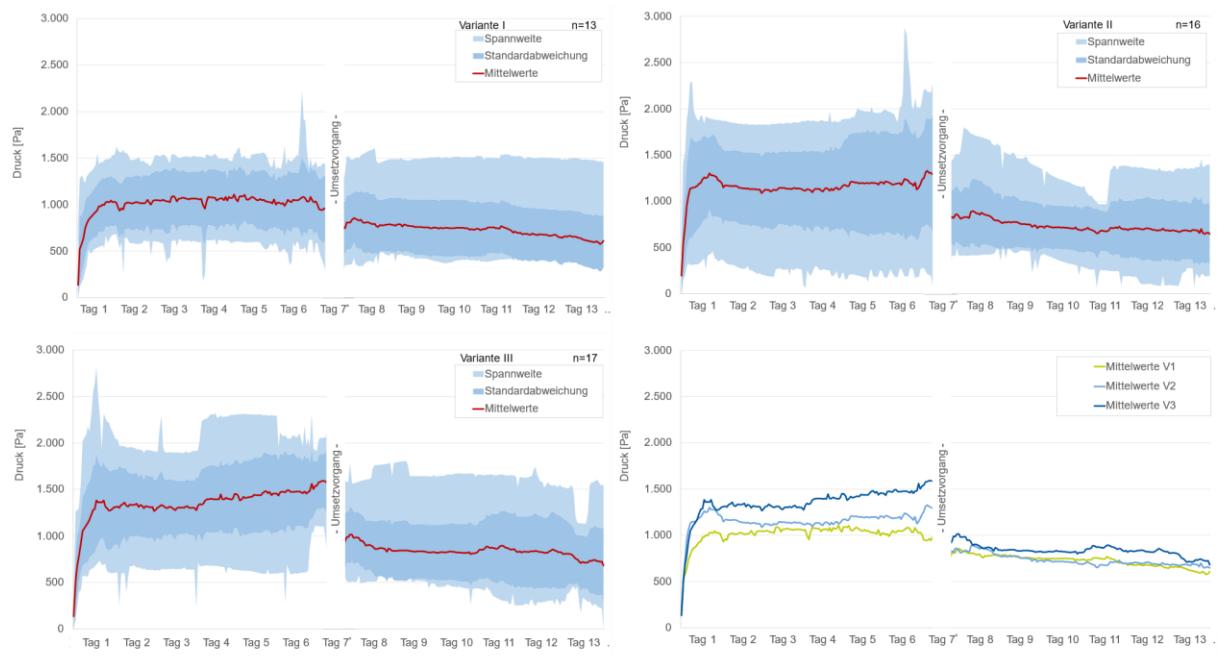


Abb. 25: Durchschnittliche Entwicklung des Gegendrucks für die Substratmischungen Variante I, II und III über die Rottedauer, inklusive Schwankungsbereich und Standardabweichung sowie direkter Gegenüberstellung der durchschnittlichen Temperaturverläufe

Der elektrische Energiebedarf der Kompostierungsprozesse wird maßgeblich durch die Leistung der Ventilatoren bestimmt. Die Leistungsaufnahme der Ventilatoren wird hauptsächlich durch die Frequenz des Ventilators und den im Tunnel herrschenden Gegendruck beeinflusst. Außerdem entscheidet die Rottedauer, als Faktor der Leistung, über die Höhe der eingesetzten Energie. Die Rottedauer wurde auf 13 Tage normiert, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Die normierten Rotteverläufe der Versuchsscharen V1, V2 und V3 sind in Abb. 26 separat dargestellt. Alle Leistungswerte weisen große Schwankungen auf. In der Phase 1 reichen die Werte von ca. 1-8 kW, in der Phase 2 von ca. 1-6 kW. Bei Betrachtung der durchschnittlich aufgenommenen Leistungen, aufgeteilt nach Substratmischung, ergeben sich typische, zeitliche Verläufe über den Kompostierungsprozess, welche ebenfalls in Abb. 26 dargestellt sind. Zu Beginn des Rotteprozesses zeigt sich eine stetige Erhöhung bis zu einem Peak. Bis ungefähr zum dritten Tag sinkt die Leistung und steigt dann wieder bis zum Umsetzvorgang. Die Phase 2 nach dem Umsetzen zeigt geringere Leistungsaufnahmen. Die Anfangsleistung sinkt bis zum Tag 10 und steigt dann bis zum Austrag. In der Phase 1 zeigt die Variante I fast durchgehend die höchste Leistung und die Charge V3 die geringste. In der Phase 2 liegen die Chargen sehr eng beieinander.

Zu erkennen ist, dass der Gesamtenergieverbrauch zur Kompostierung der Variante I am größten ist und hier die Leistungsaufnahme fast durchgehend am höchsten ist. Generell weisen die Unterschiede einzelner Chargen aber deutlich höhere Abweichungen auf als die Mittelwerte der unterschiedlichen Varianten. In der zweiten Rottephase liegen die Verläufe sehr nah beieinander.

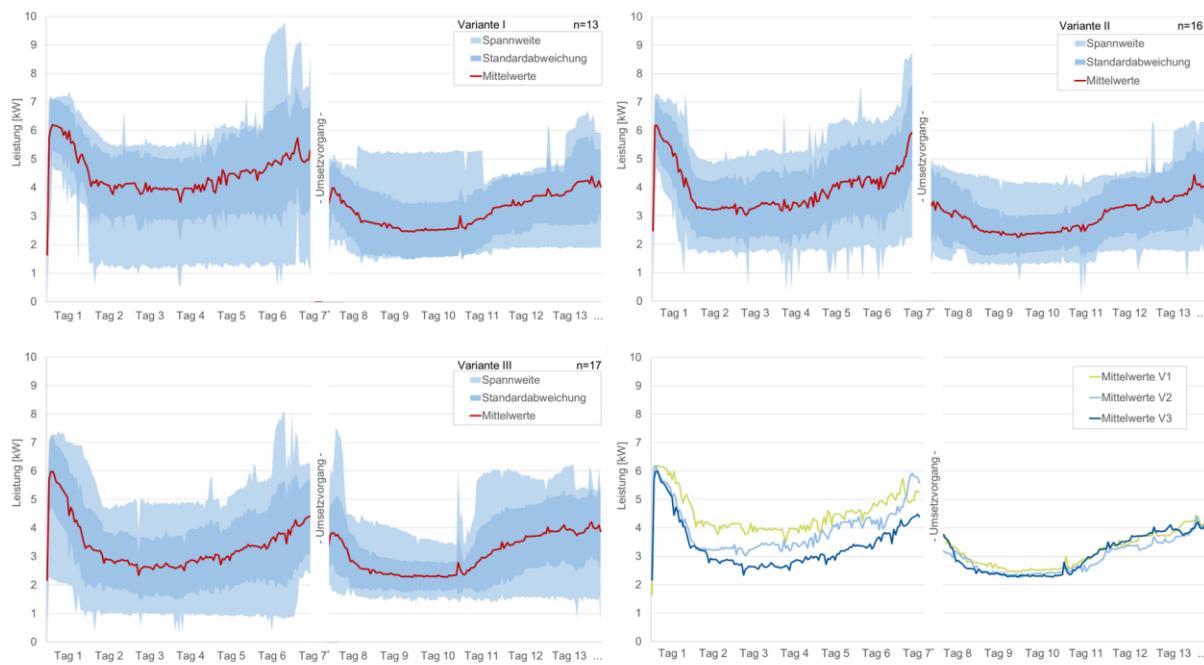


Abb. 26: Durchschnittliche Entwicklung der Ventilatorleistung für die Substratmischungen Variante I, II und III über die Rottedauer, inklusive Schwankungsbereich und Standardabweichung sowie direkter Gegenüberstellung der durchschnittlichen Temperaturverläufe

Bei den Versuchen mit externer Wärmezufuhr erfolgt eine Vorwärmung der Zulufttemperatur während der zweiten Rottephase. Die Vorwärmung der Zuluft führt zu einer Umkehr der Temperaturdiskrepanz zwischen Zu- und Abluft (höhere Zulufttemperatur, geringere Ablufttemperatur). Entsprechend müssen zur Bewertung der Prozessstabilität beide Temperaturverläufe Berücksichtigung finden. In Abb. 27 ist der Verlauf der Zulufttemperatur (dunkelblau) und der Ablufttemperatur (hellblau) für eine Charge der Variante I dargestellt. Im Zeitraum der Wärmezufuhr (hellrot hervorgehoben) steigt die Zulufttemperatur, während die Ablufttemperatur im gleichen Zeitraum merklich sinkt. Durch die Vorwärmung der Zuluft steigt die Wasseraufnahmekapazität der Luft. Der Trocknungsprozess wird somit gefördert. Bei der Trocknung wird Wasser von der flüssigen in die gasförmige Phase überführt. Dieser Phasenwechsel benötigt Energie, die in Form von Wärme in der Luft zur Verfügung steht. Der Wärmeentzug aus der Luft spiegelt sich im Absinken der Ablufttemperatur wider.

Mit Beginn der Wärmezufuhr kann ebenfalls eine Abnahme des Drucks im Rottekörper um durchschnittlich 200 Pa bis 300 Pa verzeichnet werden. Dieser Effekt kann unabhängig der jeweiligen Substratmischungsvariante beobachtet werden und ist auf eine Änderung der Luftklappenstellung während der Wärmezufuhr zurückzuführen. Nach Beendigung des Wärmeintrags ist teilweise ein Wiederanstieg des Drucks zu beobachten. Dabei liegt das neue Druckniveau i. d. R. unterhalb des Druckniveaus vor der Wärmezufuhr.

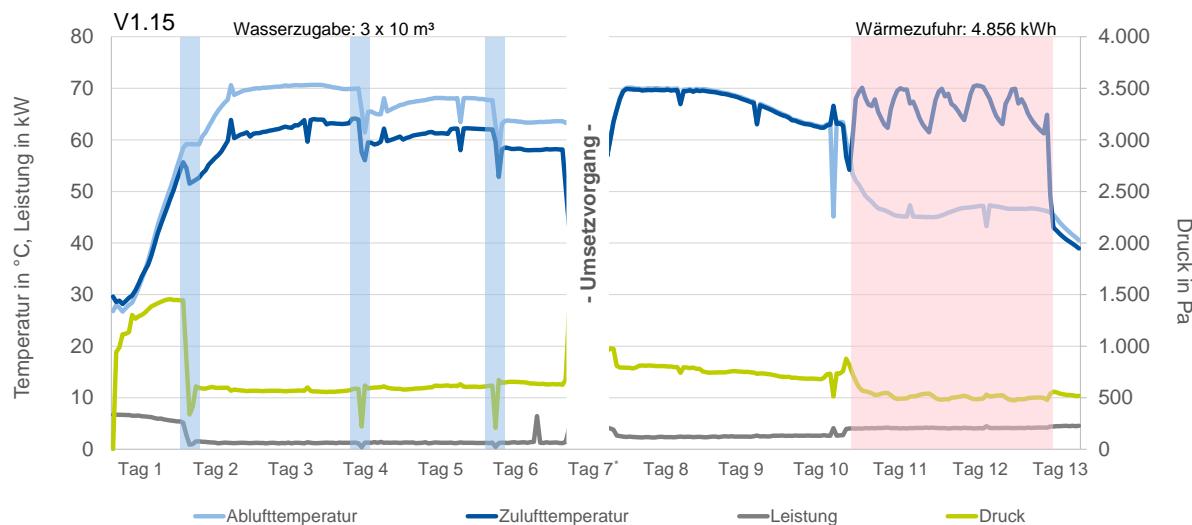


Abb. 27: Entwicklung der Ab- und Zulufttemperatur, der Ventilatorleitung und des Drucks während des Rotteverlaufs bei Wärmezufuhr in der zweiten Rottephase (roter Bereich) am Beispiel der Substratmischnung Variante I

Bei den untersuchten Chargen mit Wärmezufuhr ist eine Differenzierung zwischen zugeführter elektrischer und thermischer Energie erforderlich. Während die elektrische Energie, wie bei den Versuchen ohne Wärmezufuhr, durch die Leistungsaufnahme der Ventilatoren definiert wird, ist bei der thermischen Energie, die Wärmezufuhr über die Zuluft ausschlaggebend. Die Wärmezufuhr erfolgt über die Wärmetauscher, die im Rahmen des Vorhabens installiert wurden.

Zum Vergleich des elektrischen Energieverbrauchs sind nachfolgend die Leistungsaufnahmen der Ventilatoren in Abb. 28 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Linien qualitativ näherungsweise parallel verlaufen. Nur die Charge V2-20 verläuft, besonders in der ersten Rottephase, abweichend. Auffällig im Vergleich zu den Mittelwerten aus den Daten ohne Energiezufuhr ist, dass in der zweiten Rottephase eine höhere Leistungsaufnahme stattfindet als am Ende der ersten Rottephase. Dies ist mit den eingestellten Frequenzen der Ventilatoren zu erklären. Da die Leistungsaufnahme hauptsächlich von der Frequenz abhängt, ergeben sich für höher eingestellte Frequenzen auch höhere Energieverbräuche.

Auffällig ist der abweichende Verlauf der Charge V2-20. Bei der Versuchsdurchführung kam es bei dieser Charge zu Komplikationen mit dem Prozesswasser. Es kam zu einem Wasserstau, der in der zweiten Rottephase behoben werden konnte. Diese Ausnahmesituation hat einen erheblichen Einfluss auf den Volumenstrom der Luft, die Temperaturen und den Energieverbrauch der Rotte, daher wird die Charge V2-20 nicht in der folgenden Auswertung berücksichtigt.

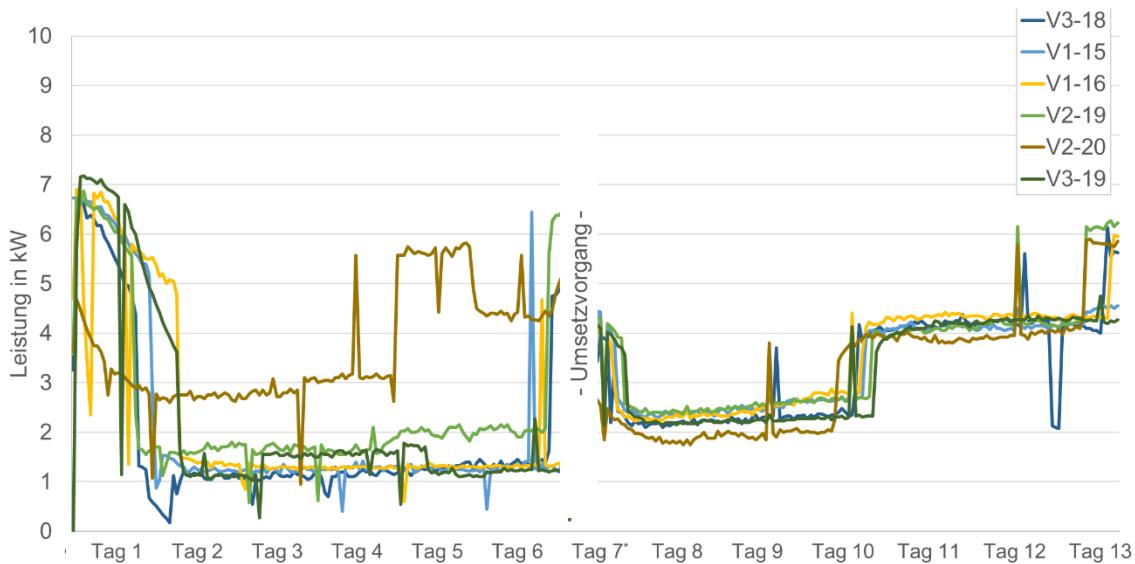


Abb. 28: Ventilatorleistung der Versuchsscharen mit Wärmezufuhr

Die Zugabe einer definierten Wärmemenge stellt im großtechnischen Anlagenbetrieb eine Herausforderung dar. Die BHKW am Anlagenstandort unterliegen einer Fernsteuerung durch den Netzbetreiber, die mit der flexiblen Strombereitstellung gemäß EEG einhergeht. Eine Abschaltung der BHKW bedeutet, dass keine Wärme bereitgestellt werden kann. Bei knapper Wärmemenge muss die vorhandene Wärme zwingend für die Heizung des Fermenters vorgehalten werden, da die dortige Biologie sehr empfindlich auf die geringsten Milieuänderungen reagiert. Im Versuchszeitraum konnte dem Versuchstunnel i. d. R. eine Wärmemenge zwischen 4.000 kWh und 7.000 kWh bereitgestellt werden. In den drei untersuchten Chargen wird hauptsächlich eine Wärmeleistung zwischen 60 und 100 kW zugeführt. Vereinzelt steigt die Leistung auf über 100 kW. Technisch sind die eingebauten Wärmetauscher auf bis zu 200 kW ausgelegt. In Abb. 29 sind die Mittelwerte der Zu- und Ablufttemperaturen sowie der Wärmezufuhr der Varianten und ein Vergleich der Wärmezufuhr der untersuchten Chargen dargestellt.

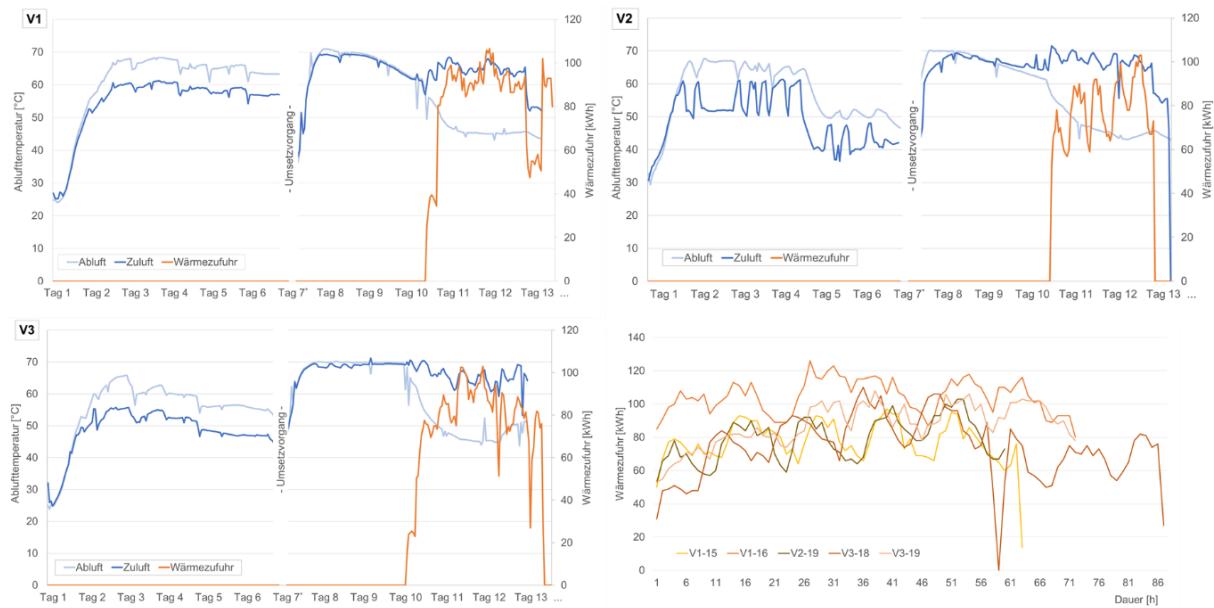


Abb. 29: Vergleich der Wärmezufuhr und Temperaturen der Mischungen

In Tab. 3 sind die wichtigsten Kennzahlen zur Bewertung der Prozessstabilität ohne und mit Wärmezufuhr zusammengefasst. Kennzahlen zu den Werten mit externer Energiezufuhr sind rot dargestellt. Die aufgelisteten Kennzahlen sind Mittelwerte. Auffällig ist der größere Strombedarf der Rotteversuche mit Wärmezufuhr. Gegenüber den Versuchen ohne Wärmezufuhr werden 340 kWh (Variante I) bis 500 kWh (Variante II) mehr elektrische Energie verbraucht. Durch die veränderte Klappenstellung und Aufhebung der Begrenzung der Temperaturdifferenz zwischen Zu- und Abluft während der Wärmezufuhr ist eine gesteigerte Luftzuführung möglich, die wiederum mehr Arbeit der Ventilatoren erfordert. Aufgrund der Wärmezufuhr kann die Frischluftzuführung gesteigert werden, ohne dass der Rotteprozess abgekühlt wird und zum Erliegen kommt. Somit begünstigt die Wärmezufuhr den möglichen Wasseraustrag.

Tab. 3: Kennzahlen zu den Prozessparametern Temperatur und Druck für die verschiedenen Substratvarianten I, II und III

Parameter		Variante I	Variante II	Variante III
Ø Ablufttemperatur RP 1	in °C	57	57	55
Ø Ablufttemperatur RP 2	in °C	59 56	58 59	60 58
Ø Zulufttemperatur RP2	in °C	53 64	52 64	49 67
Ø Druck RP 1	in Pa	1.011	1.131	1.354
Ø Druck RP 2	in Pa	727 626	698 753	794 684
Frequenz	in Hz	25,2 23,1	25,1 23,5	25,3 23,0
Wärmezufuhr	in kWh	6.200	4.700	6.400
Dauer Wärmezufuhr	in h	67,5	60	79
Spez. Wärmezufuhr	in kWh/Mg	37	24,1	31,7
Strombedarf	in kWh	660 1.000	570 1.100	500 980
Spez. Strombedarf	in kWh/Mg	3,9 6,1	2,8 5,6	2,3 5,1

Fette Zahlenwerte gelten für Versuche mit externer Wärmezufuhr

2.2.4.3 Bewertung der Emissionen während der Rotteversuche

Im Rahmen der Rotteversuche erfolgt eine kontinuierliche Messung der Konzentration von Gesamt C und Methan. Die Konzentrationsverläufe für Gesamt C inklusive Minimal- und Maximalwerte sowie für Methan der Varianten I bis III sind in den Abb. 30, Abb. 31 und Abb. 32 grafisch dargestellt. Variante I weist gegenüber den anderen beiden Varianten insgesamt die niedrigsten Konzentrationen auf. Entsprechend den Erwartungen werden bei Gärresteintrag höhere Konzentrationen gemessen. Die höchsten Gesamtkonzentrationen sowie der höchste Anteil von CH₄ am Gesamt C sind bei Variante III zu verzeichnen. Unabhängig von der eingebrachten Substratmischung werden die höchsten Konzentrationen zu Beginn der ersten Rottephase gemessen.

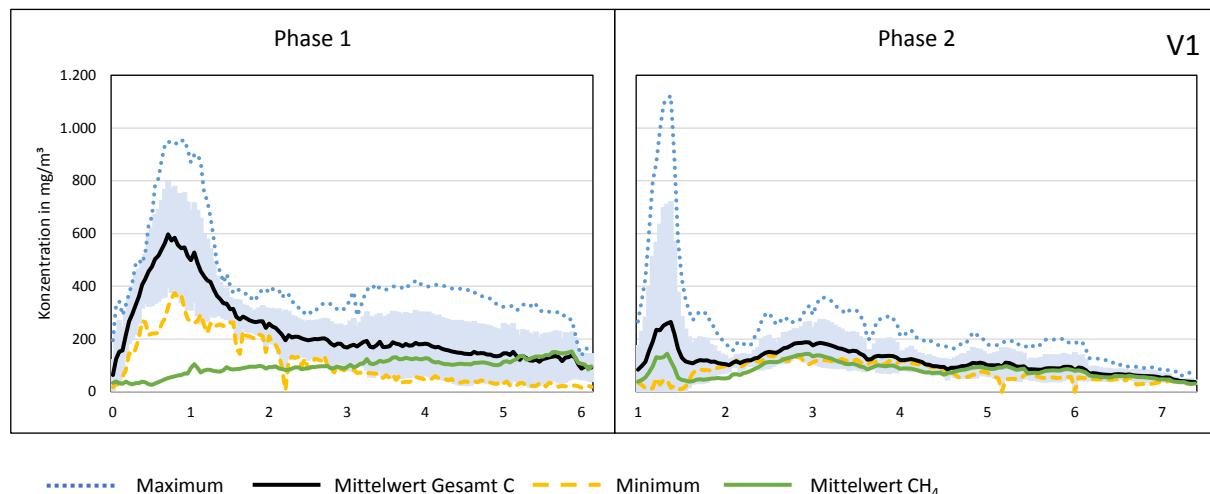


Abb. 30: Konzentrationsverlauf für Gesamt C und CH₄ in Rotephase 1 und 2 für Variante I

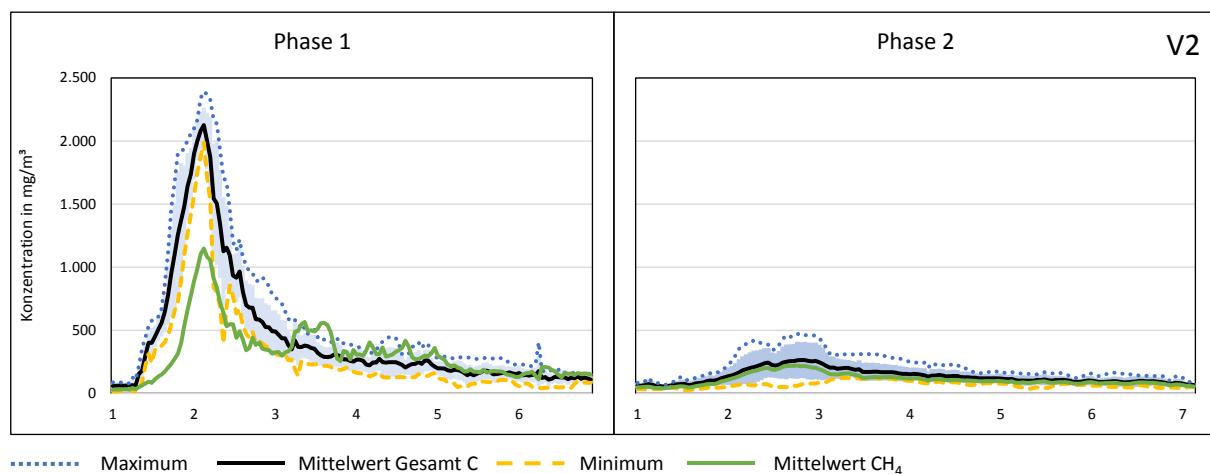


Abb. 31: Konzentrationsverlauf für Gesamt C und CH₄ in Rotephase 1 und 2 für Variante II

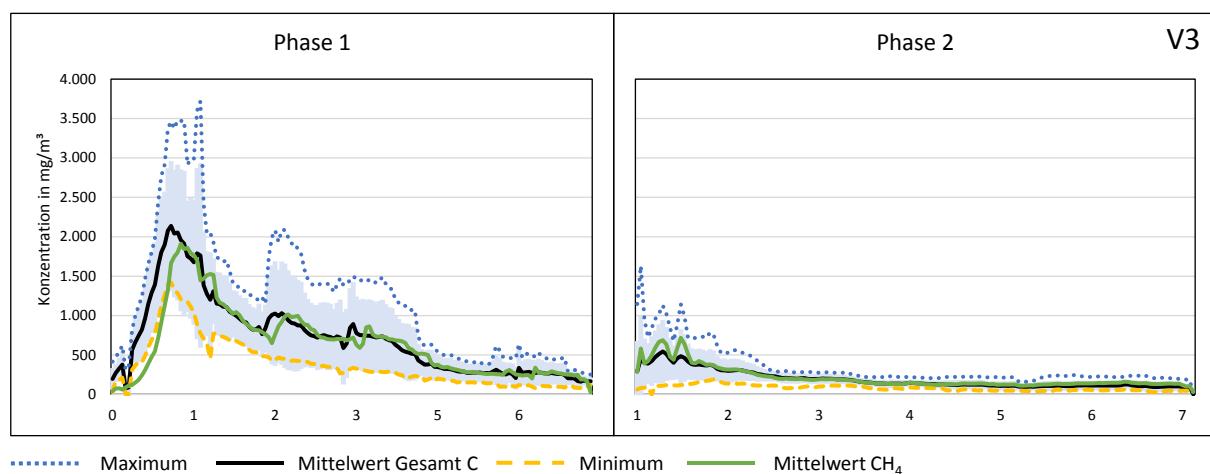


Abb. 32: Konzentrationsverlauf für Gesamt C und CH₄ in Rotephase 1 und 2 für Variante III

Die Ergebnisse der Gesamt C Messungen in der Abluft aller drei Mischvarianten sind unterschieden nach Rotephase 1 (Tab. 4) und Rotephase 2 (Tab. 5) im Folgenden dargestellt. Bei

Rottephase 2 wird unterschieden zwischen den Versuchen ohne und mit externer Wärmezufuhr. Fracht, Konzentrationen und CH₄-Anteil am Gesamt C sind bei Variante III jeweils am höchsten.

Tab. 4: Randparameter für Rottephase 1 der drei untersuchten Mischvarianten

Parameter für Gesamt C (RP1)		Variante I	Variante II	Variante III
Ø Summe Fracht	in g	41.274	114.336	220.420
Ø spezifische Fracht	in g/Mg	332	589	1.036
Ø Fracht	in g/h	396	775	1.489
Ø Anteil CH ₄ an Gesamt C	in %	42	76	93
Ø Konzentration	in mg/m ³	233	453	876
Max. Konzentration	in mg/m ³	647	2.185	5.630

Tab. 5: Randparameter der Rottephase 2 der drei Mischvarianten mit und ohne Wärmezufuhr

Parameter für Gesamt C (RP2)		Variante I	Variante II	Variante III
Ø Summe Fracht	in g	37.533 28.415	30.339 21.364	57.670 37.140
Ø spezifische Fracht	in g/Mg	272 185	198 145	330 227
Ø Fracht	in g/h	245 185	227 139	342 242
Ø Anteil CH ₄ an Gesamt C	in %	71 41	80 50	91 54
Ø Konzentration	in mg/m ³	143 109	133 82	201 142
Max. Konzentration	in mg/m ³	514 379	348 555	830 1.128

Fett-formatierte Zahlenwerte gelten für Versuche mit externer Wärmezufuhr

Abb. 33 zeigt die summierten Frachten der drei Mischvarianten und von den beiden Rottephasen mit und ohne externe Wärmezufuhr. Auffällig hierbei ist insbesondere die erheblich höhere Fracht für Variante III in Rottephase 1. Entsprechend den Erwartungen sind die Emissionen während der ersten Rottephase höher als während der zweiten Rottephase.

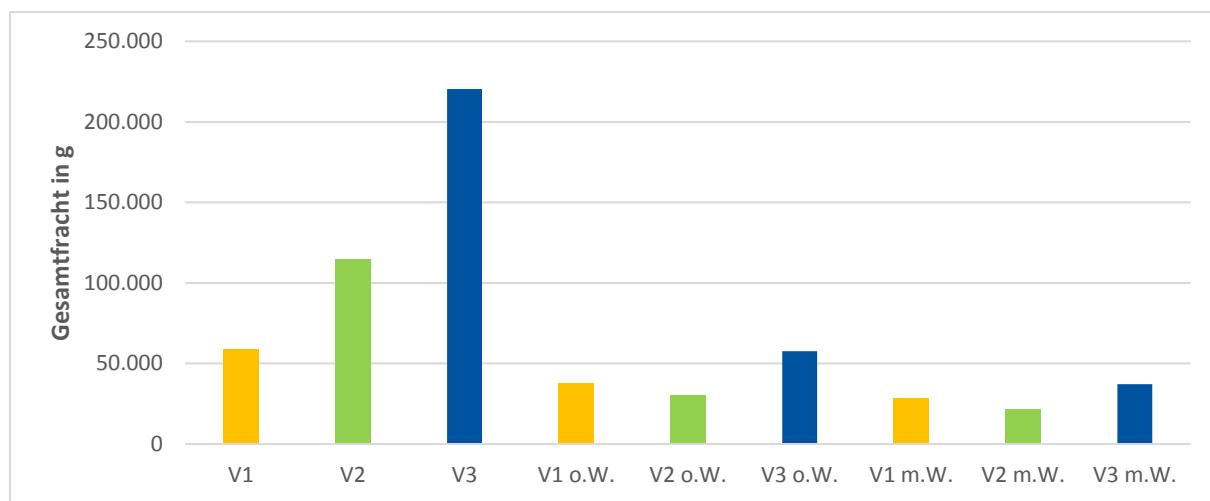


Abb. 33: Summierte Frachten (Gesamt C) der drei Mischvarianten in Phase 1 und Phase 2 mit Wärme (m.W.) und ohne Wärme (o.W.)

Ein signifikanter Unterschied zwischen den Varianten, die mit und ohne externe Wärmezufuhr behandelt wurden, kann nicht festgestellt werden. Im Zeitraum der Wärmezufuhr kann weder eine merkliche Erhöhung noch eine Reduzierung der Emissionen verzeichnet werden. Von Seiten der Emissionsbetrachtung ist die Wärmezufuhr neutral zu bewerten.

Die Frachtermittlung im Kompostwerk erfolgt über einen Durchschnittswert für den Abluftvolumenstrom, der bei einer Netzmessung mit Hilfe eines Flügelradanemometers gemessen wurde. Dieser Wert wird unabhängig der eingetragenen Variante und der Rottephase als konstant angesehen. Nachdem der Abluftvolumenstrom aber vom Zuluft- und Umluftvolumenstrom, die je nach Temperatur und Feuchte geregelt werden, abhängig ist und somit Schwankungen während des Rotteprozesses unterliegt, wurden weitere Versuche mit exakter Volumenstrommessung erforderlich. Diese Versuche werden in dem Arbeitspaket „Rotteversuche in der MBA“ gemäß Kapitel 2.3.1 beschrieben.

2.3 Rotteversuche in der MBA zur Frachtbestimmung und Bewertung der Abluftreinigungsleistung (AP 2)

Im Anschluss an die Versuche im Kompostwerk werden ergänzende Versuche in der MBA am Standort Großefehn durchgeführt. Diese sind notwendig, da in den Rottetunneln des Kompostwerks keine exakte Volumenstrom- und somit Frachtbestimmung der Abluft einzelner Tunnel möglich ist. Bei den Versuchen in der MBA soll einerseits die Quantifizierung der Abluftinhaltsstoffe erfolgen, andererseits soll die Wirksamkeit des Abluftreinigungssystems bei hohen Konzentrationen überprüft werden.

2.3.1 Definition des IST-Zustandes

Die MBA bietet eine Versuchsinfrastruktur, die in der Kaskadenanlage in diesem Maße nicht vorhanden ist und im Rahmen des Forschungsvorhabens in vergleichbarer Weise auch nicht realisiert werden konnte (s. Kap. 2.2.3). Um die Ergebnisse aus den MBA Versuchen auf die Kaskadenanlage bzw. das Kompostwerk projizieren bzw. die Ergebnisse für Hochrechnungen im Kompostwerk nutzen zu können, ist zuvor eine Abluftsystemanalyse des Kompostwerks erforderlich.

Im Regelbetrieb des Kompostwerks erfolgt die Kompostierung von Bioabfall mit Beimischung von festem Gärrest (analog Variante II) ohne zusätzliche externe Wärmezufuhr. Die Rotte-dauer für Rottephase 1 beträgt zwischen sieben bis zehn Tagen, ebenso die Rottedauer für Rottephase 2. Zwischen den beiden Rottephasen erfolgt der Umsetzvorgang. Abb. 34 zeigt die CH₄-Fracht in der Tunnelabluft des Tunnels 1 und im Rohgas als Sammelabluft; das Rohgas stellt eine Mischung aus Tunnelabluft, Abluft aus der Tunnelvorhalle und Abluft aus der mechanischen Aufbereitung dar. Ausgehend von diesen aufgezeichneten Werten kann abgeschätzt werden, dass die Sammelabluft zu etwa 14 % aus Tunnelabluft eines einzigen befüllten Tunnels besteht. Da insgesamt 14 Tunnel zur Verfügung stehen, im Regelfall aber nicht alle in Betrieb sind, ist diese Annahme als plausibel zu bewerten. In Abb. 34 ist der Zeitpunkt des Eintrags einer neuen Charge jeweils gekennzeichnet. In der Tunnelabluft ist der entstehende Peak gut zu sehen. Im Rohgas wird dieser Peak durch andere Schwankungen überlagert.

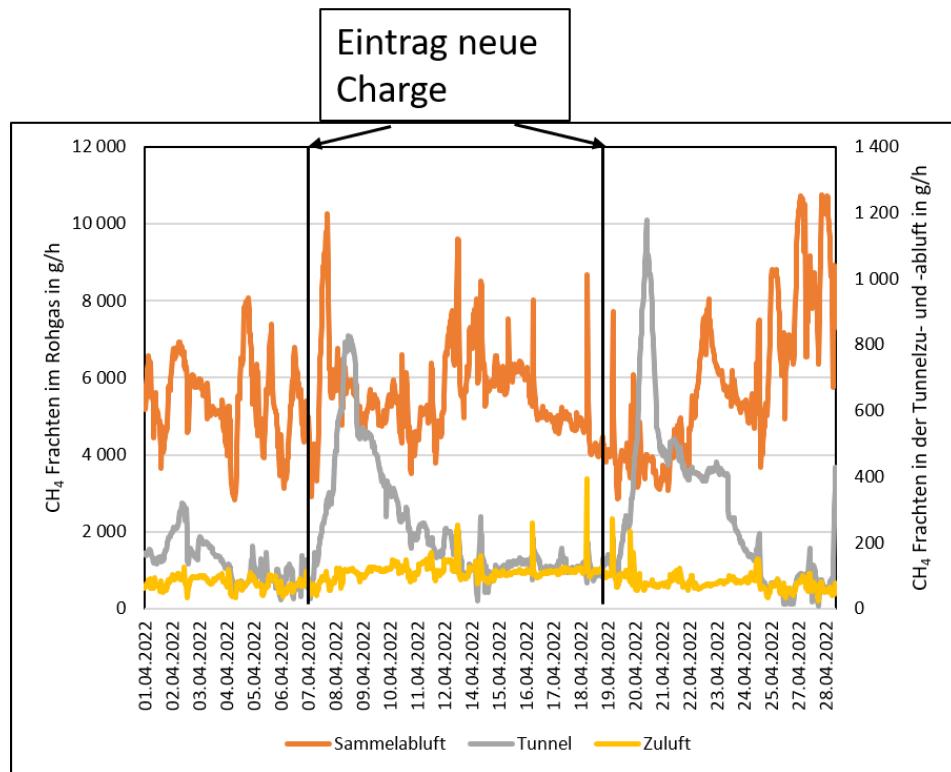


Abb. 34: Konzentration des CH₄ in der Tunnelzu- und -abluft und im Rohgas vor Wäscher (Sammelabluft aus allen Tunneln und Tunnelvorhalle)

Um eine Aussage über die Entstehung von Emissionen während des Rotteprozesses treffen zu können, ist es von Bedeutung, die Abluft mit den Frachten in der Zuluft in Zusammenhang zu bringen. Die Zuluft ist keine Frischluft. Sie wird aus den Hallen der Anlieferung, der Grob- und Feinaufbereitung, der Kompostierungsvorhalle und der Vergärungsvorhalle abgesaugt. In Abb. 34 sind die Frachten in der Zuluft gezeigt. Es ist zu erkennen, dass die Zuluft bereits eine nicht unerhebliche Konzentration an Methan aufweist. Die Tunnelabluft überlagert zu den meisten Zeiten die durch die Zuluft eingetragene Methanmengen.

Die Abluftbehandlung im Kompostwerk besteht aus einem sauren und einem neutralen Wäscher zur Ammoniak- und Staubreduktion und einem Biofilter. In Tab. 6 sind die Rahmendaten der Roh- und Reingaszusammensetzung aufgelistet.

Tab. 6: Rahmendaten zur Rohgas- und Reingaszusammensetzung

Parameter		Rohgas 2020	Reingas 2020	Rohgas 2021	Reingas 2021
Mittlere Gesamt C Konzentration	in mg/m ³	194	139	194	179
Mittlere CH ₄ Konzentration	in mg/m ³	178	137	164	163
Median Gesamt C Konzentration	in mg/m ³	195	137	188	157

Die Konzentration von CH_4 und Gesamt C im Rohgas (vor Wäscher) und die Gesamt C und CH_4 -Konzentrationen im Reingas (nach Biofilter) sind in Abb. 35 gezeigt. Letzteres ist insbesondere für die Einhaltung der Grenzwerte nach TA-Luft relevant.

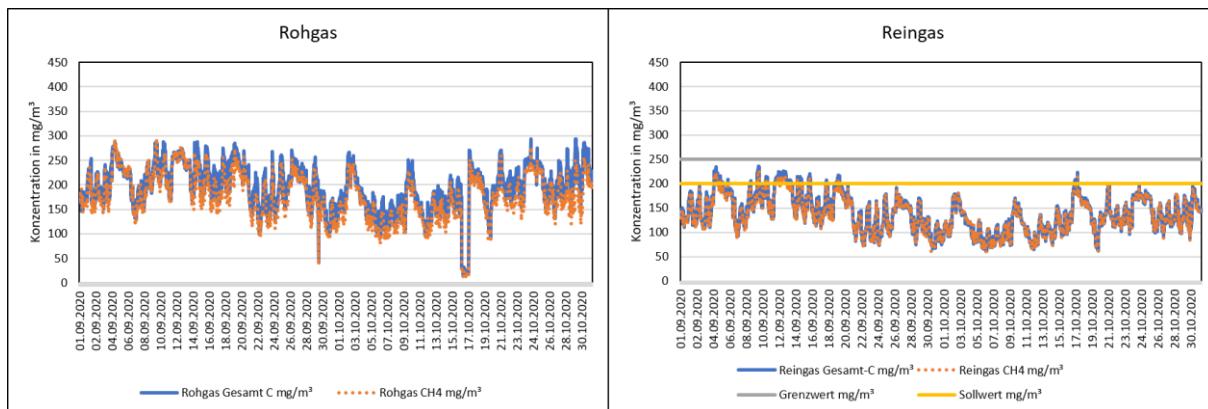


Abb. 35: Gesamt C und CH_4 -Konzentrationen im Rohgas vor und im Reingas nach Wäscher und Biofilter

Der Sollwert von 200 mg/m^3 Gesamt C wird von Zeit zu Zeit überschritten, da es sich hierbei aber um einen Jahresmittelwert handelt, sind einzelne Überschreitungen als unkritisch zu bewerten. Im Jahresmittel wird der Grenzwert sicher eingehalten.

Um einen Wirkungsgrad der Abluftreinigung zu ermitteln ist es aber notwendig, die Frachten zu betrachten. Dazu wurde neben der Messstelle für die Analytik der Abluftinhaltsstoffe eine kontinuierliche Volumenstrommessung im Kamin des Kompostwerks installiert. Der mittlere Wirkungsgrad des Abluftreinigungssystems beträgt im September und Oktober 2020 ca. 27 % bei Betrachtung der Gesamt C-Fracht. Wie aus Tab. 6 und Abb. 35 zu entnehmen ist, besteht die Gesamt C Fracht des Rohgases zu 92 % aus CH_4 . Auf Grund seiner geringen Wasserlöslichkeit und somit Bioverfügbarkeit ist CH_4 nur bei langen Aufenthaltszeiten in Biofiltern abbaubar.

2.3.2 Versuchsaufbau und Durchführung der Versuche in der MBA

Eine Bestimmung des Volumenstroms- und damit der Frachten ist am Standort Großefehn über den Bypass der Tunnel 16bis 19 in der MBA-Rottehalle möglich. Dieser Bypass wurde bereits im vorangegangenen Forschungsvorhabens EnAB 2 installiert. In Abb. 36 sind schematisch die Abluftführung und die Anlagen zur Abluftreinigung der Versuchstunnel in der MBA gezeigt. Die vier Tunnel 16 bis 19 können so geschaltet werden, dass die Abluft, bevor sie den für die Abluft der MBA-Tunnel üblichen Weg über Wäscher und RTO nimmt, einen Bypass über einen sauren Wäscher und einen neutralen Wäscher mit Biofilter durchläuft. Vorteil dieser Bypass-Schaltung ist, dass der Volumenstrom, der durch den Bypass fließt, vor dem Wäscher und nach dem Biofilter erfasst wird. Somit ist eine sichere Quantifizierung der Abluftinhaltsstoffe möglich. Durch den Eintrag von Material in nur einen der vier Tunnel lassen sich die

produzierten Abluftinhaltsstoffe eines Tunnels quantifizieren. Das ist im Kompostwerk nur unter Zuhilfenahme eines Mittelwerts möglich. Der Mittelwert der Abluftmenge gibt nicht die reale Situation wieder, sodass die für das Kompostwerk berechneten Frachten nur als orientierende Werte zu verstehen sind. Der Bypass umfasst eine gesonderte Frischluftzuleitung sowie gesonderte Abluftleitungen, die die Abluft dieser vier Tunnel über Wäscher und Biofilter führen. In Abb. 52 sind die vier Messpunkte, an denen Abluft zur Analytik entnommen wird, eingezeichnet. Diese befinden sich in der Frischluft (Zuluft der Tunnel, 1), dem Rohgas vor Wäscher (2), Reingas nach Wäscher (Rohgas vor Biofilter, 3) und dem Reingas nach dem Biofilter (4).

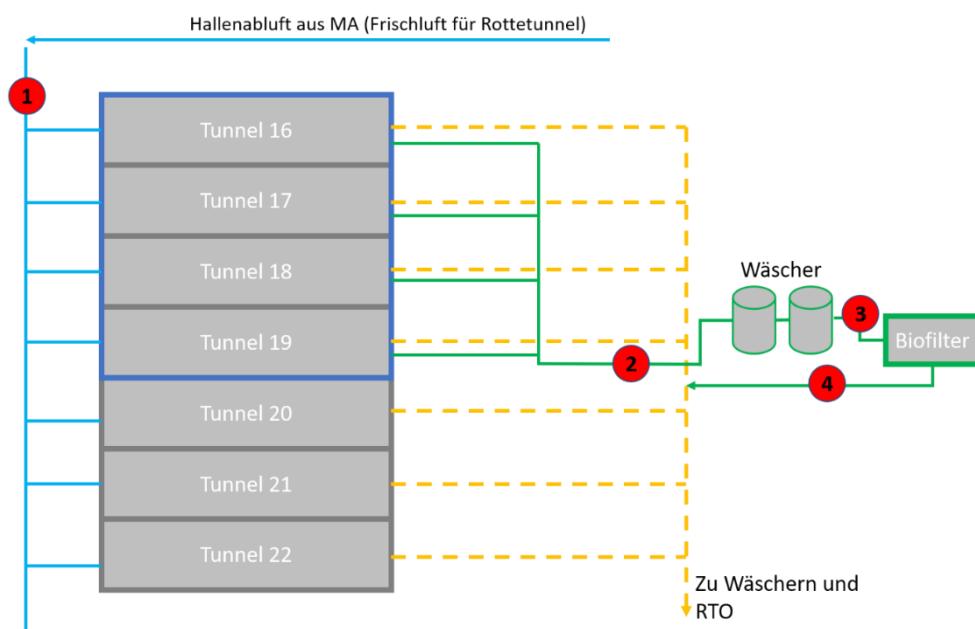


Abb. 36: Fließbild der Zu- und Abluft der vier Versuchstunnel in der MBA mit Messpunkten (1-4, im Text erklärt) an denen Abluft zur Analytik entnommen wird

Die Abluftreinigung für die vier Versuchstunnel erfolgt in der MBA über einen Säurewäscher zur Abscheidung von Ammoniak und einem Neutralwäscher in Kombination mit einem Biofilter zur Abscheidung von TOC. Ein 3D-Modell der Wäscherkombination ist in Abb. 37 dargestellt. Die Anlage ist für die Behandlung von 7.500 m³ Abluft pro Stunde ausgelegt. Diese Bypassanlage der Firma PlasmaAir wurde im Rahmen der vorangegangenen Verbundvorhaben EnAB [FKZ 03ET1053] und EnAB 2 [FKZ 03ET1378] konzipiert und für das aktuelle Forschungsvorhaben ertüchtigt. Nach einer baulichen Wartung und Instandsetzung, die u. a. den Ersatz von Schlauchleitungen durch feste PVC-Rohre zur Vermeidung von Leckagen und den Austausch des Messgeräts zur pH-Wert Überwachung umfasste, wurde die Anlage an die neuen Betriebsparameter angepasst. Durch eine Integration der Steuerung der Wäscherkombination in das Prozessleitsystem der MKW wird eine optimale Überwachung und Erfassung der betrieblichen Parameter für das Forschungsvorhaben gewährleistet. Im Rahmen der Projektlaufzeit wurde die Anlage durch PlasmaAir gewartet und aufgetretene Mängel beseitigt, wie z. B. die

Pumpe des neutralen Wäschers, die pH-Elektroden, die Säuredosierstation oder die Tropfenaabscheider.

Die Ergebnisse aus EnAB 2 haben gezeigt, dass es während der Versuche zu VOC-Emissionsspitzen kam, die zu Grenzwertüberschreitungen in der Reinluft nach dem Biofilter geführt haben. Aus diesem Grund wurde bei Antragsstellung des vorliegenden Projektes EKaBio ein Mineraladsorber geplant, da bereits gute Erfahrung mit Mineraladsorber in einem anderen Projekt [Dobslaw et al. 2015] gesammelt werden konnten. Die Versuche und Abluftmessungen im Rahmen von EKaBio haben jedoch gezeigt, dass es zum einen nicht mehr zu VOC-Emissionsspitzen kam und zum anderen die Grenzwerte eingehalten wurden. Basierend auf diesen Erkenntnissen wurde im Verlauf des Projektes entschieden, auf den Bau der Filteranlage zu verzichten.

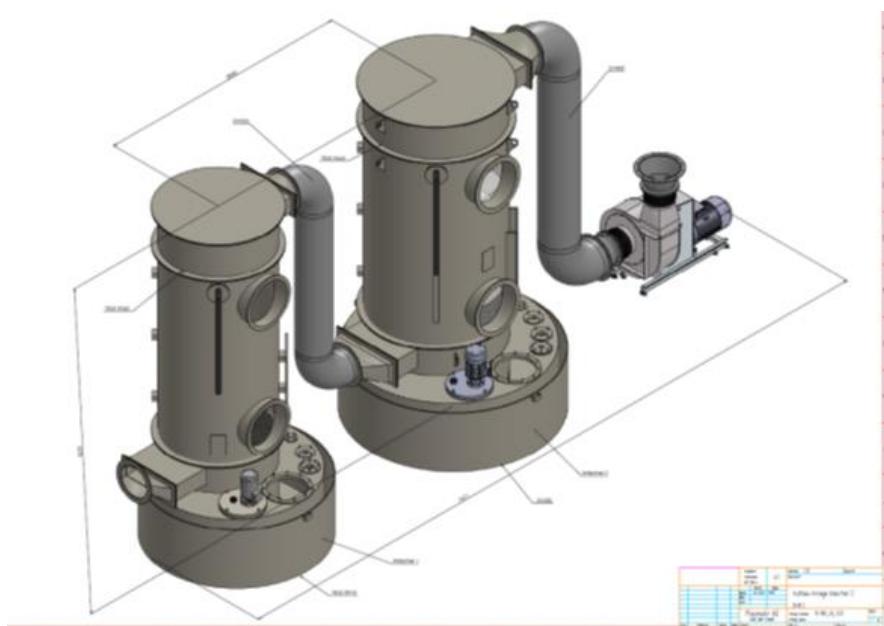


Abb. 37: Abluftbehandlung der Bypassanlage als 3D-Modell

In Tab. 7 ist der Versuchsplan für die in der MBA zu untersuchenden Chargen gezeigt. Im ersten Teil der Versuche wird Wert darauf gelegt, dass die produzierten Abluftkomponenten jeder Charge mindestens einmal allein quantifiziert werden können. Das stellt den Vergleichspunkt zum Kompostwerk dar und der Mehrwert der MBA-Tunnel wird genutzt. Im zweiten Teil soll die Abluftreinigung mit Wässcher und Biofilter in einer „Extremesituation“ überprüft werden. Simuliert wird hier, für welche Konzentrationsspitzen das Abluftreinigungssystem ausgelegt werden muss, um die Grenzwerte sicher einzuhalten und wenn in allen Tunneln Mischvariananten in Rottephase 1 und Rottephase 2 behandelt werden. Die allgemeine Versuchsdurchführung ist analog dem in Kap. 2.2.3 beschriebenen Vorgehen.

Tab. 7: Versuchsplan für den Einbau der verschiedenen Chargen in die Versuchstunnel der der MBA

T16	T17	T18	T19
Phase 1	Phase 2	Phase 1	Phase 2
C0-mba-01			
C0-mba-02	C0-mba-01		
C0-mba-03	C0-mba-02		
	C0-mba-03		
C5-mba-01			
C5-mba-02	C5-mba-01		
C5-mba-03	C5-mba-02		
	C5-mba-03		
C4-mba-01			
C4-mba-02	C4-mba-01		
C4-mba-03	C4-mba-02		
	C4-mba-03		
C0-mba-04		C0-mba-05	
C0-mba-06	C0-mba-04	C0-mba-07	C0-mba-05
	C0-mba-06		C0-mba-07
C5-mba-04		C5-mba-05	
C5-mba-06	C5-mba-04	C5-mba-07	C5-mba-05
	C5-mba-06		C5-mba-07
C4-mba-04		C4-mba-05	
C4-mba-06	C4-mba-04	C4-mba-07	C4-mba-05
	C4-mba-06		C4-mba-07

2.3.3 Ergebnisse der Versuche

Die Ergebnisse des ersten Teils der MBA-Versuche ist in Abb. 38 gezeigt. Das linke Diagramm zeigt die produzierten spezifischen Frachten der Abluftkomponenten Gesamt C und CH₄ für die Versuche in der MBA. Das rechte Diagramm stellt einen Vergleich zwischen den in der MBA und im Kompostwerk ermittelten Frachten her. Die Ergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus dem Kompostwerk. Der für die Versuche im Kompostwerk angenommene mittlere Volumenstrom kann als zutreffend und realistisch angenommen werden.

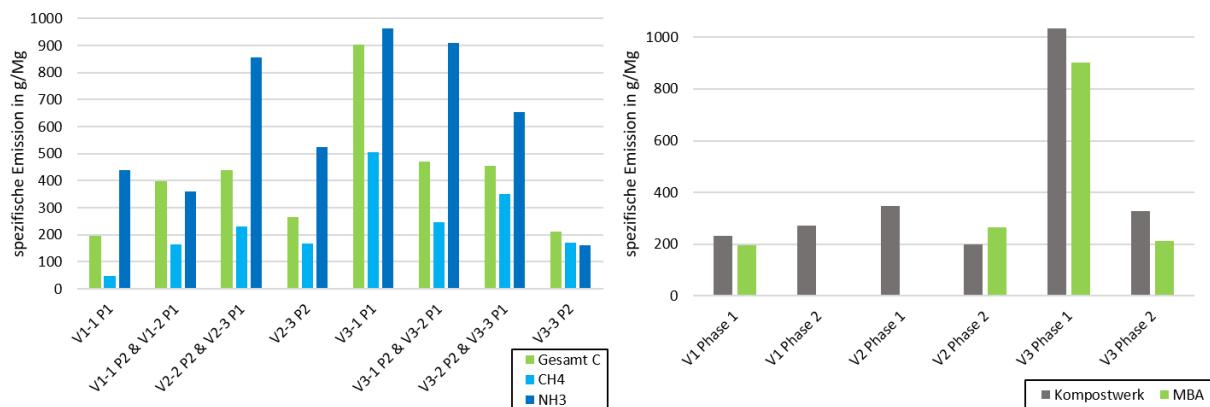


Abb. 38: Spezifische im Tunnel produzierte Frachten für Gesamt C, CH₄ und NH₃ für die Versuche in der MBA (links). Vergleich der spezifischen emittierten Frachten Gesamt C ermittelt im Kompostwerk und in der MBA (rechts)

In Abb. 39 sind die Gesamt C-Konzentrationen für Reingas und Rohgas der Abluftreinigungsanlage des Bypasses in der MBA gezeigt. Bei Betrachtung von nur vier Tunneln ergeben sich erhebliche Grenzwertüberschreitungen im Reingas des Biofilters.

Die Grenzwertüberschreitungen in Abb. 39 treten immer in den Zeiträumen kurz nach dem Eintrag während Rottephase 1 auf. Nach dem Umsetzen des Materials (Rottephase 2) konnten keine solchen Emissionsspitzen beobachtet werden. Bei einem künftigen Betrieb mit verschiedenen Mischvarianten sollte zur Einhaltung der Grenzwerte also darauf geachtet werden, dass in weniger als der Hälfte der Tunnel Mischvarianten, die die erste Rottephase gerade beginnen, eingetragen werden. Die Ausprägung der Grenzwertüberschreitungen ist bei Variante II und III zeitlich länger als bei Variante I.

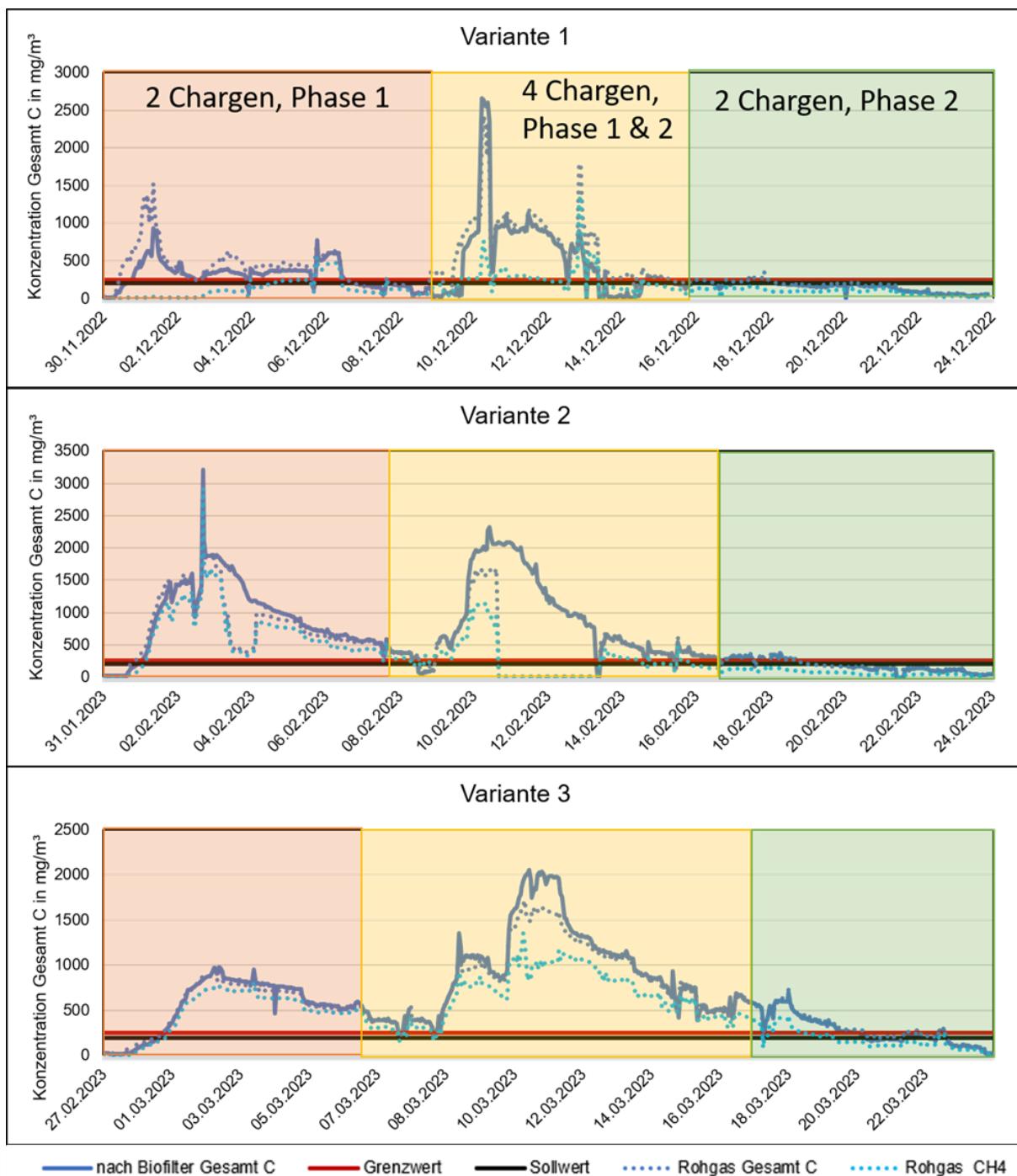


Abb. 39: Verlauf der Gesamt C-Konzentration in Reingas und Rohgas der Abluftreinigungsanlage des By-passes der MBA

In Abb. 40 sind die Reinigungseffizienzen des Biofilters des Kompostwerks für verschiedene Abgasinhaltsstoffe und für Gesamt C gezeigt. Es zeigt sich, dass die Reinigungseffizienz für eine nicht wasserlösliche Komponente, wie CH_4 , bei durchschnittlich unter 25 % liegt. Im Gegensatz dazu ist eine gut wasserlösliche Komponente, wie Ethanol, sehr gut im Biofilter abzubauen, was die hohe Reinigungseffizienz von nahezu 100 % in Abb. 40 C zeigt. Für den Summenparameter Gesamt C (Abb. 40 A) liegt die Reinigungseffizienz in diesem Versuchszeitraum bei durchschnittlich 25 %. Je nach Abgasinhaltsstoffen, insbesondere CH_4 -Anteil (wie in

Variante 2 und Variante 3, vgl. Abb. 31 und Abb. 32) kann diese Reinigungseffizienz aber auch deutlich niedriger sein. Dies muss bei der Beschickung der Tunnel und der Auslegung des Abgasreinigungssystems beachtet werden, um Grenzwertüberschreitungen zu vermeiden.

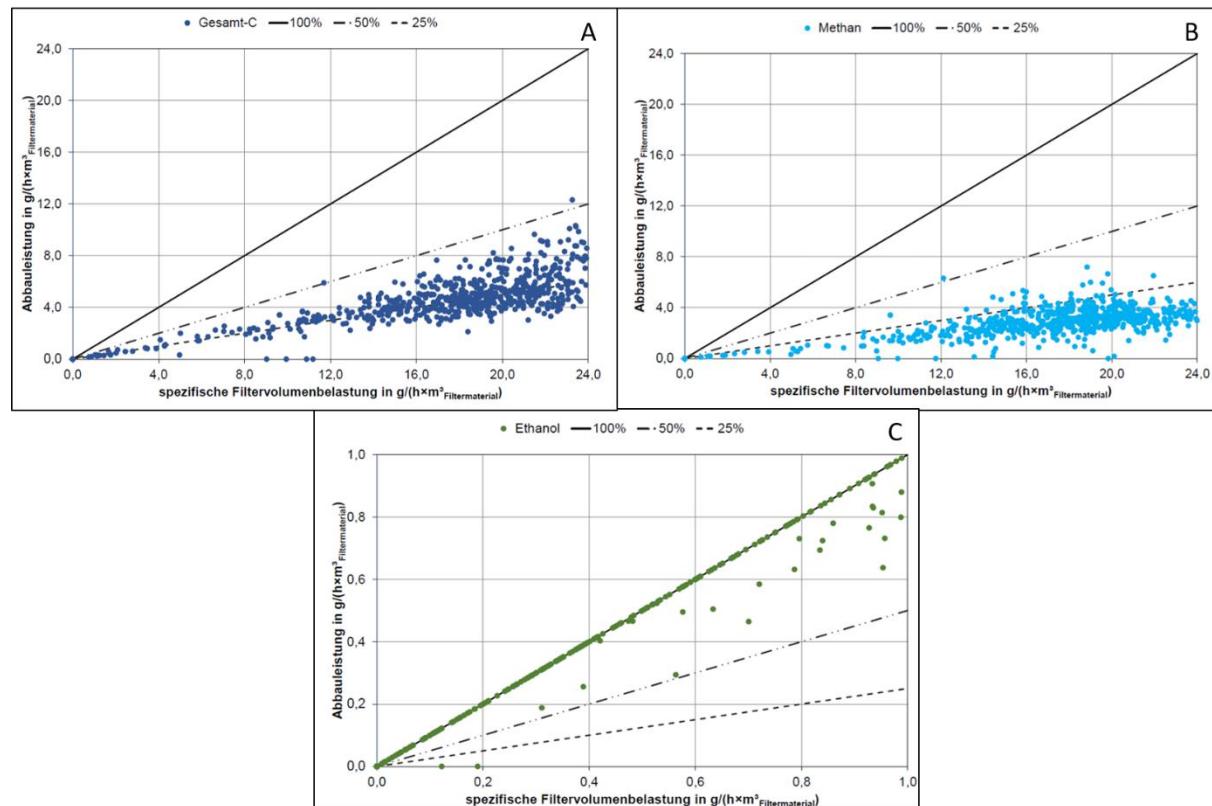


Abb. 40: Reinigungseffizienzen des Biofilters am Kompostwerk für verschiedene Abgasinhaltsstoffe für Gesamt C als Summenparameter (A), CH₄ (B) und Ethanol (C)

Um sicher zu stellen, dass Emissionsspitzen nicht aus der mechanischen Aufbereitung über die Frischluftleitung durch die Rotte in die Abluft gelangen, wurde eine komplette Bilanzierung der Abluftkomponente Gesamt C für eine Variante III durchgeführt. Sie ist beispielhaft anhand des Tunnels 16 in Abb. 41 dargestellt. Die durchschnittliche Vorbelastung der Frischluft beträgt 5.046 g/h Gesamt C, das entspricht ca. 3 % an Gesamt C der Tunnelabluft. Dies wird im Folgenden als vernachlässigbar betrachtet und die Summenberechnungen erfolgen immer ohne Abzug der Frischluftfracht.

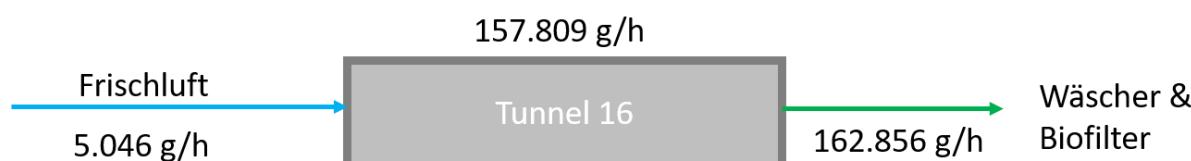


Abb. 41: Beispielhafte Bilanz einer Mischung nach Variante III für Tunnel 16

Ein weiteres Kriterium zur Bewertung der Möglichkeit, den flüssigen Gärrest über die Rotte zusammen mit festem Gärrest und Bioabfall zu Kompost zu verarbeiten, stellt der Ammoniak-

Gehalt des Rohgases dar. Wie oben beschrieben besteht die Abluftreinigung der Versuchsanlage der MBA aus einem sauren und einem neutralen Wäscher in Kombination mit einem Biofilter. Für das Rohgas, das zur Reinigung in den Biofilter eintritt, gilt eine Obergrenze für Ammoniak von 50 mg/m^3 . Ammoniak wirkt toxisch auf die im Biofilter angesiedelten Mikroorganismen. Für einen optimal funktionierenden Biofilter mit hohen Wirkungsgraden sollte ein ausreichend niedriger pH-Wert in den sauren Wäschern sichergestellt werden, sodass keine Ammoniak-Vergiftung des Biofilters vorkommt. In Abb. 42 ist der Verlauf der Ammoniak-Konzentration für die drei Mischvarianten in beiden Rottephasen gezeigt. Bei Betrachtung von Zuständen, in denen sich reiner Bioabfall im Tunnel befindet (Variante 1) bewegen sich die Ammoniak-Konzentrationen auf einem Niveau bis maximal 200 mg/m^3 , das von einem funktionstüchtigen Wäscher gut abzureinigen ist. Bei Einbau der Variante 1 in allen Tunnel des Versuchsabschnitts, sowohl in Phase 1 als auch in Phase 2, steigt die Ammoniak-Konzentration im Versuch bis maximal 250 mg/m^3 über einen kurzen Zeitraum. Für die Variante 2 liegt die Ammoniak-Konzentration bereits in Rottephase 1 über einen längeren Zeitraum bei über 300 mg/m^3 . Der beobachtete Trend der erhöhten Ammoniak-Konzentrationen in Variante 2 setzt sich bei Variante 3 fort. Insbesondere treten dort erhöhte Ammoniak-Konzentrationen in der zweiten Rottephase auf.

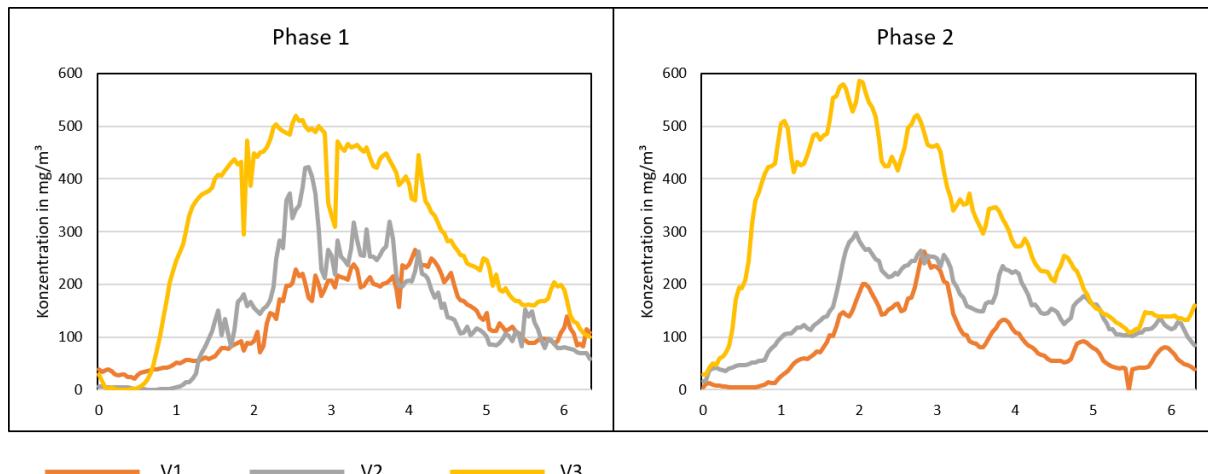


Abb. 42: Mittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen der drei Mischvarianten und den beiden Rottephasen aus den Untersuchungen im Kompostwerk

Relevant für die erfolgreiche Abreinigung des anfallenden Ammoniaks sind funktionstüchtige Wässcher. Wie pH-Wert und Konzentrationen vor und nach den Wässern an der MBA zusammenhängen, ist in Abb. 43 gezeigt. Aus dieser Abbildung wird deutlich, dass es unerlässlich ist, den pH-Wert der Waschlösung, für den die Wässcher konzipiert sind, einzuhalten. Im Fall der Wässcher an der MBA sind das pH-Werte zwischen 4,5 und 5,5. Bereits kurze Spitzen beim pH-Wert, wie am 08.03. (auch am 11. bis 13.03.) treten unmittelbar auch im Reingas nach dem Wässcher auf. Je besser der Wässcher arbeitet, desto unwahrscheinlicher ist das Auftreten

von Konzentrationen über 50 mg/m³ im Reingas nach dem Wäscher. Je seltener solche Spitzen auftreten, desto besser arbeitet der Biofilter und umso sicherer ist es, den geforderten Grenzwert einzuhalten.

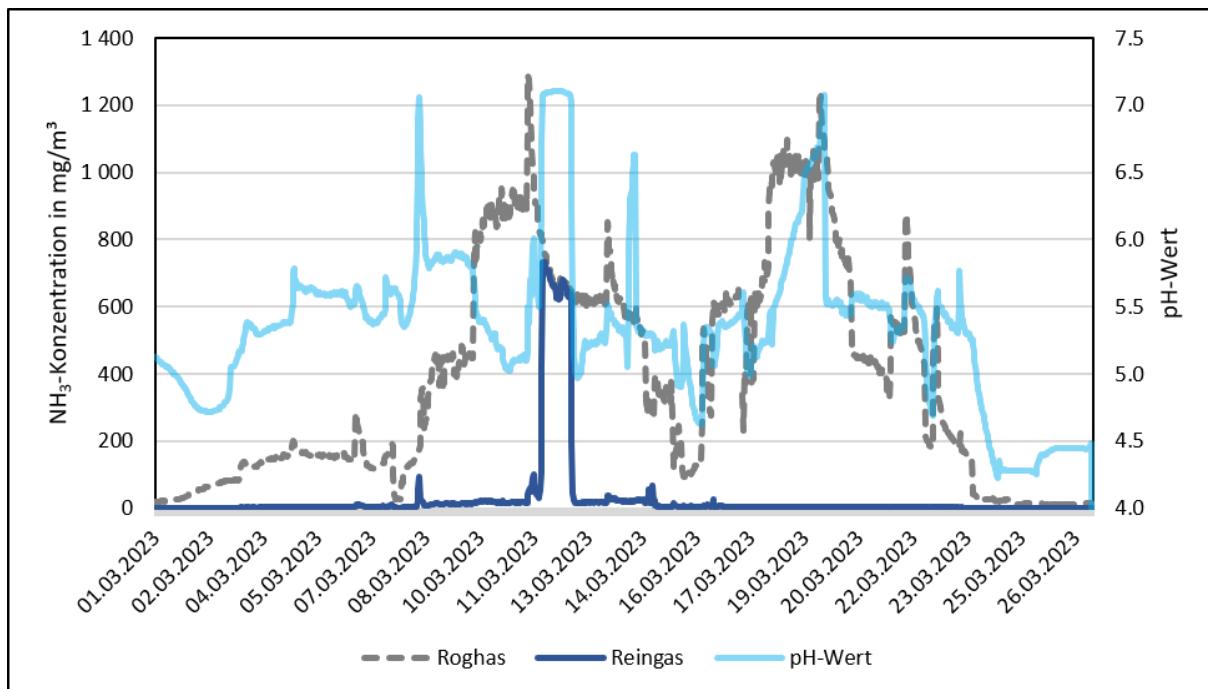


Abb. 43: Ammoniak-Konzentration vor und nach Wäscher mit pH-Wert des Wäschers 1

2.3.4 Entfrachtung potenzieller Emissionsspitzen

Entsprechend den zuvor beschriebenen Ergebnissen werden während der Versuche keine erheblichen VOC-Emissionsspitzen gemessen und es droht keine Überschreitung der Grenzwerte. Jedoch kann festgestellt werden, dass die Emissionen in einem nicht unerheblichen Maße Methan enthalten. Gemäß TA-Luft sind „[die] Möglichkeiten, das unerwünschte Entstehen und Entweichen von Methan durch den Stand der Technik entsprechende Maßnahmen weiter zu vermindern, [...] auszuschöpfen“. Entsprechend ist die Forschungsfrage der Methanelimination gegenüber der Entfrachtung von VOC-Emissionsspitzen in den Vordergrund gelangt.

Der für VOC-Emissionsspitzen geplante Mineralabsorber weist eine unzureichende Effizienz im Hinblick auf eine Methan-Adsorption auf [Dobslaw et al. 2015]. Basierend auf den Erkenntnissen wurde auf den Bau der Filteranlage verzichtet. Stattdessen erfolgte die Durchführung einer Literatur- und Machbarkeitsstudie zur Bewertung verschiedene Verfahren zur Reduktion von Methanemissionen im Hinblick auf ihre großtechnische Umsetzung am Standort Großefehn. Dies ist in Abschnitt 2.3.5 zu finden.

Die Abtrennung von Methan kann mit der vorhandenen Infrastruktur nur unzureichend erreicht werden. Die vorhandene Wäscherkombination wird mit Wasser betrieben. Methan ist nahezu wasserunlöslich, entsprechend wird Methan nicht über die Wäscherkombination eliminiert. Theoretisch ist es möglich, einen Wäscher mit Alkoholen wie Ethanol oder Diethylether zu betreiben. In beiden Lösungsmitteln ist Methan löslich. Dagegen spricht jedoch das Handling, die Lagerung und schlussendlich die Entsorgung der Lösungsmittel mit dem gelösten Methan. Außerdem würde sich die C-Fracht dadurch signifikant erhöhen und unter Umständen die Einhaltung des Grenzwertes gefährden.

Auch Biofilter scheiden Methan nur in einem geringen Maße ab. Die auf dem Trägermaterial (Holzschnitzel) immobilisierten Bakterien sind in der Lage verschiedene Luftschaadstoffe zu verstoffwechseln. Eine durchschnittliche Biozönose, die sich in der Regel in Biofiltern etabliert, ist allerdings nicht in der Lage Methan abzubauen. Die Methan-Reduktion, die sich im Vergleich von Roh- und Reingas vor und nach einem Biofilter beschreiben lässt, beruht auf Adsorptionseffekten des Filtermaterials und nicht auf einem Abbau des Methans an sich. In einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes von Cuhls et al. 2015 wird dieser Anteil mit 6 % beschrieben. Je nach Anteil des Methans an der C-Fracht beträgt die Eliminationsleistung von Gesamt C in der Abluft eines Biofilters in etwa 28 %. Diese Angabe korreliert mit den Ergebnissen des vorliegenden Projektes.

Es gibt aber durchaus Methan-oxidierende Bakterien. So konnten Wu et al. 2017 auf mit Methylenblau vorbehandelter Aktivkohle elf verschiedene Stämme identifizieren, die in der Lage sind, Methan abzubauen. Sun et al. 2019 konnten mit der gleichen Forschergruppe eine Eliminationsleistung von bis zu 84 % mit Bakterien, die auf modifizierten Öl-Schiefer immobilisiert sind, erreichen. Die beiden Veröffentlichungen werden exemplarisch genannt, in der Literatur gibt es eine Vielzahl von Publikationen, die über Methan-oxidierende Bakterienstämme berichten. Allen ist allerdings gemein, dass die Versuche in der Regel nur im Labormaßstab unter Einhaltung spezifischer Bedingungen in Hinblick auf Temperatur, Gaszusammensetzung, speziellen Trägermaterialien und weiteren Parametern durchgeführt wurden. Theoretisch ist es möglich, einen Biofilter mit auf Methan adaptierten Bakterienstämmen zu impfen, allerdings müssen dann die genannten Parameter eingehalten werden. Jede Abweichung wie beispielsweise das Überschreiten der maximal tolerierbaren Temperatur führt zu einem Absterben der spezialisierten Stämme. Daher ist diese Option ohne weitere Untersuchungen für den Praxisbetrieb bei der MKW nicht umsetzbar.

Die RTO kann potenziell zur Methanentfrachtung eingesetzt werden. Das Verfahren hat jedoch einen hohen Energiebedarf. Sofern die Grenzwerte in Kompostierungs- und Vergärungsanlagen eingehalten werden, stellt die RTO ein wirtschaftlich unverhältnismäßiges Verfahren zur Methan-Elimination dar.

Die vollständige Literaturstudie bezüglich innovativer Möglichkeiten zur Methanabscheidung ist dem Anhang zu entnehmen. Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Machbarkeits- und Literaturstudie, dass es derzeit keine am Markt etablierten technischen Maßnahmen gibt, um die Bildung von Methan während der Rottephase zu verringern. Alle beschriebenen Methoden wurden bisher nur im kleineren Maßstab durchgeführt und nicht im normalen Praxisbetrieb erprobt. Daher kann festgestellt werden, dass mit dem aktuellen Stand der Technik keine weiteren Maßnahmen ergriffen werden können und hier ein erheblicher Forschungsbedarf besteht.

2.3.5 Literatur- und Machbarkeitsstudie zu innovativen Ansätzen der Methanabscheidung

Neben der in Kap. 2.3.4 diskutierten gängigen Methoden und deren Variationen werden im Folgenden im Rahmen einer Literaturstudie experimentellere Ansätze vorgestellt. Es erfolgt jeweils eine Bewertung der Maßnahmen für den konkreten Anwendungsfall am Standort Großefehn.

Die PlasmaAir AG hat ein nicht-thermisches Plasma mit einer Barriere-Entladung entwickelt und bereits in verschiedenen Forschungsprojekten untersucht. Bei dem Forschungsprojekt „PIASTiC“ [Dobslaw et al. 2015] wurde eine Kombination aus einer Dielectric Barrier Discharge-Plasmastufe (DBD-Plasmastufe) mit nachgeschaltetem Mineraladsorber und Bio-wäscher untersucht. Bei lipophilen VOC erwies sich das Gesamtsystem als sehr effektiv und wies Eliminationsleistungen von 90% und mehr auf. Die ebenfalls untersuchte Methan-Elimination konnte jedoch nicht wie erhofft erreicht werden. Trotzdem wurde im Zuge der Literaturstudie untersucht, ob es nicht doch die Möglichkeit der Methan-Elimination durch ein nicht-thermisches Plasma gibt. Stellvertretend für viele andere Studien werden kurz die Ergebnisse von Kado et al. (2003) und Nair et al. (2007) beschrieben.

Kado et al. (2003) konnten mit einem gepulsten nicht-thermischen Plasma bei Raumtemperaturen Umwandlungsraten von bis zu 52 % von Methan in Acetylen erreichen. Acetylen wäre im Vergleich zu Methan besser biologisch abbaubar. Allerdings ist das eingesetzte Plasma-verfahren ein anderes als das die PlasmaAir AG entwickelt hat. Nair et al. 2007 hingegen haben ein vergleichbares DBD-Plasmasytem verwendet. Bei beiden Studien wurden die Versuche im Labormaßstab durchgeführt. Die Literaturstudie hat keine Ergebnisse im größeren Maßstab und unter realen Abluftbedingungen ergeben, daher wurde der Ansatz einer reinen nicht-thermischen Plasmabehandlung der Abluft verworfen.

Das Thema Methan-Oxidation wird bereits lange wiederkehrend in Publikationen untersucht. Viele der Studien betrachten dabei die katalytisch unterstützte Anwendung. 1983 untersuchten

Niwa, et al. (1983) Platin als Katalysator, der auf verschiedenen Keramik-Werkstoffen aufgebracht war. Dabei wurden lediglich Umsetzungsrationen von 10 % erreicht. Gélin et al. (2002) beschreiben in ihrem Review eine vollständige Umsetzungsrate von bis zu 90 %.

Aus diesem Grund entstand firmenintern die Idee, das nicht-thermische Plasma anstelle von einem nachgeschalteten Mineraladsorber mit einem Katalysator zu kombinieren. Um den Kostenrahmen nicht zu sprengen, wurde ein Modell entwickelt, das den Einsatz eines klassischen Kfz (Auto)-Katalysators vorsieht, da dieser ebenso wie in den beschriebenen Studien die gleichen Edelmetalle Platin und Palladium als Katalysatoren enthält.

Dabei hätte man im Prinzip das Modul für das nicht-thermische Plasma, das im Zuge des Förderprojektes „PIASTiC“ entwickelt wurde, erneut einsetzen können, vgl. Tabelle 8. Der Katalysator wäre in einem passend angefertigten Gehäuse nachgeschaltet worden. Das DBD-Modul ist so ausgelegt, dass es sowohl im direkten Betrieb gefahren werden kann, wobei die Abluft direkt über dem Stack mit den Barrierefplatten geleitet wird oder im Bypass, wobei Frischluft über das Plasma geleitet wird und dann kurz bevor der Gasstrom in den Katalysator gelangt, mit der Abluft vermischt wird. Auch diese Kombination wurde bereits von anderen Forschergruppen untersucht und entsprechend publiziert. Mustafa et al. 2018 setzten bei ihren Versuchen eine Röhre aus Quarz als Dielektrika ein und untersuchten verschiedene Katalysatoren bei verschiedenen Betriebsparametern. Dabei konnten sie mit einem Platin-Zinn-Katalysator eine Zersetzungsraten von bis zu 84 % erreicht werden, wobei das Methan nicht in Luft, sondern in reinem Stickstoff in das System geleitet wurde. Kohlenstoffablagerungen im Plasma oder am Katalysator konnten nicht beobachtet werden. Bei den Versuchen konnten einige Zusammenhänge beobachtet werden:

- Der Anteil an reaktiven Spezies ist direkt proportional zur angelegten Leistung.
- Bei Erhöhung der Durchflussrate sinkt die Zersetzungsraten erheblich (bedingt durch die verkürzte Verweilzeit im System).
- Im Bereich 1.000–5.000 ppm Methan bleiben die Zersetzungsraten bei gleichbleibenden Parametern annährend gleich. Ab 10.000 ppm sinkt die Rate signifikant ab.
- Erhöht man den Entladungsabstand führt das ebenfalls zu einer Reduktion der Zerfallsrate.

Diese Beobachtungen stimmen mit den Erfahrungen überein, die die PlasmaAir AG mit ihrem nicht-thermischen Plasma gemacht hat, auch wenn die Bedingungen (Luft, größere Volumenströme, etc.) andere waren.

Ein vergleichbares System haben auch Lee et al. (2015) bei ihren Versuchen eingesetzt. Nicht-thermische Plasmen funktionieren bei Raumtemperatur und erreichen im Betrieb auch kaum wesentlich höhere Temperaturen. Die in vielen Studien untersuchten Katalysatoren springen

erst bei Temperaturen über 200°C an. Die Forschergruppe von Lee et al. 2015 konnte zeigen, dass der Einsatz eines nicht-thermischen Plasmas die „Ansprinttemperatur“ der Katalysatoren herabsetzt und bei Temperaturen von 400°C Umsetzungsrationen von 100 % erreicht wurden.

Khoshtinat et al. (2010) analysierten in ihrem Review verschiedene Verfahren zur Methanol-Produktion aus Methan. Die klassischen, katalytischen Verfahren mit einem nickelbasierten Katalysator benötigen Temperaturen von 800 - 1.000°C bzw. einen Druck von mindestens 50 bar. Dabei beträgt im Schnitt die Ausbeute an Methanol gerade 2 %. Bei einem kombinierten Verfahren von Katalysator und nicht-thermischen Plasma konnten die Umsatzraten erheblich erhöht werden. Als Schlüsselfaktor für das gesamte System stellte sich auch hier die Temperatur heraus.

Noch deutlicher wird dies bei Gibson et al. (2017), die die Rolle des nicht-thermischen Plasmas bei der katalytischen Methan-Oxidation untersucht haben. Bei Palladium ist kein Kaltstart möglich, der Katalysator benötigt mindestens 400°C. Auch hier konnte festgestellt werden, dass die Aktivierungstemperatur des Katalysators herabgesetzt wird, wenn dieser mit einem nicht-thermischen Plasma kombiniert wird. Strukturelle Veränderungen im Katalysator, die eventuell durch die reaktiven Teilchen des Plasmas verursacht werden könnten, konnten nicht beobachtet werden. Nichtsdestotrotz erhöht sich der Umsatz von Methan bei steigender Temperatur im Katalysator.

Konkreter werden Da Costa et al. (2008) bei ihrer Untersuchung der plasmagestützten katalytischen Oxidation von Methan an Edelmetallen wie Platin oder Palladium. Sie beschreiben die Umwandlung von Methan in höherkettige Kohlenwasserstoffe mit Hilfe von Plasmen. Diese Art der Umwandlung setzt die Anwesenheit von Wassermolekülen voraus. Höherkettige Kohlenwasserstoffe sind in der Regel besser biologisch abbaubar und würden im Biofilter zur Reduktion der Gesamt C-Fracht führen. Sie verweisen aber auch auf die Empfindlichkeiten der von ihm untersuchten Edelmetalle hin. So ist Palladium das aktivste und brachte bei ca. 300°C Umsatzraten von 100 %, ist aber auch am empfindlichsten gegenüber Wasser und Schwefel. Beide Komponenten können unter Umständen zur kompletten Deaktivierung des Katalysators führen. Platin wies eine geringere Empfindlichkeit gegenüber Schwefel auf, erbrachte aber schlechtere Umsatzraten.

Auch Marques et al. (2008) beschäftigten sich mit der plasmagestützten, katalytischen Oxidation von Methan und verweisen in ihrer Studie darauf, dass als Katalysator auch ein herkömmlicher Autokatalysator eingesetzt werden kann, was ausschlaggebend für unser Versuchsmodell war.

Im nächsten Schritt wurde recherchiert, welche Komponenten sich in der Abluft ungünstig auf die Wirksamkeit eines Katalysators auswirken. Das bekannteste Katalysatorgift ist Blei, was

jedoch bei der Abluft aus den Rottetunneln nicht zu erwarten ist. Wasser reduziert ebenfalls die Wirksamkeit, wenn es insbesondere im Katalysator kondensiert. Dies wäre aber durch eine Beheizung des Katalysators vermeidbar. Die Studien hatten auch gezeigt, dass sich eine höhere Katalysatortemperatur günstig auf die Umsatzraten auswirkt. Aus diesem Grund wurde im Modell eine entsprechende Heizung eingeplant.

Ein weiteres, mehrfach berichtetes Problem sind allerdings auch Kohlenstoffmonooxid und insbesondere Schwefel. Während Kohlenstoffmonooxid durch das Plasma entstehen kann, kann im Gegenzug nicht ausgeschlossen werden, dass Schwefelverbindungen in der Abluft aus den Rottetunneln enthalten sind. Analytisch erfasst wurden solche Verbindungen im Laufe der Versuche jedoch nicht.

Basierend auf den sich aus der Recherche ergebenen Erkenntnissen konnte skizzenhaft wie in Abbildung 44 dargestellt, ein Versuchsmodell erstellt werden. Der Anschluss und die Einhausung des Kfz-Katalysators hätten in der hauseigenen Werkstatt gefertigt werden können, ebenso der Einbau und die Steuerung der Katalysatorheizung.

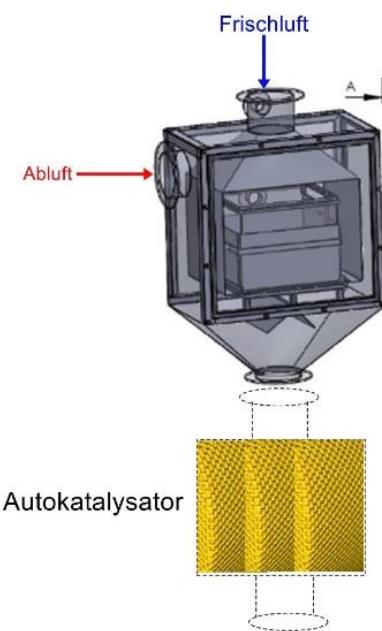


Abb. 44: Schematisches Modell des nicht-thermischen Plasmas mit nachgeschaltetem Katalysator

Im Folgenden werden Pro und Contra für eine Versuchskampagne mit dem DBD-Modul und nachgeschaltetem beheizbarem Katalysator tabellarisch dargestellt und erläutert (Tab. 8).

Tab. 8: Pro- und Contra-Argumente für die Durchführung einer Versuchskampagne mit dem DBD-Modul

Pro	Contra
DBD-Stufe einschließlich Stromversorgung verfügbar	keine Erkenntnisse in Bezug auf ein Scale Up durch die Literaturstudie
günstige Verfügbarkeit eines passenden Kfz-Katalysators	zur Festlegung der optimalen Betriebsbedingungen wären umfangreiche Vorversuche nötig
Bau und Anschluss eines Gehäuses mit integrierter Katalysatorheizung in der hauseigenen Werkstatt möglich	Die DBD-Stufe ist für maximal 1.000 m ³ /h ausgelegt, wodurch eine weitere Bypassleitung vor Ort nötig geworden wäre Empfindlichkeiten der DBD-Stufe gegenüber Stäuben und Feuchtigkeit

Keine der in der Literaturrecherche betrachteten Studien hat in den beschriebenen Versuchen größere Maßstäbe als die von Laborversuchen (Volumenströme im ml – l-Bereich) überschritten. Die Versuche wurden alle mit artifizieller Luft durchgeführt. Studien zu Einflüssen durch reale Abluftkomponenten konnten nicht gefunden werden. Aus diesem Grund konnten im Vorfeld keine Parameter für einen möglichen Praxisbetrieb festgelegt werden. Um diese zu bestimmen, wären umfangreiche Versuchsreihen bei der PlasmaAir AG nötig geworden. Zum damaligen Zeitpunkt hätten diese aus Platzgründen nicht in firmeneigenen Räumen stattfinden können und hätten ausgelagert werden müssen. Das verfügbare DBD-Modul ist zudem empfindlich gegenüber Stäuben und Feuchtigkeit in der Abluft. Stäube hätte man mit einem passenden Staubfilter aus der Abluft filtern können. Am DBD-Modul werden herkömmliche Keramikplatten als Barrieren eingesetzt. Diese können auf Grund ihrer Porosität Wasser einlagern. Dies führt zu Stromüberschlägen und zu einer Abschaltung des Systems. Aus diesem Grund wurde damals der Bypass-Betrieb gewählt, wobei die eigentliche Abluft am Plasma-Stack vorbeigeführt wird und nur Frischluft durch das Plasma geleitet wird. Die Versuchsanlage war damals in einem Messcontainer eingebaut und die Frischluft wurde von außen dem System zugeführt. Regenwetter führten zu solch hohen Wassereinlagerungen in den Keramikplatten, dass das System durch die Überschläge ausgeschaltet wurde. Dieses Problem hätte im Zuge von Versuchen vor Ort am Standort Großefehn gelöst werden müssen. Schlussendlich wurde firmenintern entschieden, dass der Umfang dieser Versuche den Rahmen dieses Projektes gesprengt hätte, sowohl thematisch, zeitlich als auch finanziell.

Um die Literatur- und Machbarkeitsrecherche abzuschließen, wurden auch Maßnahmen recherchiert, um die Bildung von Methan in der Rotte zu verringern. Die Bildung von Methan in Rotten hängt von verschiedensten Faktoren ab [Naushin et al. 2022]:

- Art des Materials
- Art des Kompostierens / der Rotte

- Diffusion des Gases
- Produktionsrate
- Menge des Materials
- Feuchtigkeitsgehalt
- Temperatur
- Aktivität methanotropher Bakterien

Da methanoxidierende Bakterien Sauerstoff zur Oxidation des Methans benötigen, ist eine ausreichende Belüftung und somit Sauerstoffversorgung elementar. Dies wiederum kann durch verschiedene Maßnahmen erreicht werden:

- Verringerung der Flüssigkeitszuführung (sehr feuchtes Material verhindert die Gasdurchlässigkeit)
- Zwangsbelüftung des eingetragenen Materials
- Häufiges Umsetzen der Rotte während der thermophilen Phase

Eine zusätzliche Belüftung kann unter Umständen allerdings auch zu einem stärkeren Austrag anderer Abluftkomponenten wie VOC oder Ammoniak führen. Hinzu kommt der energetische Aufwand gerade bei größeren Anlagen. Das häufige Umsetzen während der thermophilen Phase wird unter anderem in der Studie von Cuhls et al. (2015) ausdrücklich empfohlen. Allerdings wird hier die Dauer dieser Phase als 20 Tage im Schnitt angegeben und es wird eine Umsetzung alle 2–3 Tage angeraten. Die thermophile Phase beträgt im Kompostwerk Großefehn maximal 4 Tage. Eine mehrfache Umsetzung in dieser Zeit ist nicht sinnvoll und technisch nicht realisierbar. Insbesondere da sonst die nötigen Temperaturen zur Hygienisierung des Materials nicht erreicht werden können.

Sowohl Naushin et al. (2022) als auch Li et al. (2023) erwähnen chemische Zusätze wie Magnesiumchlorid oder Eisensulfid zur Reduktion der Methanbildung. Dies würde aber die Qualität des Kompostes negativ beeinflussen und ist zudem ein Kostenfaktor.

Naushin et al. (2022) untersuchten den Einfluss von Fliegenlarven und Regenwürmer auf die Bildung von Methan in der Kompostierung. Sie konnten nachweisen, dass die Qualität des Komposts durch den Einsatz verbessert wird und die Methanbildung erheblich reduziert wird. Der von Regenwürmern geduldete Temperaturbereich liegt zwischen 25–27°C. In der thermophilen Phase werden und müssen Temperaturen oberhalb dieses Toleranzbereiches erreicht werden, was zwangsläufig zum Absterben der Regenwürmer führt. Eine Anwendung dieser Methode ist daher in Großefehn nicht möglich.

Die Bildung von anaeroben Zonen im Rottematerial entsteht auch, wenn Material kompaktiert. Dies kann durch einen hohen Feuchtigkeitsgehalt entstehen, aber auch durch zu feines Material. Aus diesem Grund wird im laufenden Betrieb bereits Strukturmaterial eingemischt. Dies kann auch durch den Eintrag von anorganischen Materialien wie porösen Tonpartikeln erfolgen. Den Effekt solcher Materialien auf die Methanbildung haben Nikiema & Heitz (2010) in einem Biofilter untersucht und eine merkliche Verbesserung der Eliminationsleistung festgestellt. Denkbar wäre der Einsatz solcher Materialien in der Rotte, wo bereits methanoxidierende Bakterien vorhanden sind. Aber wie bei den chemischen Additiven ist dies ein Kostenfaktor und führt zu einer Veränderung der Qualität des Endproduktes.

Schlussfazit

In 2.3.5 wurde die Neufassung der TA Luft bereits zitiert [BR-Drucks. 314/21]: „Die Möglichkeiten, das unerwünschte Entstehen und Entweichen von Methan durch den Stand der Technik entsprechende Maßnahmen weiter zu vermindern, sind auszuschöpfen“.

Das Ergebnis der Literatur- und Machbarkeitsstudie zeigt, dass es derzeit keine am Markt etablierten technischen Maßnahmen gibt, um die Bildung von Methan während der Rottephase zu verringern. Alle hier beschriebenen Methoden wurden bisher nur im kleineren Maßstab durchgeführt und nicht im normalen Praxisbetrieb erprobt.

Auch das Entweichen, sprich eine Abluftbehandlung zur Elimination von Methan, kann zum jetzigen Zeitpunkt mit dem Stand der Technik lediglich durch eine RTO erreicht werden. Warum diese nicht wirtschaftlich eingesetzt werden kann, wurde bereits erläutert.

Daher kann festgestellt werden, dass mit dem aktuellen Stand der Technik keine weiteren Maßnahmen ergriffen werden können und hier ein erheblicher Forschungsbedarf besteht.

2.4 Energieeffizienz (AP 4)

2.4.1 Methodik zur Bewertung der Energieeffizienz

Für die Bewertung der Energiebilanz werden zunächst zwei Parameter definiert:

1. die Bilanzgrenze
2. die zu bilanzierenden Energieströme

Die Bilanzgrenze wird mit der Anlagengrenze gleichgesetzt, d. h., dass z. B. Zulieferer nicht berücksichtigt werden. Der Fokus liegt auf der Bilanzierung, der Nutzung und Produktion von Energie innerhalb der Anlage.

In der Bilanz berücksichtigt werden folgende Energieströme:

- das Biogas, als produzierter Energieträger und die daraus gewonnene thermische und elektrische Energie.
- der Energieverbrauch der verschiedenen Anlageteile in Form von Strom und Wärme.
- der Strom aus dem Netzbezug, als externe Energiequelle. Dieser wurde allerdings aufgrund der Systemgrenze mit der Einspeisung verrechnet.
- der Energiegehalt des Diesel-Kraftstoffes für die eingesetzten Fahrzeuge.
- das Zündöl für den Betrieb der BHKW.

Zur Bewertung der Energiebilanz wurden die durchschnittlichen anlageninternen Energieströme eines Jahres ermittelt. Die Einordnung der erhaltenen Ergebnisse erfolgt anhand des Status quo. Auf diese Weise können Potentiale der Energienutzung ermittelt und ein Vergleich mit ähnlichen Anlagen angestellt werden. Neben dem Gesamtenergieverbrauch wird als weiteres Kriterium zur Bewertung der Energieeffizienz der spezifische Energiebedarf in kWh/Mg herangezogen. Hierbei wird der Energieverbrauch durch die Bioabfallmenge der Gesamtanlage dividiert. Die zugeführte Wärmemenge wurde mithilfe eigens für das Vorhaben installierter Wärmemengenzähler gemessen.

Zur Erstellung der Energiebilanz werden Gruppen von Energieverbrauchern definiert. In Tab. 9 sind die Verbraucher dargestellt und zur Übersichtlichkeit und Vergleichbarkeit in Gruppen zusammengefasst.

Tab. 9: Verbrauchergruppen in der Energiebilanz

Blöcke	Verbraucher
Biogasanlage	der Fermenter und die vorhergehende mechanische Aufbereitung der anaeroben Behandlung sowie die BHKWs und sonstigen Aggregate der Gasreinigung und -verwertung
Kompostierung	die Belüftung der aeroben Behandlung und das Tunneleintragsgerät
Abluftbehandlung	Ventilatoren, welche die Abluft zum Biofilter transportieren
Mechanische Aufbereitung	die Aggregate der mechanischen Voraufbereitung des Bioabfalls und der Vorkleinerer für den Input in die aerobe Behandlung
Gebäudeheizung	Wärmeversorgung der Sozialgebäude

In Abb. 45 sind die genutzten Messstellen in dem Fließbild der Anlage dargestellt. Zur übersichtlichen Darstellung werden die ermittelten Energieströme anschließend in Sankey-Diagrammen dargestellt.

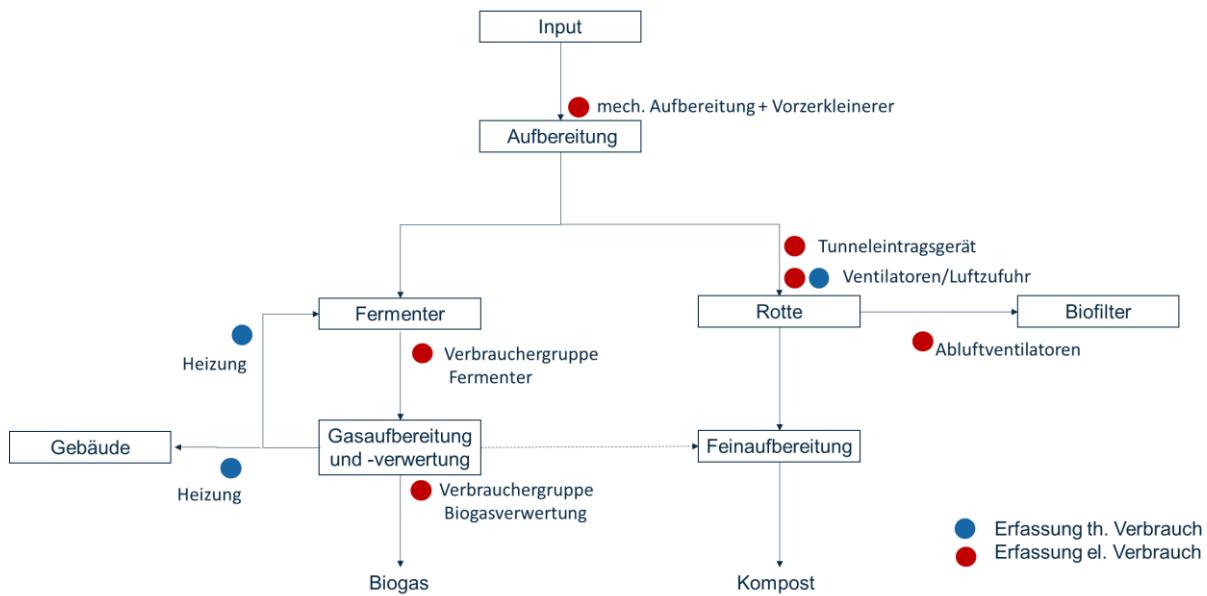


Abb. 45: Fließbild mit Messstellen zum Energieverbrauch

2.4.2 IST-Zustand der Kaskadenanlage in Großefehn und der Referenzanlage

Für die Einordnung und Bewertung von Änderungen in der Energiebilanz ist der IST-Zustand essenziell. Die Datengrundlage des IST-Zustandes der Kaskadenanlage in Großefehn sind die Jahre 2011 bis 2021 (s. Abb. 46). Die zunächst betrachtete Stromproduktion über die BHKW der Anlage zeigt eine recht konstante Größenordnung ab dem Jahr 2016. Im Vorfeld gab es Einschränkungen in der Biogasproduktion, sodass die vorherigen Jahre einen nicht optimalen Zustand darstellen.

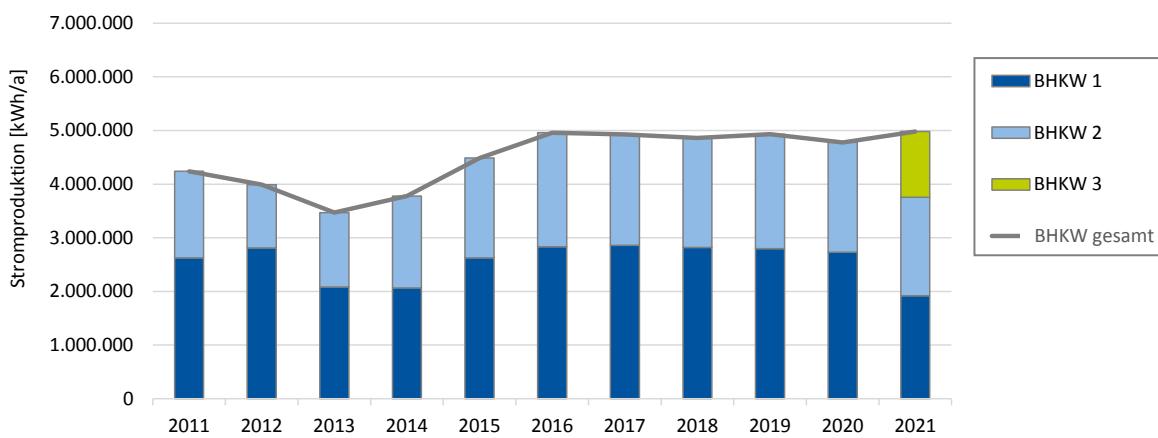


Abb. 46: Stromerzeugung BHKW Großefehn im Zeitraum 2011-2021

Im Jahr 2021 wurde ein weiteres BHKW in Betrieb genommen. Grund hierfür ist eine flexiblere Fahrweise der Stromproduktion in Bezug auf Netzbedarf und Eigenstromnutzung. Eine maßgebliche Beeinflussung der insgesamt erzeugten Energiemenge ist dadurch nicht zu erwarten.

Eine geringfügige Beeinflussung könnte darin bestehen, dass die BHKW mit einem leicht höheren Wirkungsgrad betrieben werden. Dies ist der Fall, da die BHKW unterschiedlicher Größe gezielter unter Nennlast gefahren werden können.

Anhand der Stromproduktion der BHKW kann über die elektrischen und thermischen Wirkungsgrade auch die Wärmeleistung für die Anlage berechnet werden. Die elektrische und thermische Leistung sowie die dazugehörigen Wirkungsgrade können Tab. 11 entnommen werden.

Der gesamte Stromverbrauch setzt sich aus verschiedenen Verbrauchergruppen zusammen, vgl. Tab. 9. Die Höhe des Stromverbrauchs, differenziert nach Verbrauchergruppen in den Jahren 2011 bis 2021, ist in Abb. 47 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass insbesondere die Be- und Entlüftung der Kompostierung einen erheblichen Anteil am Stromverbrauch hat. Um eine konsistente Datengrundlage zu erreichen, werden auch für diese Verbrauchergruppen die Jahre 2016 bis 2021 als Grundlage für die Bilanzierung gewählt, auch wenn beim Stromverbrauch eine abnehmende Tendenz zu erkennen ist. Der mittlere Stromverbrauch liegt bei 1.895.000 kWh/a.

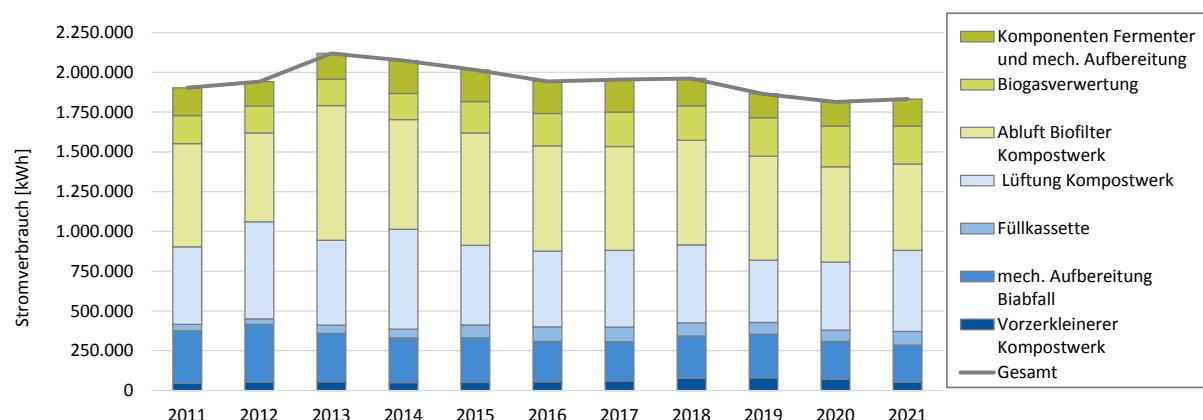


Abb. 47: Stromverbrauch der Anlage Großefehn nach Verbrauchergruppen in den Jahren 2011-2021

Die in den BHKWs erzeugte thermische Energie wird bislang nur teilweise genutzt. Die Wärme wird in der anaeroben Behandlung zur Beheizung des Fermenters und zur Beheizung von Gebäuden eingesetzt. Der verbleibende Wärmeüberschuss kann für eine Holztrocknung genutzt werden. In Abb. 48 ist die Höhe der Wärmeverbräuche dieser Nutzung in den Jahren 2014 bis 2021 dargestellt.

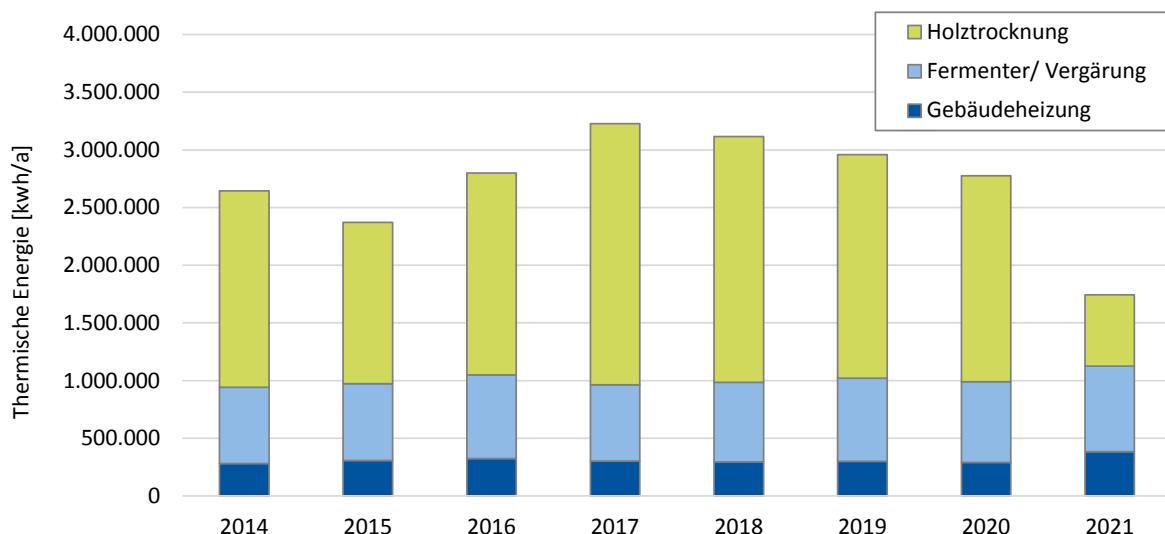


Abb. 48: Genutzte thermische Energie am Standort Großefehn in den Jahren 2014-2021

Zur Bestimmung der Wärmebedarfe des Fermenters und der angeschlossenen Gebäude wird der Mittelwert der Verbräuche im Zeitraum von 2016 bis 2021 gebildet. Die Holztrocknung zur Verwertung des Wärmeüberschusses wurde nur sporadisch betrieben, ohne dass eine Dokumentation der Durchsatzmenge und des Trocknungsergebnisses vorgenommen wurde. Die tatsächliche Wärmenutzung durch die Holztrocknung lässt sich daher nicht bilanzieren, sodass die Holztrocknung als Verlust in die Bilanz eingerechnet wird. Im Jahr 2021 ist der verbleibende Wärmeüberschuss für die Holztrocknung stark zurückgegangen. Ausschlaggebend ist die Inbetriebnahme der Wärmetauscher in der Kompostierung. Zukünftig soll primär Wärme in der Kompostierung genutzt werden. Die Holztrocknung steht als zusätzliche Wärmenutzung weiterhin zur Verfügung.

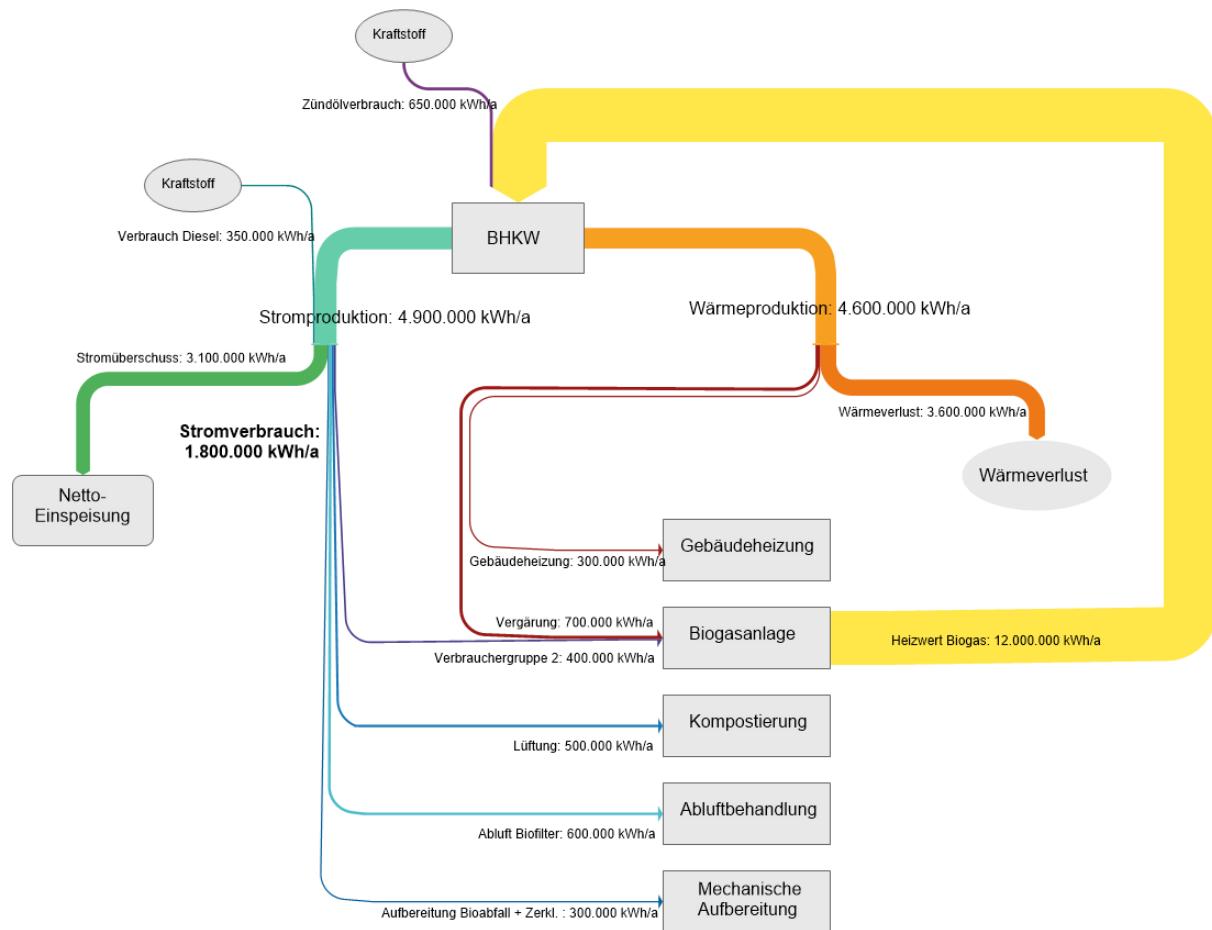
Zur vollständigen Darstellung des Energieverbrauchs werden auch die genutzte Energie in Form der Kraftstoffverbräuche der Fahrzeuge bestimmt. Da die Erfassung der Kraftstoffverbräuche im Betrieb nicht für die hier betrachtete Anlage abgrenzbar ist, erfolgt eine Berechnung der Verbräuche. Dafür werden die Fahrstrecken und Förderaufgaben der Radlader auf der Anlage ermittelt. Der Kraftstoffverbrauch wird mit ca. 10 l Diesel je Stunde angenommen. Der Verbrauch des Kraftstoffes teilt sich auf alle Blöcke der Anlage auf und wird daher nicht explizit im Sankey-Diagramm dargestellt.

Eine Besonderheit der Anlage in Großefehn ist der Einsatz von Zündöl. Dieses wird benötigt, um in den BHKW das Biogas zu entzünden. Auch wenn die Zündölmenge gering sind, ist das Zündöl verfahrenstechnisch ein Teil des Kraftstoffes der BHKW und wird aus diesem Grund bilanziert. Insgesamt verbrauchen die BHKW im Mittel ungefähr 10.800.000 kWh an Kraftstoff im Jahr. Davon entfallen 5,5 % auf das Zündöl. Die Kraftstoffverbräuche am Standort Großefehn sind in Tab. 10 dargestellt.

Tab. 10: Ermittelte Kraftstoffverbräuche der Anlage am Standort Großefehn

Verbrauch	Wert
Kraftstoffverbrauch Diesel	35.000 l/a
Energieverbrauch Diesel	350.000 kWh/a
Kraftstoffverbrauch Zündöl	650.000 kWh/a

Auf Grundlage der zuvor beschriebenen Daten wird die Energiebilanz im IST-Zustand ermittelt. Das nachfolgende Sankey-Diagramm (Abb. 49) stellt den IST-Zustand der Gesamtanlage einschließlich aller Energieflüsse dar.

**Abb. 49: IST-Zustand Kaskadenanlage Großefehn**

Abgesehen von den natürlichen Schwankungen des Energiebedarfs der Anlage, welche vom jahreszeitlichen Verlauf abhängig ist, werden keine Sondersituationen bzgl. einer intensiven Wärmenutzung oder Einzelereignisse festgestellt.

2.4.3 Vergleich der Anlage in Großefehn mit der Anlage in Anröchte

Als Vergleichsanlage diente die Kompostierungs- und Vergärungsanlage Anröchte, welche über einen Flächenbiofilter verfügt und bereits die produzierte Wärme in der aeroben Behandlung nutzt. Die Vergleichsanlage in Anröchte besitzt einige verfahrenstechnische Unterschiede, welche Auswirkungen auf die Gesamtbilanz haben. Die qualitativen Merkmale beider Anlagen sind in Tab. 11 dargestellt.

Während in Anröchte mit ca. 15.000 Mg/a die Hälfte des Anlageninputs in die anaerobe Behandlung geht, ist es in Großefehn mit ca. 19.000 Mg/a nur ein Anteil von 40 %. Aus diesem Grund ist die spezifische Strom- und Wärmeproduktion in Anröchte größer, da ein größerer Teilstrom in die Vergärungsstufe geleitet wird. In Anröchte wird keine Entwässerung des Gärrestes durchgeführt und das enthaltene Wasser muss in der Kompostierung verdunstet werden. Dies erfordert zum einen eine längere Rottedauer und zum anderen einen hohen Wärmeeintrag durch die vorgewärmte Kompostierungszuluft. Mit dieser Vorgehensweise ist es möglich, auf das Abpressen von Gärrest zu verzichten. Die benötigte Luftmenge ist in Anröchte auch deswegen höher, da mehr Tunnelkapazitäten vorhanden sind und auch relativ große Hallenvolumina bestehen, die entlüftet werden müssen.

Die Gasverwertung ist in den beiden Anlagen unterschiedlich. Während in Großefehn zwei Zündstrahl-BHKWs im Einsatz sind, werden in Anröchte zwei BHKWs mit Gas-Ottomotoren betrieben. Bei Zündstrahl-BHKWs muss Zündöl eingespritzt werden, um das Biogasgemisch zu entzünden, dies entfällt bei einem Gas-Ottomotor. Der spezifische Heizwert des Biogases bezogen auf den Fermenterinput ist mit 600 kWh/Mg in Großefehn zu 630 kWh/Mg in Anröchte nahezu gleich.

Tab. 11: Qualitative Merkmale der Referenzanlagen

Kennwerte	Großefehn	Anröchte
Input	47.300 Mg/a	30.000 Mg/a
Rottedauer	14 d	28 d
Abluftmenge	100.000 m ³ /h	60.000 – 90.000 m ³ /h
Spez. Abluftmenge	18.250 m ³ /Mg	17.520 – 26.280 m ³ /Mg
Fermenterinput	19.400 Mg/a (40 % vom Input Biogut)	15.000 Mg/a (50 % vom Input Biogut)
Spez. Heizwert Biogas	600 kWh/Mg Fermenterinput	630 kWh/Mg Fermenterinput
el. Wirkungsgrad der BHKW	43 – 44%	41 %
Art des BHKWs	Zündstrahl-BHKW	BHKW mit Gas-Ottomotor
Input	Bioabfall	Bioabfall
Fermentation	Pfropfenstrom	Pfropfenstrom
Rotte	Tunnel (Spaltenboden)	Tunnel (Spigotdüsen)
Gärrestbehandlung	Entwässerung, externe Verwertung, teilweise Verwertung in Kompostierung (Betrachtung in EKaBio)	Keine Entwässerung, direkter Eintrag in Kompostierung
Biofilter	geschlossen	offen
Biogasreinigung	Biologische Entschwefelung, Aktivkohle	Biologische Entschwefelung, Aktivkohle
Biogasnutzung	2 BHKW (3 ab 2021)	2 BHKW

Die Energiemessungen in Anröchte entstammen dem Prozessleitsystem der Kaskadenanlage. Die Datengrundlage für Anröchte ist weniger umfangreich, da die Anlage erst im Jahr 2020 in Betrieb genommen wurde und sich in diesem Jahr noch im Probefeld befand. Eine verlässliche Datengrundlage liegt für die in Tab. 12 aufgelisteten Zeiträume vor. Fehlende Daten werden über den Mittelwert der verfügbaren Daten berechnet und anschließend extrapoliert.

Tab. 12: Datengrundlage des Energieverbrauchs in Anröchte

Nutzer	Zeitraum verlässlicher Werte
Wärmeproduktion und -verbrauch	
Thermische Energieproduktion BHKW	Januar 21 – Januar 22
Kompostierung	Oktober 21 – Januar 22
Vergärung	Januar 21 – Januar 22
Infozentrum	November 21 – Januar 22
Stromproduktion und -verbrauch	
Gesamt	Dezember 21 – November 22
Lüftungsdaten	November 21 – Januar 22
Kompostierung	Oktober 22
Vergärung	September 21 – Februar 22
Mechanische Aufbereitung	Oktober 22

Darüber hinaus verfügt die Anlage über eine Photovoltaikanlage (PV-Anlage) zur Stromproduktion. Diese wird zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit mit Großefehn über die Einspeisung verrechnet. Analog wird mit dem Strom aus dem Netzbezug verfahren. Wie auch für die Anlage in Großefehn wird der Kraftstoffbedarf für die Radlader auf Grundlage der zu behandelnden Menge, der Fahrstrecken und der Arbeitsvorgänge berechnet. Da die BHKW ohne Zündöl betrieben werden, entfällt dieser Kraftstoff. Die Kraftstoffverbräuche der Anlage am Standort Anröchte ist in Tab. 13 aufgeführt.

Tab. 13: Ermittelte Kraftstoffverbräuche der Anlage am Standort Anröchte

Verbrauch	Wert
Kraftstoffverbrauch Diesel	25.000 l/a
Energieverbrauch Diesel	250.000 kWh/a
Kraftstoffverbrauch Zündöl	-

Die Kaskadenanlage in Anröchte verarbeitet ca. 30.000 t Bioabfall pro Jahr. Daraus produziert die Anlage ungefähr 3.700.000 kWh elektrische Energie, sowie 4.000.000 kWh thermische Energie. In Anröchte wird die aerobe Behandlung des Bioabfalls mit der verfügbaren Wärme versorgt, um den Wasseraustrag in der Kompostierung zu erhöhen. Der Stromüberschuss wird eingespeist, wohingegen die verbleibende Restwärme ungenutzt bleibt. Die ermittelte Gesamtenergiebilanz ist in Abb. 50 als Sankey-Diagramm dargestellt.

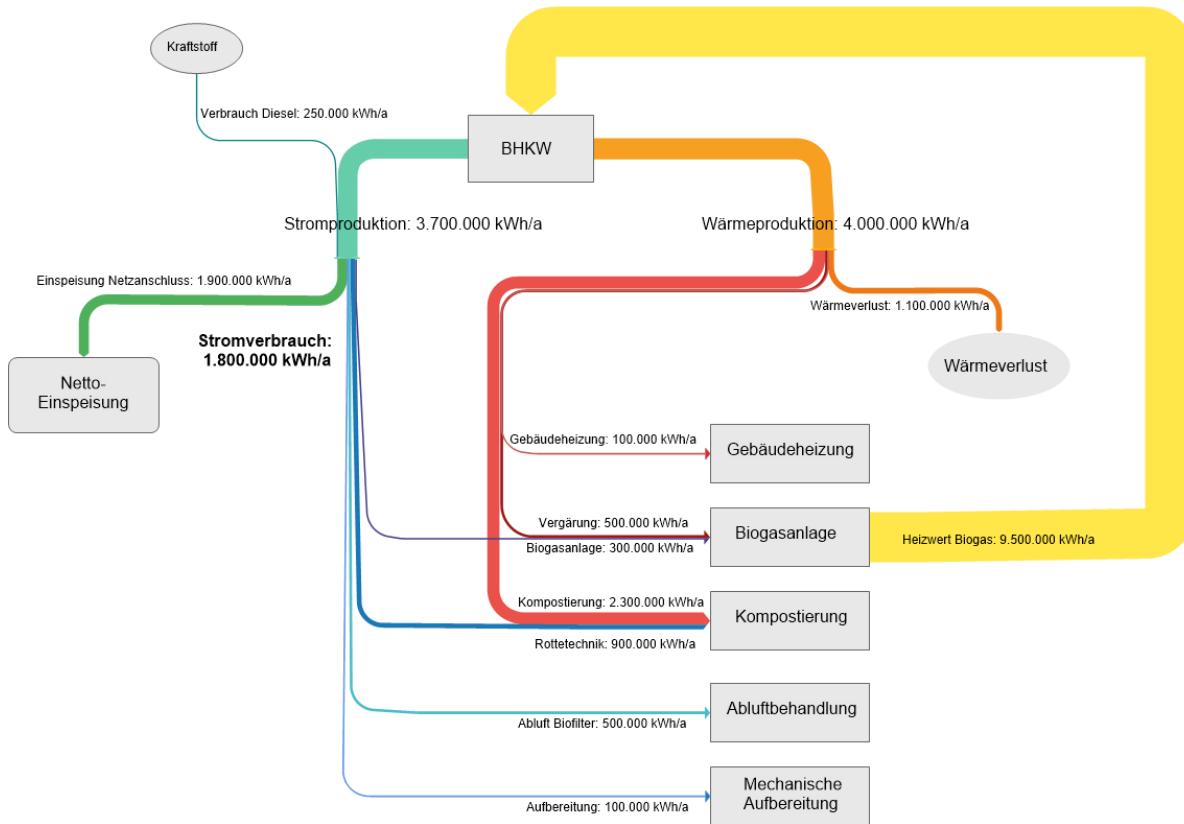


Abb. 50: IST-Zustand der Kaskadenanlage in Anröchte

Als zentrales Beurteilungskriterium der Energieverbräuche der beiden Anlagen dienen der spezifische Energieverbrauch bzw. die spezifische Energieproduktion. Es werde für beide Gesamtbilanzen die Höhe der verbrauchten oder produzierten Energie durch die jeweilige Gesamtinputmenge Biogut dividiert. Die elektrischen Kennwerte beider Anlagen sind in Tab. 14 und die thermischen Kennwerte in Tab. 15 gegenübergestellt.

Tab. 14: Gegenüberstellung der spezifischen elektrischen Energieverbräuche

Kennwerte	Großefehn	Anröchte
Mechanische Aufbereitung ges.	6 kWh/Mg	3 kWh/Mg
Kompostierung	11 kWh/Mg	30 kWh/Mg
Biogasanlage	8 kWh/Mg	10 kWh/Mg
Abluftbehandlung	13 kWh/Mg	17 kWh/Mg
Gesamtverbrauch	40 kWh/Mg	60 kWh/Mg
Gesamtproduktion	104 kWh/Mg	123 kWh/Mg
Überschuss	64 kWh/Mg	63 kWh/Mg

Es ist zu erkennen, dass sowohl die spezifische Energieproduktion als auch die Energieverbräuche der Anlage in Anröchte höher ausfallen. Die höheren Stromverbräuche in Anröchte sind zunächst darauf zurückzuführen, dass die Anlage einen geringeren Gesamtdurchsatz hat.

Jede Anlage hat einen bestimmten Mindestverbrauch und dieser steigt nicht proportional mit größerem Massendurchsatz. Der größte Unterschied liegt im Stromverbrauch der Rotte. Die Rottedauer in Anröchte ist doppelt so lang wie in Großefehn, was den maßgeblichen Unterschied ausmacht. Weiterhin ist der Gegendruck im System (Spigotdüsen) höher als in Großefehn (Spaltenboden). Obwohl die Abluftbehandlung in Anröchte keinen geschlossenen Biofilter und Kamin hat, ist der spezifische Stromverbrauch höher. Dies liegt vor allem an der höheren spezifischen Abluftmenge. Die Abluftmenge ist größer, da die Anliefer- und Aufbereitungshalle spezifisch (bautechnisch) größer sind und mit einem konstanten Luftwechsel entlüftet werden müssen. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Faktoren Rottedauer und Abluftmenge den größten Einfluss auf den Stromverbrauch haben. Die zusätzlichen Aggregate der Abluftbehandlung und der Gärrestentwässerung machen nur einen geringfügigen Unterschied aus.

Neben den höheren Luftmengen, welche gerade in der Kompostierung höhere Stromverbräuche verursachen, gibt es auch Unterschiede in der Datengrundlage. In Anröchte war es nicht möglich die Verbräuche der Aggregate den Verbrauchergruppen zuzuordnen. Aus diesem Grund zählen einige Aggregate der mechanischen Aufbereitung in den Stromverbrauch der Kompostierung. Dies ist ein weiterer Grund für den niedrigen Verbrauch in der Aufbereitung und den hohen Verbrauch der Kompostierung.

Tab. 15: Gegenüberstellung der spezifischen thermischen Energieverbräuche

Kennwerte	Großefehn	Anröchte
Kompostierung	-	77 kWh/Mg
Biogasanlage	15 kWh/Mg	18 kWh/Mg
Gebäudeheizung	6 kWh/Mg	3 kWh/Mg
Gesamtverbrauch	21 kWh/Mg	98 kWh/Mg
Gesamtproduktion	97 kWh/Mg	133 kWh/Mg
Verlust	76 kWh/Mg	35 kWh/Mg

Abgesehen von der Nutzung der Wärme in der aeroben Behandlung in Anröchte liegen die Verbräuche der thermischen Energie der beiden Anlagen auf einem ähnlichen Niveau. Für die Verbräuche der Biogasanlage ist zu beachten, dass in Anröchte ein größerer Anteil (50 %) des Gesamtinputs, auf welchen die Berechnung der spezifischen Wärme bezogen ist, im Fermen-ter eingesetzt wird. Durch die geringere Nutzung der Wärme in Großefehn ergibt sich ein deutlich höherer Verlust dieser Energie.

2.5 Bewertung der Prozessszenarien (AP 5)

Die Ergebnisse der zuvor beschriebenen Versuche werden im Folgenden zusammengeführt und eine Bewertung der Szenarien vorgenommen. Die Bewertung der Prozessszenarien erfolgt jeweils unter der Prämisse, dass der gesamte Kompostierungsprozess auf die jeweilige Mischungsvariante bzw. Prozessführung umgestellt wird. Betrachtet werden die bekannten Szenarien Variante I, II und III ohne sowie mit Wärmezufuhr unter stofflichen, prozess- und ablufttechnischen, energetischen sowie wirtschaftlichen Gesichtspunkten.

2.5.1 Stoffstrombilanz der Prozessszenarien im Vergleich

Als Ausgangspunkt für die Stoffstrombilanz der Kaskadenanlage bei konsequenter Fahrweise der Varianten I, II oder III, wird die Stoffstrombilanz im IST-Zustand (s. Abb. 4) herangezogen. Die Anlieferungsmengen, der Voraufbereitungsprozess sowie der Vergärungsprozess gelten als gegeben, die Stoffstromführung zur Rotte sowie daraus resultierende Rest- und Produktströme (Strukturmaterial und Kompost) ändern sich in Abhängigkeit der betrachteten Variante. Ziel ist eine vollständige Behandlung der angelieferten Bioabfallmenge.

Bei Variante I wird auf den Eintrag von Gärresten in den Rotteprozess verzichtet. Damit fungiert diese Variante während der Rotteversuche als Referenz, um den Einfluss von Gärreststeinträgen insbesondere auf die Abluftqualität, beziffern zu können. Im realen Betrieb von Kaskadenanlage ist eine konsequente Fahrweise der Variante I indiskutabel, da nicht nur die flüssigen Gärreste, sondern auch die festen Gärreste einer kostenpflichtigen externen Verwertung zugeführt werden müssten. Auf eine volumfängliche Bewertung des Prozessszenarios Variante I wird daher im Folgendem verzichtet.

In Abb. 51 (li.) ist die jährliche Stoffstrombilanz von Variante II dargestellt. Zur Behandlung der angelieferten Bioabfallmengen sind, unter Berücksichtigung des Mischungsverhältnisses von Variante II, 262 Füllungen der Rottetunnel erforderlich. Dadurch können dem Rotteprozess 12.800 Mg fester Gärrest zugeführt werden. Das entspricht einer Mehrmenge von knapp 12 % gegenüber dem vorhandenen Massenstrom (s. Abb. 4). Der Rotteverlust beträgt 44 Ma.-% und das Kompostausbringen 32 Ma.-%, wodurch insgesamt 11.300 Mg Kompostprodukt erzeugt werden können. Insgesamt entspricht Variante II weitgehend dem IST-Zustand am Standort Großefehn. Durch die Zufuhr externer Wärme in den Rotteprozess wird innerhalb der Versuche der Rotteverlust erhöht, das Kompostausbringen bleibt jedoch unverändert, wodurch die Kompostproduktmenge insgesamt auf 9.800 Mg sinkt (Abb. 51, re.).

Sowohl der flüssige Gärrest als auch eine Teilmenge des Strukturmaterials müssen bei Variante II einer externen Verwertung zugeführt werden. Die Ausschleusung des Strukturmaterials erfolgt in unregelmäßigen Zeitabständen, wenn eine zu starke Akkumulation von Fremdstoffen

in dem Stoffstrom stattgefunden hat. Die detaillierte Betrachtung des Feinaufbereitungsprozesses ist nicht Gegenstand des Forschungsvorhabens, wodurch der ausgeschleuste Störstoffstrom nicht in Abhängigkeit der Variante angepasst werden kann. Die qualitativen Untersuchungen des Strukturmaterials (Abb. 7) zeigen jedoch, dass die Fremdstoffausschleusung in der Feinaufbereitung Optimierungspotenzial birgt.

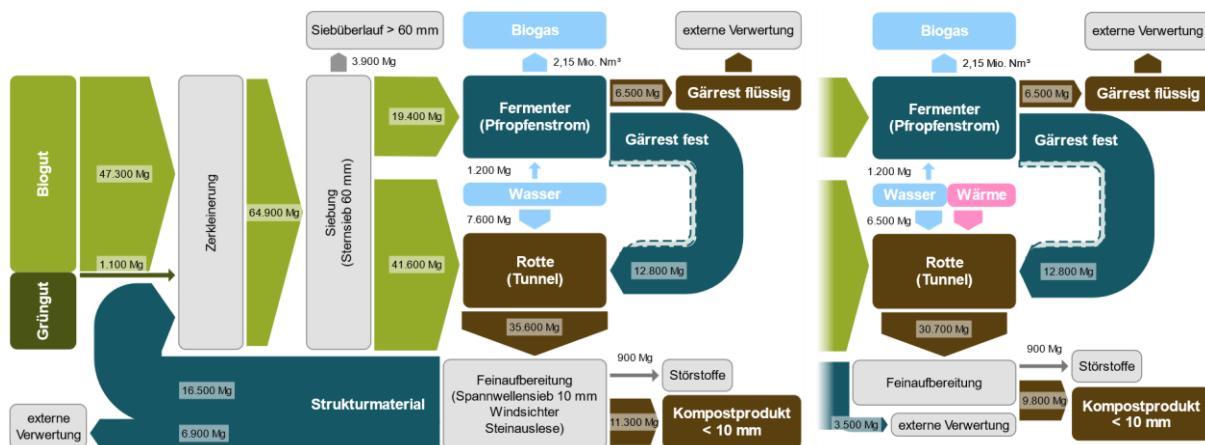


Abb. 51: Stoffstrombilanz bezogen auf ein Jahr bei alleiniger Kompostierung von Mischungsvariante II ohne (li.) und mit (re.) Wärmezufuhr

Bei Variante III werden dem Rotteprozess auch flüssige Gärreste zugeführt, sodass der Teilstrom der flüssigen Gärreste zur externen Verwertung um 70 % reduziert werden kann (Abb. 52, li.). Die festen Gärreste können restlos dem Rotteprozess zugeführt werden. Insgesamt werden dafür 272 Tunnelfüllungen benötigt. Der Rotteverlust beträgt 44 Ma.-%, das Kompostausbringen 32 %. Insgesamt werden 11.900 Mg Kompostprodukt erzeugt, was in etwa der Größenordnung von Variante II ohne Wärmezufuhr entspricht. Mit dem Eintrag von Wärme wird der Rotteverlust erhöht und im Gegensatz zu Variante II auch das Kompostausbringen gesteigert (Abb. 52, re.). Bei Variante III mit Wärmezufuhr können insgesamt 13.100 Mg Kompost erzeugt werden. Mit einer Verschlechterung der Kompostqualität ist durch den Eintrag von flüssigen Gärresten nicht zu rechnen. Vielmehr führt der Eintrag von flüssigen Gärresten zu einem Verdünnungseffekt, wodurch der Fremdstoffgehalt im Kompostprodukt minimal reduziert wird. Der Grenzwert für den Gesamtkunststoffgehalt vor der biologischen Behandlungsstufe in Höhe von 1 Ma.-% gemäß BioAbfV wird im Jahresmittel eingehalten. Saisonale Schwankungen der Bioabfallqualität können jedoch ein temporäres Überschreiten des Kunststoffgrenzwertes zur Folge haben.

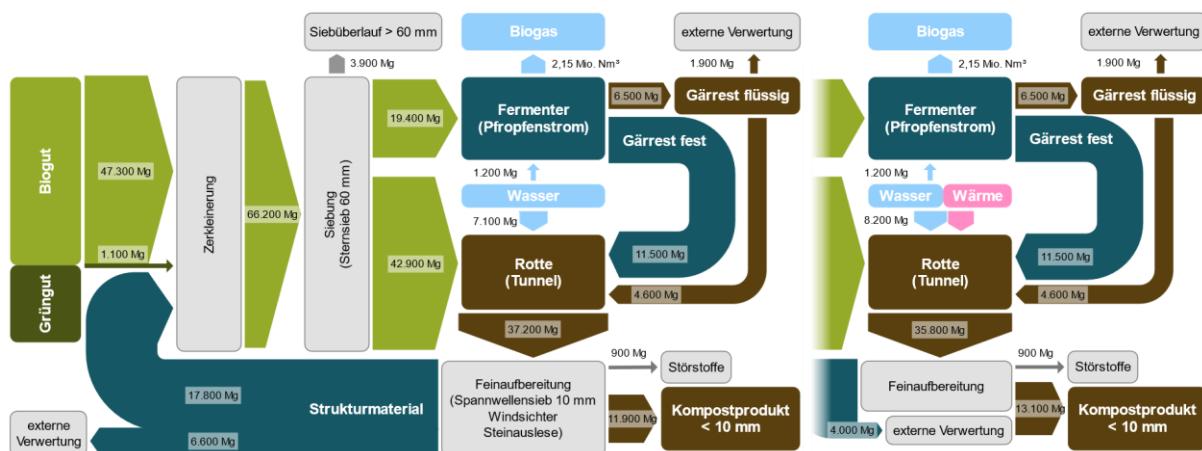


Abb. 52: Stoffstrombilanz bezogen auf ein Jahr bei alleiniger Kompostierung von Mischungsvariante III ohne (li.) und mit (re.) Wärmezufuhr

2.5.2 Bedeutung des Prozesses Rotte hinsichtlich der Abluftqualität

Ergänzend zu den Stoffstrombilanzen werden zur Bewertung des Einflusses von Flüssiggärrestzugaben auf den Rotteprozess auch für die Emissionen Hochrechnungen vorgenommen. Anhand der inputspezifischen Emissionen, den Gesamtfrachten der einzelnen Varianten und dem Jahresinput des Kompostwerks wird unter Berücksichtigung des durchschnittlichen Jahresabluftvolumenstroms des Kompostwerks in Höhe von 668.727.888 m³/a eine durchschnittliche Jahreskonzentration ermittelt. Die Ergebnisse sind in Abb. 53 und Tab. 16 gezeigt.

Tab. 16: Eingangsparameter und Ergebnisse der theoretischen Überprüfung zur Machbarkeit der drei Mischvarianten hinsichtlich der Einhaltung des Grenzwerts

Parameter		Variante I	Variante II	Variante III
Gesamtfracht Gesamt C (Phase 1 & 2)	in g	96.199	144.676	278.090
Durchschnittliche Eintragsmasse je Tunnel	in Mg	172	208	214
Spezifische Emission	in g/Mg	559	696	1299
Eintrag in die Rotte im Jahr	in Mg/a	44.720	54.080	55.640
Gesamtemission im Jahr	in Mg/a	25	38	72
Jahresdurchschnittskonzentration	in mg/m ³	37	56	108

Aus den Diagrammen und der Tabelle geht hervor, dass sowohl Konzentrationen als auch Gesamtemissionen bei Variante III deutlich höher sind als bei den anderen beiden Varianten.

Der Grenzwert der TA Luft von 250 mg/m³ wird dennoch bereits ohne Einberechnung des Biofilterwirkungsgrads eingehalten. Es ist jedoch darauf zu achten, dass nicht zu viele Tunnel mit Rottegut der ersten Rottephase belegt werden. Insbesondere im Zeitraum zwischen Eintrag und 2-3 Tage danach ist, unabhängig vom Substratinput, mit sehr hohen Konzentrationen zu rechnen, wie aus Abb. 30, Abb. 31 und Abb. 32 hervorgeht. Nachdem bei den Versuchen mit Wärmezufuhr keine signifikante Auswirkung auf die Emissionen feststellbar ist, wird an dieser Stelle auf eine separate Hochrechnung der Szenarien mit Wärmezufuhr verzichtet.

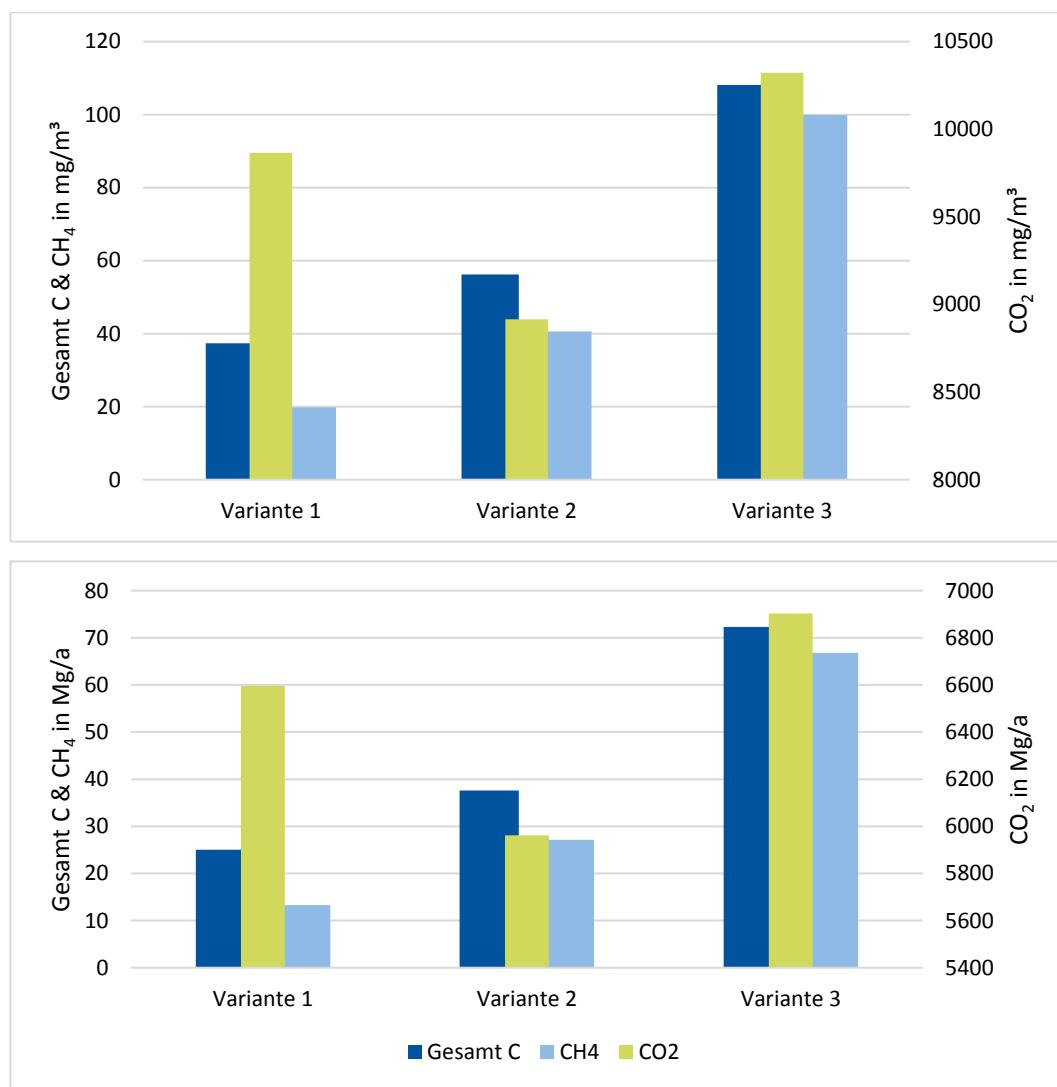


Abb. 53: Modellierte mittlere Jahreskonzentrationen (oben) und Gesamtemissionen pro Jahr (unten) nach einzelnen Mischvarianten mit und ohne Wärmezufuhr

Die emissionsseitige Betrachtung der oben beschriebenen, durchgeführten Versuche hat ergeben, dass unter Berücksichtigung einiger Randbedingungen die Verarbeitung von flüssigem Gärrest im Kompostwerk zusammen mit Bioabfall und festem Gärrest grundsätzlich möglich und als sinnvoll zu erachten ist. Berücksichtigt werden muss, dass nicht gleichzeitig in alle

verfügbaren Tunnel die Variante III eingebaut werden sollte, da dann die Gefahr von Grenzwertüberschreitungen besteht. Des Weiteren muss darauf geachtet werden, dass der pH-Wert der sauren Wäscher niedrig genug gewählt wird, um eine ausreichende Abreinigung des erheblich anfallenden Ammoniaks zum Schutz des Biofilters zu gewährleisten.

2.5.3 Bewertung der Prozessszenarien hinsichtlich Energieverbrauch

Im Folgenden werden die Ergebnisse des Versuchsbetriebs im Kompostwerk zur Ermittlung des Energieverbrauchs beim Einsatz von externer Wärme während des Rotteprozesses am Standort Großefehn zu einer Jahresbilanz hochgerechnet. Um den Energieverbrauch der aeroben Behandlung auf ein Jahr hochrechnen zu können, werden die eingesetzte Energie in den Chargen der Versuche mit Wärmezufuhr von im Mittel 6.000 kWh auf ein Jahr extrapoliert. Bei ca. 272 Chargen, die für Variante III im Jahr benötigt würden, ergibt sich so ein zusätzlicher Wärmeverbrauch von ca. 1.600.000 kWh. In Abb. 54 ist die potenzielle Energiebilanz mit Wärmenutzung in der aeroben Behandlung dargestellt.

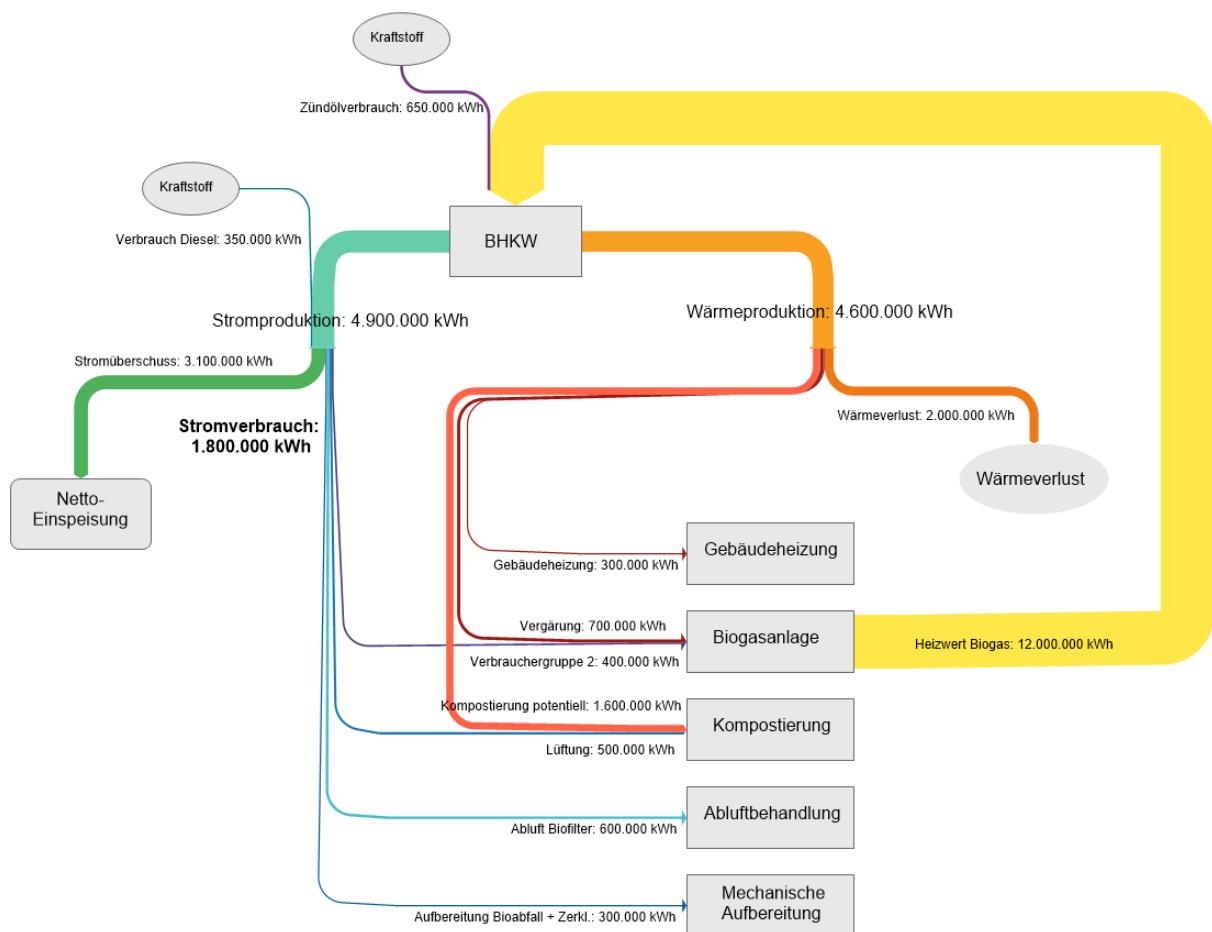


Abb. 54: Hochrechnung der Wärmemengen aus dem Versuchsbetrieb im Kompostwerk

In Tab. 17 sind die spezifischen Wärmemengen im Ist-Zustand sowie in der Hochrechnung dargestellt. Durch die Hinzugabe von Wärme in Großefehn kann ein vergleichbarer Wärmeeintrag wie in Anröchte erreicht werden. Der Wärmeeintrag in Anröchte ist allerdings höher,

da alle Tunnel mit Wärmetauschern ausgestattet sind und diese auch länger je Rottecharge eingesetzt werden. In Anröchte sind 12 Tunnel mit je 185 kW und in Großefehn 5 Tunnel mit je 200 kW ausgestattet. Durch die installierte Leistung könnte in beiden Anlagen theoretisch die gesamte produzierte Wärmemenge in den Tunneln eingesetzt werden. Dafür müssen die Rotteeinstellungen zu mehr Wärmeintrag angepasst werden. In Anröchte wird bereits angestrebt, den Wärmeintrag in die Tunnel weiter zu erhöhen, sodass kein Wärmeverlust mehr besteht. Somit könnte tendenziell mehr Gärrest in der Rotte verarbeitet werden. Dies würde es ermöglichen, den Durchsatz der Vergärung und damit die Gasproduktion zu erhöhen, so dass die Energieeffizienz bzw. Energieproduktion der Anlage weiter gesteigert werden kann.

Tab. 17: Gegenüberstellung der spezifischen thermischen Energieverbräuche am Standort Großefehn mit und ohne Wärmezufuhr und dem Standort Anröchte

Kennwerte	Großefehn ohne Wärme	Großefehn mit Wärme	Anröchte
Kompostierung	-	34 kWh/Mg	77 kWh/Mg
Biogasanlage	15 kWh/Mg	15 kWh/Mg	18 kWh/Mg
Gebäudeheizung	6 kWh/Mg	6 kWh/Mg	3 kWh/Mg
Gesamtverbrauch	21 kWh/Mg	55 kWh/Mg	98 kWh/Mg
Gesamtproduktion	97 kWh/Mg	97 kWh/Mg	133 kWh/Mg
Verlust	76 kWh/Mg	42 kWh/Mg	35 kWh/Mg

2.5.4 Bewertung der Energieeffizienz

Um die Energieeffizienz von Kaskadenanlagen bestimmen, bewerten und vergleichen zu können, werden mehrere Kennwerte definiert. Da hierzu keine einschlägigen Bewertungskriterien bekannt sind, werden die Kennwerte spezifisch für das Vorhaben entwickelt. Alle Kennwerte betrachten die unterschiedlichen Energieformen Strom, Wärme und Kraftstoff gleichwertig. So wird es ermöglicht, eine energetische Gesamtbetrachtung zu erhalten.

Der Nettoenergieertrag gibt an, wie viel Energie nach Deckung des Eigenbedarfs vorhanden ist und extern genutzt werden kann (Gl. 1).

$$\text{Nettoenergieertrag} = \text{Energieproduktion} - \text{Energienutzung (intern)} \quad (\text{Gl. 1})$$

Der Energienutzungsgrad beschreibt, wie viel der produzierten Energie in einem internen oder externen Prozess genutzt werden (Gl. 2).

$$\text{Energienutzungsgrad} = \frac{\Sigma \text{Energienutzung (intern+extern)}}{\text{Energieerzeugung}} \quad (\text{Gl. 2})$$

Der Energiewirkungsgrad beschreibt wie viel Energie erzeugt wird in Bezug auf die in den Inputstoffen enthaltene Energie (Gl. 3).

$$\text{Energiewirkungsgrad} = \frac{\text{Energieproduktion (Strom und Wärme)}}{\text{Energieinput (Kraftstoff+Bioabfall)}} \quad (\text{Gl. 3})$$

Der Energiegehalt des Bioabfalls wird über den Heizwert bestimmt. Hierfür wird in Anlehnung an Dach 2004 ein durchschnittlicher Heizwert von 1.700 kWh/Mg angenommen.

Tab. 18: Gegenüberstellung der Energiebilanz von Großefehn mit und ohne externe Wärmezufuhr und Anröchte

Kennwerte	Großefehn ohne Wärme	Großefehn mit Wärme	Anröchte
Energieinput gesamt (theoretisch im Bioabfall enthalten)	81.500.000 kWh	51.300.000 kWh	
Energieproduktion (Strom und Wärme)	9.500.000 kWh	7.700.00 kWh	
Nettoenergieoutput (Netzeinspeisung)	3.100.000 kWh	1.900.000 kWh	
Stromverbrauch	1.800.000 kWh	1.800.000 kWh	
Wärmenutzung	1.000.000 kWh	2.600.000 kWh	2.900.000 kWh
Nettoenergieertrag	6.700.000 kWh	5.100.000 kWh	3.000.000 kWh
Nettoenergieertrag spezifisch	142 kWh/Mg	108 kWh/Mg	100 kWh/Mg
Energieverlust (ungenutzte Wärme)	3.600.000 kWh	2.000.000 kWh	1.100.000 kWh
Energienutzungsgrad	62 %	79 %	86 %
Energiewirkungsgrad	12 %		15 %

Es wird deutlich, dass der Nettoenergieertrag mit der Hinzunahme der Wärmenutzung in der Kompostierung sinkt. Gleichzeitig sinkt aber auch der Energieverlust in derselben Höhe. Dies führt zu einem gesteigerten Energienutzungsgrad von 62 auf 79 %. Der Vergleich mit der Anlage in Anröchte zeigt auf, dass diese mit 86 % einen noch höheren Energienutzungsgrad hat, was aufgrund der höheren Wärmeenergienutzung erwartbar ist.

Der Energiewirkungsgrad liegt bei 12 und 15 %. Hierbei ist zu beachten, dass in beiden Anlagen nur ein Teil des Abfalls zur Energieerzeugung genutzt wird und die Kaskadenanlage als Hauptziel die stoffliche Verwertung des Abfalls verfolgt. Die zusätzliche Bereitstellung von 11 bis 15 % der enthaltenen Energie im Abfall stellt also einen Zusatznutzen dar, der positiv zu bewerten ist. Als Vergleich liegen Müllverbrennungsanlagen, die eine ausschließliche energetische Nutzung betreiben, bei Wirkungsgraden von im Mittel ca. 45 % [Flamme et al. 2018].

Wie beschrieben, konnte eine Steigerung der Energieeffizienz durch eine zusätzliche Wärmenutzung festgestellt werden. Auf der anderen Seite haben die zusätzlichen Verfahren (Mischung vor Rotte, Behandlung des Gärrestes in der Kompostierung, geschlossener Biofilter mit Kamin) zu keiner nennenswerte Erhöhung des Stromverbrauchs geführt. Im Vorfeld wurde erwartet, dass die neuen Anforderungen der TA-Luft zu einem erhöhtem Energiebedarf führen. Ein geschlossener Biofilter mit zusätzlichem Ventilator und Kamin hat keinen nennenswert höheren Stromverbrauch. Auch das Einbringen von Gärrest in den Rottetunnel führt nicht zu einer ursprünglich erwarteten Steigerung des Stromverbrauchs. Entgegen der Erwartung wird trotz erhöhtem Gegendruck des Rotteguts eine Senkung des Stromverbrauchs festgestellt. Hierbei hat ein ungewollter reduzierter Luftvolumenstrom zu dem niedrigeren Stromverbrauch geführt. Bei einer angepassten Fahrweise der Rotte, wie in der Vergleichsanlage festgestellt, können so auch höhere Stromverbräuche in der Rotte entstehen. Da sich die TOC-Werte ohne zusätzliche Abluftreinigung als einhaltbar darstellten, entfallen energieintensive Abluftreinigungsverfahren wie z. B. eine RTO. Dies ist aus Energieeffizienzgründen eine der wichtigsten Erkenntnisse des Vorhabens. Die Nicht-Einhaltung des TOC-Grenzwertes und eine zusätzliche Abluftreinigung hätte auch eine deutliche Senkung der Energieeffizienz von Kaskadenanlagen bedeuten können.

2.5.5 Wirtschaftliche Bewertung der Prozessszenarien

Die wirtschaftliche Bewertung betrachtet die Auswirkungen, die durch den in Variante III gezeigten Einsatz von flüssigem Gärrest in der Kompostierung entstehen. Da alle Varianten die TOC-Grenzwerte der TA-Luft einhalten, ist diesbezüglich keine wirtschaftliche Auswirkung zu erwarten. Die wirtschaftliche Bewertung setzt die empirisch ermittelten Kennwerte in Bezug zu wirtschaftlichen Kosten- und Gutschriftpositionen. Dabei ist zu beachten, dass alle angesetzten Kostenposition keine Allgemeingültigkeit besitzen, sondern immer für den Einzelfall angepasst werden müssen. Die wirtschaftlichen Parameter wurden auf Basis von Literaturdaten gewählt und können je nach Anlagenstandort auch deutlich abweichen.

Wie der Tab. 19 entnommen werden kann, wird bei Zugabe von Gärrest ein geringerer Stromverbrauch je Tunnelcharge gemessen, wodurch auch der spezifische Energieverbrauch für die Variante II und III unterhalb dessen von Variante I liegt. Für die Abschätzung der Stromersparnis pro Jahr durch den Einsatz von flüssigem und festem Gärrest, wird zunächst die Anzahl der benötigten Tunnelbefüllungen herangezogen (vgl. Kap. 2.5.1). Eine möglicherweise erforderliche Erweiterung der Tunnelkapazitäten wurde hier nicht berücksichtigt. Es wird angenommen, dass eine Steigerung von zehn Befüllungen pro Jahr (ca. 4 %) mit der gleichen Anlage abgedeckt werden kann. Mit der Anzahl der Tunnelbefüllungen und der dargestellten Energie-

verbräuche für eine Tunnelcharge kann der Jahresenergieverbrauch für die Varianten bestimmt werden. Multipliziert man den Wert der Differenz zwischen Varianten und Ausgangszustand mit dem angenommenen Strompreis erhält man die potenzielle Ersparnis. Variante III hat mit 4.500 €/a die höchste Ersparnis.

Tab. 19: Herleitung der Strompreisersparnis

Bezeichnung		V I	V II	V III
Biogut gesamt	in Mg	48.400	48.400	48.400
Biogut in Kompostierung	in Mg	25.100	25.100	25.100
Ø Input Biogut je Tunnel	in Mg	111	96	92
Ø Input Gärrest fest je Tunnel	in Mg	0	49	41
Ø Input Gärrest flüssig je Tunnel	in Mg	0	0	17
Ø Input Bio + Gärrest je Tunnel	in Mg	111	145	133
Ø Summe je Tunnel	in Mg	111	145	150
Tunnelfüllungen/Jahr		227	262	273
Ø Energieverbrauch	in kWh	660	570	500
Ø spezifischer Energieverbrauch (Bio + Gärrest)	in kWh/Mg	6,0	3,9	3,6
Ø spezifischer Energieverbrauch (Bio)	in kWh/Mg	6,0	5,9	5,4
Energieverbrauch hochgerechnet	in kWh/a	150.000	149.000	136.500
Differenz zu Variante 1	in kWh/a	0	rd. 1.000	rd. 13.500
Strompreis	in €/kWh	0,30	0,30	0,30
Ersparnis, gesamt	in €/a	0	300	4.050
Ersparnis, spezifisch (Bio)	in €/Mg	0,00	0,01	0,08

Hauptziel der Variante III ist es, den Gärrest vollständig in der Rotte verarbeiten zu können, sodass kein bzw. weniger flüssiger Gärrest extern verwertet werden muss. Die externe Verwertung von flüssigem Gärrest nimmt im Vergleich zu Kompost höhere Kosten ein. Zum einen besteht der flüssige Gärrest zu ca. 75 % aus Wasser, das mittransportiert werden muss. Weiterhin ist die Nachfrage nach flüssigerem Gärrest als Düngemittel aufgrund der hohen Menge an wasserlöslichem Stickstoff tendenziell geringer und damit die Abnehmer ggf. weiter entfernt. Für die Verwertung von flüssigem Gärrest inklusive des Transports werden 30 €/Mg bei

70 km Fahrstrecke angesetzt [Böhner et al. 2011] und für Kompost 10 €/Mg bei 15 km Fahrstrecke [Schulz et al. 2018]. Wie der Tab. 20 zu entnehmen ist, können durch die ersparte externe Verwertung des flüssigen Gärrestes ca. 140.000 €/a eingespart werden.

Tab. 20: Ersparnis durch Entfall externer Verwertung flüssiger Gärreste

Ersparnis fl. Gärrest Variante III	Wert
Verminderung Gärrest zur Entsorgung	4.640 Mg/a
Kosten Verwertung inkl. Transport	30 €/Mg
Ersparnis Verwertung	140.000 €/a
Spez. Ersparnis	2,89 €/Mg

Der in der Kompostierung eingesetzte Gärrest wird dort weiter biologisch abgebaut und Wasser wird verdampft. Dadurch verbleibt nach der Kompostierung eine zusätzliche Menge Kompost aus dem flüssigen Gärrest. Gemäß Stoffstrombilanz (vgl. Kapitel 2.5.1) sind dies 1.300 Mg/a. Ein Teil des flüssigen Gärrestes wird aufgrund einer unvollständigen Siebung im Siebüberlauf verbleiben. Dieser Anteil dürfte aufgrund der geringen Korngröße verhältnismäßig gering sein und wird zur Vereinfachung hier nicht weiter berücksichtigt. Die Steigerung der Kompostmenge führt gemäß Tabelle 12 zu höheren Verwertungskosten von ca. 13.000 €/a.

Tab. 21: Zusatzkosten durch höhere Kompostmassen

Kostensteigerung Kompost Variante III	Wert
Mehrmenge Kompost	2.200 Mg/a
Kosten Verwertung inkl. Transport	10 €/Mg
Zusatzkosten Verwertung	22.000 €/a
Spez. Kosten	0,27 €/Mg

Aus der Zusammenstellung von Energiekosten sowie veränderten Gärrest- und Kompostmengen zur externen Verwertung ergibt sich gemäß Tab. 22 eine Einsparung vom 122.000 €/a.

Tab. 22: Ersparnis durch flüssigen Gärrest in Kompostierung in Summe

Gesamtersparnis bei Variante III	Wert
Ersparenis Stromverbrauch	4.000 €/a
Ersparenis Verwertung flüssiger Gärrest	140.000 €/a
Zusatzkosten Verwertung	22.000 €/a
Ersparenis Gesamt	122.000 €/a
Ersparenis spezifisch (Bio)	2,52 €/Mg

Der Einsatz von Wärme in der Kompostierung kann mit der internen Verwertung Gärrest in Verbindung gebracht werden. Durch den höheren Wasseraustrag wird die Kompostierung des flüssigen Gärrestes ermöglicht. In der Tab. 23 wird die Ersparenis mit der eingesetzten Wärmemenge ins Verhältnis gesetzt. Je eingesetzter Kilowattstunde Wärme in der Kompostierung könnten so sieben Cent eingespart werden. In vielen Anlagen wie auch in Großefehn, konnte die Wärme bislang nicht vollständig genutzt und auch nicht vermarktet werden. Somit erhöht der Wärmeeinsatz nicht nur den Energienutzungsgrad, sondern führt auch zu günstigeren Betriebskosten. Darüber hinaus ist in Tab. 3 der Strombedarf für die Zufuhr von Wärme dargestellt, von ca. 500 kWh pro Charge auf 980 kWh pro Charge. Bei 272 Chargen pro Jahr ergibt das einen Mehrbedarf an elektrische Energie von ca. 130.600 kWh/a. Bei einem Strompreis von 0,3 €/kWh resultieren daraus erhebliche Mehrkosten von 39.200 € pro Jahr.

Tab. 23: Ersparnis durch Verwertung des flüssigen Gärrest in Kompostierung und Wärmeeinsatz

Ersparenis durch Wärmeeintrag	Wert
Wärmeeintrag je Tunnel	6.000 kWh
Wärmeeintrag je Jahr	1.600.000 kWh/a
Ersparenis je Jahr	112.000 €/a
Verkaufspreis Wärme	0,07 €/kWh

2.5.6 Gesamtbewertung

In den vorherigen Kapiteln werden Stoffströme, Abgasströme und Energieströme von Kaskadenanlagen separat betrachtet. Die Zusammenhänge werden in diesem Kapitel gemeinsam bewertet.

Die Untersuchung der Abgasströme erfolgt in erster Linie hinsichtlich der Einhaltung der eingeführten TOC-Grenzwerte der TA Luft für Kompostierungs- und Vergärungsanlagen. Wie zuvor aufgezeigt, haben insbesondere die Zugaben der flüssigen Gärreste eine Erhöhung der

TOC-Emissionen zur Folge, dennoch können die Grenzwerte sowohl für die reine Bioabfallkompostierung als auch für die Mitkompostierung von festen und flüssigen Gärresten eingehalten werden. Die Grenzwerte konnten dadurch dauerhaft eingehalten werden, da stets eine Vermischung von Abluftströmen mehrerer Tunnel stattfindet. Da Tunnel zwangsläufig nacheinander gestartet werden und sich in unterschiedlichen Phasen befinden, bedarf es hierbei keiner Anpassung der Anlagenlogistik. Die Zumischung der Hallenabluft, die geringere TOC-Werte aufzeigt, führt zu einer weiteren Reduzierung des TOC-Gehaltes. In anderen Anlagenkonstellationen z. B. mit höheren Gärrestanteilen in der Kompostierung, könnte es aber durchaus zu Überschreitungen des Grenzwertes kommen. Bei Gärrestanteilen von bis zu 50 % wurde noch keine Überschreitung festgestellt. Neben der Mischung der Abluft hat der Biofilter eine wichtige Funktion zur Einhaltung des TOC-Grenzwertes. Der Biofilter erreicht Abbauraten von 20 – 50 % des TOC. Der Abbau von Methan ist dabei im Biofilter nicht möglich. Ohne den Biofilter wären aber gerade bei der Verarbeitung von Gärresten in der Kompostierung mit Grenzwertüberschreitungen zu rechnen.

Da keine Grenzwertüberschreitungen im Versuchsbetrieb festgestellt werden, ist eine zusätzliche Abluftbehandlung nicht erforderlich. Eine dadurch eintretende Reduzierung der Energieeffizienz gibt es daher nicht. Ein zusätzlicher Ventilator für einen geschlossenen Biofilter mit Kamin, sodass eine kontinuierliche Abluftmessung gemäß TA Luft möglich ist, hat einen vernachlässigbaren Effekt auf die Energiebilanz der Gesamtanlage.

Maßgeblich für die Energieeffizienz sind die Kompostierung und die damit zusammenhängende Abluftbehandlung. Die Rottedauer und die Hallengröße bzw. das Hallenabluftvolumen beeinflussen den Stromverbrauch maßgeblich. Der Einsatz von Wärme in der Kompostierung, wie hier aufgezeigt durch Wärmetauscher in der Zuluft, kann den Energienutzungsgrad maßgeblich erhöhen, sofern vorher keine vollständige Wärmenutzung der BHKW-Abwärme erfolgte. Die eingesetzte Wärme führt zu einer effektiven Wasserverdampfung. Damit der Luftvorwärmung auch der Umluftstrom reduziert wird und mehr Frischluft in den Tunnel eingebracht werden kann, wird mindestens so viel Wasser zusätzlich ausgetragen, wie mit der Verdampfungsenthalpie der eingetragenen Wärme verdampft werden kann. I. d. R. ist der Wärmeeinsatz bei reinen Bioabfallkompostierungen jedoch nicht erforderlich. Auch die bisherigen Betriebserfahrungen in Großefehn, die in etwa der Variante II mit festem Gärrest entspricht, zeigen, dass ein Wärmeeinsatz nicht erforderlich ist. Der Einsatz von Wärme im Kompostierungsprozess kann aber Vorteile bringen, da z. B. die Prozessbedingungen hinsichtlich des Wasseraustrags stabiler und sicherer sind. Dadurch kann der Wassergehalt des Kompostes reduziert werden. Dies steigert die Effizienz der Kompostaufbereitung, sodass Fremdstoffe besser aussortiert werden können und das Kompostausbringen erhöht wird. Weiterhin wird die

Masse des Kompostes reduziert, was zu geringeren Verwertungskosten führt. Durch den erhöhten Wasseraustrag aufgrund des Wärmeeintrages kann auch flüssiger Gärrest in den Tunneln verarbeitet werden. Hierdurch wird die externe Verwertung des Gärrestes vermieden bzw. dadurch, dass der Gärrest mit dem Kompost verwertet wird, können Verwertungskosten deutlich reduziert werden. Erhöhte Kosten durch eine Behandlung in den Tunneln können nicht festgestellt werden.

Insgesamt kann mit den Ergebnissen aus diesem Forschungsvorhaben gezeigt werden, dass unter den am Standort Großefehn vorherrschenden Randbedingungen eine Verwertung von flüssigen Gärresten im Kompostierungsprozess ohne negative Folgen für den Anlagenbetrieb möglich ist. Ein Umstellen des Anlagenbetriebs kann auch mit geringem baulichem Aufwand erreicht werden. Eine Umsetzung am eigenen Standort ist für jede Kaskadenanlage im Hinblick auf technische bzw. betriebliche Machbarkeit und wirtschaftliche Sinnhaftigkeit individuell zu bewerten. Gleiches gilt für die Nutzung von Überschusswärme im Kompostierungsprozess.

3 Ausblick

Im Rahmen des Forschungsvorhabens konnten die Einflüsse zu Änderungen im Prozess der Kompostierung, wie der Inputzusammensetzung und der Wärmenutzung, auf das Gesamtsystem Kaskadenanlage aufgezeigt werden. Im vorliegenden Vorhaben wurde eine Reihe von innovativen Fragestellungen adressiert und mittels einer interdisziplinären Herangehensweise bearbeitet. Wie bei jedem Forschungsvorhaben musste eine Fokussierung auf einzelne Parameter erfolgen. Für zukünftige Forschungsvorhaben verbleibt eine Vielzahl von Stellschrauben, an denen bisher gar nicht oder nur wenig gedreht wurde.

Die im Projekt vorgenommenen Anpassungen haben sich ausschließlich auf das System Kompostierung beschränkt, die daraus resultierenden Möglichkeiten der Anpassungen des Vergärungsprozesses zur weiteren Steigerung der Energieeffizienz wurden ausgeklammert. So ermöglicht eine Anpassung der Substratmischung zu Gunsten eines höheren Gärrestanteils im Kompostierungsprozess eine größere Menge des angelieferten Bioabfalls der Vergärung zuzuführen. Durch eine weitere Steigerung des Anteils an Bioabfall, der in die Vergärung eingetragen wird, könnte z. B. die Gasproduktion und somit der Nettoenergieertrag gesteigert werden. Durch eine weitergehende Wärmenutzung im Tunnelkompostierungsprozess kann der Energienutzungsgrad gesteigert werden. Auf der anderen Seite führt dies zu einer Steigerung der TOC-Anteile in der Abluft. Zudem würde die Menge an flüssigem Gärrest erhöht werden, der entweder extern verwertet oder in der Rotte verarbeitet werden muss. Dadurch resultiert die Fragestellung zukünftiger Forschungsvorhaben, inwieweit die Energieeffizienz von Kaskadenanlagen weiter gesteigert werden kann, ohne dass negative Effekte durch eine TOC-Grenzwertüberschreitung oder steigende Betriebskosten durch vermehrten Gärrestanfall zu befürchten sind.

Weiterer Forschungsbedarf besteht außerdem im Bereich der Ökobilanzierung. Die Bewertung der Klimaauswirkungen der verschiedenen Prozessszenarien lag außerhalb des Betrachtungshorizontes. Während eine Steigerung der Energieeffizienz von Kaskadenanlagen aufgezeigt wurde, konnte aber auch eine Emission von organischen Kohlenstoffverbindungen insbesondere in Form von Methan aufgezeigt werden, wenn auch insgesamt unterhalb des Grenzwertes. Neben der Erzeugung von erneuerbaren Energien führt der Vergärungsprozess auch zu mehr Methanemissionen in der nachgeschalteten Rotte. Auch hier bietet sich eine Folgeuntersuchung an, die die Szenarien neben der Energieeffizienz hinsichtlich ihrer Klimaschutspotenziale vergleicht. Hierfür müsste die Bilanzgrenze ausgeweitet werden. Da die Verwertung der flüssigen Gärreste entweder in der Kompostierung oder alternativ über eine direkte landwirtschaftliche Ausbringung erfolgt, müssten beide Nutzungsoptionen gegenübergestellt werden. Neben der weiteren Optimierung der Energieeffizienz von Kaskadenanlagen könnte so auch die Optimierung der Klimabilanz betrachtet werden.

Daran anschließend konnten auch, durch die im Zuge des Forschungsvorhabens durchgeführte Literatur- und Machbarkeitsstudie zum Thema Methanentfrachtung, erhebliche Forschungspotenziale identifiziert werden. Es wurde deutlich, dass zum aktuellen Zeitpunkt keine großtechnisch einsetzbare und gleichzeitig wirtschaftlich zumutbare Maßnahme zur Methanabscheidung aus der Abluft vorhanden ist. In der Konsequenz bedeutet dies, dass Kaskadenanlagen, die den maßgeblich Methan dominierten TOC-Grenzwert überschreiten, wenig bis keine effektiven Möglichkeiten zur Methanabscheidung derzeit zur Verfügung stehen. Entsprechend ist es erforderlich, die im Labormaßstab getesteten oder vollständig neue Ansätze weiterzuentwickeln und im großtechnischen Maßstab zu erproben.

4 Wissenstransfer

Die MKW wird die im Rahmen des Projektes für großtechnisch anwendbar und somit tauglich befundene modifizierte Betriebsweise mit Zugabe von flüssigen Gärresten am Standort Großefehn dauerhaft umsetzen. Die Vorgehensweise am Standort kann für bundesweite Kaskadenanlagen als Demonstrator zur Umsetzung der neuen Anforderungen an Abluftbehandlung und Kompostqualität fungieren.

Die Partner pbo, STRABAG und PlasmaAir übertragen die Ergebnisse des Forschungsvorhabens zukünftig in die Praxis, wodurch die Berücksichtigung der Erkenntnisse bei Planung und Bau neuer Kaskadenanlagen sowie deren Abluftanlagen gewährleistet ist. Die im Rahmen des Forschungsvorhabens gesammelten Erfahrungen und Ergebnisse ergänzen die Fachkompetenz aller beteiligten Partner, wodurch eine stetige Weiterentwicklung großtechnischer Anlagen und die Auseinandersetzung mit innovativen Maßnahmen ermöglicht wird.

Seitens der PlasmaAir AG wird das vorliegende Forschungsprojekt auf der firmeneigenen Homepage vorgestellt und der Schlussbericht später zum Download zur Verfügung gestellt.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde ein Excel basierter Variantenrechner erstellt, mit dessen Hilfe für den Standort Großefehn rechnerische Abweichungen zum IST-Zustand durch Prozessvariationen identifiziert werden können. Das Excel-Sheet bildet die Prozessschritte des Kompostwerks ab. Über Transferkoeffizienten können die einzelnen Prozessschritte gesteuert und angepasst werden. Fehlende Werte werden rechnerisch bestimmt, um eine vollständige Modellierung zu erhalten und Abweichungen sichtbar zu machen. Für jeden der vorhandenen Prozessschritte werden die Parameter Massenstrom, Schüttdichte, Volumenstrom, Trockensubstanzgehalt, Wassergehalt und organischer Trockensubstanzgehalt angezeigt.

Auf die Darstellung des gesamten Excelmodells wird an dieser Stelle verzichtet. Um dennoch die Vorgehensweise und die Funktionalität des Modells zu verdeutlichen, wird beispielhaft der Prozessschritt „Kompostierung“ im Folgenden beschrieben und dargestellt. In Abb. 55 ist der Prozessschritt „Kompostierung“ mit seinen zu- und abgehenden Stoffströmen dargestellt. In die Kompostierung werden die Stoffströme „Gärrest, fest“, „Gärrest, flüssig“, Wasser, Bioabfall und Strukturmaterial gegeben. Aus der Kompostierung werden die Stoffströme „Kompost un- aufbereitet“ und „Masseeverlust Intensivrotte“, der durch die biologischen Abbauprozesse während der Kompostierung entsteht, abgeführt. Über die Transferkoeffizienten „oTS-Verlust“ und „Wasserverlust“ kann der Masseeverlust angepasst werden. Die Zugabe von Gärrest (fest/flüssig), Wasser und Biogut kann ebenfalls angepasst werden. Die Höhe der maximal zuzugebenden Gärrestmasse wird maßgeblich durch die vorgeschaltete Vergärung bestimmt. Je nach Zielstellung können für die einzelnen Prozessschritte die gelb hinterlegten Zellen geändert und die Kompostierung entsprechend konfiguriert werden.

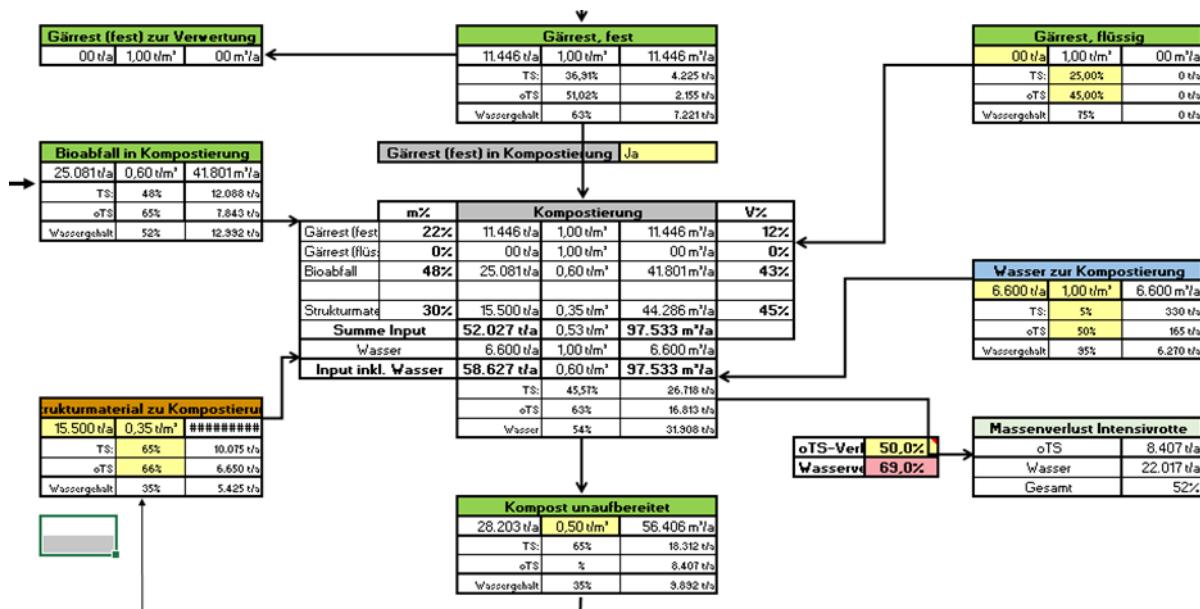


Abb. 55: Prozessschritt „Kompostierung“ im Excel-basierten Modell

Eine Adaption der Prozessdarstellung für ähnliche Anlagen ist möglich. Das Excel-Sheet wird zukünftig insbesondere durch die pbo Ingenieurgesellschaft mbH bei der Planung und Optimierung zukünftiger Kaskadenanlagen zum Einsatz kommen. Betreiber von Kaskadenanlagen können somit optimal beraten werden. Bei der MKW wird das Modell zur betrieblichen Weiterentwicklung und zur Wirkungsabschätzung von Parameteränderungen zum Einsatz kommen.

Die Ergebnisse des Forschungsvorhabens werden im Nachgang insbesondere von den universitären Partnern bei Fachtagungen vorgestellt, diskutiert und der Allgemeinheit zugänglich gemacht. Durch die erzielten Ergebnisse können die Institute langfristig ihre Kompetenzfelder ausbauen und somit ihre wissenschaftliche Konkurrenzfähigkeit stärken. Die Ergebnisse fließen zudem kurz-, mittel- und langfristig in den Lehrbetrieb ein, sodass den Studierenden der aktuelle Stand der Wissenschaft vermittelt werden kann.

Neben Erkenntnissen sind innerhalb des Forschungsvorhabens auch diverse zukünftige Forschungsfragen entstanden. Alle Partner werden versuchen, den offenen Fragen in ihren jeweiligen Kompetenzbereichen individuell nachzugehen.

5 Zusammenfassung

Im Verbundvorhaben EKaBio wurden Versuche im Realmaßstab zur Optimierung des Anlagenbetriebs von Kaskadenanlagen im Hinblick auf Stoffstrommanagement, Emissionsminde rung und Energieeffizienzsteigerung durchgeführt. Dazu wurden, nach einer Definition des IST-Zustandes, systematisch Prozessparameter der Behandlungskette variiert und deren Einfluss auf den Gesamtprozess der Kaskadenanlage untersucht. Hauptfokus des Vorhabens lag dabei auf einer gezielten Betrachtung des Kompostierungsprozesses. Anlass des Vorhabens sind Verschärfungen rechtlicher Vorgaben hinsichtlich der Bioabfallqualität (BioAbfV) sowie der Einführung eines Grenzwertes für den organischen Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC) in der Abluft in Höhe von 250 mg/m³ durch die TA-Luft.

Die großtechnischen Versuche wurden in einer Kaskadenanlage im Landkreis Aurich durchgeführt. Die zentrale Fragestellung für die dortigen Versuche war es festzustellen, ob eine Variation der Rotteinput-Substratmischung zu Gunsten erhöhter fester Gärresteinträge sowie der Zudosierung flüssiger Gärreste unter Einhaltung der novellierten Grenzwerte möglich ist. Ergänzend wurde betrachtet, inwiefern eine Zuführung von externer Wärme den Rotteprozess begünstigt. Dazu wurde zunächst ein technisiertes und ein passives Mischungsverfahren zur Herstellung einer Substratmischung inklusive Eintrag von flüssigem Gärrest erprobt und bewertet. Als Input-Substrate für den Rotteprozess stehen Bioabfälle aus der getrennten Sammlung, strukturgebendes Material aus Gärten sowie flüssige und feste Gärreste zur Verfügung. Aus den Inputsubstraten wurden drei verschiedene Mischungsvarianten abgeleitet, die sich hinsichtlich ihres Gärrestanteils unterscheiden. Bei Variante I wurde auf den Eintrag von Gärresten verzichtet, bei Variante II wurde Bioabfall gemeinsam mit festen Gärresten kompostiert und bei Variante III wurden zusätzlich flüssige Gärreste beigemischt. Der Anteil des strukturgebenden Materials war bei allen drei Varianten konstant. Die drei Varianten wurden alternierend in einen mit Messtechnik ausgestatteten Rottetunnel eingetragen und hinsichtlich Stoffstromqualität, Abluftqualität, Prozessstabilität und Energieverbrauch bewertet. Die Versuche wurden sowohl ohne als auch mit über Wärmetauscher vorgewärmter Zuluft durchgeführt.

Die Ergebnisse des Forschungsvorhabens zeigen, dass sowohl über das technisierte als auch über das passive Mischverfahren eine Homogenisierung des Substrats erreicht werden kann. Das technisierte Verfahren führt zu tendenziell homogeneren Mischungen, geht aber mit einem hohen Platzbedarf und einem hohen technischen Aufwand einher. Das passive Verfahren zeichnet sich hingegen durch einen höheren personellen und betrieblichen Aufwand aus.

Der Vergleich der drei unterschiedlichen Substratmischungen zeigt, dass der Eintrag fester und flüssiger Gärreste ein Kompaktieren des Materials zur Folge hat, wodurch eine höhere

Gesamtmasse in den volumenbegrenzten Rottetunnel eingetragen werden kann. Entsprechend werden demnach durch die Co-Kompostierung von Gärresten nur bedingt für die Bioabfallbehandlung vorgesehene Kapazitäten beansprucht. Darüber hinaus wird durch den Eintrag fester sowie flüssiger Gärreste der Wassergehalt der Substratmischung erhöht. Der Wassergehalt bewegt sich bei den gewählten Mischungsverhältnissen durchgehend in einem Rahmen, der keinen deutlich negativen Effekt auf den Kompostierungsprozess ausübt. Durch die Zufuhr von externer Wärme während des Rotteprozesses kann der Wasseraustrag gesteigert werden.

Mit dem festen Gärrest wird nicht nur vermehrt Wasser, sondern auch ein erhöhter Fremdstoffgehalt eingetragen. Dies resultiert in höheren Fremdstoffgehalten im Kompostprodukt von Variante II und III gegenüber Variante I. Die Qualitätsanforderungen an Kompostprodukte werden dennoch durchgehend sicher eingehalten. Darüber hinaus kann bei Variante III in Verbindung mit externer Wärmezufuhr die Kompostproduktmenge erhöht und die Menge flüssiger Gärreste zur kostenintensiven externen Verwertung gesenkt werden. Prozesstechnisch können durch die Gärresteinträge und die damit einhergehenden größeren Eintragsmengen höhere Gegendrücke im System Rotte verzeichnet werden. Die erforderliche Belüftbarkeit des Materials kann dennoch gewährleistet werden. Der Temperaturverlauf wird über die Belüftung gesteuert und ist bei allen drei Varianten ähnlich. Entsprechend wird die Hygienisierung des Materials bei allen Varianten gleichermaßen erreicht.

Die Abluftanalysen aller drei Varianten zeigen, dass die Abluftgrenzwerte gemäß TA Luft in der betrachteten Kaskadenanlage auch ohne Anpassung der Abluftführung eingehalten werden können. Durch den Eintrag insbesondere von flüssigen Gärresten werden primär in der ersten Phase des Rotteprozesses höhere TOC-Konzentrationen gemessen. Die TOC-Konzentration einzelner Rottetunnel kann entsprechend temporär den Grenzwert überschreiten. Da sich die Rottetunnel im regulären Betrieb jedoch in verschiedenen Rottephasen befinden und die Tunnelabluft meist zusätzlich mit Hallenabluft verdünnt wird, kann der Grenzwert in der Gesamtabluft der Kaskadenanlage durchgehend sogar vor der Reinigungsstufe eingehalten werden.

Der TOC wird durch eine Vielzahl organischer C-Verbindungen gebildet. Insbesondere bei Gärresteinträgen ist Methan eine Hauptkomponente des TOC. Die zeitlichen Verläufe der Methanemissionskurven der Versuchstunnel, zeigen deutliche Emissionsspitzen zu Beginn der Rottephase und unmittelbar nach dem Umsetzen vorrangig für die Varianten II und III (mit Gärresteinträgen). In der Variante I kommt es ebenfalls zu Gesamt C Spitzen, die allerdings nur nachrangig aus Methan (42 %) bestehen. Dies deutet darauf hin, dass die Bildung von Methan während des Kompostierungsprozesses im Vergleich zur Freisetzung des während

der anaeroben Behandlung gebildeten Methans, das im Korngefüge des Gärrestes eingeschlossen ist, eine untergeordnete Rolle spielt.

Im Gegensatz zu anderen C-Komponenten kann Methan im Biofilter nicht abgebaut werden. Vorhandene Abreinigungseffekte sind auf adsorptive Eigenschaften des Filtermaterials zurückzuführen. Gemäß TA Luft sollen Maßnahmen zur Verminderung von Methanemissionen ausgeschöpft werden, jedoch kann Methan mit dem aktuellen Stand der Technik unter wirtschaftlich vertretbaren Bedingungen nicht effektiv aus dem Abluftstrom entfernt werden. Bestehende innovative Ansätze befinden sich derzeit noch im Labormaßstab und müssen in zukünftigen Forschungsvorhaben in den großtechnischen Betrieb überführt werden.

Der Teilprozess Rotte, inklusive der dazugehörigen Abluftführung, hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Energieeffizienz einer Kaskadenanlage. Durch die Nutzung von Überschusswärme der BHKW kann die Energiebilanz der Gesamtanlage verbessert und damit die Energieeffizienz gesteigert werden. Im Vorfeld wurde erwartet, dass die neuen Anforderungen der TA-Luft zu einem erhöhten Energiebedarf führen. Ein zur kontinuierlichen Messung des TOC erforderlicher geschlossener Biofilter mit zusätzlichem Ventilator und Kamin hat jedoch keinen nennenswert höheren Stromverbrauch als Anlagen mit einem offenen Flächenbiofilter. Auch das Einbringen von Gärrest in den Rottetunnel führt unter den am Standort vorherrschenden Randbedingungen nicht zu der erwarteten Steigerung des Stromverbrauchs. Da sich die TOC-Werte als einhaltbar darstellen ohne zusätzliche Abluftreinigung, entfallen energieintensive Abluftreinigungsverfahren wie z. B. eine regenerative thermische Oxidation (RTO). Dies ist aus Energieeffizienzgründen eine der wichtigsten Erkenntnisse des Vorhabens. Insgesamt kann damit festgestellt werden, dass der Einsatz von festen und flüssigen Gärresten in der Kompostierung möglich ist, ohne die novellierten Abluftgrenzwerte der TA Luft zu überschreiten, ohne die Energieeffizienz zu verschlechtern und ohne die stoffliche Verwertung als Kompost zu beeinträchtigen.

6 Literaturverzeichnis

- BGK e. V. (2022): Absatzwege RAL-Gütegesicherter Komposte 2021. https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/Zahlen/Markt_Info_2021.pdf.
- Böhner, R.; Loch, V.; Schleicher, R. (2011): Gülle- und Gärresttransport (Teil 1) – Grundlagenüberlegungen und Empfehlungen zur Lagerkapazität und Ausbringung. Biogas Forum Bayern. <https://www.biogas-forum-bayern.de/media/files/0001/Guelle-und-Garresttransport-Teil-1.pdf>.
- Cuhls, C; Mähl, B.; Clemens, J. (2015): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen, Im Auftrag des Umweltbundesamtes, ISBN1862-4804.
- Dach, J. (2004): Aufbereitung und Verwertung von Biomasse aus Bioabfällen zur energetischen Verwertung. In: Abfallforschungstage 2004. http://www.wasteconsult.net/files/downloads/2004-E26_Dach%20Biomasse.pdf.
- Dobslaw, C.; Dobslaw, D.; Walker, M.; Schomburg, J.; Ortlinghaus, O. (2015): Abluftbehandlung durch eine Verfahrenskombination aus nicht-thermischen Plasma, Mineraladsorber und Wäscherstufe, "PIASTiC", Schlussbericht zu Nr. 8.2. des Forschungsvorhabens. TIB.
- Flamme, S.; Quicker, P.; Weber, K. (2018): Energieerzeugung aus Abfällen. UBA TEXTE 51/2018. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-06-26_texte_51-2018_energieerzeugung-abfaelle.pdf.
- Fritzsche, A.; Cimatoribus, C.; Reiser, M.; Fischer, K.; Kranert, M. (2017): Biologische Verfahren. In: Kranert (Hrsg.) - Einführung in die Kreislaufwirtschaft. S. 295-422, Springer-Vieweg, Wiesbaden.
- Gallery, S.; Hüttner, A.; Turk, T.; Warning, L.; Richter, F. (2021): Optimierte Verwertung von Siebresten aus Bioabgutvergärungs- und Kompostierungsanlagen (Sieb-OPTI). Schlussbericht – FKZ: 03KB140.
- Gélin, P.; Primet, M.: Complete oxidation of methane at low temperature over noble metal based catalysts: a review, In: Applied Catalysis B: Environmental 39, 1-37.
- Gibson, E. K.; Stere, C. E.; Curran-McAteer, B.; Jones, W.; Cibin, C.; Gianolio, D.; Goguet, A.; Wells, P. P.; Catlow, R. A.; Collier, P.; Hinde, P.; Hardacre, C. (2017), In: Angewandte Chemie International Editon 56, 9351-9355, DOI: 10.1002/anie.201703550.
- Idelmann, M.; Kleyboldt, P. (2019): Produktion hochwertiger Komposte durch Optimierung der Bioabfallaufbereitung. In: Müll und Abfall 3/2019. DOI: 10.37307/j.1863-9763.2019.03.05.
- Kado, S.; Urasaki, K.; Sekine, Y.; Fujimoto, K. (2003): Direct conversion of methane to acetylene or syngas at room temperature using non-equilibrium pulsed discharge, In: Fuel 82, 1377-1385, doi:10.1016/S0016-2361(03)00038-3.
- Kern, M.; Rausse, T.; Lootsma-Hallerberg, A. (2017): Leitfaden: Optimale Aufbereitung von Gärresten aus Bioabfällen. Müll und Abfall 1/17, 4-9.
- Kern, M; Raussen, T. (2021): Biogas Compendium 2021/22: Manual of European Waste-to-Biogas Plants in Germany and Europe (1. Aufl.). Witzenhausen Institut.
- Knappe, F.; Reinhardt, J.; Kern, M.; Turk, T.; Raussen, T.; Kruse, S.; Hüttner, A. (2019): Ermittlung von Kriterien für eine hochwertige Verwertung von Bioabfällen und Ermittlung

- von Anforderungen an den Anlagenbestand. UBA TEXTE 49/2019. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-05-22_texte_49-2019_verwertung-bioabfaelle.pdf.
- Khoshtinat, M.; Amin, A. S.; Noshadi, I. (2010): A Review of Methanol Production from Methane Oxidation via Non-Thermal Plasma Reactor, In: World Academy of Science, Engineering an Technology 62, 354-358.
- Lee, H.; Lee, D.-H.; Song, Y.-H.; Choi, W. C.; Park, Y.-K.; Kim, D. H. (2015): Synergistic effect of non-thermal plasma–catalysis hybrid system on methane complete oxidation over Pd-based catalysts, In: Chemical Engineering Journal 259, 761-770, <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.07.128>.
- Li, M.; Li, S.; Chen, S.; Meng, Q.; Wang, Y.; Yang, W.; Shi, L.; Ding, F.; Zhu, J.; Ma, R.; Guo, X. (2023): Measures for Controlling Gaseous Emissions during Composting: A Review, In: International Journal of Environmental Research and Public Health 20, <https://doi.org/10.3390/ijerph20043587>.
- Manfredi, S.; Pant, R. (2011): Supportin environmentally sound decisions for bio-waste management – A practical guide to Life Cycle Thinking (LCT) and Life Cycle Assessment (LCA), JRC Scientific and Technical Reports, EU Commission, Luxembourg.
- Marques, R.; Da Costa, S.; Da Costa, P. (2008): Plasma-assisted catalytic oxidation of methane On the influence of plasma energy deposition and feed composition, In: Applied Catalysis B: Environmental 82, 50-57, doi:10.1016/j.apcatb.2007.12.024.
- Mustafa, M. F.; Fu, X.; Lu, W.; Liu, Y.; Abbas, Y.; Wang, H.; Arslan, M. T. (2018); Application of non-thermal plasma technology on fugitive methane destruction: Configuration and optimization of double dielectric barrier discharge reactor, In: Journal of Cleaner Production 174, 670-677, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.283>.
- Nair, S. A.; Nozaki, T.; Okazaki, K. (2007): Methane oxidative conversion pathways in a dielectric barrier discharge reactor – Investigation of gas phase mechanism, In: Chemical Engineering Journal 132, 85-95, doi:10.1016/j.cej.2007.01.022 .
- Naushin, Y.; Jamuda, M.; Panda, A. K.; Samal, K.; Nayak, J. K. (2022): Emission of greenhouse gases (GHGs) during composting and vermicomposting: Measurement, mitigation, and perspectives, In: Energy Nexus 7, <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100092>.
- Nikiema, J.; Heitz, M. (2010): The use of inorganic packing materials during methane biofiltration, In: International Journal of Chemical Engineering 2010, DOI:10.1155/2010/573149.
- Niwa, M.; Awand, K.; Murakami, Y.: Activity of supported platinum catalysts for methane oxidation, In: Supplied Catalysis 7, 317-325.
- Richter, F.; Turk, T.; Kern, M.; Raussen, T. (2021): Optimierte Verwertung von Siebresten aus Biogutvergärungs- und Kompostierungsanlagen (Sieb-OPTI). In: Müll und Abfall 12/2021. DOI: 10.37307/j.1863-9763.2021.12.07
- Scholwin, F.; Grope, J.; Clinkscales, A.; Daniel-Gromke, J.; Rensberg, N.; Denysenko, V.; Stinner, W.; Richter, F.; Raussen, T.; Kern, M.; Turk, T.; Reinhold, G. (2019): Aktuelle Entwicklung und Perspektiven der Biogasproduktion aus Bioabfall und Gülle. UBA TEXTE 41/2019. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-04-15_texte_41-2019_biogasproduktion.pdf.
- Schulz, M.; Kuschnereit, S.; Stegmann, W. (2018): Ökodünger aus dem Kompostwerk – Information für Landwirte. Hrsg. Kompetenzzentrum Ökolandbau Niedersachsen

GmbH. https://www.oeko-komp.de/wp-content/uploads/2022/12/KOEN_Kompostleitfaden.pdf.

Steiner, T. Zhang, Y., Möller, J., Agarwal, S., Löder M., Greiner, A., Laforsch, C., Freitag, R.: Municipal biowaste treatment plants contribute to the contamination of the environment with residues of biodegradable plastics with putative higher persistence potential. *Scientific Reports* (2022), DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12912-z>

Sun, M.-T.; Yang, Z.-M.; Fan, X.-L.; Wang, F.; Guo, R.-B.; Xu, D.-Y. (2019): Improved methane elimination by methane-oxidizing bacteria immobilized on modified oil shale semicoke, In: *Science of the total environment* 655, 915-923, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.142>.

Wu, Y.-M.; Yang, J.; Fan, X.-L.; Fu, S.-F.; Sun, M.-T.; Guo, R.-B. (2017): Elimination of methane in exhaust gas from biogas upgrading process by immobilized methane-oxidating bacteria, In: *Bioresource Technology* 231, 124-123, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.020>.