

Schriftenreihe Umweltingenieurwesen

Band 106

Dissertation

Jan Sprafke

Potenziale der biologischen Behandlung von organischen Abfällen zur Sektoren- kopplung

Professur

**Abfall-
und Stoffstromwirtschaft**

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

**Universität
Rostock**



Traditio et Innovatio

Dissertation

HERAUSGEBER

Prof. Dr. mont. Michael Nelles
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft
18051 Rostock

CIP-KURZTITELAUFNahme

Dissertation Jan Sprafke
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Rostock, 2021

© Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät,
18051 Rostock

BEZUGSMÖGLICHKEITEN

Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch,
18051 Rostock
Tel.: 0381/498-8639, Fax: 0381/498-8632
E-Mail: tausch.ub@uni-rostock.de

Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft
Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock
Tel.: 0381/498-3401, Fax: 0381/498-3402

ISBN 978-3-86009-527-0
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003118

Universität Rostock
Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft

Gedruckt in Deutschland auf Recyclingpapier.

Vorwort

Die Energieversorgung Deutschlands muss in den nächsten beiden Jahrzehnten vollständig auf erneuerbare Energien (EE) umgestellt und die Versorgung der Industrie mit organischen Grundstoffen möglichst weitgehend von petro- auf biobasierte Stoffe ausgerichtet werden. Für die nun in Deutschland bereits für das Jahr 2045 angestrebte Klimaneutralität sind die konsequente Energieeinsparung und die vollständige Umstellung auf EE grundlegende Voraussetzungen und zusätzlich müssen negative Emissionen generiert werden. Die stoffliche und energetische Koppel- und Kaskadennutzung biogener Ressourcen ist zentrales Element einer klimaneutralen Gesellschaft, wobei insbesondere die Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufe zu schließen sind. Diese Zeilen sind schnell geschrieben, bedeuten aber, dass wir eine Jahrhundertaufgabe vor uns haben, allerdings nur noch rund 20 Jahre Zeit für die Implementierung der nachhaltigen Lösungen!

Dieses ambitionierte Ziel der langfristigen Integration von Biomasse in ein nachhaltiges Energie- und Bioökonomiesystem ist nur dann erreichbar, wenn die Biomasse effizient, umweltverträglich und mit höchstmöglichem volkswirtschaftlichem Nutzen eingesetzt wird. Schon heute nimmt die Bioenergie im Energiesystem eine besondere Stellung ein. Bezogen auf die Einsatzgebiete waren dies 2020 bei etwa 20 % an der Bruttostromerzeugung aus erneuerbaren Energien sowie fast 90 % der erneuerbaren Wärme und regenerativen Kraftstoffe. Aufgrund der sehr guten Speicherbarkeit von Energie in der Biomasse muss sie in einem zukünftigen Energiesystem eine wesentliche Funktion beim Ausgleich der fluktuierenden Wind- und Solarenergie übernehmen. Außerdem kann und muss die energetische Verwertung von Biomasse einen wesentlichen Beitrag zur Sektorenkopplung leisten. Dies gilt insbesondere für den sehr flexibel einsetzbaren Energieträger Biogas, der entweder dezentral zur Strom- und Wärmebereitstellung oder zentral nach einer Aufbereitung auf Erdgasqualität und Durchleitung durch Erdgasnetze zur Strom-, Wärme- oder Kraftstoffbereitstellung genutzt werden kann. Inzwischen gibt es ca. 9.000 Biogasanlagen (BGA) in Deutschland.

Vor diesem Hintergrund stellt sich u.a. die praxisrelevante Frage, ob die aktuelle oder ggf. zu optimierende Verwertung von biogenen Abfällen in Deutschland einen (wesentlichen) Beitrag zur Sektorenkopplung leisten kann. Hierzu soll die von Herrn Sprafke vorgelegte Dissertation einen wissenschaftlichen Beitrag leisten. Er hat in den vergangenen Jahren sehr umfangreiche theoretische und praktische Untersuchungen, insbesondere zu den über die Biotonne getrennt gesammelten Bioabfällen (Biogut) und das getrennt gesammelte Grüngut, durchgeführt. Als Untersuchungsgebiet wurde Deutschland festgelegt und für exemplarische Detailuntersuchungen das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern.

Das Promotionsvorhaben von Herrn Sprafke wurde im Rahmen des Landesexzellenz-Verbundvorhabens Netz-Stabil durchgeführt, das von Ende 2017 bis Frühjahr 2021 von Mecklenburg-Vorpommern mit rund 5 Mio. € gefördert wurde. Die Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft (ASW) war hier insbesondere für die Teilvorhaben zuständig, die sich mit der Einbindung von Biogasanlagen in das Energiesystem, inklusive Sektorenkopplung beschäftigten. Die Ergebnisse wurden in der vorliegenden Dissertation in Form einer Monografie ausgewertet und die Arbeit im Februar 2021 an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät eingereicht.

Hinsichtlich der wissenschaftlichen Bedeutung der vorliegenden Arbeit sind insbesondere die folgenden Punkte hervorzuheben:

- Herr Sprafke hat sich in den Jahren 2017 bis 2021 sehr intensiv mit dem wissenschaftlich schwierigen und komplexen Thema der fundierten Abschätzung von Potenzialen der biologischen Behandlung von organischen Abfällen, insbesondere aus der getrennten Sammlung von Biogas und Grün- gut, beschäftigt. Dabei wurde der Fokus auf die energetischen Potenziale gelegt, um die Möglichkeiten und Grenzen, insbesondere der Einbindung von Abfallbiogasanlagen in das Energiesystem zu ermitteln.
- Die potenziellen Beiträge zur Sektorenkopplung standen dabei im Vordergrund und damit wurde im Vergleich zu den bisherigen Forschungsarbeiten Neuland betreten, zumindest was die wissenschaftliche Tiefe der theoretischen und praktischen Untersuchungen betrifft. Die Ergebnisse belegen, dass der Beitrag von Abfallbiogasanlagen im Rahmen der Sektorenkopplung auch unter optimalen Bedingungen nur in einem (sehr) begrenzten Umfang möglich ist.
- Hervorzuheben ist hier die entwickelte Methodik zur Modellierung der stofflichen und energetischen Potenziale von organischen Abfällen deutschlandweit und weiter differenziert für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern. Diese Methodik zur Potenzialbestimmung, z.B. auf Landkreisebene, kann künftig auch in der Praxis für die abfallwirtschaftlichen Planungen genutzt werden.
- Auch die durchgeführten theoretischen und praktischen Untersuchungen zur Silierung von getrennt gesammelten Bioabfällen vor deren Einsatz in Biogasanlagen sind hier zu erwähnen. Insbesondere die Ergebnisse der Praxisversuche belegen, dass die Silierung von Bioabfällen meist schwierig und auch unter dem Gesichtspunkt der Sektorenkopplung nur sehr eingeschränkt sinnvoll ist.

Abschließend wünschen wir Ihnen nun interessante fachliche Anregungen und viel Spaß beim Lesen der Dissertation von Herr Dr.-Ing. Jan Sprafke.

Herzliche Grüße aus Stuttgart, Weimar und Rostock senden



Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert
Universität Stuttgart



Prof. Dr.-Ing. Frank Scholwin
Institut für Biogas, Kreislaufwirtschaft & Energie Weimar



Prof. Dr. mont. Michael Nelles
Universität Rostock und
Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH (DBFZ) Leipzig

Universität
Rostock



Traditio et Innovatio

Aus der Professur für Abfall- und Stoffstromwirtschaft
Der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

**Potenziale der biologischen Behandlung
von organischen Abfällen zur
Sektorenkopplung**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
„Doktor der Ingenieurwissenschaften“ (Dr.-Ing.)

an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Rostock

vorgelegt von

M. Sc. Jan Sprafke
aus Rostock

Rostock, 2021

Gutachter

1. Gutachter

Prof. Dr. Michael Nelles

Universität Rostock, Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft

2. Gutachter

Prof. Dr. Martin Kranert

Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft

3. Gutachter

Prof. Dr. Frank Scholwin

Institut für Biogas, Kreislaufwirtschaft und Energie

Einreichung: 05.02.2021

Verteidigung: 15.07.2021

Danksagung

Meinem Doktorvater Prof. Dr. Michael Nelles danke ich für die wissenschaftliche und fachliche Betreuung dieser Arbeit und der Möglichkeit zur Promotion an der Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft der Universität Rostock.

Insbesondere bedanke ich mich bei Dr. Andrea Schüch, Dr. Nils Engler, Prof. Dr. Gert Morscheck sowie PD Dr. habil. Abdallah Nassour für die sachkundige Unterstützung und den fachlichen Austausch über Inhalt und Aufbau dieser Arbeit. Bei Prof. Dr. Martin Kranert und Prof. Dr. Frank Scholwin bedanke ich mich für das Interesse an meiner Arbeit sowie die Übernahme der weiteren Gutachten. Beim Team der Professur für Abfall- und Stoffstromwirtschaft und insbesondere bei Kersten Eckermann, Qhatan Thabit, Niklas Lajewski, Kai Schmedemann, Stefan Teitge, Thea Plagemann, Dr. Edward Antwi, Dr. Wassim Chaabane und Dr. Ying Zhou bedanke ich mich für die Unterstützung bei den Labor- und Praxisversuchen.

Christine Herz gilt mein Dank für das Lektorieren meiner Arbeit.

Der Schweriner Abfallentsorgungs- und Straßenreinigungsgesellschaft mbH (SAS) sowie der Stadtentsorgung Rostock GmbH danke ich für die bereitgestellten Daten und Proben sowie für die Möglichkeit, die Versuche an der Anlage in Schwerin vor Ort durchzuführen.

Meiner Familie danke ich für den Rückhalt und die finanzielle und emotionale Unterstützung auf dem zurückliegenden Weg. Mein größter Dank gilt meiner Partnerin Lisa Menke für ihre Geduld und die aufmunternden und motivierenden Worte in den richtigen Momenten.

Die vorliegende Dissertationsschrift wurde im Rahmen des Forschungsprojekts „Netz-Stabil“ erstellt und vom Europäischen Sozialfonds (ESF/14-BM-A55-0021/16) finanziert. Diese Arbeit ist Teil des Qualifizierungsprogramms „Nachwuchsförderung in exzellenten Forschungsverbänden – Exzellenzforschungsprogramm des Landes Mecklenburg-Vorpommern“.

Zusammenfassung

Die Dissertation mit dem Thema „Potenziale der biologischen Behandlung von organischen Abfällen zur Sektorenkopplung“ beschäftigt sich mit der Bestimmung des stofflichen und energetischen Potenzials organischer Abfälle aus Haushaltungen in kreisfreien Städten und Landkreisen.

Zur Bestimmung der stofflichen und energetischen Potenziale wurden Berechnungsformeln zur stofflichen Potenzialbestimmung aufbauend auf regionalstatistischen Daten entwickelt. Für die energetische Potenzialbestimmung wurde ein stoffliches und energetisches Monitoring an einer kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage in thermophiler Betriebsweise durchgeführt. Kenndaten für das energetische Potenzial unter mesophilen Betriebsbedingungen entstammen diskontinuierlichen Batchversuchen. Es konnte gezeigt werden, dass das einwohner- und flächen-spezifische Abfallaufkommen an Biogut, Grüngut und organischen Abfällen auf Grundlage eines monokausalen Erklärungsmodells prognostiziert werden kann. Die Berechnungsformeln eignen sich zur Bestimmung des theoretischen Abfallaufkommens auf regionaler Ebene und können durch den variablen Grüngutanteil die Wechselwirkungen zwischen Biogut- und Grüngutsammlung mathematisch beschreiben.

Durch die Kombination von Datenauswertung, Laborversuchen und Potenzialbestimmung wurde die Möglichkeit geschaffen, stoffliche und energetische Potenziale auf Kreis-, Landes- und Bundesebene abzuschätzen und optimierte Lösungsansätze zur Einbindung biologischer Behandlungstechniken in bestehende Strukturen zu schaffen. Aus einer vertieften Potenzialanalyse für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern konnten zusätzlich Anlagenkenndaten wie Biogutaufkommen und der spezifische Biogasertrag im Jahresverlauf sowie die Anlagenkapazität und -auslastung, einer thermophilen kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage, prognostiziert werden.

Um Biogut in der vegetationsarmen Zeit verfügbar zu machen, wurde die Silierung von behandelten und unbehandelten Biogut ruraler und urbaner Herkunft untersucht. Die Praxisversuche haben gezeigt, dass Biogut aus verschiedenen Gründen nicht siliert werden kann. Wasserlösliche Kohlenhydrate im Biogut werden schon im Vorfeld durch Mikroorganismen abgebaut. Aus diesem Grund ist eine pH-Wertabsenkung durch Milchsäurebakterien nicht möglich und es kommt zu einer Fehlgärung. Der spezifische Biogasertrag von ruralem Biogut steigt unter dem Einfluss einer Silierung. Die Silierung

von urbanem Biogut führt zu hohen Frisch- und Trockenmasseverlusten und abnehmenden spezifischen Biogaserträgen.

Summary

The dissertation with the topic "Potentials of the biological treatment of organic waste for sector coupling" deals with the determination of the material and energetic potential of organic waste from households in independent cities and rural districts.

Calculation formulas for determining the material and energy potentials were developed based on regional statistics. For the determination of the energy potential, material and energy monitoring was carried out at a combined composting and fermentation plant operating in thermophilic conditions. Characteristic data for the energetic potential under mesophilic operating conditions were taken from discontinuous batch tests. It could be shown that the population and area-specific waste volume of biowaste, green waste and organic waste can be predicted based on a monocausal explanatory model. The calculation formulas are suitable for determining the theoretical waste generation at the regional level and can mathematically describe the interactions between biowaste and green waste collection due to the variable green waste share.

The combination of data evaluation, experiments and potential determination created the possibility of estimating material and energy potentials at district, state and national level. Furthermore the creating of optimised solution approaches for integrating biological treatment technologies into existing structures are possible.

To make biomass available in the low vegetation period, the ensiling of treated and untreated biomass of rural and urban origin was investigated. The practical trials have shown that biomass cannot be ensiled. Water-soluble carbohydrates in the biowaste are already degraded by microorganisms beforehand. For this reason, a lowering of the pH value by lactic acid bacteria is not possible this results in faulty fermentation. The specific biogas yield of rural biomass increases under the influence of ensiling. Ensiling urban biomass leads to high losses of fresh and dry matter and decreasing specific biogas yields.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Verzeichnis der Abbildungen	III
Verzeichnis der Tabellen	VI
Verzeichnis der Abkürzungen, Formelzeichen und Indizes	VIII
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielstellung der Arbeit	3
2 Grundlagen und Stand der Forschung	6
2.1 Grundlagen der biologischen Abfallbehandlung	6
2.1.1 Biochemische Zusammensetzung von Bio- und Grüngut	25
2.1.2 Kompostierung	30
2.1.3 Vergärung	31
2.1.4 Gärreste und Komposte	36
2.2 Einflussfaktoren auf die Probenmatrix Biogut	37
2.3 Rechtliche Rahmenbedingungen	39
2.3.1 Europa	39
2.3.2 Deutschland	40
2.3.3 Mecklenburg-Vorpommern	45
2.4 Sektorenkopplung durch Vergärung von Biogut	46
2.4.1 Elektrische Energie aus Biomasse	52
2.4.2 Wärmenutzung	53
2.4.3 Energiespeicherung	54
2.4.4 Biogas und Biomethan im Gasnetz	55
2.5 Silierung von Substraten	56
2.5.1 Phasen der Silierung	57
2.5.2 Substrate im Silierprozess	59
2.5.3 Siliermittel	61
3 Material und Methoden	63
3.1 Monitoring der anaeroben Biogutbehandlung	63
3.2 Ermittlung der stoffspezifischen Eigenschaften von Biogut	65
3.2.1 Batchversuche	65
3.2.2 Sortieranalyse von aufbereitetem Biogut	70
3.2.3 Silierung von Biogut	72
3.3 Methodik zur Modellierung der stofflichen und energetischen Potenziale von organischen Abfällen	74
4 Ergebnisse und Diskussion	83
4.1 Monitoring der anaeroben Behandlung von Biogut	83
4.2 Stoffspezifische Eigenschaften von Biogut	88
4.2.1 Batchversuche mit ruraalem und urbanem Biogut	89
4.2.2 Sortieranalyse von aufbereitetem Bioabfall	96
4.2.3 Silierung von Biogut	99

4.3	Energetisches und stoffliches Potenzial von organischen Abfällen.....	114
4.3.1	Potenzialabschätzung der organischen Abfallströme	114
4.3.2	Stoffliches Potenzial der Landkreise und kreisfreien Städte	121
4.3.3	Energetisches Potenzial im Rahmen der Sektorenkopplung	150
5	Schlussfolgerungen und Ausblick	165
	Literaturverzeichnis	171
	Thesen.....	181
	Anhang	183

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Substrate der anaeroben Abfallbehandlung	8
Abbildung 2: Lebensmittelwertschöpfungskette.....	10
Abbildung 3: Biologische Behandlung im Jahr 2017.....	12
Abbildung 4: Getrennt erfasste organische Abfälle der deutschen Landkreise und kreisfreien Städte im Jahr 2018.....	14
Abbildung 5: Spezifische Biogutmengen für Deutschland im Jahr 2018.....	15
Abbildung 6: Spezifische Grüngutmengen für Deutschland im Jahr 2018.....	16
Abbildung 7: Spezifisches Aufkommen an organischen Abfällen (Bio- und Grüngut) der deutschen Bundesländer	17
Abbildung 8: Getrennt erfasste Mengen an organischen Abfällen, Grüngut und Biogut in Mecklenburg-Vorpommern	18
Abbildung 9: Entwicklung des spezifischen Biogutaufkommen in Mecklenburg- Vorpommern	20
Abbildung 10: Entwicklung des spezifischen Grüngutaufkommen in Mecklenburg- Vorpommern	21
Abbildung 11: Prozesskette der Sammlung organischer Abfälle	23
Abbildung 12: Anfallspunkte von Nahrungs- und Küchenabfällen in Haushalten	25
Abbildung 13: Anaerober Abbau organischer Substrate.....	33
Abbildung 14: Sektorenkopplung mittels anaerober Behandlung von organischen Abfällen	51
Abbildung 15: Biomasseanlagen in Mecklenburg-Vorpommern	52
Abbildung 16: Vorgehensweise bei Sortierung von Biogut	70
Abbildung 17: Zusammenstellung der verschiedenen Siliervarianten	73
Abbildung 18 Vorgehensweise bei der Bestimmung der Abfallparameter für Biogut, Grüngut und getrennt erfasste organische Abfallströme	77
Abbildung 19: Kalkulatorische Zusammenhänge der organischen Abfallströme	80
Abbildung 20: Fließbild der kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage in Schwerin	84
Abbildung 21: Spezifischer Biogasertrag der Praxisanlage	85
Abbildung 22: Methangehalt im Biogas	86
Abbildung 23: Fermenter-Input im jahreszeitlichen Verlauf	86
Abbildung 24: Tägliche Biogasproduktion.....	87
Abbildung 25: Trockenmassegehalte der urbanen und ruralen Regionen	89
Abbildung 26: Regressionskurven der Inokula	90
Abbildung 27: Spezifischer Biogasertrag und Abbaukinetik von urbanen und ruralen Biogut.....	92
Abbildung 28: Spezifischer Methanertrag und Abbaukinetik von urbanem und ruralem Biogut.....	93
Abbildung 29: Spezifische Gaserträge der Batchversuche nach 30 Tagen.....	94
Abbildung 30: Spezifischen Gaserträge der Batchversuche nach 30 Tagen.....	95
Abbildung 31: Spezifischer Methanertrag und Abbaukinetik von urbanem und ruralem Biogut.....	96
Abbildung 32: Sortieranalyse von urbanem und ruralem Biogut.....	97
Abbildung 33: Kunststofffraktion der Sortieranalyse	99
Abbildung 34: Aerobe Stabilität (Öffnungstag 30).....	103
Abbildung 35: Aerobe Stabilität (Öffnungstag 90).....	104
Abbildung 36: Beispielhafte Schimmelpilzbildung.....	105
Abbildung 37: pH-Wertentwicklung im Gärverlauf	106

Abbildung 38: Spezifischer Biogas- und Methanertrag von unbehandeltem, silierten und siliertem vorbehandelten Biogut (Bezugsgröße: Frischmasse)	111
Abbildung 39: Spezifischer Biogasertrag und Abbaukinetik von unsiliertem und siliertem urbanen und ruralen Biogut (Bezugsgröße: Frischmasse).....	111
Abbildung 40: Spezifischer Biogas- und Methanertrag von unbehandeltem, silierten und siliertem vorbehandelten Biogut (Bezugsgröße: Organische Trockenmasse)	112
Abbildung 41: Einwohnerspezifisches Abfallaufkommen an organischen Abfällen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte	114
Abbildung 42: Spezifisches Abfallaufkommen an Biogut in Abhängigkeit von der Einwohnerzahl je Wohnbaufläche	115
Abbildung 43: Spezifisches Abfallaufkommen an Grüngut in Abhängigkeit von der Einwohnerzahl je Wohnbaufläche	116
Abbildung 44: Funktionsgleichung zur Bestimmung des einwohnerspezifischen Abfallaufkommens.....	117
Abbildung 45: Schwankungsbreite des monatlichen Anteiles am Grüngutaufkommen (Grüne Punkte repräsentieren den Mittelwert des jeweiligen Monats)	120
Abbildung 46: Korrelationsfaktoren zwischen dem Grüngutaufkommen zweier öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträger in Mecklenburg-Vorpommern.....	121
Abbildung 47: Einwohnerspezifisches Aufkommen an Grüngut	122
Abbildung 48: Spezifisches Grüngutaufkommen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte (Wohnbaufläche).....	127
Abbildung 49: Prognostiziertes Grüngutaufkommen der Bundesländer	128
Abbildung 50: Invariabler und variabler Grüngutanteil.....	129
Abbildung 51: Flächenspezifisches Grüngutaufkommen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte (Wohnbaufläche).....	129
Abbildung 52: Einwohner spezifisches Aufkommen an Biogut	133
Abbildung 53: Prognostiziertes Grüngutaufkommen der Bundesländer	135
Abbildung 54: Spezifisches Biogutaufkommen in Abhängigkeit von der Bevölkerungswohnbauflächendichte	136
Abbildung 55: Flächenspezifisches Biogutaufkommen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte (Wohnbaufläche).....	138
Abbildung 56: Einwohnerspezifisches Aufkommen an organischen Abfällen.....	141
Abbildung 57: Einwohnerspezifisches Aufkommen an organischen Abfällen	142
Abbildung 58: Prognostiziertes Aufkommen an organischen Abfällen der Bundesländer.....	144
Abbildung 59: Prognostiziertes flächenspezifisches Aufkommen an organischen Abfällen	144
Abbildung 60: Anteile der Abfallteilmoleküle am organischen Abfall in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte	145
Abbildung 61: Erschließbares Potenzial der stofflichen Potenzialabschätzung.	149
Abbildung 62: Durchschnittlicher Biogasertrag der Landkreise und kreisfreien Städte	152
Abbildung 63: Maximaler Energiegehalt je Tonne Biogut nach anaerober Behandlung	153
Abbildung 64: BHKW-Anlagenleistung der Kreis und kreisfreien Städte bei thermophiler Biogutbehandlung	154
Abbildung 65: Prognostiziertes monatliches Biogutaufkommen der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern im jahreszeitlichen Verlauf .	157
Abbildung 66: Anlagenkapazität der anaeroben Vergärung von Biogut	159
Abbildung 67: Biogasproduktion im Jahresverlauf.....	162

Abbildung 68: Anlagenleistung BHKW	163
Abbildung 69: Elektrische BHKW-Anlagenleistung bei mesophiler Behandlung.....	183
Abbildung 70: Jährliches Grüngutaufkommen der Landkreise und kreisfreien Städte	183
Abbildung 71: Jährliches Biogutaufkommen der Landkreise und kreisfreien Städte	184
Abbildung 72: Jährliches Aufkommen an organischen Abfällen der Landkreise und kreisfreien Städte	184

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Biologische Behandlung im Jahr 2017.....	7
Tabelle 2: Potenziell energetische Stoffströme der Lebensmittelwertschöpfungskette	11
Tabelle 3: Kenndaten der Bioabfallwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2011	19
Tabelle 4: Abfälle nach Art und Herkunft	27
Tabelle 5: Anaerobe Abbaubarkeit organischer Stoffe	27
Tabelle 6: Literaturangaben von Trockenmassegehalten und spezifischen Gaserträgen	36
Tabelle 7: Angepasste Komposition der Einflussfaktoren auf Biogut.....	38
Tabelle 8: Nutzungsmöglichkeiten Wärme	54
Tabelle 9: Klassifizierungsarten der Energiespeicher	55
Tabelle 10: Zielgrößen der Silierung.....	59
Tabelle 11: Typische Populationen von Bakterien- und Pilzgruppen an Pflanzen vor dem Silieren	61
Tabelle 12: Wirkungsrichtung von Siliermitteln nach den DLG-Prüfrichtlinien	62
Tabelle 13: Zielgrößen des Monitorings der Behandlungsanlage	64
Tabelle 14: Versuchsdaten der Batchversuche	66
Tabelle 15: Stoffgruppen der händischen Sortierung	71
Tabelle 16: Flächennutzung der kreisfreien Städte und Landkreise (Maximum) im Jahr 2018	75
Tabelle 17: Siedlungsstrukturen der Prognose	79
Tabelle 18: Parameter für die energetische Potenzialbestimmung.....	88
Tabelle 19: Angenommene jahreszeitlich spezifische Trockenmassegehalte im Berechnungsmodell	89
Tabelle 20: Regressionsparameter der Inokula der Versuchsreihen (Biogas).....	90
Tabelle 21: Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten der Batchversuche mit urbanem und ruralem Biogut unter mesophilen Bedingungen	91
Tabelle 22: Spannweite der ermittelten Stoffgruppen im ruralem und urbanen aufbereiteten Biogut.....	97
Tabelle 23: Ausgangsparameter des Ausgangsmaterials (urbanes und rurales Biogut).....	100
Tabelle 24: Mikrobiologische Parameter des Ausgangsmaterials	101
Tabelle 25: Mechanische Einflüsse entlang der Wertschöpfungskette	102
Tabelle 26: Aerobe Stabilität urbaner und ruraler Abfälle	104
Tabelle 27: Charakteristik der relevanten Clostridiengruppen im Silierprozess von Biogut.....	107
Tabelle 28: Gär säuren und Alkohole im Siliergut.....	108
Tabelle 29: Frisch- und Trockenmasseverluste von unbehandeltem und behandeltem Biogut.....	109
Tabelle 30: Trockenmasse, organische Trockenmasse und Methananteil im Biogas von Biogut (Original, siliert, siliert + vorbehandelt).....	110
Tabelle 31: Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten von unbehandeltem, silierten und siliertem vorbehandeltem Biogut.....	112
Tabelle 32: Potenzielle jährliche Erfassungsmengen von organischen Abfällen nach Siedlungsstruktur	115
Tabelle 33: Potenziell erfassbare Biogut- und Grüngutmengen nach Siedlungsstruktur	117

Tabelle 34: Verwendete Richtwerte zur Wichtung der Grüngutmenge im Biogut im jahreszeitlichen Verlauf	120
Tabelle 35: Einwohnerspezifisches Grüngutaukommen der kreisfreien Städte und Landkreise in Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2018	123
Tabelle 36: Erfassbare Grüngutmengen der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern	124
Tabelle 37: Erfassbare Grüngutmengen in Deutschland in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und variablen Grüngutanteil	125
Tabelle 38: Durchschnittliches einwohnerspezifisches Grüngutaukommen in Deutschland in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und variablen Grüngutanteil	126
Tabelle 39: Spezifisches Biogutaukommen der kreisfreien Städte und Landkreise in Mecklenburg-Vorpommern	131
Tabelle 40: Erfassbare Biogutmengen der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern	132
Tabelle 41: Erfassbare Biogutmengen in Deutschland in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und variablen Grüngutanteil	134
Tabelle 42: Durchschnittliches einwohnerspezifisches Biogutaukommen in Deutschland in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und variablen Grüngutanteil	137
Tabelle 43: Einwohnerspezifisches Aufkommen an organischen Abfällen der kreisfreien Städte und Landkreise in Mecklenburg-Vorpommern	140
Tabelle 44: Erfassbare Biogutmengen der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern	143
Tabelle 45: Prozentualer Output an Komposten und Gärresten aus der biologischen Abfallbehandlung je Inputtonne	146
Tabelle 46: Potenzial an Gärresten aus der kombinierten Kompostierung und Vergärung	147
Tabelle 47: Potenzial an Komposten aus der Grünabfallkompostierung	148
Tabelle 48: Konstanten und energetische Parameter der energetischen Potenzialabschätzung	151
Tabelle 49: Prognostizierter spezifischer Biogasertrag der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern im jahreszeitlichen Verlauf	155
Tabelle 50: Spezifischer Biogasertrag im jahreszeitlichen Verlauf (Bezugsgröße: Organische Trockenmasse) ausgewählter Landkreis und kreisfreie Städte in Mecklenburg-Vorpommern	156
Tabelle 51: Anteil am maximalen Biogutaukommen im jahreszeitlichen Verlauf ...	158
Tabelle 52: Raumbelastung (Bezugsgröße: Organische Trockenmasse)	160
Tabelle 53: Hydraulische Verweilzeit	161
Tabelle 54: Energetische Kenndaten der Landkreise und kreisfreien Städte	163
Tabelle 55: Ist-Zustand der organischen Abfallsammlung in den Bundesländern und Deutschland	185
Tabelle 56: Stoffliches Potenzial der organischen Abfallsammlung aus Haushaltungen in den Bundesländern und Deutschland	186

Verzeichnis der Abkürzungen, Formelzeichen und Indizes

Abkürzungen

Abkürzung	Bedeutung
AbFWG M-V	Abfallwirtschaftsgesetz für Mecklenburg-Vorpommern
AVV	Abfallverzeichnis-Verordnung
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
DüMV	Düngemittelverordnung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
F	Frühling
GG	Grundgesetz
GHD	Gewerbe, Handel und Dienstleistungen
H	Herbst
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
kW	Kilowatt
kWh	Kilowattstunden
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
Mio.	Millionen
PflanzAbfLVO M-V	Pflanzenlandesverordnung
R	Rural
S	Sommer
SAS	Schweriner Abfallentsorgungs- und Straßenreinigungsgesellschaft mbH
U	Urban
W	Winter
x	Bevölkerungsdichte
18	Jahr 2018
19	Jahr 2019

Formelzeichen

Formelzeichen	Bedeutung	Einheit
A	Fläche	ha
c	Exponent zur Modellierung der lag-Phase	-
EW	Bevölkerungsanzahl	-
EWA	Einwohner-/ Bevölkerungsdichte	EW ha ⁻¹
FM	Frischmasse	g; kg
GV	Gärgasverlust	% _{TM}
p	Druck	hPa; bar
t	Reaktionszeit in Tagen	d
TM	Trockenmasse	g; kg
V	Volumen	l; ml; m ³
Ψ	Volumenanteil	Vol.-%
k	Reaktionsgeschwindigkeitskonstante	d ⁻¹
m	Masse	t; kg
o _{TM}	Anteil organischer Trockenmasse in Biogut	kg kg ⁻¹
w	Massenanteil im Biogut	Gew.-%
Y	Spezifischer Gasertrag	m ³ t ⁻¹

Indizes

Indizes	Bedeutung
BG	Biogut
Biogas	Biogas
Br	Brutto
C	Temperaturmessung in °Celsius
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
Einwaage	Eingewogene Massen
el	Elektrisch
EW	Einwohnerzahl als Bezugsgröße
f	Feucht
FM	Frischmasse als Bezugsgröße
GG	Grüngut
GG-I	Invariabler Grüngutanteil
GG-V	Variabler Grüngutanteil
I	Inokulum
i	Landkreis oder kreisfreie Stadt
max	Maximum
MS	Milchsäure
N	Normbedingungen
NK	Nahrungs- und Küchenabfall
OA	Organische Abfälle
oTM	Organische Trockenmasse
Spez.	Spezifisch
th	Thermisch
TM	Trockenmasse als Bezugsgröße
tot	Total
tr	Trocken
w	Wasser
WB	Wohnbaufläche

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

„Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen [...]“ (GG)

Die Wichtigkeit dieser Aussage im § 20a des Grundgesetzes (GG) nimmt einen immer höheren Stellenwert in einer sich ändernden Welt ein. Organischen Abfällen werden dabei hohe Potenziale zugeschrieben als ressourcenschonende Energiequelle im Rahmen einer energetischen Nutzung, einhergehend mit stofflichen Verwendungen der Produkte der biologischen Behandlung als Alternative zu konventionellen Düngemitteln. Dabei hat die Bedeutung der biologischen Behandlung von organischen Abfällen in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung gewonnen.

In deutschen biologischen Abfallbehandlungsanlagen wurden im Jahr 2017 insgesamt 15,8 Mio.-t Abfälle in 1242 Anlagen anaerob oder aerob behandelt (Statistisches Bundesamt (2019)). Damit hat sich der Gesamtinput in diesem Zweig der Abfallbehandlung seit 1996 mehr als verdoppelt. Dieser Mengenzuwachs begründet sich teilweise durch die verpflichtende Einführung der getrennten Sammlung von Bioabfällen seit 1. Januar 2015 gemäß §11 Abs. 1 im Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG). Als herausfordernd hat sich bei der biologischen Behandlung von organischen Abfällen und insbesondere von Biogut gezeigt, dass sich zusätzlich zur Organik im eingesammelten Biogut diverse Fremd- und Störstoffe befinden. Diese Fremd- und Störstoffe beeinflussen neben der Qualität der produzierten Komposte und Gärreste gleichfalls die technische und biologische Prozessstabilität und führen zu erhöhten Kosten- und Mehraufwand bei der biologischen Behandlung und den damit verbundenen ökonomischen und sozioökonomischen Herausforderungen. Verbleibende Stör- und Fremdstoffe im Biogut können je nach Qualität zusätzliche Kosten durch Gärrestkonfektionierung verursachen. Trotz des Mehraufwandes im Rahmen der Aufbereitung ist eine vollständige Entfernung der Stör- und Fremdstoffe nicht möglich und verbleibende Stör- und Fremdstoffe mindern die Qualität der Produkte sowie die möglichen Erlöse durch die Vermarktung der Gärreste und Komposte.

Die organischen Abfallfraktionen Bio- und Grüngut unterliegen starken qualitativen und quantitativen Schwankungen im jahreszeitlichen Verlauf (DITTRICH et al. (2017); KRANERT (2017)). Diese Änderungen im Aufkommen von organischen Abfällen entstehen durch den vegetationsabhängigen Anteil an Grüngut im Biogut, welcher wiederum starken Einfluss auf die biologische Behandlung hat. Da Jahresmittelwerte oder Stichprobenwerte für eine Anlagendimensionierung ungeeignet sind (ATV-DVWK (2003)), bestehen diverse Herausforderungen bei der Dimensionierung einer biologischen Abfallbehandlungsanlage. Diese Herausforderungen resultieren zum Teil aus dem volatilen Aufkommen an organischen Abfällen im jahreszeitlichen Verlauf, gehen aber auch auf Vorgaben durch die gesetzgebenden Institutionen zurück. Da das Gesamtaufkommen an organischen Abfällen in einem Landkreis oder kreisfreien Stadt starken jahreszeitlichen qualitativen und quantitativen Schwankungen unterliegt, muss für eine anaerobe Behandlung berücksichtigt werden, dass die Biozönose im Fermenter nach Möglichkeit konstante Qualitäten, Inputmengen und Prozessparameter benötigt.

Dass sich Biogut und Grüngut aus rural und urban geprägten Regionen hinsichtlich Qualität und Quantität unterscheidet ist bekannt und die beeinflussenden Wirkmechanismen wurden schon vielfältig in der Vergangenheit untersucht (SCHOLWIN et al. (2019); RICHTER et al. (2019a); RICHTER et al. (2017b); KRAUSE et al. (2014)). Biogut aus urbaner und ruraler Herkunft unterscheidet sich hinsichtlich Qualität und Quantität im jahreszeitlichen Verlauf ebenfalls. Dies führt dazu, dass keine gleichbleibende Substratverfügbarkeit im Jahresverlauf vorliegt und das Anlagenmanagement entsprechend kompliziert ist und angepasst werden muss. Die gängige Praxis zur Optimierung des Anlagenbetriebes ist der limitierte Einsatz von Co-Substraten bzw. der Einsatz von Biogut aus Monaten mit erhöhten Biogutaufkommen. Da gelagertes Biogut biologischen Abbauprozessen unterliegt, müsste es entsprechend konserviert werden, um es innerhalb der vegetationsarmen Zeit einzusetzen. Durch die anaerobe Behandlung von Biogut besteht zusätzlich zur Produktion von Gärresten und Komposten die Möglichkeit der Biogaserzeugung, welches in nachgeschalteten Schritten einer energetischen Verwertung zugeführt werden kann, wobei der spezifische Biogasertrag ebenfalls durch den volatilen Anteil an Grüngut im Biogut beeinflusst wird.

1.2 Zielstellung der Arbeit

Da öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger im Zuge der biologischen Behandlung von Biogut diversen Herausforderungen im Abfallmanagement und Vermarktung der Produkte gegenüber stehen, soll diese Dissertation mit dem Ziel entstehen, den Beitrag der biologischen Behandlung von organischen Abfällen im Rahmen einer Sektorenkopplung zur Systemstabilisierung zu prüfen und zu optimieren sowie Parameter zu identifizieren, welche die Quantität und Qualität biogener Abfallströme im besonderen Maße beeinflussen und damit von besonderer Bedeutung für die getrennte Erfassung von organischen Abfällen sind. Dabei soll insbesondere für die Landkreise und kreisfreien Städte im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern das stoffliche und energetische Potenzial eingehender bestimmt werden sowie eine mögliche Substitution von bestehenden Biomasseanlagen sowie die Implementierung der Vergärung von Biogut innerhalb der bestehenden energetischen Strukturen im Rahmen einer Sektorenkopplung auf Landes- und Bundesebene kritisch hinterfragt werden. Dazu wurden bestehende Verfahrensvarianten zur Grün- und Biogutsammlung kritisch unter den Gesichtspunkten einer optimierten Sammlung betrachtet. Unter anderem wurden die besonderen Herausforderungen bei der Lagerung, der Substratverfügbarkeit, der energetischen Nutzung und dem optimierten Einsatz von Biogut im jahreszeitlichen Verlauf berücksichtigt und ausführlich beantwortet. Mit den entwickelten Berechnungsformeln können aufbauend aus den Datenerhebungen der kreisfreien Städte und Landkreise die Wechselwirkungen zwischen Biogut- und Grüngutsammlung quantitativ und qualitativ bestimmt werden sowie die Abhängigkeit der erfassbaren Mengen von organischen Abfällen von der Bevölkerungsdichte. Ergänzend wurden ebenfalls energetische Kenndaten der thermophilen anaeroben Behandlung für die erfassbaren Biogutmengen ermittelt, um Aussagen über das maximale stoffliche und energetische Potenzial auf Bundes-, Landes- und Regionalebene treffen zu können.

Die im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Methodik zur Potenzialbestimmung der organischen Abfallströme dient ebenfalls dazu, bestehende Strukturen zu prüfen sowie bereits anfallende organische Abfallströme aus Haushalten qualitativ und quantitativ abzuschätzen. Die ermittelten Berechnungsformeln eignen sich gleichermaßen zur Bestimmung des einwohnerspezifischen und flächenspezifischen Aufkommens an Biogut-, Grüngut- und organischen Abfällen sowie zur annäherungsweise

Bestimmung der erfassbaren Nahrungs- und Küchenabfälle sowie des Biogasaufkommens in Landkreisen und kreisfreien Städten. Die Nutzung der entwickelten Berechnungsformeln durch öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger, Anlagenbetreiber und -planer soll die Implementierung der biologischen Abfallbehandlung erleichtern und eine regionale und überregionale Effizienzsteigerung durch Optimierung der Sammlung ermöglichen. Die Prüfung von bestehenden Kompostierungsanlagen auf Nachrüstbarkeit einer vorgeschalteten anaeroben Stufe ist ebenfalls möglich. Des Weiteren können mit der vorgestellten Methodik bestehende anaerobe Vergärungsanlagen ihre Prozesse hinsichtlich des Co-Substrateinsatzes optimieren. Die komplexen Wechselwirkungen zwischen Biogut- und Grüngutaufkommen und -sammlung wurden mathematisch beschrieben. Aufbauend auf den prognostizierten und erhobenen Daten kann das Gesamtaufkommen an organischen Abfällen auf regionaler Ebene abgeschätzt sowie die substratspezifischen Biogaserträge im Rahmen einer thermophilen und mesophilen Vergärung bestimmt werden. Gleichwohl kann das energetische Potenzial des entstehenden Biogases in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte ermittelt werden.

Als Alternative zur aeroben Lagerung von Biogut soll die mögliche Silierung von Biogut ebenfalls betrachtet werden. Ziel der Silierung von Biogut ist der Einsatz von Biogut aus Zeiträumen mit hohem Substrataufkommen innerhalb der Wintermonate, um die Jahresganglinien für Biogasproduktion und Substrateinsatz innerhalb der anaeroben Stufe auszugleichen.

Ausgehend von den vorangestellten Aussagen und Herausforderungen der biologischen Behandlung von Biogut werden folgende Themenkomplexe im Rahmen dieser Dissertationsschrift bearbeitet:

1. Das einwohner- und flächenspezifische Aufkommen an organischen Abfällen in einem Landkreis oder einer kreisfreien Stadt ist durch ein monokausales Erklärungsmodell prognostizierbar.

Das monokausale Erklärungsmodell zur Bestimmung des stofflichen Potenzials haushaltsstämmiger organischer Abfallströme basiert auf einer Datenanalyse von frei zugänglichen Statistiken der deutschen Landkreise und kreisfreien Städte der Jahre 2016 bis 2018. Auf Grundlage der Datenauswertung sollte es möglich sein das einwohner- und flächenspezifische Aufkommen an Biogut, Grüngut und organischen Abfällen innerhalb eines Landkreises oder einer kreisfreien Stadt zu bestimmen. Des

Weiteren lässt sich hieraus das stoffliche und energetische Potenzial auf Länder- und Bundesebene ableiten. Die Methodik zur Bestimmung des monokausalen Berechnungsmodells ist in Kapitel 3.3 aufgeführt.

2. Das energetische Potenzial der kreisfreien Städte und Landkreise lässt sich aus Praxis- und Versuchswerten bestimmen.

Durch ein Monitoring einer kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage sowie durch eine mehrjährige Substratcharakterisierung mit mesophilen Batchversuche sollen energetische Berechnungsparameter eruiert werden, die sich als Grundlage zur energetischen Potenzialberechnung eignen. Um die jahreszeitlichen Veränderungen im Biogut- und Grüngutauflkommen zu spezifizieren sowie weitere Kenngrößen zu bestimmen, wurden zusätzlich spezifische Abfalldaten der Jahre 2016 bis 2018 von zwei öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträgern analysiert und Berechnungsparameter spezifiziert, um eine vertiefte stoffliche und energetische Prognose für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern durchzuführen.

3. Biogut kann siliert werden und dadurch die Substratverfügbarkeit sowie die Biogasproduktion innerhalb der vegetationsarmen Monate gesteigert werden.

Um das Lagerverhalten von Biogut zu eruieren, wurde zusätzlich zur Prognose der organischen Abfallströme aus Haushalten die Möglichkeit der Silierung von Biogut untersucht. Mittels Silierung von Biogut soll analog zur konventionellen Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen die Möglichkeit geschaffen werden, Anlagenbetreibern einen zeitlich unabhängigen Einsatz von Biogut in der vegetationsarmen Zeit zu ermöglichen. Dies ist notwendig, da das Biogutauflkommen stark abhängig von der Jahreszeit ist und starken quantitativen und qualitativen Einflüssen unterliegt. Zusätzlich zur Silierung ohne Vorbehandlung wird der Einsatz von homofermentativen Milchsäurestämmen untersucht, sowie dessen Einfluss auf den spezifischen Biogas- und Methanertrag.

2 Grundlagen und Stand der Forschung

2.1 Grundlagen der biologischen Abfallbehandlung

Die moderne Bioabfallwirtschaft hat eine lange Tradition (seit Mitte der 1980er Jahre) und ist eine Erfolgsgeschichte der Kreislauf- und Abfallwirtschaft (KERN/ SIEPENKOTHEN (2020); KERN et al. (1998)). Die biologische Behandlung von Abfällen beruht auf dem mikrobiellen Abbau organischer Substanz. Dieser Abbau kann unter Luftabschluss (anaerob) als Vergärung oder in Anwesenheit von Luft (aerob) als Kompostierung stattfinden. Die Behandlung von organischen Abfällen aus Haushalten ging auf die Kompostierung von Restmüll zurück. Bei der Kompostierung von Restmüll kam es, bedingt durch die mit der Industrialisierung korrespondierenden Zunahme an inerten und schwer abbaubaren Inhaltsstoffen, zu erhöhten Schwermetallgehalten im Kompost und Absatzschwierigkeiten der Produkte (BILITEWSKI / HÄRDTLE (2013)). Es wurde begonnen, die organische Fraktion getrennt zu erfassen und anschließend einer aeroben Behandlung (Kompostierung) zu unterziehen. Die anaerobe Behandlung (Vergärung) von organischen Abfällen begann erst zu Beginn der 1990er Jahre, da der erforderliche Entwicklungsstand der Verfahrenstechnik im praktischen Betrieb bis dahin noch nicht erreicht war (FRICKE et al. (2013)) und es bedingt durch den hohen Wassergehalt im Biogut im Vorfeld schon zu ungewollten Geruchsentwicklungen durch Gärung gekommen ist (ATV-DVWK (2003)). Innerhalb der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik wurden Nahrungs- und Küchenabfälle in „Specki-Tonnen“ gesammelt und anschließend der Futterherstellung für die Masttierhaltung zugeführt (HENNSEN (2009)). Des Weiteren war und ist die Etablierung der Vergärung als Alternative zur aeroben Behandlung organischer Abfälle mit weiteren Herausforderungen verbunden, die eine Akzeptanz in der Branche erschweren. Im Vergleich zur Kompostierung liegen die Herausforderungen bei der Vergärung bei:

- höheren Investitions- und Betriebskosten
- Abrasion und Verschleiß bei kontinuierlichen Betriebsweisen verursacht durch Mineral-, Stör- und Fremdstoffe
- Störungen der Biozönose beim Einsatz von Co-Substraten oder starken Lastwechseln.

Diese und weitere Herausforderungen, verbunden mit der bestehenden Anlagentechnik, führten zu dem jetzigen gesamtdeutschen heterogenen Anlagenbestand, bestehend aus den verschiedensten Arten von Kompostierungs-, Vergärungs- und kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen sowie einer Vielzahl anderer technologischer Konzepte zur Behandlung organischer Abfallströme.

Im Jahr 2017 wurden in 1.242 biologischen Behandlungsanlagen deutschlandweit 15,8 Mio.-t Abfall behandelt. Von diesen biologischen Abfällen entsprachen 9,3 Mio.-t den für die Prognose relevanten Abfallschlüsseln für Biogut und Grüngut (Statistisches Bundesamt (2019)). Wie aus Tabelle 1 ersichtlich wird, haben Marktabfälle nur einen geringen Anteil an den einsetzbaren biologischen Abfällen, die unter den Bedingungen des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG 2017) speziell vergütet werden können. Daher werden Marktabfälle im Zuge dieser Arbeit nicht weiter betrachtet. Im Rahmen der anaeroben Behandlung ist der Einsatz von Co-Substraten weit verbreitet. Die in Tabelle 1 aufgeführten sonstigen biogenen Abfälle stammen weitestgehend aus den produzierenden Sektoren Landwirtschaft und Tierzucht sowie aus den Sektoren Gewerbe, Handel, Dienstleistungen und dem Sektor der verarbeitenden Industrie. Insbesondere der Nahrungsmittelsektor besitzt ein großes Potenzial an möglichen vergärbaren Co-Substraten. Diese Co-Substrate haben aufgrund der ähnlichen strukturellen Eigenschaften weitestgehend gleiche biologische Abbaucharakteristika, wie die im Biogut enthaltenden Nahrungs- und Küchenabfälle.

Tabelle 1: Biologische Behandlung im Jahr 2017 (Datengrundlage: Statistisches Bundesamt (2019))

EAV	Bezeichnung	Anlagen	Input [1.000 t]
20 02 01	Biologisch abbaubare Abfälle	866	4.787,6
20 03 01	<u>Gemischte Siedlungsabfälle</u>	<u>290</u>	<u>4.512,6</u>
20 03 01 00	Gemischte Siedlungsabfälle nicht differenzierbar	10	166,0
20 03 01 04	Abfälle aus der Biotonne	280	4.346,6
20 03 02	Marktabfälle	48	61,2
-	Sonstige Abfälle	-	6.457,9
	Biologische Abfälle	1.242	15.819,3

In Abbildung 1 sind die Beziehungen zwischen den genannten Produktionsbereichen geeigneter Substrate und deren Wechselwirkungen dargestellt. Mit Ausnahme der gezielten Energiepflanzenproduktion entstehen entlang der Wertschöpfungskette verschiedene Abfallstoffströme, die sich prinzipiell zur energetischen Nutzung durch Vergärung eignen. Viele dieser ungenutzten Abfallstoffströme der Lebensmittelwertschöpfungskette sind potenziell für die Produktion von Biogas geeignet. Damit es nicht zu Prozessstörungen in Form einer Hemmung oder toxischen Vergiftung kommt, ist dabei immer auf die genaue Zusammensetzung der Inhaltstoffe und den innerhalb der Aufbereitung entstehenden Gehalt an Kopplungsprodukten der Abfallströme zu achten (LANGHANS et al. (2020); SPRAFKE et al. (2020a)). Die Eignung möglicher Co-Substrate zum Einsatz in der anaeroben Behandlung muss zwingend unter ökonomischen, rechtlichen und ökologischen Gesichtspunkten geprüft werden. Diese Prüfung kann dazu führen, dass eine technische Nutzbarmachung erheblich erschwert oder sogar verhindert wird.

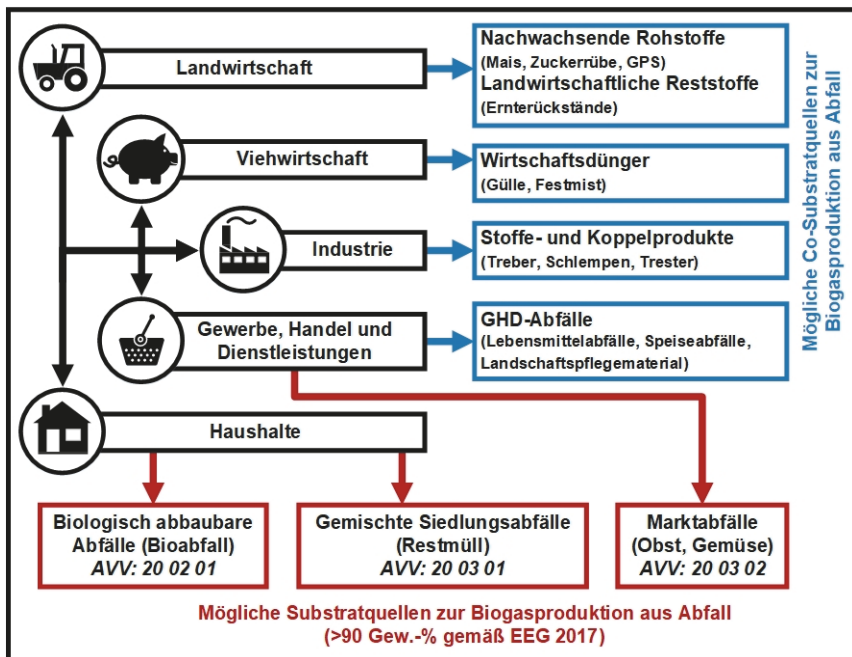


Abbildung 1: Substrate der anaeroben Abfallbehandlung (Datengrundlage: SPRAFKE et al. (2020b))

Die Wertschöpfungskette der Lebensmittelbereitstellung beginnt bei der Urproduktion. Unter dem Begriff Urproduktion wird dabei die Produktion oder Gewinnung organischer Biomasse aus dem Acker-, Garten-, Wein-, Obst-, Landschafts- oder Futteranbau sowie aus Grünlandanbau und Forstwirtschaft verstanden. Ausgehend von der Urproduktion der Biomasse wird im Regelfall selbige direkt oder indirekt vermarktet oder soweit aufbereitet, dass sie zum menschlichen Verzehr geeignet ist. Diese Aufbereitung geschieht entweder direkt beim Erzeuger wie bei Obst und Gemüse, durch industrielle Verarbeitung wie bei Spirituosen, Säften, Mehl oder in vereinfachter Form im Handel wie bei Salattheken. Durch die industrielle Verarbeitung entstehen prozessbedingt verschiedene Stoff- und Kopplungsprodukte, die sich oftmals sehr gut als Co-Substrate bei der Vergärung eignen. Die energetische Verwertung erfolgt in vielen Fällen durch spezialisierte Abfallvergärungsanlagen, von denen sich fünf in Mecklenburg-Vorpommern befinden (LUNG (2020a)). Die spezialisierten Abfallvergärungsanlagen besitzen in der Regel mit den Abfallerzeugern Rahmenverträge zur Abnahme möglicher organischer Abfälle. Da sich die organischen Abfälle teilweise noch im verpackten Zustand befinden, weisen die Anlagen spezialisierte Vorbehandlungstechniken auf. Mit Ausnahme der kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage in Schwerin sind alle anderen Anlagen auf die Behandlung nicht haushaltsstämmiger organischer Abfallströme ausgelegt. Der anschließende Vertrieb der Lebensmittel erfolgt durch den Einzelhandel, der seine Handelsware wiederum vom Großhandel oder direkt von der industriellen Verarbeitung bezieht. Der Endverbraucher erwirbt in der letzten Stufe der Wertschöpfungskette seine Lebensmittel vom Händler, wobei mögliche Bezugsquellen auch innerhalb der Direktvermarktung zu finden sind. Zusätzlich können Lebensmittel aus der Eigenproduktion stammen. Die Eigenproduktion von Lebensmitteln aus Gartenbau und Viehzucht für den Eigenbedarf ist im ländlichen Raum geläufiger und nimmt mit steigender Urbanisierung ab. Ergänzend zu den Stoffströmen der Lebensmittelwertschöpfungskette entstehen in der Urproduktion weitere Co- Substrate aus der Biomasseproduktion wie beispielsweise Wirtschaftsdünger, die sich potenziell zur energetischen Nutzung eignen.

Die im Biogut enthaltenen haushaltsstämmigen Nahrungs- und Küchenabfälle entstammen der in Abbildung 2 dargestellten Stufe „In-Haus-Verzehr“ der Lebensmittelwertschöpfungskette.

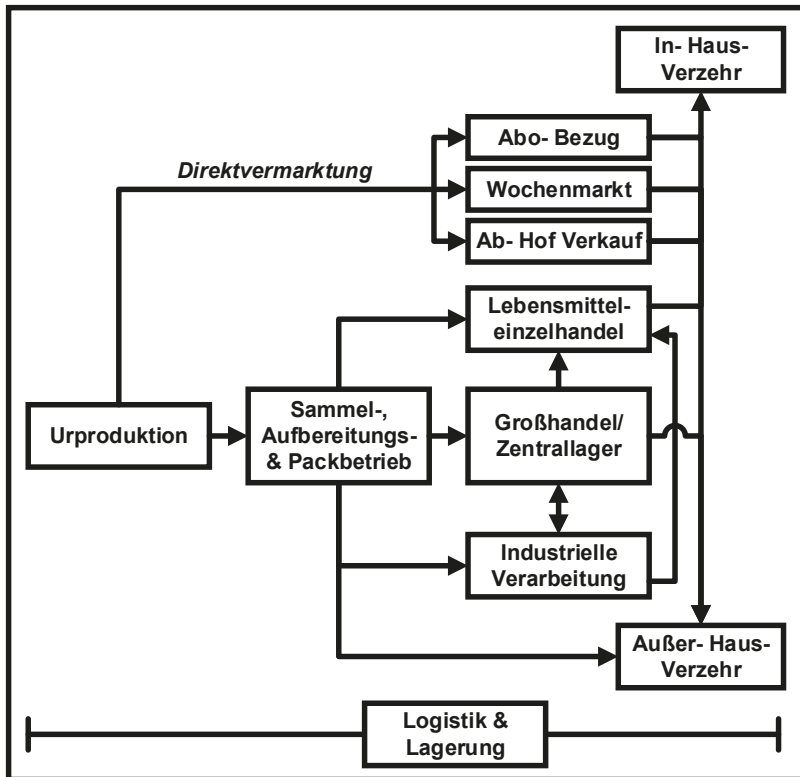


Abbildung 2: Lebensmittelwertschöpfungskette

Ob Lebensmittel im eigenen Haushalt zubereitet und verzehrt werden oder außerhalb in Restaurants und Gaststätten, beeinflusst ebenfalls die qualitativen und quantitativen Eigenschaften im Biogut, da mögliche Nahrungs- und Küchenabfälle beim „Außer-Haus-Verzehr“ andersorts entsorgt werden und gegebenenfalls nicht in der Statistik als haushaltsstämmiger organischer Abfall erfasst werden.

Während Nahrungs- und Küchenabfälle im Haushalt entstehen, treten in den anderen Stufen der Wertschöpfung neben Lebensmittelabfällen auch Lebensmittelverluste auf (SCHMIDT et al. (2019b)). Verluste, Abfallströme, Ausscheidungen, Reststoffe und Nebenprodukte, die sich potenziell für die Produktion von Biogas eignen und somit als Co-Substrat im Prozess einsetzbar sind, werden in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Potenziell energetische Stoffströme der Lebensmittelwertschöpfungskette

Lebensmittelabfälle im Haushalt	Lebensmittelabfälle und -verluste bei der Produktion, Verarbeitung und Vertrieb	
- Zutaten	- Ernteverluste	- Haltungsverluste
- Essensreste	- Nachernteverluste	- Krankheitsverluste
- verzehrfertige Lebensmittel	- Logistikverluste	- Transportverluste
	- Verbiss	- Lagerverluste
- nicht essbare Lebensmittel	- Musterproduktionen	- Produktionsrückstände
	- Retouren	- nicht abgesetzte Lebensmittel

Im Rahmen der biologischen Behandlung entstanden im Jahr 2017 zirka 4,2 Mio.-t Komposte und 3,3 Mio.-t Gärreste, die einer stofflichen Nutzung zugeführt wurden (Statistisches Bundesamt (2019)). Die dabei vermarkteten Komposte entstammen zu etwa gleichen Anteilen aus der Grünabfallkompostierung sowie aus der aeroben und anaeroben Behandlung von Bioabfällen (Abbildung 3). Vermarktete Gärreste wurden zu einem Großteil in Biogas- und Vergärungsanlagen sowie aus der kombinierten Vergärung und Kompostierung generiert. SCHOLWIN et al. (2019) ermittelten, dass von 500.000 t zirka 420.000 t der Gärreste aus kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen durch eine freiwillige RAL-Gütesicherung zertifiziert werden. Dies entspricht einem Anteil von 84 Prozent aller entstandenen Gärreste und zeigt die Wichtigkeit dieser Maßnahme für die wirtschaftliche Vermarktung selbiger. Durch die Gütesicherung wird den Abnehmern die Möglichkeit gegeben, die Qualität von Gärresten und Komposten zu erkennen und die Herstellung nachzuvollziehen. Hauptabsatzmärkte der produzierten Gärreste und Komposte sind dabei Land- und Forstwirtschaft, Landschaftsgestaltung und -pflege, Gartenbau, Erdenwerke, Hobbygartenbau und Sonderkulturen (HERMANN et al. (2017); SCHOLWIN et al. (2019)). Des Weiteren kann aus Abbildung 3 entnommen werden, dass je eingesetzter Tonne Frischmasse eine äquivalente Menge Komposte oder Gärreste generiert werden.

Hauptvorteil der anaeroben Behandlung gegenüber der Kompostierung von Biogut ist die gezielte Produktion von Biogas bzw. Methan und deren anschließende energetische Nutzung. Die Formen der energetischen Nutzung sind dabei vielfältig und gehen von einer reinen Bereitstellung elektrischer und thermischer Energie durch die Konversion von Biogas in einem Blockheizkraftwerk bis zur Einspeisung von chemisch

gebundener Energie in Form von Biomethan in bestehende Erdgasnetze. Während in Biogas- und Vergärungsanlagen größtenteils biogene Reststoffe aus Industrie- und Gewerbebetrieben behandelt werden, sind in kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen gemischte Siedlungsabfälle, Markt- und biologisch abbaubare Abfälle gemäß Bioabfallverordnung (BioAbfV) und Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2017) geläufige Inputsubstrate, wie bereits in Abbildung 1 aufgeführt.

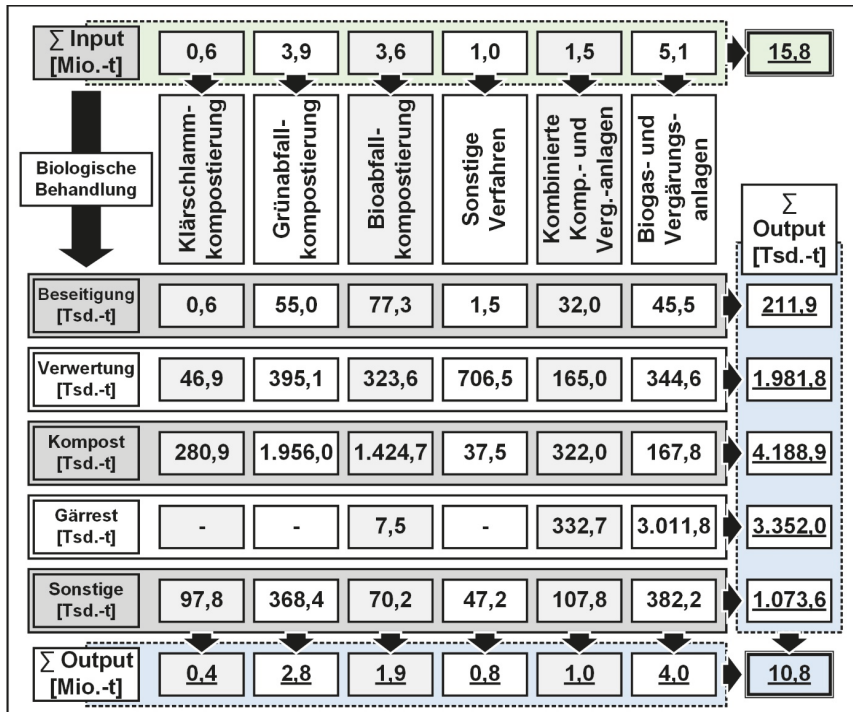


Abbildung 3: Biologische Behandlung im Jahr 2017 (Datengrundlage: Statistisches Bundesamt (2019))

Alle öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger bieten mindestens ein Erfassungssystem für Bio- und Grüngut an (HÜTTNER et al. (2019)). Die spezifische Menge an getrennt erfassten organischen Abfällen hängt dabei stark vom Erfassungssystem und von den regionalspezifischen Gegebenheiten ab. Insbesondere Biogut ist dabei gekennzeichnet durch seine divergente Zusammensetzung aus Grüngut, konstanten Anteilen an Nahrungs- und Küchenabfällen sowie Stör- und Fremdstoffen. Während zum Beispiel halmartige und krautige Biomasse wie Rasen- und Grasschnitt in der gesamten Vegetationsperiode anfällt, sind Baum- und Strauchschnitt vor allem im

Frühjahr und Herbst im Grüngut zu finden und werden weniger über eine Biogutsammlung erfasst. Ebenfalls sind zum Ende der Vegetationsperiode große Mengen an Laub im Biogut enthalten. Das erhöhte Aufkommen an Baum- und Strauchschnitt zum Ende und Anfang der Vegetationsperiode lässt sich durch Vorgaben im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) erklären, die Auswirkungen auf Pflegemaßnahmen von Grünpflanzen haben. Gemäß BNatSchG § 39 Abs. 5 Satz 2 ist es verboten:

[...] dass Bäume, die außerhalb des Waldes, von Kurzumtriebsplantagen oder gärtnerisch genutzten Grundflächen stehen, Hecken, lebende Zäune, Gebüsche und andere Gehölze in der Zeit vom 1. März bis zum 30. September abzuschneiden, auf den Stock zu setzen oder zu beseitigen [...] (BNatSchG).

Die Mengen an getrennt erfassten organischen Abfällen variieren innerhalb Deutschlands stark. Im Durchschnitt generierte jeder der 83.019.213 Deutschen im Jahr 2018 rund 120 kg organische Abfälle, dies entspricht insgesamt 9.930.936 Tonnen (Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020)). Diese erfasste Menge an organischen Abfällen setzt sich zusammen aus Bio- und Grüngut, das von den öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträgern in verschiedenen Verhältnissen gesammelt wird. Nach HOFFSTEDTE et al. (2018) stieg die Erfassungsleistung an organischen Abfällen seit Mitte der 1980er bis zum Anfang der 2000er Jahre kontinuierlich und seitdem nur noch verhalten. Dies führte außerdem zur verpflichtenden Einführung der Getrenntsammlungspflicht für Bioabfälle gemäß KrWG.

In Abbildung 4 ist das unterschiedliche spezifische Aufkommen an organischen Abfällen dargestellt. Die erfasste Menge an organischen Abfällen ist inhomogen, außerdem ist die Zusammensetzung der Mengenverhältnisse innerhalb der Landkreise und kreisfreien Städte geprägt von verschiedenen Anteilen von Bio- und Grüngut. Im Durchschnitt erzeugte jeder Einwohner 120 kg organische Abfälle im Jahr. Die Erfassungsmengen je Einwohner variieren dabei zwischen 1 kg und 705 kg je Einwohner. Diese starke Schwankung innerhalb der erfassbaren einwohnerspezifischen Menge an organischen Abfällen lässt sich schwer erklären und deutet auf Fehler in der Datenübertragung oder Datenerfassung hin. In der stofflichen Potenzialabschätzung werden die jeweiligen Datensätze getrimmt, um diesen Effekt entgegenzuwirken.

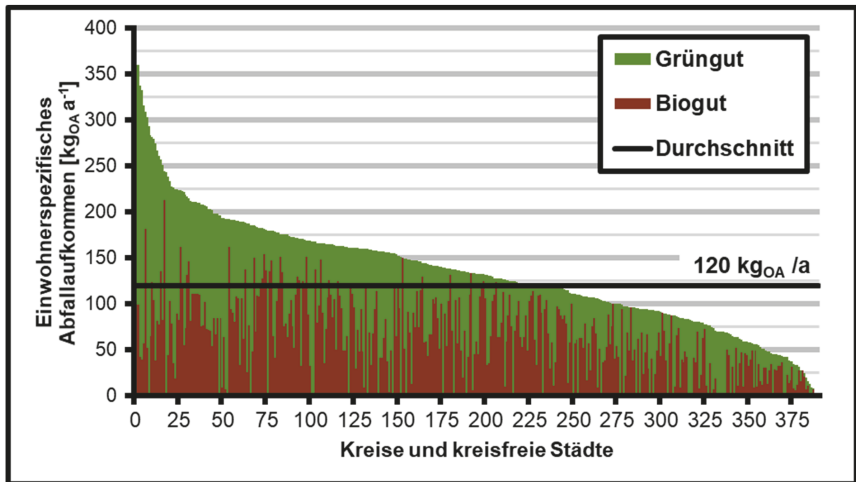


Abbildung 4: Getrennt erfasste organische Abfälle der deutschen Landkreise und kreisfreien Städte im Jahr 2018¹ (Datengrundlage: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020))

Gemäß KRANERT (2017) ist bei Biogut aus der Biotonne zur Beschreibung des jahreszeitlichen Verlaufs der organischen Abfallmengen die Unterscheidung in Küchenabfälle und Gartenabfälle zweckmäßig, wenngleich die Nahrungs- und Küchenabfälle in konstanten Mengen über das Jahr anfallen und der volatile Anteil an Garten- und Parkabfällen maßgeblich für die Schwankungen des Abfallaufkommens bei organischen Abfällen sind. HÜTTNER et al. (2019) stellten ebenfalls fest, dass die erfassten spezifischen Biogutmengen innerhalb Deutschlands stark variieren. Sie ermittelten für das Jahr 2016 einen bundesweiten Mittelwert von 59 kg je Einwohner. Nach Auswertung der Daten von 2018 kann festgehalten werden, dass es bezüglich der getrennt erfassten Biogutmengen zu keinen signifikanten Änderungen in den letzten Jahren gekommen ist, da ebenfalls ein durchschnittliches Biogutaufkommen von 58 kg je Einwohner ermittelt wurde wie in Abbildung 5 dargestellt. Die erfasste Biogutmenge betrug für Deutschland 4.811.882 t (Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020)). Insgesamt bieten 339 der 384 öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträger ein flächendeckendes Bioguterfassungssystem an. Größtenteils erfolgt diese Biogutsammlung mittels Biotonne im Holsystem. Das Bringsystem ist weniger verbreitet. Im Rahmen der Entsorgung von Biogut wird es jedoch partiell von öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträgern angeboten (KERN / SIEPENKOTHEN (2020)).

¹ Zur besseren Visualisierung wurde die Y-Achse um einen Datensatz getrimmt

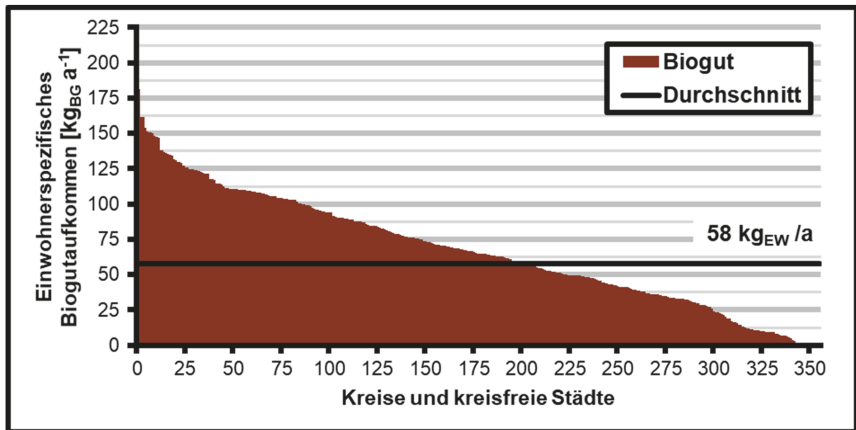


Abbildung 5: Spezifische Biogutmengen für Deutschland im Jahr 2018 (Datengrundlage: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020))²

Die durchschnittlich erfasste Grüngutmenge betrug im Jahr 2018 bundesweit 62 kg je Einwohner bei einer Erfassungsmenge von 5.119.053 Tonnen (Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020)). Das gesammelte Grüngut entstammt der Grüngutsammlung aus Haushaltungen zusätzlich wird Grüngut aus gewerblichen Tätigkeiten und öffentlichen Park- und Grünanlagen miterfasst (HENNSEN (2009)). Die erfasste Grüngutmenge übersteigt damit die gesammelte Biogutmenge. Dabei divergieren die erfassten Grüngutmengen je nach Landkreis zwischen 649 kg und 0 kg je Einwohner bei Kreisen und kreisfreien Städten ohne Grüngutsammlung. Nach RICHTER (2019) steht die erfassbare Grüngutmenge mittels Bringsystem in Zusammenhang zur individuellen Entfernung zur nächsten Sammelstelle. Dies ist insbesondere im ruralen Raum von großer Bedeutung, da hier das größte Grüngutaufkommen je Einwohner vorhanden ist.

Bei der getrennten Sammlung von Grüngut wurde, wie bei der Sammlung von Biogut, keine Änderung im Betrachtungszeitraum erfasst. Dies führt dazu, dass sich die spezifisch erfassten Mengen an Grüngut zwischen 2016 und 2018 nur geringfügig geändert haben. In Abbildung 6 ist das einwohnerspezifische Grüngutaufkommen auf Ebene der kreisfreien Städte und Landkreise für das Jahr 2018 dargestellt.

² Zur besseren Visualisierung sind Landkreise und kreisfreie Städte ohne Bioguterfassung nicht dargestellt.

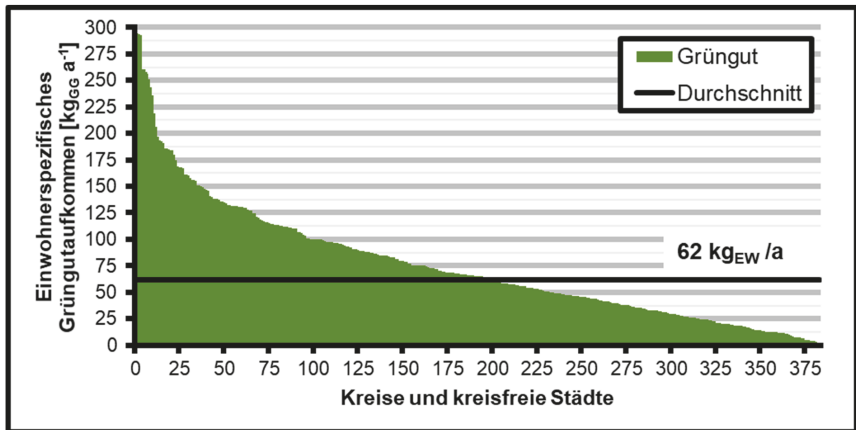


Abbildung 6: Spezifische Grüngutmengen für Deutschland im Jahr 2018¹ (Datengrundlage: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020))

Abbildung 7 stellt die durchschnittlich erfassten Mengen an organischen Abfällen dar. Hieraus wird ersichtlich, dass nur die sechs Bundesländer Rheinland-Pfalz, Niedersachsen, Bayern, Saarland, Baden-Württemberg und Hessen oberhalb des Durchschnitts von jährlich 120 kg organischen Abfällen liegen. Ursächlich dafür sind verschiedene Einflussfaktoren wie beispielsweise unterschiedliche Behältergrößen, Abfuhrintervalle und Gebühren, die zu einem späteren Zeitpunkt in Kapitel 2.2 weiter erläutert werden. Gesammeltes Grüngut ist innerhalb der anaeroben Biogutbehandlung von besonderer Bedeutung, da es häufig in der nachgeschalteten Kompostierungsstufe als Strukturmaterial dient.

Innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns wurden jährlich 29 kg Biogut und 49 kg Grüngut je Einwohner im Jahr 2018 erfasst. Dies entspricht einer kumulierten Menge von 78 kg organischen Abfällen. Damit befindet sich Mecklenburg-Vorpommern auf Platz 12 von 16 bei den durchschnittlichen einwohnerspezifischen organischen Abfallmengen auf Ebene der Bundesländer. Eine geringere Erfassungsmenge je Einwohner als Mecklenburg-Vorpommern haben nur die beiden Stadtstaaten Hamburg und Berlin sowie die Bundesländer Brandenburg und Sachsen. Ein vergleichbares einwohnerspezifisches Aufkommen wie Mecklenburg-Vorpommern besitzt die Hansestadt Bremen.

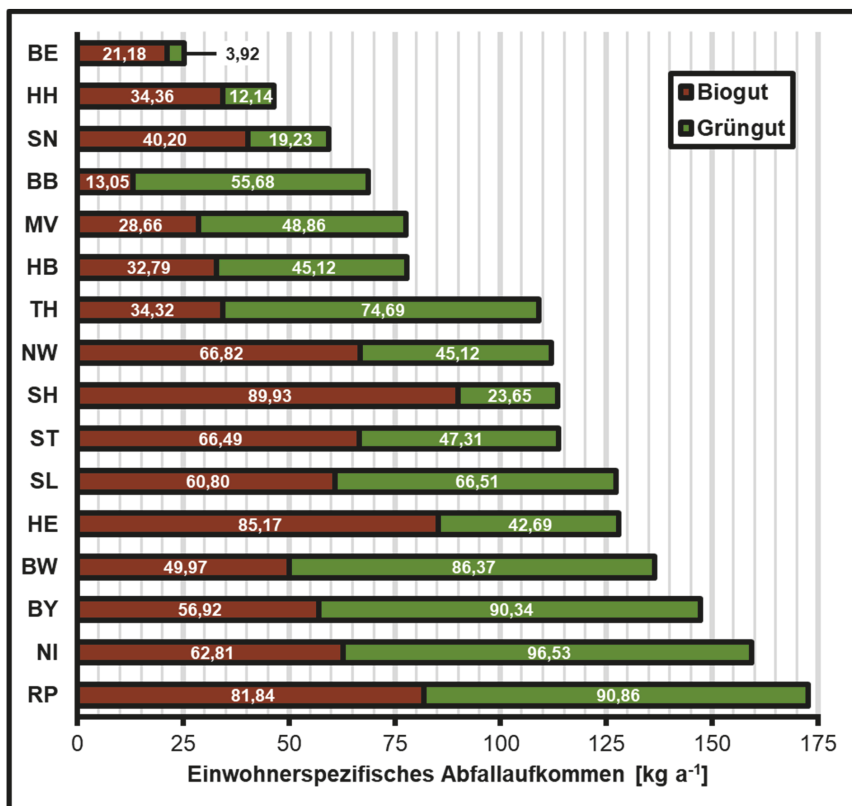


Abbildung 7: Spezifisches Aufkommen an organischen Abfällen (Bio- und Grünut) der deutschen Bundesländer (Datengrundlage: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020))³

Im Zuge der Kreisgebietsreform von 2011 wurden innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns aus den 18 bestehenden Landkreisen und kreisfreien Städten sechs Großkreise gebildet, die zusammen mit den beiden kreisfreien Städten Rostock und Schwerin das Landesgebiet Mecklenburg-Vorpommerns bilden. Resultierend aus diesen Zusammenschlüssen wurden diverse kreisfreie Städte und kleinere Landkreise zu Großkreisen zusammengefasst, die im Vorfeld verschiedene Abfallwirtschaftskonzepte und Entsorgungsstrukturen hatten und teilweise noch nach Zusammenschluss beibehalten haben. Im Jahr 2018 wurden in Mecklenburg-Vorpommern

³ BW = Baden-Württemberg; BY = Bayern; BE = Berlin; BB = Brandenburg; HB = Bremen; HH = Hamburg; HE = Hessen; MV = Mecklenburg-Vorpommern; NI = Niedersachsen; NW = Nordrhein-Westfalen; RP = Rheinland-Pfalz; SL = Saarland; SN = Sachsen; ST = Sachsen-Anhalt; SH = Schleswig-Holstein; TH = Thüringen

78.646 t Grüngut und 46.132 t Biogut erfasst (LUNG (2020b)). Dies entspricht einer Menge von 124.778 t an organischen Abfällen. Im Jahr 2018 wurden rund 50.000 t mehr organische Abfälle gesammelt als zu Beginn der Datenerfassung im Jahr 2006. Dies entspricht einer Zunahme der erfassten Mengen von rund 70 Prozent (Abbildung 8).

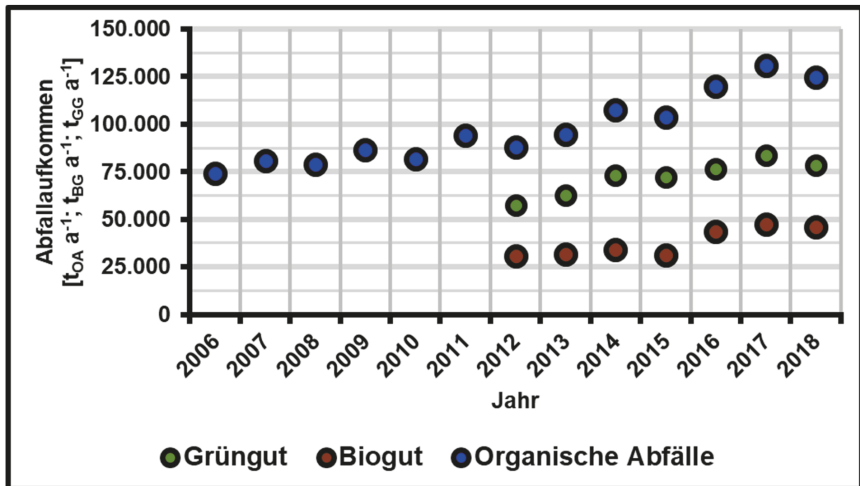


Abbildung 8: Getrennt erfasste Mengen an organischen Abfällen, Grüngut und Biogut in Mecklenburg-Vorpommern (Datengrundlage: LUNG (2020b))

Aus den vorliegenden Daten der Jahre 2006 bis einschließlich 2011 wird ersichtlich, dass das spezifische Aufkommen an organischen Abfällen in den kreisfreien Städten und Landkreisen variiert, darüber hinaus ist kein logischer Zusammenhang zwischen Einwohnerzahl, Bevölkerungsdichte und Abfallaufkommen erkennbar. Beispielhaft für das Jahr 2011 sind in nachfolgender Tabelle 3 die Kenndaten der Altkreise sowie die kumulierten Werte der Neukreise aufgeführt. Bis zum Jahr 2011 wurde nicht zwischen Grün- und Biogut differenziert und das Aufkommen an organischen Abfällen kumuliert in der Statistik erfasst. Seit der Einführung der Getrenntsammlungspflicht im Jahr 2015 ist das einwohnerspezifische Aufkommen an organischen Abfällen von 67 kg im Jahr 2014 auf 78 kg im Jahr 2018 gestiegen. Diese Zunahme beruht vorwiegend auf 8 kg zusätzlich erfassten Biogut je Einwohner im gleichen Zeitraum. Die Abfallwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern ist gekennzeichnet von großen Einzugsgebieten sowie unterschiedlichen Entsorgungskonzepten innerhalb der Landkreise und kreisfreien Städte.

Tabelle 3: Kenndaten der Bioabfallwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2011 (Datengrundlage: LUNG (2020b))³

Kreisfreie Stadt oder Landkreis	Fläche [km ²]	Einwohnerzahl [-]	Bevölkerungsdichte [E km ⁻²]	Spez. Aufkommen an org. Abfällen [kg _{OA} a ⁻¹]
Rostock	181	202.674	1.120	88
Schwerin	131	95.212	727	92
<u>Landkreis Rostock</u>	<u>3.421</u>	<u>215.644</u>	<u>63</u>	<u>17</u>
Güstrow	2.059	98.521	48	32
Bad Doberan	1.362	117.123	86	3
<u>Ludwigslust-Parchim</u>	<u>4.751</u>	<u>217.569</u>	<u>46</u>	<u>89</u>
Ludwigslust	2.518	122.169	49	92
Parchim	2.233	95.400	43	85
<u>Mecklenburgische Seenplatte</u>	<u>5.812</u>	<u>285.663</u>	<u>49</u>	<u>20</u>
Neubrandenburg	86	65.028	756	42
Müritz	1.714	64.443	38	25
Mecklenburg-Strelitz	2.090	77.256	37	14
Demmin	1.922	78.936	41	5
<u>Nordwestmecklenburg</u>	<u>2.118</u>	<u>159.856</u>	<u>75</u>	<u>83</u>
Wismar	42	44.200	1.052	62
Nordwestmecklenburg	2.067	115.656	56	91
<u>Vorpommern-Greifswald</u>	<u>3.587</u>	<u>230.912</u>	<u>64</u>	<u>61</u>
Uecker-Randow	1.625	71.776	44	5
Ostvorpommern	1.911	104.659	55	75
Greifswald	51	54.477	1.068	107
<u>Vorpommern-Rügen</u>	<u>3.190</u>	<u>230.149</u>	<u>72</u>	<u>50</u>
Stralsund	39	57.636	1.478	26
Nordvorpommern	2.173	105.075	48	23
Rügen	978	67.438	69	111

Wie bereits erwähnt, betrug in Mecklenburg-Vorpommern das spezifische Aufkommen an Biogut je Einwohner im Jahr 2018 rund 29 kg. Dies entspricht einer Steigerung von 51 Gewichtsprozent gegenüber dem erstmalig erfassten Biogutaufkommen im Jahr 2012 von 19 kg (LUNG (2020b)). Seit der verpflichtenden Einführung der Sammlung von Bioabfällen im Jahr 2015 gemäß KrWG kam es insbesondere bei den erfassten Bio- und Grüngutmengen zu einem erkennbaren Anstieg der erfassten Mengen (Abbildung 8). Dieser wurde weitestgehend durch die flächendeckende Einführung der

Biotonne im Landkreis Vorpommern-Rügen verursacht. Weitere Änderungen im spezifischen Biogutaufkommen der kreisfreien Städte und Landkreise sind in Abbildung 9 dargestellt. Der Kurvenverlauf lässt darauf schließen, dass die erfassten Biogutmengen je nach Region sehr stark divergieren. In den beiden größten Städten des Bundeslandes, Rostock und Schwerin, gab es im dargestellten Zeitraum von 2012 bis 2018 nur geringe Änderungen im erfassten einwohnerspezifischen Biogutaufkommen, da eine flächendeckende Sammlung schon vor Beginn der Datenerfassung etabliert war. Dem gegenüber steht die nahezu Verdreifachung der erfassten Biogutmengen im Landkreis Vorpommern-Rügen nach Einführung der flächendeckenden Biogutsammlung. Ebenfalls deutlich zu erkennen ist der Rückgang des spezifischen Biogutaufkommens im Landkreis Nordwestmecklenburg. Dieser Rückgang der erfassten Menge ist auf eine Änderung der Abfallerfassung zurückzuführen und beeinflusst ebenfalls das einwohnerspezifische Aufkommen an erfassten organischen Abfällen.

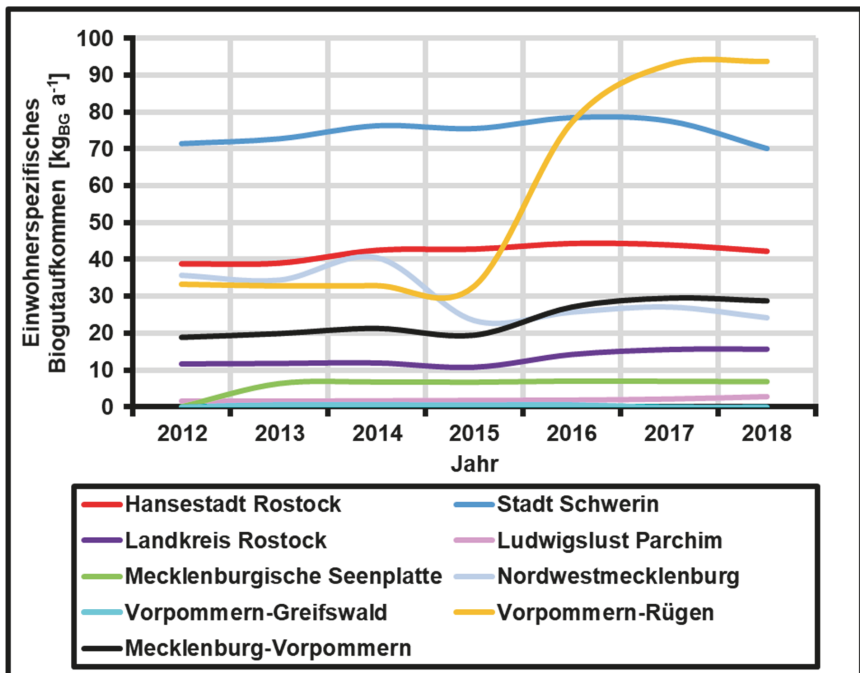


Abbildung 9: Entwicklung des spezifischen Biogutaufkommen in Mecklenburg-Vorpommern (Datengrundlage: LUNG (2020b))

Aus der in Abbildung 9 und Abbildung 10 dargestellten Entwicklung des einwohner-spezifischen Bio- und Grüngutaufkommens ist ersichtlich, dass die Landkreise Vorpommern-Greifswald sowie Ludwigslust Parchim mit den geringsten Biogut-aufkommen je Einwohner gleichzeitig die Landkreise mit dem höchsten Grüngut-aufkommen je Einwohner sind, wobei die erfassten Mengen zwischen 2012 und 2018 stetig zugenommen haben. In den Kreisen Rostock und Mecklenburgische Seenplatte werden im Verhältnis zu den anderen Landkreisen, mit ähnlichen strukturellen Eigenschaften, weniger organische Abfälle (Biogut und Grüngut) gesammelt. Im Landkreis Vorpommern-Rügen ist nach Einführung der Biotonne die Menge an erfasstem Grüngut um 83 Prozent im Vergleich zum Jahr 2014 (Jahr mit der höchsten Grünguterfassung) zurückgegangen. Einhergehend mit dem Rückgang der erfassten Grüngutmenge sinkt die Produktion von grüngutbasiertem Kompost, der qualitativ bedingt über Komposte und Gärresten aus Biogut steht.

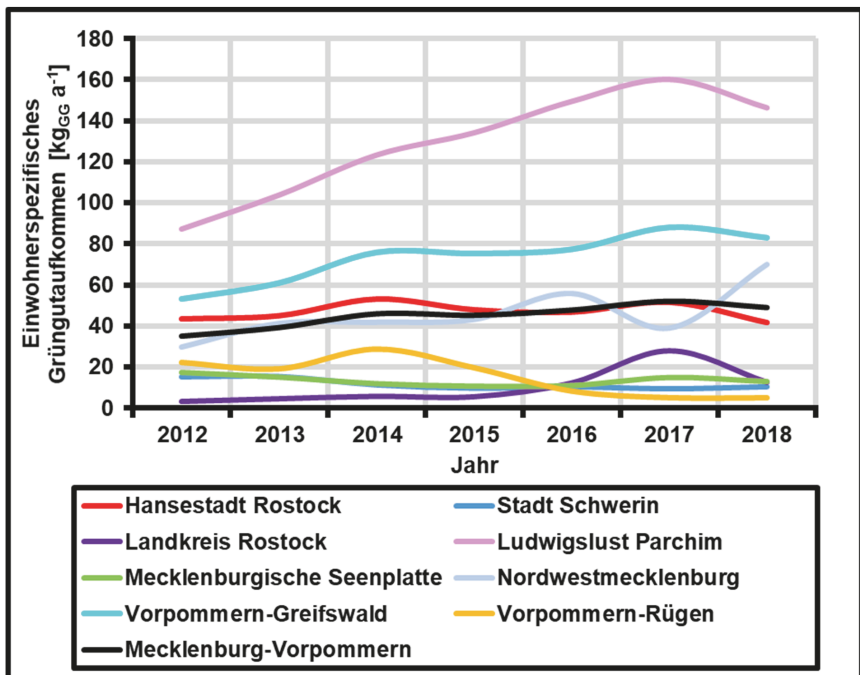


Abbildung 10: Entwicklung des spezifischen Grüngutaufkommens in Mecklenburg-Vorpommern (Datengrundlage LUNG (2020b))

Um die Unterschiede der erfassten Mengen an Grün- und Biogut zwischen den kreisfreien Städten und Landkreisen sowie deren Ursachen zu eruieren, wurden Satzungen, Gebührensatzungen sowie Abfallratgeber der Kreise und Kreisfreien Städten in Mecklenburg-Vorpommern ausgewertet und verglichen. Dabei konnten Unterschiede zwischen den Sammelsystemen der öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträger innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns festgestellt werden. Die sechs Hauptunterscheidungsmerkmale lauten folgendermaßen:

1. Art der Bio- und Grüngutsammlung
2. Angebotene Größen der Sammelbehälter
3. Gebührensystem (z.B. Behältergebühren, Entleerungsgebühren, Jahresgebühren, Abfallsackgebühren)
4. Abfuhrhythmus
5. Sammelstellen, Annahmestellen, Containerstellplätze und Wertstoffhöfe für die Bio- und Grüngutsammlung
6. Möglichkeit der Eigenkompostierung mit einhergehender Befreiung vom Nutzungszwang der Biotonne

Die Auswirkungen dieser und weiterer Unterscheidungsmerkmale auf die erfassbaren organischen Abfallströme wurden schon vielfältig in der Fachliteratur behandelt (BILITEWSKI et al. (2018); FEHRENBACH et al. (2019); RICHTER et al. (2017b)), daher wird im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter darauf eingegangen.

Die in Abbildung 11 dargestellte Prozesskette stellt die vielfältigen Möglichkeiten der Sammlung von Grün- und Biogut dar. Ergänzend zur Prozesskette sind alternative Entsorgungs- und Nutzungsarten der haushaltsstämmigen, organischen Abfälle dargestellt, welche offiziell erlaubt, geduldet oder auch verboten sein können. Mögliche Entsorgungswege für Biogut (inkl. enthaltender Nahrungs- und Küchenabfälle) und Grüngut sind neben der Erfassung in Sammelstationen, Containern, Säcken und Behältern die Entsorgung über andere bestehende Sammelsysteme im Sinne einer systemfernen Entsorgung (Restabfall, Gelber Sack), die verbreitete Eigenkompostierung sowie die Gruppenkompostierung, die Entsorgung über die Kanalisation sowie die Verfütterung an Haus-, Wild- und Nutztiere. Entsorgungswege wie die Verbrennung von Abfällen sowie die illegale Entsorgung sind ebenfalls von Bedeutung bei der Entsorgung von organischen Abfällen aus Haushalten. Der Einfluss alternativer Entsorgungs- und Nutzungsarten auf die erfassbaren organischen Abfälle ist regional unterschiedlich und schwer abzuschätzen. Es ist festzuhalten, dass das System der

Bio- und Grüngutsammlung innerhalb Deutschlands und Mecklenburg-Vorpommerns als sehr divers zu bezeichnen ist.

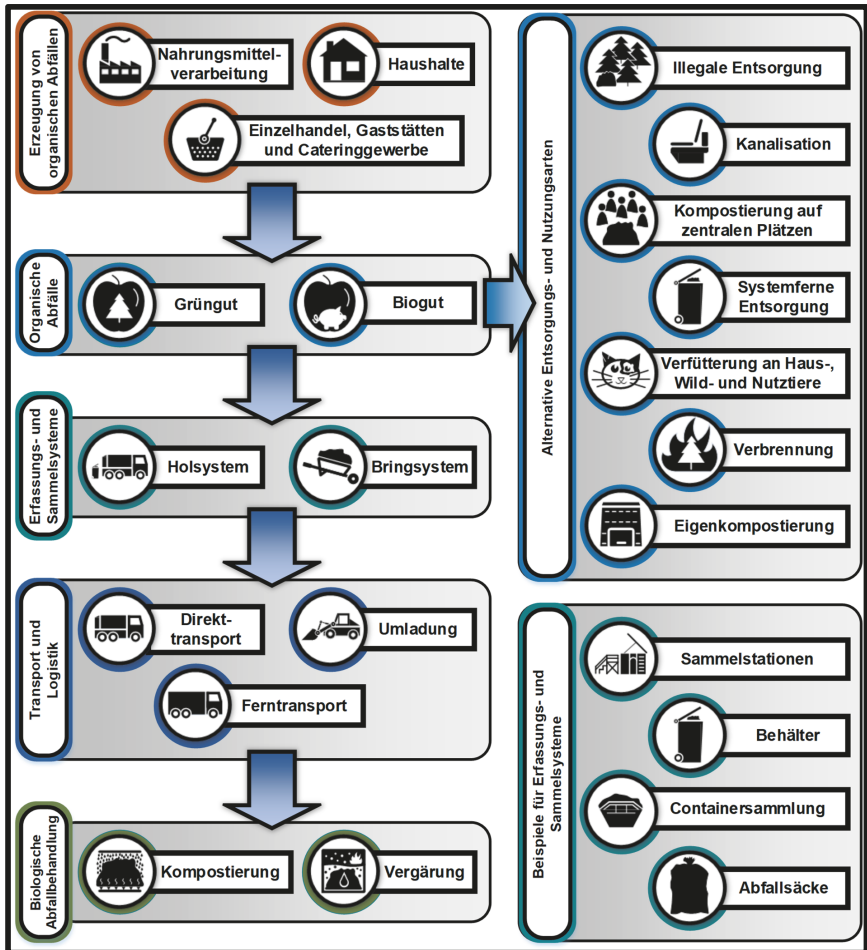


Abbildung 11: Prozesskette der Sammlung organischer Abfälle

Bei der Sammlung von Bio- und Grüngut wird zwischen Bring- und Holsystem unterschieden. Das Bringsystem ist gekennzeichnet durch die dezentrale Sammlung an frei zugänglichen Sammeleinrichtungen (Wertstoffhöfe, Recyclinghöfe etc.). Beim Holsystem werden die Abfälle direkt am Anfallsort abgeholt. Insbesondere bei der Erfassung von Grüngut ist die ortsnahe Entsorgung mittels Bringsystem Stand der Technik und von besonderer Bedeutung, um hohe Erfassungsmengen zu generieren

und den Anteil an Eigenkompostierung zu minimieren. Die Größe der Sammelbehälter liegt in der Regel bei 240 Litern, welche turnusmäßig wöchentlich oder 14-tägig abgeholt werden (DORNBUSCH et al. (2020)).

Biogut wird üblicherweise über ein Holsystem gesammelt und einer anaeroben oder aeroben biologischen Behandlung zugeführt. Insbesondere für Regionen mit wenig erfassten organischen Abfällen kann eine Umladung der Abfälle für den Ferntransport angebracht sein, um mögliche Behandlungsüberkapazitäten in anderen Orten effektiv nutzen zu können und teure Investitionen in die eigene Infrastruktur zu vermeiden. Diese Verladung von Biogut und die Nutzung bestehender Überkapazitäten und der anschließende Transport kann auch bundeslandübergreifend erfolgen.

Die Planung einer biologischen Abfallbehandlung ist immer ein Zusammenspiel aus der Erzeugung und Sammlung durch den Abfallerzeuger sowie dem Einsammeln, Befördern, Behandeln, Lagern, Vermarkten von Gärrückständen und Kompost sowie der Ablagerung von deponiefähigen Abfallresten. Die biologische Behandlung organischer Abfälle (Biogut und Grüngut) kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. Einerseits steht die klassische Kompostierung als aerobe Behandlung von Abfällen zur Verfügung, andererseits die Vergärung als anaerobe Behandlungsalternative. Auf Grundlage der deutlich positiveren Energiebilanz, stellt die Vergärung gegenüber der Kompostierung eine höherwertige Behandlungsform dar (SCHOLWIN et al. (2019)).

Dass sich die Abbaubarkeit von Abfällen mit hohem Grüngutanteil stark von Abfällen mit hohem Anteil an Küchenabfällen unterscheidet, ist bekannt. Der spezifische Gasertrag kann bei küchenabfallhaltigen Bioabfällen bis zu 100 % höher sein als bei pflanzlichen Bioabfällen (FRICKE et al. (2013)). Den anaeroben Behandlungstechnologien von Abfällen stehen vielfältige Substratquellen zur Verfügung (ATV-DVWK (2003)). Herausfordernd bei der aeroben Behandlung kommunaler Bioabfälle sind mögliche Emissionen. Beispielsweise wurden starke Geruchsbildungen im Umfeld von Kompostierungsanlagen festgestellt. Ursächlich dafür waren unter anderem hohe Wassergehalte im Bioabfall sowie die damit verbundene aerobe Gärung organischer Substanz (ATV-DVWK (2003)). Ein weiterer Aspekt sind die im Biogut enthaltenen Fremd- und Störstoffe. Während unter Idealbedingungen der Stör- und Fremdstoffgehalt bei nahezu 0 Prozent liegen sollte, werden erhebliche Mengen an Stör- und Fremdstoffen durch Haushalte in das Biogut eingetragen. Der Anteil an Fremdstoffen sollte für einen optimierten Anlagenbetrieb im aufbereiteten

Substrat nicht mehr als 3 Prozent betragen (ATV-DVWK (2003)). Höhere Stör- und Fremdstoffanteile führen zu Qualitätseinbußen bei den stofflichen Produkten Gärrest und Kompost (KEHRES (2016)). Ein steigender Anteil an Stör- und Fremdstoffen korreliert mit einem steigenden Teil an Nahrungs- und Küchenabfällen (HOFFSTEDTE et al. (2018)).

2.1.1 Biochemische Zusammensetzung von Bio- und Grüngut

Grüngut und insbesondere Biogut sind vorwiegend komplexe Substratgemische von verschiedenen Biomassen unterschiedlichster Herkunft. Hauptbestandteil organischer Abfälle sind neben pflanzlichen Abfällen vor allem Nahrungs- und Küchenabfälle, welche insbesondere in urban geprägten Regionen die dominierende Fraktion im Biogut ist. Nahrungs- und Küchenabfälle entstammen dabei größtenteils der Verarbeitung und dem Konsum von Lebensmitteln und können weiter in vermeidbare und unvermeidbare Lebensmittelabfälle differenziert werden. Zu den vermeidbaren Lebensmittelabfällen werden Zutaten, verzehrfertige Lebensmittel und Essensreste gezählt. Unvermeidbare Nahrungs- und Küchenabfälle sind Lebensmittelabfälle, die nicht essbar sind, beziehungsweise potenziell essbare Lebensmittelabfälle, die aus persönlichen Gründen wie kultureller Hintergrund oder Unverträglichkeiten nicht konsumiert werden (Abbildung 12).

Da eine allgemeingültige Differenzierung dieser Abfallströme nicht möglich ist, werden diese Lebensmittelabfälle in der Potenzialbetrachtung unter dem Sammelbegriff Nahrungs- und Küchenabfälle zusammengefasst.

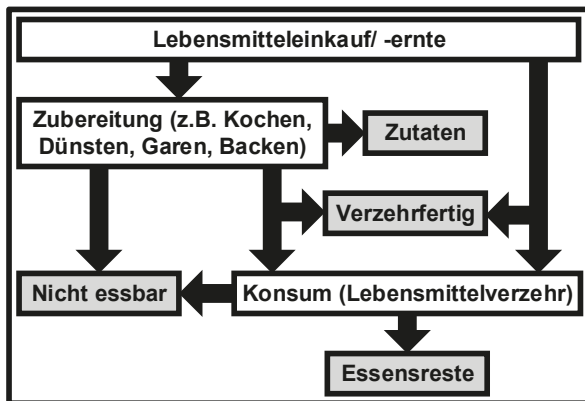


Abbildung 12: Anfallpunkte von Nahrungs- und Küchenabfällen in Haushalten

Das Potenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen sowie pflanzlichen Abfällen wird gemindert durch alternative Entsorgungs- und Nutzungsarten bei denen die Eigen- und Gruppenkompostierung, die systemferne Entsorgung sowie die Entsorgung über die Kanalisation von besonderer Relevanz sind. Bei den alternativen Entsorgungs- und Nutzungsarten liegt im Idealfall die stoffliche und/oder energetische Verwertung durch die Verbrennung von holzigen Biomassen beim Abfallerzeuger zugrunde. Hierbei ist die fachlich richtige stoffliche und/oder energetische Nutzung der Stoffströme durch den öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträger aus ökologischen Punkten in vielen Anwendungsfällen vorteilhafter.

Der organische Abfallstrom Grüngut ist charakterisiert durch seine divergente Zusammensetzung aus krautigem und holzigem Grüngut (HÜTTNER et al. (2019)). Unter krautigem Grüngut versteht man insbesondere Strauch-, Hecken- und Rasenschnitt, Laub, Ernterückstände und Blumen. Die Erfassung von krautigem Grüngut mittels Biotonne stellt in der Regel kein Problem dar. Bei auftretenden Mehrmengen kann es vorkommen, dass auf der Erzeugerseite auf alternative Verwertungsarten zurückgegriffen wird. Eine mögliche Zwischenlagerung oder die Abgabe des krautigen Grüngutes mittels Bringsystem sind ebenfalls denkbar und gängige Praxis. Holziges Grüngut setzt sich zusammen aus holzigen Resten, die bei der Baumpflege bzw. durch Baumfällungen entstehen. Gegenüber krautigem Grüngut besteht holziges Grüngut vorwiegend aus Ästen, Baumstümpfen und Strauchschnitt. Im Regelfall wird holziges Grüngut über Bringsysteme entsorgt und ist nur in begrenzten Mengen mittels Biotonne erfassbar. Krautiges und holziges Grüngut unterscheiden sowohl in ihren stofflichen als auch in ihren energetischen Eigenschaften. Während holziges Grüngut sich besser verbrennen lässt, kann krautiges Grüngut leichter anaerob behandelt werden.

Im Rahmen der Prognose wird für krautiges Grüngut der Begriff variabler Grüngutanteil verwendet, da er durch beide Sammelsysteme (Grüngut und Biogut) erfassbar ist. Für holziges Grüngut wird die Begrifflichkeit invariabler Grüngutanteil verwendet, da diese Fraktion nur durch eine Grüngutsammlung zu erfassen ist.

Zusätzlich zu Biogut und Grüngut lassen sich auch andere Abfälle biologisch behandeln. Tabelle 4 stellt eine Zusammenstellung dieser Abfallströme dar, die für die Kompostierung und/oder Vergärung geeignet sind wobei rechtliche Aspekte vor einem Einsatz zu beachten sind.

Tabelle 4: Abfälle nach Art und Herkunft

Art und Herkunft	Beispiel	
Siedlungsabfälle	- Biogut - Grüngut - Marktabfälle	- Klärschlamm - Nahrungs- und Küchenabfälle
Abfälle aus der Tierhaltung	- Wirtschaftsdünger - Festmist	- Flüssigmist (Gülle)
Abfälle aus Land- und Forstwirtschaft	- Rinde - Holzabraum	- Ernterückstände
Abfälle aus Nahrungs- und Genussmittelproduktion	- Überlagerte Materialien - Produktionsrückstände	- Pülpe - Trester - Treber
Tier- und Schlachtabfälle	- Pansen - Innereien	- Blut

Hauptbestandteile von Biogut und Grüngut sind Kohlenhydrate, Proteine und Fette in unterschiedlichen Zusammensetzungen. Nährstoffe sind ebenfalls in den organischen Abfällen in ausreichendem Umfang enthalten (DEHOUST / ALWAST (2019)).

Um Aussagen über die anaerobe Abbaubarkeit von Bio- und Grüngut treffen zu können, muss die biochemische Struktur der beteiligten Stoffgruppen bekannt sein (Tabelle 5). Daraus lassen sich anschließend Schlussfolgerungen über den anaeroben Abbau treffen. Biochemische Stoffe sind ebenfalls anhand ihrer anaeroben mikrobiellen Abbaubarkeit in verschiedene Gruppen aufteilbar (BEKKER (2007)).

Tabelle 5: Anaerobe Abbaubarkeit organischer Stoffe (BEKKER (2007))

Nr.	Organische Stoffgruppe	Beispiele
1	Sehr leicht anaerob abbaubar	Kohlenhydrate (Mono- und Disaccharide)
2	Leicht anaerob abbaubar	Strukturarme Polysaccharide
3	Mittelmäßig anaerob abbaubar	Fette, Hemicellulosen
4	Schwer anaerob abbaubar	Cellulose
5	Anaerob nicht abbaubar	Lignin

Kohlenhydrate

Kohlenhydratverbindungen sind Verbindungen, die mengenmäßig am häufigsten auf der Erde vorkommen (BEKKER (2007)). Im Pflanzenreich dienen sie als Bau- und Reservestoffe und sind vor allem in pflanzlichen Lebensmitteln zu finden, da sie die Hauptprodukte der Photosynthese sind (KÄMPFER (2001)). In tierischen Lebensmitteln, mit Ausnahme von Milch und Milchprodukten (Laktose), Muskelfleisch und Leber (Glykogen) kommen Kohlenhydrate nur in niedrigen Konzentrationen vor (MATISSEK / BALTES (2016)). Eine Unterteilung in Mono-, Di-, Oligo- und Polysaccharide ist geläufig und beruht auf den verschiedenen niedermolekularen, mittelmolekularen bis hochmolekularen Polymerverbindungen von Kohlenhydraten (MATISSEK / BALTES (2016); KALTSCHMITT et al. (2016)). Besonders Mono- und Oligosaccharide und Fructosane sind vorrangige vergärbare Kohlenhydrate (SCHIMPF (2014)).

Cellulose

Cellulosen sind Glucosepolymere, die aus bis zu 15.000 Glucoseeinheiten bzw. zwei Millionen Dalton (entspricht zirka 14.000 Glucoseeinheiten) zu einem linearen Polymer aufgebaut sind und kristalline Formen (Mikrofibrillen) aus intermolekularen Wasserstoffbrücken bilden. Diese entstehen aus einer vielfältigen Faltung von Fadenmolekülen (LIEBENEINER (2010); MATISSEK / BALTES (2016); SCHIMPF (2014)). Cellulose wird hydrolytisch durch Exoenzyme abgebaut. Als wichtigste Stützsubstanz ist Cellulose in jedem pflanzlichen Gewebe zu finden und Hauptbestandteil der Rohfaser und zusammengesetzt aus 1,4-verknüpften β -Glucose-Einheiten (MATISSEK / BALTES (2016); KALTSCHMITT et al. (2016); BEKKER (2007)). Cellulosen sind gekennzeichnet durch den Wechsel von hoch kristallinen und wenig bis nicht kristallinen Bereichen. Abschnitte mit wenig bis nicht kristallinen Eigenschaften können leichter durch Säuren angegriffen werden (SCHIMPF (2014)). In Gemüse und Getreideschalen befindet sich ein besonders hoher Gehalt an Cellulose (MATISSEK / BALTES (2016)). Cellulosen sind in der Zellwand umgeben von Substanzen wie Lignin, Hemicellulose und anderen Kohlenhydratpolymeren (SCHIMPF (2014)).

Hemicellulose

Ebenfalls wie Cellulosen sind Hemicellulosen Glucosepolymere jedoch aus weniger Glucoseeinheiten aufgebaut als Cellulose. Sie sind im Gegensatz zur Cellulose nicht kristallin und stehen in keiner bausteinmäßigen bzw. strukturmäßigen Verwandtschaft zu Cellulosen (LIEBENEINER (2010); BEKKER (2007)). Als polymere Kohlenhydrate sind sie größtenteils aus Galactose, Mannose und Uronsäuren aufgebaut und sind

alkalilöslich (MATISSEK / BALTES (2016)). Zusammen mit Cellulose bilden Hemicellulosen die Ballaststoffe in Lebensmitteln (MATISSEK / BALTES (2016)). Hemicellulosen gehören mit Pektinen und Cellulosen zu den strukturreichen bzw. schwer abbaubaren Kohlenhydraten (BEKKER (2007)).

Lignin

Ein bedeutender Bestandteil in pflanzlichem Gewebe ist der Holzstoff Lignin. Lignin als Phenylpropanderivat ist kein Kohlenhydrat und wird durch radikale Polymerisation gebildet (BEKKER (2007); KALTSCHMITT et al. (2016); MATISSEK / BALTES (2016)). Durch den teilweisen Einschluss von Cellulosen durch Wasserstoffbrückenbindungen und Hemicellulosen durch kovalente Bindungen in Ligninkomplexe ist die Abbaubarkeit dieser Kohlenhydrate durch Mikroorganismen begrenzt (ADWIRAAH (2015); BEKKER (2007)). Hauptfunktion von Lignin innerhalb der Pflanze ist die Stabilisierung sowie der Pflanze eine gewisse Elastizität zu geben. Des Weiteren schützt sie die Pflanze vor einem schnellen mikrobiellen Abbau (KÄMPFER (2001)). Pilze können in komplexer Assoziation mit vorhandenen Mikroben Lignin mineralisieren. Lignin kann unter anaeroben Bedingungen nur sehr schwer oder gar nicht abgebaut werden (KALTSCHMITT et al. (2016)). Aerob ist der Abbau von Lignin aber teilweise möglich (ADWIRAAH (2015)).

Fette und Wachse

Fette, fettähnliche Stoffe beziehungsweise Lipide werden in einfache und komplexe Lipide unterschieden. Einfache Lipide, zu denen unter anderem Wachse zählen, sind gekennzeichnet durch die Verknüpfung des Esters, des dreiwertigen Alkohols Glycerol mit drei verschiedenen Fettsäuren zu einem Triglycerid. Bei Wachsen besteht diese Verknüpfung nicht mit dem Glycerol, sondern mit einem anderen einwertigen Alkohol (BEKKER (2007)). Differenziert werden Lipide in Struktur- und Speicherlipiden. Aus Strukturlipiden bilden die Gerüste der Membranlipide (Photosynthes-, Zytoplasma-, Kern-, Mitochondrienmembran). Speicherlipide können als pflanzliche Speicher- und Reservestoffe dienen und werden meist aus Triglyceriden gebildet (KALTSCHMITT et al. (2016))

Proteine

Proteine bzw. Eiweiße sind Makromoleküle und essenzieller Bestandteil aller Zellen. Ein Protein kann aus mehreren tausend Aminosäuren bestehen und strukturell sehr

komplex sein (MATISSEK / BALTES (2016)). Proteine sind durch Peptidverbindungen zwischen den Aminosäuren miteinander verknüpft (BEKKER (2007)).

Im Rahmen der Festlegung der Vorzugsvariante zur biologischen Abfallbehandlung ist immer zu berücksichtigen, dass der anaerobe Abbau organischer Substanz am besten mit leicht aufzuschließenden niedermolekularen Verbindungen abläuft als mit hochmolekularen. Die Abbaubarkeit von Abfällen pflanzlicher Herkunft und Küchenabfällen unterscheiden sich deutlich. Ursächlich dafür ist der höhere Anteil an Lignocellulose in pflanzlichen Abfällen (BILITEWSKI / HÄRDITTE (2013); NÖTHE (1999)). In einer aeroben Behandlung (Kompostierung) sollten eher feuchte, strukturreiche Einsatzstoffe verwendet werden. Durch Strukturmaterial ist Biogut besser durchlüftbar und die aeroben Abbauprozesse werden gestärkt. Ein Hauptvorteil der Kompostierung gegenüber der Vergärung ist die teilweise Abbaubarkeit der Ligninfraktion (ADWIRAAH (2015)). Abfälle mit hohem Wasser- und niedrigem Ligningehalt im Sinne von strukturschwachen Abfällen, eignen sich hingegen besser für die anaerobe Behandlung (Vergärung).

2.1.2 Kompostierung

Die biologische Behandlung unter aeroben Bedingungen war bis zur Einführung der anaeroben Behandlung die einzige Möglichkeit einen stofflichen Mehrwert aus den erfassten haushaltsstämmigen organischen Abfallströmen, die vorwiegend durch Grüngut geprägt waren, zu gewinnen. Unter Kompostierung versteht man einen biologisch oxidativen Prozess, bei dem biologisch abbaubare, organische Fraktionen unter thermophilen Bedingungen abgebaut werden (KÄMPFER (2001)). Dabei entsteht unter Idealbedingungen ein Kompost, der in verschiedenen Nutzungssektoren Verwendung findet. Gängige Verfahren zur Kompostierung sind zu unterscheiden in offene und geschlossene Technologien, wobei oftmals ein geschlossenes System zur Vorrotte verwendet wird und ein offenes System zur Nachrotte, welches als teilgeschlossene Prozessführung bezeichnet wird (KERN et al. (1998); LAMPERT (2015); BILITEWSKI et al. (2018)). Die Kompostierung findet häufig als Mieten-, als Boxen-/ Container- oder als Zeilen-/ Tunnelkompostierung statt. Dabei ist die Mietenkompostierung aufgrund ihrer einfachen Handhabung häufig anzutreffen. Die spezifische Oberfläche einer Miete ist ein bedeutender Planungsparameter und ist am größten bei Dreiecksmieten. Trapez- und Tafelmieten haben geringere Oberflächen (KNAPPE et al. (2019)). Während bei der Intensivrotte noch eine große Vielfalt an Verfahren besteht, findet die Nachrotte überwiegend in einer Miete statt (KERN et al.

(1998)). Für eine fachgerechte Kompostierung müssen strukturarme Materialien und strukturreiche Materialien entsprechend gemischt werden, sodass die Materialmischung entsprechend durchlüftet wird. Die teilweise Untermischung von bereits kompostiertem Material kann den Prozess der Kompostierung fördern (LAMPERT (2015)).

Für die technische Kompostierung müssen folgende bestimmte Milieubedingungen gewährleistet sein (NÖTHE (1999); LAMPERT (2015); KÄMPFER (2001); BILITEWSKI et al. (2018)):

1. Optimaler Wassergehalt
 - > 70 %: Gefahr von anaeroben Bedingungen in der Substratmischung die zu erhöhten Methanemissionen führen können
 - < 30 %: Nährstoffe werden unzureichend transportiert und der Abbauprozess gebremst
2. Optimale Belüftung
Umsetzung der Mieten je nach Reifegrad
3. Passendes Verhältnis von Kohlenstoff und Stickstoff (C:N)
 - < 20:1: Zunahme von Ammoniak und Lachgasemissionen
 - 25-35:1: Optimale Bedingungen
4. Ausreichend Zeit zur Abtötung von Krankheitserregern und Unkrautsamen
 - 55 °C 2 Wochen
 - 60 °C 1 Woche (bei geschlossenen Anlagen)
 - 65 °C 1 Woche
5. Temperatur (thermische Hygienisierung muss eingehalten werden)
 - > 65 °C Bildung von unerwünschten Stoffwechselprodukten

Als Steuerungsgrößen einer technischen Kompostierung sind die Belüftung durch Zwangsbelüftung oder Umsetzen sowie die Feuchtigkeitsregulierung von wesentlicher Bedeutung (KERN et al. (1998)).

In Mecklenburg-Vorpommern werden mit Ausnahme der organischen Abfälle der Stadt Schwerin alle organischen Abfälle aus Haushaltungen aerob im Rahmen einer Kompostierung behandelt.

2.1.3 Vergärung

Status quo der technischen Realisierung der Vergärung sind kontinuierliche Pflropfenstrom- und Nassvergärungsanlagen sowie diskontinuierliche Boxenvergärungsanlagen. Im Jahr 2017 gab es 36 Boxenvergärungsanlagen, 33 Pflropfenstromanlagen und 17 Nassvergärungsanlagen in Deutschland (SCHOLWIN et al. (2019)). Hauptunterscheidungsmerkmal der Vergärung gegenüber der Kompostierung ist der anaerobe

Zustand sowie das höhere Spektrum an möglichen Inputmaterialien durch den Einsatz von nassen und strukturarmen Substraten (KERN (2010); BILITEWSKI et al. (2018)). Charakterisierend für den anaeroben Stoffwechsel ist ein komplex verknüpfter Metabolismus, in dem verwertbare kohlenstoffhaltige Substrate stufenweise zu energetisch nutzbaren Endprodukten abgebaut werden (LANGHANS et al. (2020)). Zur Erzeugung von Biogas sind nahezu alle organischen Stoffe mit Ausnahme von Lignin geeignet (LIEBENEINER (2010)). Während Nahrungs- und Küchenabfälle, der krautige Anteil am Grünabfall, sowie getrennt erfasstes Biogut sich gut für die Vergärung eignen, sind Substrate mit hohem Lignin- und Celluloseanteil (holziger Grüngutanteil) schlechter für die anaerobe Behandlung geeignet (KERN (2010); BILITEWSKI / HÄRDLE (2013)). Lignin ist aufgrund der starken Bindungen nahezu nicht hydrolyisierbar. Einzelne Fette, Wachse, Gummi und Harze sind ebenfalls schwer anaerob abbaubar (KÄMPFER (2001)).

Die anaerobe Behandlung von Biogut erfolgt überwiegend in Trockenvergärung im Boxen/Batch- oder als Pfropfenstromverfahren (HOFFSTEDE et al. (2018)). Gründe dafür sind unter anderem der hohe mineralische Anteil im Biogut, der den Bedarf an Prozesswasser bei der Vergärung erhöht. Die mineralischen Anteile können ebenfalls zu Abrasion führen und damit den Aufwand für Wartung und Pflege erhöhen. Die mineralischen Anteile im urbanen und ruralen Biogut unterscheiden sich insbesondere durch Zunahme der Feinfraktion bei ruralem Biogut (BOCKREIS (2019)). Pfropfenstromreaktoren werden überwiegend thermophil betrieben wohingegen diskontinuierliche Verfahren (Boxenvergärungsanlagen) häufig im mesophilen Temperaturbereich arbeiten. Boxenfermenter haben häufig niedrigere spezifische Gaserträge aber dafür einen geringeren Eigenbedarf an Energie (KERN (2010); HOFFSTEDE et al. (2018)). In der Regel werden Vergärungsanlagen zur Behandlung von Biogut als kombinierte Vergärungs- und Kompostierungsanlagen betrieben. Ursächlich dafür sind die Vorgaben zum Erhalt der maximalen Einspeisevergütung gemäß Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2017).

Die Methanbildung durch anaerobe Vergärung von Biomasse ist gekennzeichnet durch den Abbau von organischer Biomasse in anaeroben Verhältnissen durch mikrobiellen Stoffwechsel. Dabei entsteht ein wasserdampfgesättigtes Gasgemisch, welches vorwiegend aus Methan, Kohlenstoffdioxid und Spurengasen besteht. Grundlegende Arbeiten zu anaeroben Stoffwechselvorgängen beim Abbau von Biomasse wurden schon frühzeitig von Wissenschaftlern wie BRYANT et al. (1967) und

BUSWELL / SYMONS (1933) durchgeführt und besitzen teilweise noch Gültigkeit. Besonders das in Abbildung 13 vierstufige Modell der anaeroben Stoffwechselforgänge nach Bryant (1967) hat sich in der Wissenschaft etabliert und wird in vielfältiger Weise in verschiedenen Formen zitiert (ENGLER (2015b)).

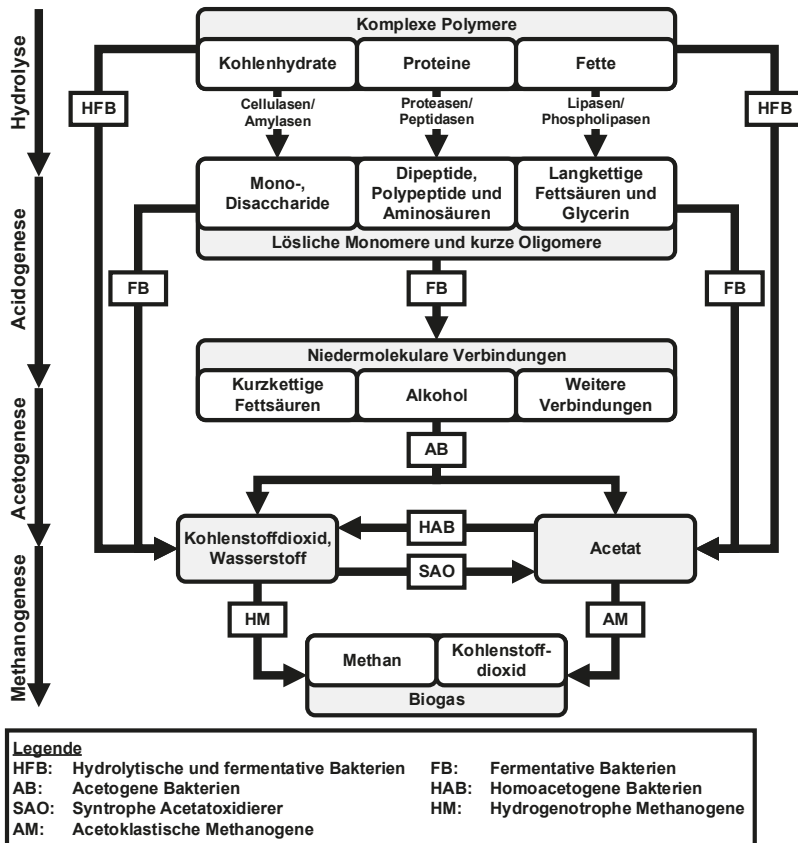


Abbildung 13: Anaerober Abbau organischer Substrate (Datengrundlage: KALTSCHMITT et al. (2016); WEINRICH (2017); HECHT (2010); WILCHES TAMAYO (2020))

Wie aus Abbildung 13 ersichtlich, ist das Modell durch folgende Stufen gekennzeichnet:

1. Hydrolyse
2. Acidogenese
3. Acetogenese
4. Methanogenese

Stufe 1: Hydrolyse

Im Prozessschritt der Hydrolyse werden komplexe Polymere (Fette, Proteine, Kohlenhydrate) durch extrazelluläre Enzyme (Exoenzyme bzw. Hydrolasen) in Monomere gespalten. Die so genannten Exoenzyme werden durch hydrolytische Bakterien gebildet. Lipasen und Phospholipasen spalten Fette in längerkettige Fettsäuren und Glycerin. Fette werden bei Temperaturen von > 20 °C vollständig, aber langsam hydrolysiert (BANEMANN (2010)). Peptide und Aminosäuren entstehen durch Proteinspaltung mittels Proteasen und Peptidasen. Cellulasen und Amylasen spalten polymere Kohlenhydratstrukturen in Mono- und Disacharide (ENGLER (2015b); WEINRICH (2017))

Bei der Hydrolyse sind drei zentrale Wirkmechanismen von besonderer Bedeutung (ANGELIDAKI / SANDERS (2004); HECHT (2010); LANGHANS et al. (2020)):

1. Die hydrolytischen Bakterien geben Exoenzyme an ihre Umgebung ab. Die freigegebenen Exoenzyme werden anschließend durch das Substrat adsorbiert oder reagieren mit gelöstem Substrat.
2. Hydrolytische Bakterien binden sich an das Substrat und beginnen mit der Substrathydrolyse an der Partikeloberfläche. Die dabei gelösten organischen Verbindungen gehen ins wässrige Habitat über und werden mittels Diffusion durch die Zellmembran von Bakterien verstoffwechselt.
3. Die Bakterien besitzen Enzyme, die als Transportrezeptor wirken und in das Zellinnere eindringen können. Die Bakterien müssen dafür im Vorfeld absorbiert werden.

Die Wahrscheinlichkeit der Hydrolyse durch die zellgebundenen Wirkmechanismen 2 und 3 ist höher und wurde experimentell schon nachgewiesen (ANGELIDAKI / SANDERS (2004)).

Stufe 2: Acidogenese

Die Phase der Acidogenese bzw. Versäuerungsphase ist gekennzeichnet durch die Vergärung der Hydrolyseprodukte zu kurzkettigen Fettsäuren (Carbonsäuren), Wasserstoff, Kohlenstoffdioxid, Alkohole, Schwefelwasserstoff und Ammoniak. Die toxisch wirkenden Substanzen Schwefelwasserstoff und Ammoniak entstehen beim Abbau eiweißreicher Substrate oder veresterter Öle. Eine klare Abtrennung zwischen Hydrolyse und Acidogenese ist besonders bei kohlenhydratreichen Substraten schwierig, die vorwiegend in konventionellen Anlagen zur Anwendung kommen, da

beide Phasen stark miteinander interagieren und sehr geringe Abstände aufweisen (ENGLER (2015b); WEINRICH (2017); LANGHANS et al. (2020)). Die gebildeten Produkte der Acidogenese sind abhängig vom Wasserstoffpartialdruck. Höhere Wasserstoffpartialdrücke fördern die Bildung von wenig reduzierten Verbindungen wie Propion- und Buttersäure, niedrige die Bildung von Acetat, Kohlenstoffdioxid und Wasserstoff (DEMIG (2017); BANEMANN (2010)). In Abhängigkeit von Temperatur und pH-Wert kann zytotoxisches Ammoniak entstehen. (BANEMANN (2010)). KALTSCHMITT et al. (2016)) stellte fest, dass die Diversität der beteiligten Bakterien hoch ist und sich aus mehreren Tausend fakultativen und obligat anaeroben Arten bildet.

Stufe 3: Acetogenese

Die Acetogenese konvertiert die in der Acidogenese gebildeten Produkte zu Acetat. Wenn als Edukt der Acetogenese Alkohole und organische Säuren dienen, entstehen neben anderen C-Verbindungen, Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid. Acetogene Bakterien stehen auch in syntropher Beziehung zu sulfatreduzierenden Bakterien oder methanogene Archaeen (ENGLER (2015b)). Dies äußert sich beispielsweise durch die Verwendung von Wasserstoff aus der Oxidation von Buttersäure durch hydrogenotrophe Bakterien bzw. bei hohen Sulfatkonzentrationen zur Substratlimitierung der Methanogenen (WEINRICH (2017)).

Stufe 4: Methanogenese

Die letzte Stufe der Methanogenese ist die Methanproduktion durch obligat anaerobe Mikroorganismen welche stoffwechselphysiologisch in hydrogenotrophe, methylo-trophe und acetotrophe Methanbildner zu unterscheiden sind (KALTSCHMITT et al. (2016)). WEINRICH (2017) stellte ebenfalls fest das die Methanbildungswege vielfältig sind aber die acetoklastische und hydrogenotrophe Methanogenese dominieren. Ähnlich wie bei der Hydrolyse und Acidogenese muss zwischen methanogenen Archaeen und acetogenen Bakterien eine starke räumliche Nähe bestehen, da sie in einem syntrophen Milieu koexistieren.

Bioogas- und Methanerträge

Literaturangaben über den spezifischen Bioogas- und Methanertrag von Biogut unterscheiden sich stark. Statische Werte zur Bilanzierung von Bioabfallvergärungsanlagen sind nur bedingt zur Auslegung einer Anlage geeignet. In Tabelle 6 sind verschiedene Literaturangaben zum spezifischen Gasertrag sowie den Trockenmassegehalten von Biogut zusammengefasst

Tabelle 6: Literaturangaben von Trockenmassegehalten und spezifischen Gaserträgen

Bezeichnung	Trockenmasse	Organische Trockenmasse	Biogasertrag		Methan-gehalt	Quelle
			m ³ .N./kg _{FM}	m ³ .N./kg _{oTM}		
Einheit	Gew.-% _{FM}	Gew.-% _{TM}			Vol.-%	
Biotonne	40 bis 75	50 bis 70	80 bis 120	150 bis 600	58 bis 65	BEKKER (2007)
	30 bis 40	30 bis 70	k.A.	300 bis 600	55 bis 65	ATV-DVWK (2003)
	30 bis 75	60 bis 90	100 bis 200	k.A.	k.A.	KRANERT (2017)
	13,1	77,7	82	482 (CH ₄)	60	WEHNER et al. (2018)
	k.A.	k.A.	80 bis 130	k.A.	50 bis 75	KERN (2010)
Speisereste	9 bis 37	80 bis 98	50 bis 480	200 bis 500	45 bis 61	BEKKER (2007)
	k.A.	k.A.	120 bis 180	k.A.	k.A.	HOFFSTEDE et al. (2018)
	15 bis 25	85 bis 94	k.A.	450 bis 900		KERN (2010)
Marktabfälle	5 bis 20	80 bis 90	45 bis 110	400 bis 600	60 bis 65	BEKKER (2007)
	6 bis 11	91 bis 94	k.A.	550 bis 600	55 bis 60	ATV-DVWK (2003)
Grünschnitt	12	83 bis 92	150 bis 200	550 bis 680	55 bis 65	BEKKER (2007)
	10 bis 15	85 bis 93	k.A.	500 bis 600	55 bis 60	ATV-DVWK (2003)
Krautiger Gartenabfall	k.A.	k.A.	40 bis 70	k.A.	k.A.	HOFFSTEDE et al. (2018)
Grassilage	35-45	85-90	180-220	k.A.	k.A.	KRANERT (2017)

k.A.= keine Angaben

Der spezifische Gasertrag von Biogut liegt unter dem von Restabfall und sinkt im Jahreszeitlicher Verlauf durch den Einfluss des Grünabfallanteils (ADLER (2014)).

2.1.4 Gärreste und Komposte

Kompostierte Gärreste aus der anaeroben Behandlung und Komposte aus der aeroben Behandlung von Bio- und Grüngut sind gute organische Dünger und ausgezeichnete Bodenverbesser (KERN (2012)). Komposte aus Grüngut besitzen niedrigere Nährstoffgehalte als Komposte aus Biogut und eignen sich als Substitut für Torfprodukte (HÜTTNER et al. (2019)). Gärreste aus der anaeroben Vergärung von Bio- und Grüngut werden in der Regel nach einer Fest-Flüssig-Trennung in flüssige und feste Gärreste unterschieden (SCHOLWIN et al. (2019)). Diese mechanische Entwässerung kann durch Pressschnecken-Separatoren, Zentrifugen oder Dekanter erfolgen (KERN (2010)). Die entstehende Flüssigphase enthält wenige Stör- und Fremdstoffe, jedoch feine mineralische Anteile, die im Gärrestlager sedimentieren (KNAPPE et al. (2019)). Qualitativ haben Gärprodukte aus der anaeroben Behandlung gegenüber Komposten aus der aeroben Behandlung keine Nachteile (ATV-DVWK (2003)). Hauptabsatzmärkte der Komposte und Gärreste sind dabei die Land- und

Forstwirtschaft sowie die Landschaftsgestaltung und -pflege. Komposte werden darüber hinaus an Haushalte für private Zwecke vermarktet.

WEITHMANN et al. (2018) stellen fest, dass organische Dünger aus der biologischen Behandlung von Biogut trotz Aufbereitung mit Mikroplastik im Bereich <5 mm und >1 mm belastet sind. Diese Mikroplastikpartikel gelangen in die Umwelt und können die Flora und Fauna beeinflussen. Eine Quelle der Plastikpartikel waren dabei zum Großteil Verpackungsmaterialien wie Folienbeutel, die als Fehlwurf in die biologische Abfallbehandlung eingetragen wurden.

Gütesicherung

Der Gesetzgeber hat in § 12 KrWG ausführliche Aussagen zum Thema Qualitätssicherung von Bioabfällen und Klärschlämmen getätigt. Diese beinhalten unter anderem Hinweise zur Vergabe und zu den notwendigen Voraussetzungen zur Qualitätssiegelvergabe. Ziel dabei ist insbesondere die:

„... Förderung der Kreislaufwirtschaft und zur Sicherstellung des Schutzes von Mensch und Umwelt bei der Erzeugung und Bewirtschaftung von Bioabfällen und Klärschlämmen...“ (KrWG)

Die RAL-Gütesicherung ist eine freiwillige Zertifizierung von Dünge- und Bodenverbesserungsmitteln der Hersteller, um die Eigenschaften der hergestellten Produkte (Gärrest, Kompost) zu sichern und eine entsprechende Qualität zu garantieren. Durch sie wollen die Hersteller die Akzeptanz der Gärreste als Produkt beim Endverbraucher schaffen (SCHOLWIN et al. (2019)). Da durch Verunreinigungen im Kompost und Gärrest auch Stör- und Fremdstoffe in die Landwirtschaft eingetragen werden besitzt die Gütesicherung auch einen Vorsorgecharakter (HERMANN et al. (2017)).

Gemäß BIDLINGMAIER (2015) sind die Gütezeichen RAL GZ-251 und RAL GZ-256-1 von besonderer Bedeutung für Komposte und Gärprodukte aus aerober und anaerober Behandlung.

2.2 Einflussfaktoren auf die Probenmatrix Biogut

Die spezifische Biogasausbeute von Biogut unterliegt starken jahreszeitlichen Schwankungen, bedingt durch den volatilen Grüngutanteil im Biogut (ADLER (2014)). Des Weiteren ist die Biogutmatrix durch einen Anteil an Stör- und Fremdstoffen charakterisiert, deren Anteil bis zu 25 Prozent der Feuchtmasse betragen kann (ATV-

DVWK (2003)). Die Einflussfaktoren auf die Probenmatrix Abfall sind vielfältig. KRANERT (2017) fasste die Einflussfaktoren auf Siedlungsabfälle zusammen, die um die Faktoren Witterung und Wetterlage für die getrennte Erfassung von Bio- und Grüngut ergänzt werden müssen (SPRAFKE et al. (2020b)).

Tabelle 7: Angepasste Komposition der Einflussfaktoren auf Biogut (SPRAFKE et al. (2020b))

Rechtliche Rahmenbedingungen
→ KrWg; BioAbfV; DüMV; EEG; AVV; Abfallsatzungen
Gesellschaftliche Faktoren
→ Lebensstandard, Konsumverhalten, Einkommen, Haushaltsgröße, Tourismus, Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewusstsein, Bildung
Abfall- und Substratmanagement
→ Sammelsystem, Behältergröße, Abfuhrhythmus, Gebührensystem, Detektionssysteme, Öffentlichkeitsarbeit, Abfallvermeidung, -lagerung, -behandlung
Strukturelle Faktoren
→ Bebauungsstruktur, Versiegelungsgrad, Anteil an Garten-, Park- und Grünflächen, Wirtschaftsstruktur (Industrie, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen)
Witterung und Wetterlage
→ Schönwetter- und Frostperioden, Schlechtwettereinbrüche, Bewölkung, Niederschlag, Lufttemperatur und -feuchte, Wind

Das Zusammenspiel zwischen diesen Einflussfaktoren ist für jeden öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträger in den Kreisen und kreisfreien Städten unterschiedlich ausgeprägt und macht eine monokausale Entwicklung von Erklärungsmodellen unmöglich (RICHTER et al. (2017a)). OETJEN-DEHNE et al. (2014) stellten im Rahmen einer multivariaten Regressionsanalyse von 105 Landkreisen fest, dass die erfassbare Biogutmenge im Wesentlichen von den Einflussgrößen Anschlussgrad, Befreiungsmöglichkeit (Eigenverwertung), Siedlungsstruktur, erfasste Grüngutmenge und Behältergröße beeinflusst wird. KRAUSE et al. (2014) bestätigt diese Aussagen weitestgehend, stellte jedoch fest, dass der Faktor Befreiungsmöglichkeit keinen Einfluss auf die Biogutmenge hat und eventuell indirekt mit dem Parameter Anschlussgrad zusammenhängt. HOFFSTEDTE et al. (2018) ermittelten Faktoren wie Abfallberatung, zugelassene Organikfraktionen, Jahreszeit und die Wechselbeziehung zwischen der Restabfallentsorgung als weitere Einflussgrößen. KERN (2010) identifizierte als wichtigste Einflussgröße auf die erfassten Mengen an organischen

Abfällen die Strukturierung des Gebührensystems durch mögliche Gebührenbefreiungen, Identensysteme und optimierte Behältergrößen. FRICKE et al. (2013) stellte ebenfalls die jahreszeitliche Abhängigkeit von der Biogutqualität fest, wobei der Einfluss des Sammel- und Gebührensystems sowie die Behältergröße ebenfalls von besonderer Bedeutung sind.

2.3 Rechtliche Rahmenbedingungen

Im Kapitel Rechtliche Rahmenbedingungen werden ausgewählte Gesetze, Verordnungen und Richtlinien auf europäischer und nationaler Ebene zusammengefasst.

2.3.1 Europa

Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien

Durch den europäischen Rat und das Parlament wurde am 19. November 2008 die „Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien“ erlassen. Ziel der Richtlinie ist gemäß Artikel 1 die Festlegung von Maßnahmen:

„[...] die dem Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit dienen, indem die Erzeugung von Abfällen und die schädlichen Auswirkungen der Erzeugung und Bewirtschaftung von Abfällen vermieden oder verringert, die Gesamtauswirkungen der Ressourcennutzung reduziert und die Effizienz der Ressourcennutzung verbessert werden, und welche für den Übergang zu einer Kreislaufwirtschaft und für die Sicherstellung der langfristigen Wettbewerbsfähigkeit der Union entscheidend sind.“ (Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates)

Als Prioritätenfolge aller Rechtsvorschriften und politischen Maßnahme liegt die bekannte Abfallhierarchie zugrunde wobei die Mitgliedsstaaten den Aspekt des Schutzes der menschlichen Gesundheit und der Umwelt gemäß Artikel 13 in den Fokus ihrer Entscheidungen legen sollen. Die in Artikel 4 aufgeführte Abfallhierarchie gliedert sich in die Kategorien:

1. Abfallvermeidung
2. Vorbereitung zur Wiederverwendung
3. Recycling
4. Sonstige Verwertung
5. Abfallbeseitigung

Die Mitgliedsstaaten sollen gemäß Artikel 22 der Richtlinie 2008/98/EG bis zum 31.12.2023 dafür sorgen, dass Bioabfall am Anfallsort getrennt und recycelt, oder getrennt gesammelt und nicht mit anderen Abfällen gemischt wird. Kompostierbare und biologisch abbaubare Verpackungen können zusammen mit Bioabfall gesammelt werden. Dies muss aber vom Mitgliedsstaat im Vorfeld gestattet werden (Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates). Die Richtlinie definiert Bioabfälle in Artikel 3 als:

„[...] biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle, Nahrungsmittel- und Küchenabfälle aus Haushalten, Büros, Gaststätten, Großhandel, Kantinen, Cateringgewerbe und aus dem Einzelhandel sowie vergleichbare Abfälle aus Nahrungsmittelverarbeitungsbetrieben;“ (Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates)

Die Begriffsdefinition des Terms Lebensmittelabfall, als Synonym für Nahrungsmittel- und Küchenabfälle, ist eine Kombination der Begriffsdefinition für Lebensmittel gemäß Artikel 2 der Verordnung (EG) Nr. 178/2002 sowie der Begriffsdefinition von Abfall gemäß Artikel 3 der Richtlinie 2008/98/EG. Ausgehend von den beiden Definitionen sind Lebensmittelabfälle:

„[...] alle Stoffe oder Erzeugnisse, die dazu bestimmt sind oder von denen nach vernünftigem Ermessen erwartet werden kann, dass sie in verarbeitetem, teilweise verarbeitetem oder unverarbeitetem Zustand von Menschen aufgenommen werden. [...]“ (Verordnung (EG) Nr. 178/2002) und *„[...] dessen sich sein Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss;“* (Richtlinie 2008/98/EG)

Der vorgegebene Rahmen der Richtlinie wurde innerhalb Deutschlands in verschiedenen Verordnungen und Gesetzen umgesetzt.

2.3.2 Deutschland

Kreislaufwirtschaftsgesetz

Das „Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen“, auch genannt Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG), ist das zentrale Element der deutschen Kreislaufwirtschaft. Neben der allgemein bekannten Abfallhierarchie aus § 6 Absatz 1 wurden im KrWG in § 11 Absatz 1 Kommunen ab dem 01.01.2015 zur Einführung der getrennten Sammlung von Bioabfällen gemäß folgenden Angaben verpflichtet:

„(1) Soweit dies zur Erfüllung der Anforderungen [...] erforderlich ist, sind Bioabfälle, die einer Überlassungspflicht nach § 17 Absatz 1 unterliegen, spätestens ab dem 1. Januar 2015 getrennt zu sammeln.“ (KrWG)

Der Absatz 1 des Paragraphen 11 entfällt mit der laufenden Novellierung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes.

Besonders hervorzuheben sind die Angaben in § 6 Absatz 2, diese lauten folgendermaßen:

Es soll „[...] diejenige Maßnahme Vorrang haben, die den Schutz von Mensch und Umwelt bei der Erzeugung und Bewirtschaftung von Abfällen unter Berücksichtigung des Vorsorge- und Nachhaltigkeitsprinzips am besten gewährleistet. Für die Betrachtung der Auswirkungen auf Mensch und Umwelt nach Satz 1 ist der gesamte Lebenszyklus des Abfalls zugrunde zu legen. Hierbei sind insbesondere zu berücksichtigen

- 1. die zu erwartenden Emissionen,*
- 2. das Maß der Schonung der natürlichen Ressourcen,*
- 3. die einzusetzende oder zu gewinnende Energie sowie*
- 4. die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, in Abfällen zur Verwertung oder in daraus gewonnenen Erzeugnissen.*

Die technische Möglichkeit, die wirtschaftliche Zumutbarkeit und die sozialen Folgen der Maßnahme sind zu beachten.“ (KrWG)

Bei der biologischen Behandlung von Bioabfällen wird der Eintrag von Stör- und Fremdstoffen in natürlichen Stoffkreisläufe häufig außer Acht gelassen, sowie die damit verbundenen negativen Effekte. Haupteintragsweg ist dabei die landwirtschaftliche Nutzung von Gärresten und Komposten aus der aeroben und anaeroben Behandlung von Biogut. PIEHL et al. (2018) stellten fest, dass die Kontamination mit Mikro- und Makroplastik auf konventionell agrartechnisch behandelten Flächen auch einen negativen Einfluss auf Ernteerträge haben können.

Durch den Gesetzgeber wurde die Art der Bioabfälle und Weise der getrennten Sammlung dem öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträger im Rahmen der kommunalen Selbstverwaltung überlassen, wengleich keine Spezifizierung der Getrenntsammlungs- und Verwertungspflichten von Bioabfällen erfolgte (ATUS / ALP (2016)).

In § 3 Absatz 23 des KrWG werden Verwertungsverfahren definiert als:

„[...] jedes Verfahren, als dessen Hauptergebnis die Abfälle innerhalb der Anlage oder in der weiteren Wirtschaft einem sinnvollen Zweck zugeführt werden, indem sie entweder andere Materialien ersetzen, die sonst zur Erfüllung einer bestimmten Funktion verwendet worden wären, oder indem die Abfälle so vorbereitet werden, dass sie diese Funktion erfüllen [...]“. (KrWG)

Die organische Behandlung von Biogut und Grüngut ist charakterisiert als Verwertungsverfahren der Kategorie R 3 gemäß Anlage 2. Verwertungsverfahren der Kategorie R 3 sind Verfahren zum „Recycling und Rückgewinnung organischer Stoffe, die nicht als Lösemittel verwendet werden“ (KrWG).

Des Weiteren wird in § 3 Absatz 7 KrWG der Begriff „Bioabfall folgendermaßen definiert:

„Bioabfälle im Sinne dieses Gesetzes sind biologisch abbaubare pflanzliche, tierische oder aus Pilzmaterialien bestehende

- 1. Garten- und Parkabfälle,*
- 2. Landschaftspflegeabfälle,*
- 3. Nahrungsmittel- und Küchenabfälle aus privaten Haushaltungen, aus dem Gaststätten-, Kantinen- und Cateringgewerbe, aus Büros und aus dem Groß- und Einzelhandel sowie mit den genannten Abfällen vergleichbare Abfälle aus Nahrungsmittelverarbeitungsbetrieben und*
- 4. Abfälle aus sonstigen Herkunftsbereichen, die den in den Nummern 1 bis 3 genannten Abfällen nach Art, Beschaffenheit oder stofflichen Eigenschaften vergleichbar sind.“*(KrWG)

Es ist festzuhalten, dass gemäß KrWG bei der Begriffsdefinition von „Bioabfall“ eine differenzierte Betrachtung zwischen Abfällen aus Garten-, Park- und Landschaftspflege und Nahrungs- und Küchenabfällen erfolgt. Da bereits vor der flächendeckenden Einführung der Biotonne im Jahr 2015 Garten-, Park- und Landschaftspflegeabfälle durch öffentlich-rechtliche-Entsorgungsträger gesammelt wurden, ist davon auszugehen, dass mittels Biotonne gezielt Nahrungs- und Küchenabfälle mittels Holsystem der energetischen und stofflichen Nutzung zugeführt werden sollte (ICU-Ingenieurconsulting Umwelt und Bau (2014)).

Relevant für die Sammlung organischer Abfälle aus Haushaltungen sind ebenfalls die Angaben gemäß § 17 Absatz 1 danach sind:

„[...] Erzeuger oder Besitzer von Abfällen aus privaten Haushaltungen verpflichtet, diese Abfälle den nach Landesrecht zur Entsorgung verpflichteten juristischen Personen (öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger) zu überlassen, soweit sie zu einer Verwertung auf den von ihnen im Rahmen ihrer privaten Lebensführung genutzten Grundstücken nicht in der Lage sind oder diese nicht beabsichtigen [...]“. (KrWG)

Insbesondere in ländlich geprägten Regionen ist darunter die Eigenkompostierung von Grüngut zu verstehen. Durch eine flächendeckende Eigenkompostierung kann der Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen im Biogut erhöht und der spezifische Biogasertag im Rahmen einer energetischen Nutzung von Biogut gesteigert werden.

Diese Angaben haben besonders im Spannungsfeld der Einführung der Biotonne im Land Mecklenburg-Vorpommern eine hohe Brisanz, da die Biotonne zum jetzigen Zeitpunkt nur partiell eingeführt wurde (HÜTTNER et al. (2019)).

Bioabfallverordnung

Die Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden BioAbfV ist insbesondere im Rahmen der Bioabfallwirtschaft von zentraler Bedeutung. Gültigkeit besitzt diese Verordnung gemäß § 1 Absatz 1 Satz 1 für:

„[...] unbehandelte und behandelte Bioabfälle und Gemische, die zur Verwertung als Düngemittel auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht oder zum Zweck der Aufbringung abgegeben werden [...]“ (BioAbfV)

Ebenfalls gilt sie nach § 1 Absatz 2 Satz 1 bis 5 für Entsorgungsträger, Erzeuger, Besitzer, Einsammler, Bioabfallbehandler, Gemischhersteller, Zwischenabnehmer von Bioabfällen sowie Bewirtschafter von Böden auf denen Bioabfälle oder Gemische aufgebracht werden sollen oder aufgebracht werden.

Ergänzend zum Kreislaufwirtschaftsgesetz werden in der Bioabfallverordnung Angaben im Rahmen der Begriffsdefinition von Bioabfall über die Herkunft der Organismen in § 2 Absatz 1 gemacht, die für den Abbau der organischen Biomasse verantwortlich sind. Demnach sind Bioabfälle:

„Abfälle tierischer oder pflanzlicher Herkunft oder aus Pilzmaterialien zur Verwertung, die durch Mikroorganismen, bodenbürtige Lebewesen oder Enzyme abgebaut werden können, einschließlich Abfälle zur Verwertung mit hohem organischem Anteil tierischer oder pflanzlicher Herkunft oder an Pilzmaterialien [...]“ (BioAbfV)

Angaben zur Herkunft der Bioabfälle gemäß Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV) befinden sich in tabellarischer Form im Anhang 1 der Bioabfallverordnung. Ebenfalls im Anhang 1 wird gemäß § 9a unterschieden zwischen Bioabfällen, die ohne Zustimmung (Buchstabe a) der zuständigen Behörde abgegeben oder auf selbst bewirtschaftete Betriebsflächen aufgebracht werden dürfen und Bioabfällen, die einer Zustimmung durch die zuständige Behörde bedürfen (Buchstabe b). Da sich in der AVV keine spezielle Bezeichnung für „[...] *getrennt erfasste Bioabfälle, insbesondere in Biotonnen* [...]“ befindet, werden diese Abfälle gemäß Anhang 1 Bioabfallverordnung dem Abfallschlüssel 20 03 01 (Gemischte Siedlungsabfälle) zugeordnet. Grüngutabfälle sind aufgeführt unter dem Abfallschlüssel 20 02 01 (Biologische abbaubare Abfälle). Marktabfälle, die zusammen mit gemischten Siedlungsabfällen im Sinne von Biogut aus getrennter Sammlung und biologisch abbaubaren Abfällen im Sinne von Grüngut die Komponenten der anaeroben Vergärung von Bioabfällen bilden, sind unter den Abfallschlüssel 20 03 02 (Marktabfälle) zu finden (BioAbfV; Abfallverzeichnis-Verordnung -AVV).

Im Gegensatz zum KrWG ist unter Berücksichtigung der angegebenen Abfallschlüssel eine Unterscheidung der Herkunftsquellen der organischen Abfälle möglich.

Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln

Die Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (DüMV) ist im Kontext der Verwertung von Komposten und Gärresten von besonderer Bedeutung. Ergänzend zu Grenzwerten aus der Bioabfallverordnung befinden sich in der Düngemittelverordnung Angaben über Schadstoffgehalte, maximale Ausbringmengen und der möglichen Nährstoffzufuhr auf landwirtschaftlichen Flächen.

Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz)

Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2017) ist für die Wirtschaftlichkeit der anaeroben Vergärung von Biogas von besonderer Bedeutung, da das EEG den Zubau der anaeroben Vergärung von Bioabfällen durch eine festgeschriebene Vergütung förderte. Das EEG garantiert dabei den Erzeugern von elektrischer Energie aus Bioabfall eine feste Einspeisevergütung⁴. In Bezug auf den Einsatz von Biogas sind gemäß § 43 Absatz 1 mindestens 90 Prozent der anaerob behandelten Bioabfälle in einer Vergärungsanlage dem Verzeichnis der Abfallverordnungen 20 02 01 (biologisch abbaubare Abfälle), 20 03 01 (gemischte Siedlungsabfälle) und 20 03 02 (Marktabfälle) zuzuordnen (EEG 2017). Die verbleibenden 10 Prozent beinhalten die bereits vorgestellten Co-Substrate, die aus den verschiedenen Stufen der Wertschöpfungskette stammen. FRICKE et al. (2013) stellte fest, dass das EEG maßgeblich für den Zubau der anaeroben Behandlung verantwortlich ist, da durch die generierten Erlöse aus der energetischen Nutzung der Biogase die ökonomischen Nachteile der Vergärung gegenüber der Kompostierung bei den laufenden Betriebskosten aufgehoben wurden und unter bestimmten Bedingungen sogar Mehrerlöse generiert werden können.

2.3.3 Mecklenburg-Vorpommern

Abfallwirtschaftsgesetz für Mecklenburg-Vorpommern

Innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns sind die gesetzlichen Rahmenbedingungen im Abfallwirtschaftsgesetz für Mecklenburg-Vorpommern geregelt (AbfWG M-V). Oberstes Ziel des Abfallwirtschaftsgesetzes ist nach § 1 Absatz 1:

„[...] die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen [...]“ (AbfWG M-V)

OČIK / NELLES (2012) stellten bereits im Jahr 2012 fest, dass das jetzige Abfallwirtschaftsgesetz Mecklenburg-Vorpommerns nicht mehr zeitgemäß ist und eine Novellierung benötigt. Die Notwendigkeit einer Novellierung wird sich mit der Novellierung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes noch weiter verstärken. Unter anderem befinden sich in der aktuellen Version keine ausführlichen Erläuterungen zum Thema Bioabfallbewirtschaftung sowie keine Begriffsabgrenzung der verschiedenen

⁴ 14,88 Cent je Kilowattstunde bis zu einer elektrischen Bemessungsleistung von maximal 500 kW; 13,05 Cent bei einer Bemessungsleistung über 500 kW bis einschließlich 20 MW

organischen Abfallströme. In § 4 werden die öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträger verpflichtet im Kontext der Mindestausstattung für kompostierbare Stoffe Bringsysteme einzuführen, sofern noch keine Holsysteme eingeführt wurden oder die Einführung geplant ist. In den §§ 1, 2, 4, 5, 6, 9 und 10 werden ergänzende Angaben zur Abfallbewirtschaftung gemacht, die ebenfalls indirekt oder direkt Angaben zur Bewirtschaftung organischer Abfälle beinhalten (OCIK / NELLES (2012)).

Landesverordnung über die Entsorgung pflanzlicher Abfälle außerhalb von Abfallentsorgungsanlagen

Gemäß § 1 Absatz 1 der Pflanzenabfallverordnung (PflanzAbfLVO M-V) ist die Entsorgung von pflanzlichen Abfällen, die auf bewachsenen Flächen anfallen (Grüngut), durch Verrotten, Einbringen in den Boden oder Kompostierung erlaubt, solange keine Rechtsvorschriften dem entgegenstehen. Ebenfalls erlaubt ist die gemeinsame Kompostierung von pflanzlichen Abfällen (gemäß § 1 Absatz 1) und kompostierbaren Stoffen aus Haushaltungen auf gemeinsamen Kompostflächen (max. 8 Haushalte). Die Verbrennung von pflanzlichen Abfällen ist im Monat März und Oktober, gemäß § 2 Absatz 1, erlaubt. Nach vorheriger Anzeige bei der zuständigen Behörde (§ 2 Absatz 3) dürfen pflanzliche Abfälle aus der Feldheckenpflege sowie aus der Pflege oder Rodung von Obstanlagen verbrannt werden.

2.4 Sektorenkopplung durch Vergärung von Biogut

Durch den Anstieg erneuerbarer volatiler Energieträger innerhalb der elektrischen Energieerzeugung und der damit verbundenen Dezentralisierung der Energiebereitstellung kommt es zu Unterschieden zwischen Angebot und Nachfrage auf dem Strommarkt, welche maßgeblich durch die volatile Strombereitstellung von Photovoltaik und Windenergieanlagen verursacht werden. Um diese Lastspitzen auszugleichen, wurden in den letzten Jahren verschiedene Konzepte zur Entnahme und Rückspeisung von Überschussenergie entwickelt, wie beispielsweise der flexible Anlagenbetrieb von Biogasanlagen durch Anlagen- und Fütterungsmanagement, die Entwicklung von Power-to-X-Technologien sowie neue und innovative Energiespeicherkonzepte. Netzbetreiber sichern die Stromverteilung und -übertragung auf vielfältige Weise durch sogenannte Systemdienstleistungen welche Frequenz, Spannung und Belastung der Netzbetriebsmittel in den zulässigen Grenzwerten halten (MISCHINGER et al. (2017)).

Die Sektorenkopplung durch kombinierte Kompostierungs- und Vergärungsanlagen kann dabei auf vielfältige Art einen Beitrag als Systemdienstleistungsprodukt leisten, unter anderem durch die Bereitstellung von elektrischer Energie als Regelleistung sowie durch Substitution konventioneller Energieträger zur thermischen Energiebereitstellung (SCHÜCH et al. (2020)). Die Verwendung von Biogas zur gleichzeitigen Strom- und Wärmeerzeugung ist Stand der Technik und seit Jahren innerhalb Deutschlands bekannt und etabliert. Alternativ kann Biogas mittels Biogasaufbereitung zu Biomethan auf Erdgasqualität aufbereitet werden und als Kraftstoff oder Brenngas in verschiedenen Aggregatzuständen genutzt, gespeichert sowie in bestehende Energietransportstrukturen als Erdgassubstitut eingespeist werden. Dadurch ist die Substitution konventioneller Energieträger auch dezentral möglich. Die Nutzung des im Biogas enthaltenen Kohlenstoffdioxids im Rahmen einer biologischen oder katalytischen Methanisierung (Power-to-Gas) ist ebenfalls denkbar, erste großtechnische Anlagen befinden sich bereits im Betrieb. Durch den Einsatz der Methanisierung soll die Möglichkeit zur Nutzung von Überschussenergie aus Einspeisemanagementmaßnahmen geschaffen werden, die maßgeblich mit dem Anstieg volatil erzeugter erneuerbarer Energie korreliert (SPRAFKE et al. (2017)). Die Sektorenkopplung durch Biogasanlagen ist multifunktional und transsektoral wobei unterschieden wird in Energiekonventionstechnologien und naturwissenschaftliche-agronomische Prozesse (MATSCHOSS et al. (2019)). Da die Vergärung von Biogut den gleichen Wirkmechanismen wie die Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen und Wirtschaftsdüngern unterliegt, können viele Prinzipien der Sektorenkopplung durch Biogasanlagen bei der Vergärung von organischen Abfällen adaptiert werden.

WIETSCHEL et al. (2018) stellten fest, dass es für den Begriff Sektorkopplung häufig auch als Sektorenkopplung bezeichnet noch keine einheitliche und umfängliche Definition gibt, außerdem bestehen deutliche Abweichungen zwischen einzelnen Autoren. Als Begriffsdefinition der Sektorenkopplung wird folgende Definition durch die Autoren vorgeschlagen:

„Sektorkopplung bezeichnet den fortschreitenden Prozess der Substitution fossiler Energieträger durch weit überwiegend erneuerbar erzeugten Strom oder durch andere erneuerbare Energieträger und nachhaltige Energienutzungsformen in neuen sektorenübergreifenden Anwendungen oder durch verstärkte Nutzung bekannter sektorenübergreifender Anwendungen.“
(WIETSCHEL et al. (2018))

Der Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft (BDEW) und der Deutsche Verein des Gas- und Wasserfaches (DVGW) fassten ihre Botschaften und Forderungen in einem Positionspapier im Jahr 2018 zusammen und definierten die Sektorenkopplung folgendermaßen:

„Sektorkopplung ist die energietechnische Verknüpfung von Strom, Wärme, Mobilität und industriellen Prozessen sowie deren Infrastrukturen mit dem Ziel einer Dekarbonisierung bei gleichzeitiger Flexibilisierung der Energienutzung in Industrie, Haushalt, Gewerbe/Handel/Dienstleistungen (GHD) und Verkehr unter den Prämissen Wirtschaftlichkeit, Nachhaltigkeit und Versorgungssicherheit“ (BURCHARTZ / BARTSCH (2018))

Beide Definitionen gehen direkt oder indirekt von einer Defossilierung der bestehenden Energieerzeugungsstrukturen bei einem steigenden Anteil von volatil erzeugter Energie unter Nachhaltigkeitsaspekten aus.

Diese Dissertation befasst sich mit dem Konversionspfad der Vergärung bei der energetischen Potenzialbetrachtung. FEHRENBACH et al. (2019) beschäftigten sich im Rahmen des Projektes BioRest mit weiteren Konversionspfaden wie beispielsweise Verbrennung, Vergasung und Umesterung, die ebenfalls denkbar sind.

Im Rahmen der Sektorenkopplung und zur Bereitstellung von Systemdienstleistungen sind folgende fünf Punkte und deren Wechselwirkungen von besonderer Bedeutung (SCHÜCH et al. (2020)):

- Konversion
- Speicherung
- Transport
- Umwandlung
- Anwendung

Das energetische Potenzial von Biogas liegt vor allem als chemisch gespeicherte Energie im Substrat vor. Diese Energie wird durch verschiedene Anteile an Nahrungs- und Küchenabfällen und Grüngut im erfassten Biogas sowie durch Lagerzeit und Lagerungsverhalten beeinflusst. Erschwerend bei der möglichen energetischen Nutzbarmachung ist der Standort. Abfallbehandlungsanlagen befinden sich häufig an abgelegenen Standorten, was eine wirtschaftliche Nutzung von Wärme oder Biomethan vor große Herausforderungen stellt, da oftmals nicht die Infrastruktur zur Netzanbindung vorhanden ist oder sich keine Abnehmer für Wärme und Biomethan im unmittelbaren Umfeld befinden. Die prekäre Standortlage von biologischen

Behandlungsanlagen beruht einerseits auf notwendigen infrastrukturellen Begebenheiten für Transport, Lieferung und Lagerung der organischen Abfälle, andererseits aber auch auf der Minimierung und Vermeidung von Emissionen und Immissionen innerhalb der Siedlungsgebiete.

Brenngase werden bei biologischen Abfallbehandlungsanlagen vorwiegend durch die anaerobe Behandlung generiert. In der Regel wird Biogas aus der anaeroben Behandlung durch ein Blockheizkraftwerk in thermische und elektrische Energie umgewandelt (KERN (2010)). Aus diesem Grund bezieht sich die energetische Potenzialbetrachtung nur auf die energetische Konversion durch ein Blockheizkraftwerk. Während die elektrische Energie durch einen Generator erzeugt wird, kann thermische Energie an verschiedenen Stellen im Prozess ausgekoppelt werden. KNAUER (2017) fasste diese Wärmequellen von Blockheizkraftwerken folgendermaßen zusammen:

1. Abgas

Bei einer Abgastemperatur von über 500 °C am Motor und einer Austrittstemperatur von 180 °C bis 200 °C am Schornstein ergibt sich aus der Differenz der beiden Temperaturen die nutzbare Temperaturdifferenz.

2. Kühlwasser

Die Vorlauftemperatur von Kühlwasser liegt in der Regel bei 70 °C, dies entspricht bei einer Rücklauftemperatur von 90 °C einer Grädigkeit von 20 K. Gekühlt werden Öle, Wasser für die Motorkühlung, Abgase sowie das Gas-Luft-Gemisch in der ersten Stufe der Gemischkühlung.

3. Gemischkühlung

Die Gemischkühlung erfolgt im Regelfall zweistufig, während Stufe 1 im Kühlwasserkreislauf eingebunden ist, wird in Stufe 2 das Gemisch in einem zweiten System heruntergekühlt.

4. Freie Konvektion und Strahlung

Unter freier Konvektion und Strahlung ist die Abwärme aus der Motoroberfläche und Leitungen der Kühlung zu verstehen. Eine energetische Nutzung ist im Rahmen einer Vorwärmung der Verbrennungsluft denkbar.

5. Restverluste

Restverluste entstehen durch ungenutzte Abgaswärme, aus der zweiten Gemischkühlstufe, sowie aus Methanschlupf, Konvektion und Strahlung.

In Abbildung 14 ist die Implementierung verschiedener Sektorenkopplungstechnologien in den Verfahrensablauf der anaeroben und aeroben Behandlung von Biogut und Grüngut dargestellt. Die Produktion von Biogas und die anschließende Konversion in thermische und/oder elektrische Energie sowie als chemischer Energieträger sind dabei die Schlüsseltechnologien bei der energetischen Nutzung von Biogas aus der anaeroben Behandlung von organischen Abfällen und die Zielgrößen der energetischen Potenzialanalyse. Das stoffliche Potenzial in Form von Gärprodukten und Komposten wird ebenfalls in der Potenzialabschätzung betrachtet. Die fakultative Silierung bezieht sich nicht nur auf Biogut, sondern auch auf einsetzbare Co-Substrate. Die Prüfung der Siliereignung innerhalb dieser Dissertation erfolgt ausschließlich für Biogut aus urbaner und ruraler Herkunft.

Die mögliche Energiebereitstellung durch die Verbrennung von heizwertreichen Teilfraktionen ist ebenfalls möglich, jedoch als thermische Behandlungsalternative nicht Bestandteil der Potenzialbetrachtung von biologischen Behandlungsanlagen.

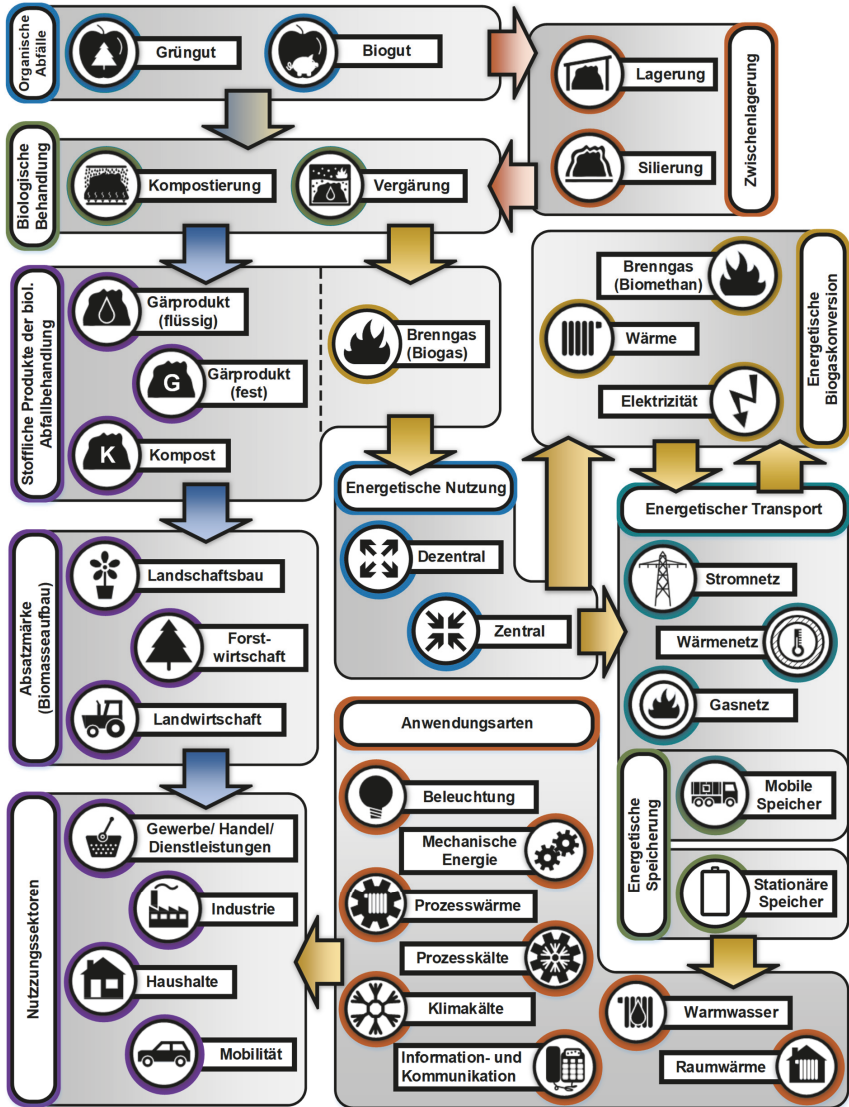


Abbildung 14: Sektorkopplung mittels anaerober Behandlung von organischen Abfällen

2.4.1 Elektrische Energie aus Biomasse

In Mecklenburg-Vorpommern waren im Jahr 2019 insgesamt 545 Biomasseanlagen mit einer installierten elektrischen Leistung von 357.700,85 kW in Betrieb (50 Hertz (2020)). Im Jahr 2018 erzeugten 536 Biomasseanlagen insgesamt auf einer Trassenlänge von rund 46.198 km (Stand: 2017) zirka 2.265 GWh elektrische Energie (BDEW (2019); Bundesnetzagentur (2020a)). Diese Energie wurde vorwiegend von Anlagen auf der Mittelspannungsebene erzeugt und anschließend ins Netz eingespeist (Abbildung 15).

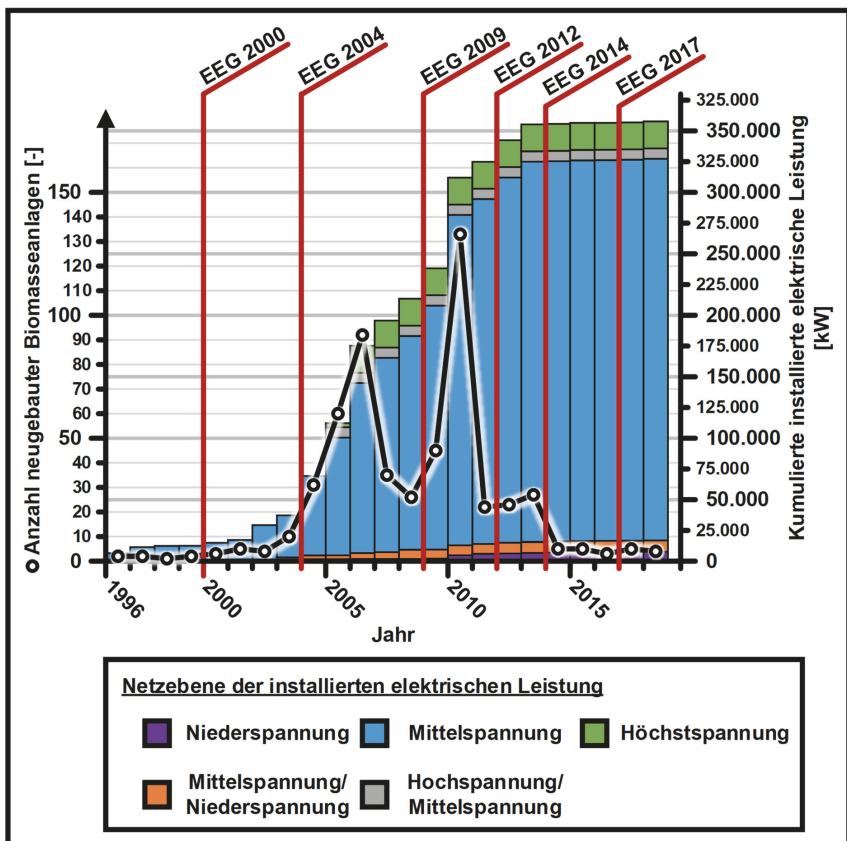


Abbildung 15: Biomasseanlagen in Mecklenburg-Vorpommern (Jährlicher Zubau, kumulierte elektrische Leistung und Netzebenen) (Datengrundlage: 50 Hertz (2020))

Im Jahr 2018 betrug die installierte Leistung von Biomasseanlagen deutschlandweit 7.983 MW bei einer Stromnetzlänge (alle Netzebenen) von 1,851 Mio.-km sowie einer eingespeisten Jahresarbeit von rund 40.480 GWh (Bundesnetzagentur / Bundeskartellamt (2020)). Der Anteil an der deutschlandweit installierten Leistung belief sich für Mecklenburg-Vorpommern auf zirka 4,4 Prozent, der Anteil der eingespeisten Arbeit betrug zirka 5,6 Prozent.

Besondere Herausforderungen ergaben sich durch die Novellierungen im EEG. Deutlich ist aus Abbildung 15 zu erkennen, dass der Zubau an Biomasseanlagen nach der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes im Jahre 2014 weitestgehend stagniert und der deutschlandweite Trend auch auf Landesebene zu erkennen ist. Bei einem Großteil der seit 2014 zugebauten Neuanlagen handelt es sich lediglich um Güllekleinanlagen mit einer Leistung von rund 75 kW. Gründe für den geringen Anlagenzubau größerer Anlagen sind vorwiegend auf ökonomischer Seite zu finden.

2.4.2 Wärmenutzung

Im Jahr 2019 hatte das deutschlandweite Wärme- und Kältenetz eine Trassenlänge von 29.076 km, von denen zirka 90 Prozent Wassernetze und 10 Prozent Dampfnetze sind (BDEW (2020)). Mit einem Anteil von 99 Prozent der Gesamtlänge dominieren Wassernetze die insgesamt 947 km Trassenlänge (Wärme- und Kältenetze) in Mecklenburg-Vorpommern. Dampfnetze und Kältenetze haben einen Anteil von 0,9 Prozent bzw. 0,1 Prozent an der Gesamtlänge aller Trassen in Mecklenburg-Vorpommern (BDEW (2019)).

Die Bedeutung der Wärmebereitstellung aus Biogasanlagen hat in den letzten Jahren zugenommen, liegt aber weiterhin auf einem niedrigen Niveau im Vergleich zu anderen Wärmebereitstellungsarten. Der Anteil am Endenergieverbrauch für Wärme und Kälte lag im Jahr 2019 für Biogas bei 1,1 Prozent (13.394 GWh) und für Biomethan bei 0,3 Prozent (3.262 GWh) (BMWi (2020)). Bei einem Anteil der erneuerbaren Energien von 14,5 Prozent (BMWi (2020)) an der Endenergie im Sektor Wärme und Kälte sind Biogas und Biomethan neben biogenen Brennstoffen und dem biogenen Anteil im Abfall (Verbrennung) von besonderer Bedeutung für die Etablierung regenerativer Energie im Wärmesektor. Der Wärmesektor wird weitestgehend dominiert von konventionellen Energieträgern wie Erdgas und Kohle.

Im Jahr 2017 waren landesweit 112 Biogasanlagen an ein Wärmenetz angeschlossen. Diese Anlagen setzten ihre Wärme zu 65 Prozent in Nahwärme und zu 35 Prozent in Fernwärmenetze ab (RENSBERG et al. (2019)).

Wärmenutzungsarten für die extern verfügbare Wärme aus Biogas sind vielfältig (Tabelle 8). Von besonderer Bedeutung sind die Beheizung von Wohngebäuden und die Bereitstellung von Warmwasser, der Einsatz in Trocknungsprozessen, die Einspeisung in Wärmenetze sowie die Beheizung von Stallungen. Ein Großteil der Anlagenbetreiber nutzt die Wärme auf ein oder zwei Nutzungspfaden (RENSBERG et al. (2019)). Die energetische Speicherung von Wärme ist unter den Anlagenbetreibern noch nicht weit verbreitet. Vergärungsanlagen für Grün- und Biogut mit Wärmenutzungskonzept besitzen entweder eine kombinierte interne und externe Wärmenutzung oder nur die Möglichkeit der internen bzw. externen Wärmenutzung.

Tabelle 8: Nutzungsmöglichkeiten Wärme

Art der Wärmenutzung	Beispiele
Temperaturerhöhung	- Wärmepumpe
Wärmespeicherung	- Stationäre Speicher - Mobile Speicher
Nachverstromung	- Organic Rankine Cycle (ORC) - Stirlingmotor - Dampfturbine und -motoren - Brennstoffzellen
Kälteversorgung	- Adsorptionskälteanlagen - Absorptionskälteanlagen
Wärmenetze	- Nahwärmenetz - Fernwärmenetz
Vor-Ort-Nutzung	- Gebäudebeheizung - Fermenterbeheizung - Trocknungsprozesse

2.4.3 Energiespeicherung

Ein bedeutender Aspekt bei der Implementierung von elektrischer oder thermischer Energie ist die Speicherung selbiger. So vielfältig die Erzeugungsmethoden sind, so vielfältig sind auch die Speichertechnologien. Ein Energiespeicher speichert Energie in Form von potentieller, innerer oder kinetischer Energie und umfasst dabei die Prozesse Einspeichern (Laden), Speichern (Halten) und Ausspeichern (Entladen) in

einem Speicherzyklus (STERNER / STADLER (2017)). Die Dauer eines Speicherzyklus variiert dabei zwischen den Speichertechnologien und kann bis zu mehreren Monaten betragen. Des Weiteren muss unterschieden werden zwischen sektoralen Energiespeichern, die nur in einem Sektor eingesetzt werden und sektorenkoppelnde Energiespeicher, die mehrere Sektoren miteinander verbinden können. Typische sektorale Energiespeicher sind Pumpspeicher (Elektrische Energie), Pufferspeicher (thermische Energie) und Kraftstofftanks (Mobilitätssektor). Beispielhaft für sektorenkoppelnde Speicher sind Nachtspeicherheizungen welche elektrische und thermische Energiespeicherung kombinieren sowie die bekannten Power-to-X-Technologien. Eine Klassifizierung der Speichertechnologien ist üblich und kann auf verschiedene Arten erfolgen (Tabelle 9).

Tabelle 9: Klassifizierungsarten der Energiespeicher

Physikalisch	Energetisch	Zeitlich	Räumlich
Elektrisch	Leistung	Kurzzeit	Zentral
Elektro- chemisch	Energie	Langzeit	Dezentral
Chemisch			Ortsfest
Mechanisch			Mobil
Thermisch			

Von besonderer Bedeutung bei der erzeugten Energie ist die dezentrale Speicherung von elektrischer, thermischer oder chemisch gebundener Energie bei der energetischen Konversion von Biogas oder Biomethan.

2.4.4 Biogas und Biomethan im Gasnetz

Die Verwendung von Biomethan als Substitut für Erdgas hat vielfältige Vorteile. Durch die Verwendung von Biomethan kann auf bestehende Strukturen der energetischen Nutzung von Erdgas zurückgegriffen werden. Dies beinhaltet unter anderem die Biomethanspeicherung in bestehende Poren- oder Kavernenspeicher aber auch die Nutzung als gasförmiger Kraftstoff oder zum Ausgleich volatiler Energiebereitstellung durch andere regenerative Energieträger.

Gemäß Bundesnetzagentur / Bundeskartellamt (2020) wurden 9,6 Mrd. kWh Biomethan von 191 Biomethananlagen im Jahr 2018 ins deutsche Erdgasnetz eingespeist. Bei einer Netzlänge von 490.000 km (BDEW (2020)) lag der Anteil von Biomethan im Erdgasnetz unter einem Prozent, bei einem Erdgasverbrauch von

982 Mrd. kWh (LBEG (2020)). Die Verfahrenstechnologien zur Aufbereitung von Biogas zu Biomethan im Sinne einer Kohlenstoffdioxidabtrennung oder Methan-anreicherung, können auf Grundlage von Adsorptions-, Absorptions- und Separationstechnologien unterschieden werden (BILLIG (2016)). Stand der Technik sind die Druckwechsel-adsorption, die Druckwasserwäsche, physikalische Absorption mit organischem Lösemittel, Aminwäsche sowie Membranverfahren. Deutschlandweit liegt das Produktionsaufkommen an Erdgas bei rund 6,6 Mrd. m³ Rohgas und entspricht 6,0 Mrd. m³ Reingas unter Normbedingungen. Dies entspricht bei einem Heizwert von 9,97 kWh/m³ (Methan) einem energetischen Potenzial von zirka 59,8 Mrd. kWh und entspricht somit rund 6 Prozent des innerdeutschen Gesamtverbrauchs an Erdgas. Es lassen sich derzeit durch die Kombination von Erdgaseigenförderung und Methanisierung von Biogas lediglich 7 Prozent des deutschen Bedarfs an Erdgas aus Eigenproduktion decken. Unter dem Aspekt des zunehmenden Rückgangs der innerdeutschen Erdgasreserven (LBEG (2020)) wird der innerdeutsche Anteil an Biomethan perspektivisch steigen und die inländische Biomethanproduktion an Bedeutung gewinnen.

Innerhalb der Landesgrenzen Mecklenburg-Vorpommerns wird kein konventionelles Erdgas gewonnen (LBEG (2020)). Durch derzeit 13 Biogasaufbereitungsanlagen wird Biogas auf Erdgasqualität aufbereitet (Bundesnetzagentur (2020b)). Diese 13 Anlagen haben eine Gaserzeugungskapazität von 99.765 kWh/h. Die Gesamtlänge des Gasverteilnetzes in Mecklenburg-Vorpommern lag im Jahr 2017 bei rund 14.386 km. Bei einer Gesamtanzahl von 545 Biomasseanlagen im Land (50 Hertz (2020)) haben damit nur zwei Prozent der Biogasanlagen eine Vorrichtung zur Aufbereitung von Biogas zu Biomethan, sodass die Erzeugung von Biomethan von untergeordneter Bedeutung im Energiemix von Mecklenburg-Vorpommern ist.

2.5 Silierung von Substraten

Konventionell betriebene Biogasanlagen sind bedingt durch die Regelungen in den zurückliegenden EEG-Fassungen für einen wirtschaftlichen Betrieb im Regelfall auf eine kontinuierliche, ganzjährige Substratbeschickung ausgelegt. Um diesen kontinuierlichen Betrieb zu gewährleisten sind Anbau, Ernte, Konservierung und Lagerung der eingesetzten Substrate zu optimieren. Die Silierung von organischem Material stellt dabei ein erprobtes und sicheres Verfahren dar die Substratverfügbarkeit ganzjährig zu gewährleisten. Bei der Silierung von pflanzlichen Materialien zur

Biogasproduktion unterliegen die Substrate verschiedenen Einflussgrößen aus der Verfahrensgestaltung wie z.B. Sorte, Erntezeitpunkt, Siliertechnik, eingesetzte Siliermittel und Lagerung (HERRMANN et al. (2007)). Alternativ zur Silierung gibt es die Möglichkeit der Freiluftlagerung sowie Trocknung von Substraten. Beide Verfahrensoptionen sind verbunden mit stofflichen und energetischen Verlusten. Ursachen für diese Verluste sind der Metabolismus von Sauerstoff, die Nachgärung, die Produktion von Zellsäften oder die aerobe Degradation nach Öffnung der Silage (TEIXEIRA FRANCO et al. (2016)). HERRMANN et al. (2007) stellten fest, dass die Silierung Vorteile im Vergleich zu den Alternativverfahren, besitzt. Diese Vorteile sind der geringere Arbeitsaufwand, die größere Witterungsunabhängigkeit sowie die geringeren Nährstoffverluste. Der Prozess der Silierung ist gekennzeichnet durch die Umwandlung von pflanzeigenen Kohlenhydraten in konservierende Säuren durch Milchsäurebakterien. Im Rahmen der Umwandlungsprozesse entstehen ebenfalls Gase wie Kohlenstoffdioxid, welches bei der Restatmung und bei der Milchsäuregärung entsteht. Ebenfalls können Wasserstoff, Stickoxide und Ammoniak entstehen (HERRMANN et al. (2007)). Die Silierung von organischen Stoffströmen wurde schon vielfach untersucht (BANEMANN (2010); DITTRICH et al. (2017); TEIXEIRA FRANCO et al. (2016)).

2.5.1 Phasen der Silierung

Der Prozess der Silierung ist untergliedert in verschiedene Phasen (AL-AMOODI et al. (2003); TEIXEIRA FRANCO et al. (2016)).

1. Aerobe Phase

Nach dem das Silo mit Biomasse befüllt wurde, wird der eingeschlossene Sauerstoff im Substrat zusammen mit vorhandenen Kohlenhydraten durch die vorhandenen Mikroorganismen metabolisiert, es entsteht Wärme. Durch Proteasen werden Proteine zu Aminosäuren abgebaut, Karbohydrasen erhöhen die Menge an löslichen Kohlenhydraten. Obligat und fakultativ aerobe Mikroorganismen und Pflanzenzellen sterben im Anschluss ab bzw. werden inaktiv und Zellsaft tritt aus. Der aerobe Phase Vorgang kann mehrere Stunden dauern.

2. Anaerobe Phase

Anaerobe Mikroorganismen vermehren sich unter den anaeroben Bedingungen. Die beteiligten obligat und fakultativ anaeroben Mikroorganismen wie z.B. Milchsäurebakterien, Enterobakterien, Clostridien, Bazillen und Hefen konkurrieren

um freigesetzte Nährstoffe, die aus den kollabierenden Pflanzenzellen und dem Pflanzengewebe freigesetzt werden. In dieser Phase entstehen Kohlenstoffdioxid, Essigsäure und geringe Mengen an Alkohol. Mit sinkendem pH-Wert wird die Vermehrung von Milchsäurebakterien angeregt und es kommt zu einer Verschiebung der Biozönose in der Silage zu Gunsten der Milchsäurebakterien. Diese Teilphase der anaeroben Phase ist im Regelfall nach ein bis drei Tagen beendet. Anschließend wird durch die Milchsäurebakterien kontinuierlich Milchsäure gebildet. Es kommt zum Absinken des pH-Wertes (pH-Wert \approx 4) sodass daraufhin säuretolerante Milchsäurebakterien dominieren. Diese Phase dauert ein bis zwei Wochen und klingt ab, wenn die vorhandenen Zucker umgewandelt sind bzw. ein pH-Wert erreicht wurde, der außerhalb des Wachstumsoptimums der Milchsäurebakterien liegt.

3. Stabilisierungsphase

In der dritten Phase wird eventuell verbliebener Restzucker durch Hefen zu Alkohol vergoren. Diese Phase zeichnet sich durch eine minimale enzymatische und mikrobielle Aktivität aus, kann einige Wochen dauern und ggf. auch bis zum Ende der Lagerzeit gehen. Säuretolerante Enzyme bewirken eine langsame saure Hydrolyse der Struktur- und Speicherkohlenhydrate. Dies bewirkt eine kontinuierliche Versorgung der Biozönose mit wasserlöslichen Kohlenhydraten, welche die bereits abgebauten Kohlenhydrate ersetzen. Außerdem kommt es zu einer Hemmung der Milchsäurebakterien, bedingt durch den niedrigen pH-Wert und den produzierten Fermentationsprodukten. Säuretolerante Hefepilze sind fast inaktiv, Bazillen und Chlostridien gehen als Endosporen in die Dormanz. Eine Silage gilt als stabil, wenn ein pH-Wert erreicht wurde, bei dem unerwünschte Mikroorganismen sich nicht reproduzieren können. Wenn der pH-Wert nicht ausreichend abgesenkt wurde, gilt die Silage als instabil, der Prozess kippt und eine Phase der Fehlgärung schließt sich an.

4. Entnahmephase

Bei Öffnung der Silage geht das Substrat wieder in einen aeroben Zustand über. Aerobe Organismen werden erneut aktiv und es kommt zur Erwärmung sowie zu größeren chemischen Veränderungen wie beispielsweise dem Anstieg des pH-Wertes sowie der Verminderung der Nährwerte und der Milchsäure in der Silage.

5. Phase einer möglichen Fehlgärung

Bei zu geringen Zuckergehalten kann es zum Stillstand in der Phase der Milchsäuregärung kommen. Clostridien bauen die bereits gebildete Milchsäure erneut ab, sodass es zu einem pH-Wertanstieg kommt. Je nach Art des Substrates ist dies verbunden mit der Akkumulation von Essigsäure bzw. der Entstehung von Buttersäure. Bei weiterer Fehlgärung können Fäulnisprozesse zu einem Verderb der Silage führen.

2.5.2 Substrate im Silierprozess

Der Silierprozess ist sehr dynamisch und gekennzeichnet von vielen variablen Einflussparametern wie beispielsweise Biozönose, Temperatur und pH-Wert. Festzuhalten ist ebenfalls, dass eine Silierung zur Haltbarmachung von Futtermitteln andere Zielgrößen besitzt als die Silierung zur Verbesserung der Substratverfügbarkeit von Biogasanlagen (Tabelle 10). Im Rahmen der kontinuierlichen Biogasproduktion ist die Silierung von Substraten der Stand der Technik (HERRMANN et al. (2007)).

Tabelle 10: Zielgrößen der Silierung (Datengrundlage: TEIXEIRA FRANCO et al. (2016); HERRMANN et al. (2007); Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2011))

Futtermittel	Substartbereitstellung zur Biogasproduktion
Konservierung	
Minimierung von Stoffabbau und -umbau	
Struktur- und Teilchenlänge	
Aerobe Stabilität	
Minimierung von Nährstoffverlusten	Minimierung energetischer Verluste
Bekömmlichkeit	Halten bzw. Maximierung des spezifischen Gasertrages
Proteinwert	
Gärqualität	Gehalt an Trockenmasse und organischer Trockenmasse
Energiegehalt	
Mineral- und Wirkstoffgehalt	
Hygienische Beschaffenheit	
Frei von Schimmelpilzen	
Frei von Buttersäure (Laktierende Tiere)	

Silagen können aus einer Vielzahl von Biomassen hergestellt werden. Von besonderer Bedeutung sind bei der Auswahl von Substraten folgende Parameter:

- Wassergehalt
- Wasserlösliche Kohlenhydrate
- Pufferkapazität
- Epiphytische Mikroflora

Wassergehalt

Der Einfluss des Wassergehaltes sowie der Trockenmasse auf die Silierungseigenschaften wurde in den letzten Jahren schon von vielen Autoren untersucht. BORREANI et al. (2009) stellte fest, dass die Produktion von Milchsäure und die Buttersäureproduktion vom Wassergehalt abhängig ist und der Einsatz von Siliermitteln erheblichen Einfluss auf den Erfolg einer Silierung haben.

Eine gängige Praxis zur Verbesserung der Silierung ist das Anwelken des Substrats, wodurch sowohl die Trockenmasse als auch der Zuckergehalt erhöht wird und die Milchsäuregärung gefördert wird (AL-AMOODI et al. (2003)).

Wasserlösliche Kohlenhydrate

Wasserlösliche Kohlenhydrate werden durch Milchsäurebakterien zu organischen Säuren umgewandelt. Diese Säuren führen im Idealfall zu einer pH-Wertabsenkung, die eine Inaktivierung von Gärschädlingen und Enzymen bewirken soll und eine konservierende Wirkung auf das Substrat hat (BANEMANN (2010)).

Pufferkapazität

Es besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der Pufferkapazität des Ausgangsmaterials und der entstehenden Silage. Aus dem Gehalt an leicht verfügbaren Kohlenhydraten und der Pufferkapazität lässt sich das Säuerungsvermögen, ausgedrückt als Z/PK-Quotient, berechnen (BANEMANN (2010)). Substrate mit geringer Pufferkapazität in Verbindung mit wasserlöslichen Kohlenhydraten bei Trockenmassegehalte von mehr als 20 Prozent sind besonders gut für die Silierung geeignet (HERRMANN et al. (2007)).

Epiphytische Mikroflora

Zur Etablierung einer Milchsäuregärung muss ein entsprechender Besatz an Milchsäurebakterien im Ausgangssubstrat vorhanden. Dieser Besatz unterliegt verschiedenen Einflussfaktoren (BANEMANN (2010)). Ein hoher Besatz an Clostridien, Hefen und Schimmelpilzen beeinflusst die Silage auf negative Weise. Die Aktivität der

Mikroorganismen ist abhängig von den Kriterien Pufferwirkung, Trockenmasse und Ausgangssubstrat (JÄNICKE et al. (2008)).

In Tabelle 11 sind typische Populationsgrößen, als koloniebildende Einheit angegeben, von Bakterien und Pilzgruppen an Pflanzen aufgeführt.

Tabelle 11: Typische Populationen von Bakterien- und Pilzgruppen an Pflanzen vor dem Silieren (Modifiziert nach AL-AMOODI et al. (2003))

Gruppe	Population [KbE/g _{FM}]
Hefen und hefeähnlich Pilze	1.000 – 100.000
Schimmelpilze	1.000 – 10.000
Milchsäurebakterien	10 – 1.000.000
Clostridien	100 – 1.000

2.5.3 Siliermittel

Im Rahmen der anaeroben Behandlung ist die Verwendung von Siliermitteln weit verbreitet. Durch die eingesetzten Siliermittel soll der Gärverlauf beeinflusst, die Gärqualität gesichert und/oder verbessert werden (HERRMANN et al. (2007)). Durch Siliermittel wird der Gärverlauf entweder durch die Förderung der Milchsäuregärung oder durch die Hemmung von negativ wirkenden Mikroorganismen beeinflusst (THAYSEN et al. (2007)). Die „Deutsche Landwirtschaftliche Gesellschaft“ (DLG) führte im Jahr 1990 ein Gütezeichen für Siliermittel in Kombination mit einer entsprechenden Prüfrichtlinie ein (BANEMANN (2010)). Eine Kategorisierung nach Art der wirksamen Bestandteile von Siliermitteln ist THAYSEN et al. (2007) ebenfalls möglich:

- Milchsäurebildende Bakterien
- Siliersalze
- Siliersäuren

Im Rahmen der Prüfung werden behandelte Siliermittel mit unbehandelten Silagen verglichen und die Wirksamkeit jährlich kontrolliert. Die festgestellte Wirksamkeit wird einer Gruppe von 1 bis 6 zugeteilt (Tabelle 12).

Um den Einfluss von Siliermitteln auf die Eigenschaften von urbanem und rurealem Biogut zu untersuchen, wurde ein Siliermittel ausgewählt, welches durch den Einsatz von homofermentativen Milchsäurebakterien den pH-Wert absenken, und dadurch indirekt Mikroorganismen wie Clostridien hemmen soll, die ursächlich für Fehlgärungen sind. Laut Herstellerangaben soll durch das Siliermittel die Vergärung von mittelschwer bis leicht silierbarem Futter im unteren Trockenmassebereich verbessert

werden sowie die Vermehrung von Clostridien verhindert werden. Die eingesetzten homofermentativen Milchsäurebakterien sollen zusätzlich Milchsäure produzieren und die Ansäuerung im Substrat fördern (DITTRICH et al. (2017))

Der Einsatz von Siliermitteln ist in der Praxis geläufig. Gründe für die Anwendung von Siliermitteln bei der Silierung können vielfältig sein. Neben der Erhöhung der aeroben Stabilität ist auch das Halten oder die Maximierung des Gasertrages von großer Bedeutung für einen großtechnischen Einsatz. Herausfordernd bei der Silierung von Biogut ist der niedrigere spezifische Biogasertrag je Tonne Frischmasse gegenüber konventionellen Inputsubstraten wie Maissilage, was den ökonomischen Einsatz von Siliermitteln zusätzlich erschwert.

Tabelle 12: Wirkungsrichtung von Siliermitteln nach den DLG-Prüfrichtlinien (Datengrundlage: DLG TestService GmbH (2018); KTBL (2018))

Nr.	Wirkungsrichtung
1	Verbesserung des Gärverlaufes
	1a von schwer silierbarem Futter
	1b von mittelschwer bis leicht silierbarem Futter im unteren Trockenmassebereich
	1c von mittelschwer bis leicht silierbarem Futter im oberen Trockenmassebereich
	1d von speziellen Futterarten
2	Verbesserung der aeroben Stabilität (Haltbarkeit unter Lufteinfluss)
3	Reduzierung von Gärtaftablauf
4	Sekundärwirkungen zur Verbesserung
	4a des Futteraufnahmewertes der Silage
	4b der Verdaulichkeit der Silage
	4c des Fleischerzeugungswertes der Silage
	4c des Milcherzeugungswertes der Silage
5	Verhinderung der Vermehrung von Clostridien
6	Verbesserung des Methanerzeugungswertes von Silagen durch
	6a Reduzierung von Gärverlusten
	6b Vermeidung von Nacherwärmung
	6c Sondereffekte

3 Material und Methoden

Inhaltlich sollen im Rahmen dieser Arbeit, wie bereits in Kapitel 1 beschrieben, eine Methodik zur energetischen und stofflichen Potenzialabschätzung von organischen Abfallströmen entwickelt werden. Der methodische Ansatz zur Modellentwicklung lautet folgendermaßen:

1. Monitoring der anaeroben Behandlung von Biogut:

Im Rahmen des Monitorings einer kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage über einen Zeitraum von zwei Jahren wurden praxisübliche Betriebszustände und Substrateigenschaften ermittelt. Die ermittelten Betriebszustände wurden mit Daten aus der Fachliteratur verglichen und Prozessparameter zur stofflichen und energetischen Potenzialabschätzung von organischen Abfallströmen spezifiziert.

2. Ermittlung der stoffspezifischen Eigenschaften von aufbereitetem und siliertem Biogut:

Die ermittelten Stoffeigenschaften umfassen neben den Trockenmassegehalten, die Abbaukinetik sowie den spezifischen Methan- und Biogasertrag von aufbereitetem, siliertem und mit Siliermittel behandeltem Biogut sowie den Anteil an Stör- und Fremdstoffen. Die ermittelten Daten dienen im Anschluss zur Validierung der energetischen Potenzialbetrachtung.

3. Modellierung der energetischen und stofflichen Potenziale von organischen Abfällen:

Aufbauend auf den Versuchsdaten sowie auf Daten des statischen Bundesamtes wird mit spezifischen Daten für Haushaltsabfallaufkommen, Bevölkerung und Flächennutzung der kreisfreien Städte und Landkreise Deutschlands nach entsprechender Gruppierung eine Berechnungsmethode zur Modellierung der stofflichen und energetischen Potenziale von Biogut entwickelt.

3.1 Monitoring der anaeroben Biogutbehandlung

Zur Bestimmung der Prozessparameter, zur Prognose der stofflichen und energetischen Eigenschaften von Biogut erfolgte eine umfangreiche Datenerhebung an einer anaeroben Praxisanlage. Alle erforderlichen Prozessdaten, Datenaufzeichnungen und aufbereitete Biogutproben wurden durch die Bioabfallverwertungsanlage der Schweriner Abfallentsorgungs- und Straßenreinigungsgesellschaft mbH (SAS) zur

Verfügung gestellt. Die untersuchte Vergärungsanlage im Industriepark „Göhrener Tannen“ in der Landeshauptstadt Schwerin ist eine kombinierte Kompostierungs- und Vergärungsanlage bestehend aus einem Pfpfenstromfermenter und angeschlossener Tunnelrotte. Sie besitzt eine jährliche Behandlungskapazität von 18.000 t, wobei die substratführende Anlagentechnik der anaeroben Stufe auf einen täglichen Substratinput von 35 Tonnen und die gasführenden Komponenten auf eine maximale Biogaserzeugungskapazität von 5000 m³_{i,N} je Tag limitiert ist. Zusätzlich zu den Abfällen aus Schwerin wird ebenfalls Biogut aus überregionaler Herkunft auf der Anlage behandelt. Eine energetische Verwertung des Biogases erfolgt mittels Blockheizkraftwerk bei einer elektrischen Leistung von 370 Kilowatt (50 Hertz (2020)). Die Inbetriebnahme der einzigen kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage für Bioabfall im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern erfolgte am 21.11.2014 (LUNG (2020a)). Neben thermischer und elektrischer Energie generiert die Verwertungsanlage Frischkomposte und Flüssiggärreste wengleich auf eine Produktion von Fertigkompost aufgrund des zusätzlichen Flächenbedarfs verzichtet wird. Ergänzend zu den Daten der SAS wurden für die stoffliche Prognose Datensätze der Stadtentsorgung Rostock GmbH verwendet.

Die Daten wurden aus den digitalisierten und händischen Aufzeichnungen der Jahre 2016 bis 2018 zusammengestellt. Die Zielgrößen der Datenerhebung sind in folgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 13: Zielgrößen des Monitorings der Behandlungsanlage

Nr.	Zielgröße	Einheit
1	Hydraulische Verweilzeit	d
2	Spezifischer Biogasertrag	m ³ t _{FM} ⁻¹
3	Methangehalt	Vol.-% _{Methan}
4	Fermenterinput	kg d ⁻¹
5	Biogasproduktion	m ³ d ⁻¹

3.2 Ermittlung der stoffspezifischen Eigenschaften von Biogut

Ergänzend zur Datenerhebung wurden Biogutproben urbaner und ruraler Herkunft der Jahre 2018 und 2019 einem umfangreichen Analyseprogramm unterzogen. Die durchgeführten Untersuchungen beinhalteten unter anderem die Bestimmung der spezifischen Biogas- und Methanerträge inklusive Abbaukinetik, der Trockenmassen sowie der organischen Trockenmasse von aufbereitetem Biogut und die Ermittlung des Anteils an Stör- und Fremdstoffen im jahreszeitlichen Verlauf. Ergänzend dazu wurden die Silierungseigenschaften von urbanem und ruralem Biogut untersucht sowie die Möglichkeit des Einsatzes von homofermentativen Siliermitteln zur Effizienzsteigerung der anaeroben Behandlung von Biogut.

3.2.1 Batchversuche

Auf Grund der sich jahreszeitlich ändernden Substrateigenschaften von Biogut wurden im Untersuchungszeitraum von 2018 bis 2019 für jede Jahreszeit in einem Zeitraum von zwei Jahren Batchversuche durchgeführt (Tabelle 14). Die Zielstellung der Batchversuche war, die Bestimmung des stoffspezifischen und regionalspezifischen Biogasertrages, der anaeroben Abbaubarkeit sowie der Abbaugeschwindigkeit des Bioabfalls durch diskontinuierliche Vergärung in 30 l Batchfermentern zu untersuchen. Die Batchversuche wurden unter mesophilen Bedingungen in Anlehnung an die VDI Richtlinie 4630 (Verein Deutscher Ingenieure e.V. (2016)) durchgeführt, wobei abweichend zur VDI 4630 die Mindestversuchsdauer 30 Tage betrug (LANGHANS et al. (2020)). Ein Zeitraum von 30 Tagen wurde gewählt, da zur Bestimmung des technisch nutzbaren Biogasertrages die Daten der ersten 21 Versuchstage genügen. In diesem Zeitraum wird nach MÄHNERT (2007) ein Großteil des Biogases produziert. Als eingesetztes Inokulum wurde ausgefallter Klärschlamm aus einer kommunalen Kläranlage mit gleichbleibenden Eigenschaften gewählt, um die Vergleichbarkeit zwischen den Absätzen im jahreszeitlichen Verlauf zu gewährleisten. Alle Batchversuche mit Biogut wurden in 6-fach Bestimmung durchgeführt, um den Einfluss der Inhomogenität vom Substrat zu minimieren. Ebenfalls wurden Nullversuche und Versuche mit einem Referenzsubstrat in 3-fach Bestimmung durchgeführt, um die Versuche zu validieren. Die Einwaage betrug jeweils zirka 600 g Frischmasse und die Menge des Inokulums wurde entsprechend des organischen Trockenmassegehaltes angepasst.

Das Datum der Probennahme sowie Versuchszeitraum sind in Tabelle 14 aufgelistet. Da nicht immer aufbereitetes rurales und urbanes Biogut auf der Anlage verfügbar war, musste die Probennahme im Frühling 2018 und im Frühling 2019 an unterschiedlichen Tagen erfolgen.

Tabelle 14: Versuchsdaten der Batchversuche

Ansatz	Jahreszeit	Versuchszeitraum (Versuchsbeginn bis -ende)	Probennahme
1	Winter	12.03.2018 bis 13.04.2018	01.03.2018
2	Frühling	19.06.2018 bis 06.08.2018	24.05.2018 (Urban); 14.06.2018 (Rural)
3	Sommer	10.09.2018 bis 01.11.2018	31.07.2018
4	Herbst	12.11.2018 bis 18.12.2018	07.11.2018
5	Winter	11.02.2019 bis 21.03.2019	07.02.2019
6	Frühling	09.07.2020 bis 20.08.2020	16.05.2019 (Rural); 29.05.2019 (Urban)
7	Sommer	23.09.2019 bis 29.10.2019	05.09.2019
8	Herbst	11.11.2019 bis 17.12.2019	01.11.2019
9	Herbst (Silage)	13.01.2020 bis 14.02.2020	

Analysemethoden

Gasproduktion und -zusammensetzung wurden diskontinuierlich mittels Trommelgaszähler TG 0.5 (Dr.-Ing. RITTER Apparatebau GmbH & Co. KG) und Gasanalysator Visit 03 (Messtechnik Eheim GmbH) bestimmt. Trockenmasse und Glühverlust wurden gemäß DIN EN 12880 und DIN EN 15169 (Deutsches Institut für Normung (2001); Deutsches Institut für Normung (2007)) mittels Trockenschrank (Binder GmbH) und Muffelofen (Nabertherm GmbH) bestimmt. Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte gemäß DIN EN 15933 (Deutsches Institut für Normung (2012)) mittels pH 3310 Messgerät (Xylem Analytics Germany Sales GmbH Co. KG).

Normvolumen

Den ersten Schritt der quantitativen Auswertung bildet das rechnerische Entfernen des Gehaltes an Wasserdampf im Biogas. Im Regelfall ist Biogas zu 100 Prozent mit Wasserdampf gesättigt. Vor einer technischen Nutzung des Biogases wird der Wasserdampf durch Trocknung entfernt, da kondensiertes Wasser Schäden in der

Anlagentechnik verursachen kann. Das trockene Normvolumen berechnet sich folgendermaßen.

$$V_{tr,N} = V \times \frac{(p - p_W) \times T_N}{p_N \times T} \quad (1)$$

$V_{tr,N}$	=	Volumen des trockenen Gases im Normzustand	[ml]
V	=	Volumen des Gases	[ml]
p	=	Druck der Gasphase zum Zeitpunkt der Ablesung	[hPa]
p_W	=	Dampfdruck des Wassers in Abhängigkeit von der Raumtemperatur	[hPa]
T_N	=	Normtemperatur (273,15 K)	[K]
P_N	=	Normdruck (1013,25 hPa)	[K]
T	=	Temperatur des Biogases oder des umgebenden Raums	[K]

Sättigungsdruck

Unter der Annahme, dass das Biogas in den gasdichten Folienbeuteln zu 100 Prozent wasserdampfgesättigt ist, kann in Abhängigkeit von der Temperatur der Sättigungsdruck (Dampfdruck des Wassers in Abhängigkeit von der Raumtemperatur) mittels Magnus-Formel (Gleichung 2) berechnet werden.

$$p_W = 6,11231 \cdot e^{\left(\frac{17,5043 \times T_C}{241,2 + T_C}\right)} \quad (2)$$

T_C	=	Temperatur des Gases am Volumemessgerät	[°C]
p_W	=	Dampfdruck des Wassers	[hPa]

Methan und Kohlenstoffdioxidgehalt im trockenen Biogas

Technisch bedingt erfolgte die Messung der Biogaskomponenten Kohlenstoffdioxid und Methan bei zu 100 Prozent wasserdampfgesättigtem Biogas. Zur Bestimmung des Gehaltes an Kohlenstoffdioxid und Methan im trockenen Biogas wurde Gleichung (3) verwendet werden.

$$\Psi_{CH_4/CO_2,tr} = \Psi_{CH_4/CO_2,t} \times \frac{p}{p - p_W} \quad (3)$$

$\Psi_{\text{CH}_4/\text{CO}_2,\text{tr}}$	=	Volumenanteil Methan bzw. Kohlenstoffdioxid im trockenen Gas	[Vol-%]
$\Psi_{\text{CH}_4/\text{CO}_2,\text{f}}$	=	Volumenanteil Methan bzw. Kohlenstoffdioxid im feuchten Gas	[Vol-%]
p	=	Druck der Gasphase zum Zeitpunkt der Ablesung	[hPa]

Trockenes Methanvolumen

Die Multiplikation des im Biogas enthaltenen Methans mit dem Normvolumen ergibt das trockene Methanvolumen (Gleichung (4)).

$$V_{\text{tr,CH}_4} = V_{\text{tr,N}} \times \Psi_{\text{CH}_4,\text{tr}} \quad (4)$$

$V_{\text{tr,CH}_4}$ = Trockenes Methanvolumen im Normzustand [ml]

Spezifischer Methan- und Biogasertrag

Der spezifische Biogasertrag wird durch die Summierung der Zwischenergebnisse der erfassten Zeitabschnitte gemäß Gleichung (5) berechnet.

$$V_{\text{max,tr,N,tot}} = \sum_{n=1}^n V_{\text{tr,N,i}} \quad (5)$$

Analog zur Berechnung des spezifischen Biogasertrages wird der spezifische Methanertrag berechnet (Gleichung (6)).

$$V_{\text{tr,CH}_4,\text{tot}} = \sum_{n=1}^n V_{\text{tr,CH}_4,i} \quad (6)$$

Bestimmung des Gasertrages in Abhängigkeit von der Zeit

Unter Berücksichtigung der typischen Anpassungsphase des Mikrobioms nach Versuchsbeginn wird anstelle des Reaktionsmodells 1. Ordnung mit einem Modell gerechnet, dass diese lag-Phase durch einen zusätzlichen Exponenten c berücksichtigt (ENGLER, et al. (2015a); MÄHNERT (2007)). Die Formel zur Bestimmung lautet folgendermaßen:

$$V_{\text{Br}}(t) = V_{\text{max,tr,N}} \times (1 - e^{-k \times t})^c \quad (7)$$

$V_{Br}(t)$	=	Brutto Gasertrag vom Inokulum (Nullversuch)/ Bruttogasertrag vom Biogut und Inokulum zum Zeitpunkt t	[l.i.N./kg _{FM}]
$V_{max, tr. N.}$	=	Endwert der Gassummenkurve	[l.i.N./kg _{FM}]
k	=	Geschwindigkeitskonstante	[d ⁻¹]
t	=	Reaktionszeit in Tagen	[d]
c	=	Exponent zur Modellierung der lag-Phase	[-]

Zur Bestimmung der Regressionskurve vom Inokulum (Nullversuch) sowie vom Prüfsubstrat und Inokulum wurde aus den Versuchsansätzen zum jeweiligen Zeitpunkt der Gasertragsmessung der Medianwert aus den jeweiligen Ansätzen gebildet. Im Anschluss kann dann mit den spezifischen Gaserträgen zu den jeweiligen Messzeitpunkten der spezifische Gasertrag vom Biogut mit folgender Formel berechnet werden:

$$V_{Spez.(BG)}(t) = \frac{V_{Br(BG+I)}(t) - V_{Spez(I)}(t) \times m_i}{m_{BG} \times oTM_{BG}} \quad (8)$$

$V_{Spez.(BG)}(t)$	=	Spezifischer Biogasertrag vom Biogut zum Zeitpunkt t	[l.i.N./kg _{FM}]
$V_{Spez(I)}(t)$	=	Spezifischer Biogasertrag zum Zeitpunkt t	[l.i.N./kg _{FM}]
m_i	=	Masse Inokulum	[kg _{oTM}]
m_{BG}	=	Masse Biogut	[kg _{FM}]
oTM_{BG}	=	Anteil an organischer Trockenmasse im Biogut	[kg _{oTM} /kg _{FM}]

Da in quasikontinuierlichen Prozessen die lag-Phase nicht relevant ist (ENGLER, et al. (2015a)), wird für Biogut die spezifische Biogas- und Methanproduktion ohne lag-Phase nur die Geschwindigkeitskonstante k mittels Reaktionsmodell 1. Ordnung (MÄHNERT (2007)) gemäß Gleichung (9) bestimmt.

$$V_{BG}(t) = V_{Spez.(BG)}(t) \times (-e^{-k \times t}) \quad (9)$$

3.2.2 Sortieranalyse von aufbereitetem Biogut

Zur Bestimmung der Sortenreinheit von aufbereitetem Biogut wurde eine händische Sortierung durchgeführt (Abbildung 16). Die zu sortierenden Biogutchargen urbaner und ruraler Herkunft wurden getrennt in den beiden ausgewählten Untersuchungsgebieten gesammelt, verwogen, mechanisch aufbereitet und gelagert. Zweck der Bestimmung ist die Ermittlung des Gehaltes an Stör- und Fremdstoffen in aufbereitetem Biogut. Die mechanische Aufbereitung von Biogut umfasste dabei die Zerkleinerung mittels Schredder, die Metallabtrennung und Siebung mittels Trommelsieb. Eine Differenzierung von Grüngut und Nahrungs- und Küchenabfällen ist nicht möglich, da durch die mechanische Aufbereitung die organischen Teilfraktionen im Biogut weitestgehend homogenisiert wurden.

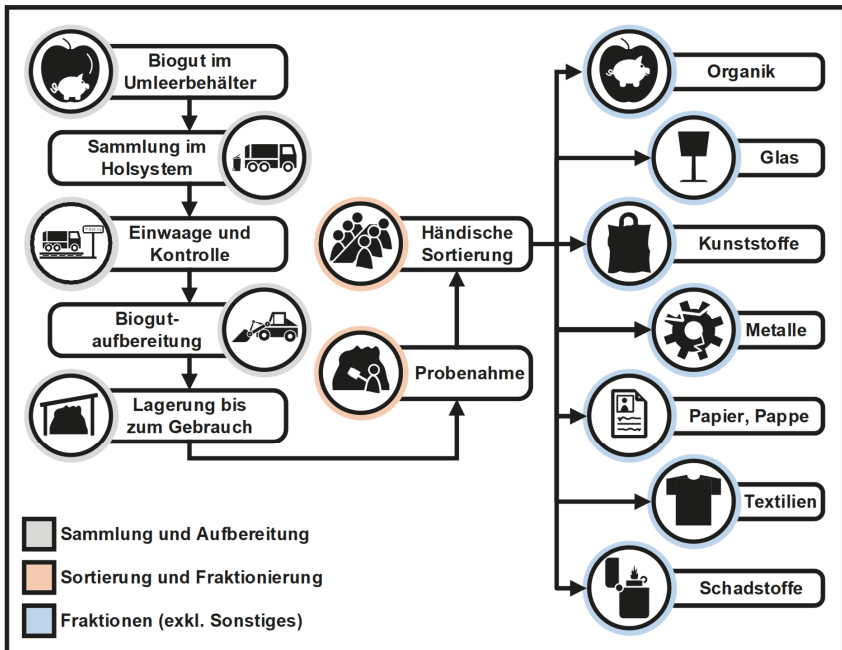


Abbildung 16: Vorgehensweise bei Sortierung von Biogut

Die Probenahme der repräsentativen Biogutprobe erfolgte aus dem gebrauchsfertigen Abfallströmen gemäß „Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen“ (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall 2002) jeweils aus einem frei lagernden

Haufwerk mit einem Volumen von < 30 m³. Die händisch zu sortierende Mindestmenge richtet sich nach dem täglichen Anlageninput und Betrag mindestens 1 Prozent der täglichen Inputmenge der anaeroben Vergärungsstufe der biologischen Behandlungsanlage. Die händische Sortierung erfolgte gemäß den in Tabelle 15 angegebenen Stoffgruppen, in Anlehnung an die erste Differenzierungsebene der „Sächsischen Sortierrichtlinie“ (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (2016)) sowie der „Methodenentwicklung zur Bestimmung der Sortenreinheit von Bioabfällen“ (KEHRES et al. (2017)). Die händische Sortierung wurde auf dem Anlagengelände des öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträgers durchgeführt.

Tabelle 15: Stoffgruppen der händischen Sortierung

Stoffgruppe		Beispiel
1	Organik	Obst-/Gemüse-/Fleisch-/Fischreste, Kaffeefilter, Teebeutel, Holz, Obst- und Gemüseschalen, Baum- und Strauchschnitt, Rasenschnitt, Laub, Blumen, Stauden, Wild- und Unkräuter, Kleintierstreu
2	Glas, Mineralstoffe	Steine, Scherben von Einwegflaschen und/oder Trinkgläsern, Knochen, Glasverpackungen
3	Papier, Pappe, Kartonagen	Zeitungspapier, Verpackungen, Papier, Hygienetücher, Pappen, Verpackungen aus Papier, Pappe, Karton
4	Metalle	Eisenmetalle, Nichteisenmetalle, Aluminiumfolie, Dosenreste, Deckel, Getränke-, Konserven-, Farbdosen, Tuben, Verschlüsse, Alu-Schalen, Alufolie
5	Kunststoffe	Becher, Schalen Plastiktragetaschen, Behälter, Dosen und Tuben von Spül-, Wasch- und Körperpflegemitteln, aufgeschäumte Kunststoffe, Netze, Plastikspielzeug
6	Verbundstoffe, Textilien	Tetra Pak, Milch- oder Getränkekartons, mit Folie/aluminiumbeschichtete Papier-/ Pappverpackungen
7	Schadstoffbelastete Materialien	Batterien, Energiesparlampen, Medikamente, Farben, Klebstoffe, Energiesparlampen
8	Anderweitig nicht genannte Stoffe	Fensterscheiben/Flachgläser, Spiegel, Glühbirnen, Porzellan

3.2.3 Silierung von Biogut

Für die Silierung von Biogut wurde auf dieselben Biogutproben wie für die Batchversuche im Herbst 2019 zurückgegriffen, um die Vergleichbarkeit im Rahmen der Batchversuche zu gewährleisten sowie ein Biogut zu verwenden, welches auch unter realistischen Bedingungen einer Silierung unterzogen werden würde. Die Probennahme der Abfälle erfolgte an praxisüblichen Zeitpunkten und wurde nach Rücksprache mit dem öffentlich-rechtlichen-Entsorgungsträgers durch die Universität Rostock durchgeführt. Das Biogut wurde anschließend in 1,5 l Weckgläser einsiliert (Abbildung 17). Um den Einfluss von homofermentativen Milchsäurestämmen auf die Biogasproduktion von urbanem und ruralem Bioabfall zu prüfen, wurde eine zweite Versuchsreihe gemäß den herstellerepezifischen Anwendungshinweisen behandelt. Eine unbehandelte Probe wurde zum Vergleich mit einsiliert. Als Siliermittel wurde ein biologisches Siliermittel (1,25 x 10¹¹ Milchsäurebakterien pro Gramm) eingesetzt, welches im kommerziellen Handel frei zu erwerben ist. Das Siliermittel wurde entsprechend Herstellerangaben in wässriger Lösung (2 g l⁻¹) angesetzt und mittels Zerstäuber auf die Teilprobe vollflächig verteilt. Befüllt wurden die Weckgläser aufgrund der strukturellen Eigenschaften per Hand mit anschließender händischer Verdichtung mittel Handpressgerät. Anschließend wurden die Proben bei zirka 21°C bis zu 90 Tage gelagert. An den jeweiligen Öffnungstagen (Öffnung nach 5, 15, 30 und 90 Versuchstagen) wurden Proben zur Analytik aus dem temperierten Raum entfernt und entsprechend der Vorgaben hinsichtlich ihrer Silierbarkeit analysiert. An Öffnungstag 30 und 90 wurde zusätzlich die aerobe Stabilität analysiert. Die analysierten Bewertungskriterien für die Silierbarkeit lauten:

- Gärgasverluste aus Trocken- und Frischmasse
- Säurespektrum
- Alkohole
- pH-Wert
- Aerobe Stabilität

Gärgasverluste, als Trockenmassenverlust durch gebildete Gärgase während der Silierung, werden nach WEIßBACH (1998) aus der Massendifferenz aus eingewogener Frischmasse vor und nach der Silierung und der eingewogenen Trockenmasse gemäß Gleichung (10) bestimmt.

$$GV_{TM} = 100 \times \frac{FM_{\text{Einwaage}} - FM_{\text{Rückwaage}}}{TM_{\text{Einwaage}}} + 2,5 \quad (10)$$

GV_{TM}	=	Gärgasverlust der Laborsilage	[% TM]
FM_{Einwaage}	=	Einwaage der Frischmasse vor Versuch	[g]
$FM_{\text{Rückwaage}}$	=	Rückwaage der Frischmasse nach Versuch	[g]
TM_{Einwaage}	=	Einwaage der Trockenmasse vor Versuch	[g]

Resultierende Gärgasverluste als Frischmasseverlust berechnen sich aus der Frischmassendifferenz vor und nach der Silage und der eingewogenen Frischmasse nach Gleichung (11).

$$GV_{FM} = 100 \times \frac{FM_{\text{Einwaage}} - FM_{\text{Rückwaage}}}{FM_{\text{Einwaage}}} \quad (11)$$

GV_{FM}	=	Gärgasverlust der Laborsilage	[% FM]
FM_{Einwaage}	=	Einwaage der Frischmasse vor Versuch	[g]
$FM_{\text{Rückwaage}}$	=	Rückwaage der Frischmasse nach Versuch	[g]

Im Siliergut enthaltene Gärssäuren und Alkohole wurden mittels Hochdruckflüssigkeitschromatographie (HPLC) bestimmt.

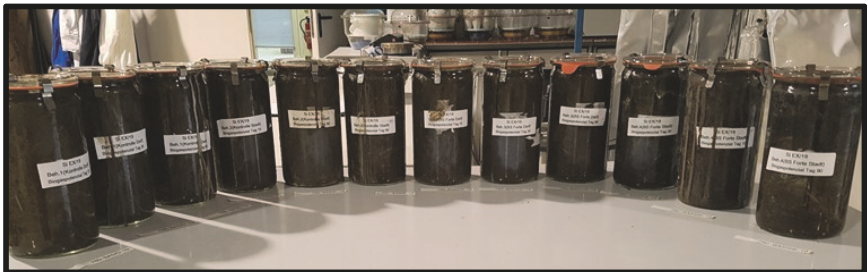


Abbildung 17: Zusammenstellung der verschiedenen Siliervarianten

Ebenfalls wurde das Gasbildungspotenzial der Silage mittels Batchtest nach VDI 4630 (Verein Deutscher Ingenieure e.V. (2016)) ermittelt. Die Vorgehensweise bei den Batchtests wurde in Kapitel 3.2.1 bereits erläutert. Zur Einschätzung des Nachwärmrisikos wurde im Labor mittels des Tests nach Honig die aerobe Stabilität geprüft. Das

Ergebnis dieser Analyse ist die Lagerfähigkeit der Silage an der Luft ohne nachweisbaren Temperaturanstieg ($> 3\text{ K}$) (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2011)). Die Nacherwärmung entsteht durch den Übergang aus anaeroben Verhältnissen in aerobe Verhältnisse und wird verursacht durch das Wachstum von Mikroorganismen wie Hefen und Schimmelpilze (GROTHMANN (2015)).

3.3 Methodik zur Modellierung der stofflichen und energetischen Potenziale von organischen Abfällen

Zur Ermittlung der qualitativen und quantitativen Eigenschaften von Bio- und Grüngut wurden vorliegende Regionaldaten der deutschen Landkreise und kreisfreier Städte der Jahre 2016 bis 2018 ausgewertet. Essenziell zur Modellentwicklung ist die Abschätzung der Potenziale der erfassbaren Mengen an getrennt erfassten organischen Abfällen, Grüngut und Biogut. Die vorgestellte Methodik basiert auf Datensätzen des statistischen Bundesamtes sowie der statistischen Landesämter (Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020)).

Zur Bestimmung des energetischen und stofflichen Potenzials an erfassbarem Bio- und Grüngut sind verschiedene Stoffströme zu berücksichtigen:

- die aktuell erfassten Mengen an organischen Abfällen, Biogut und Grüngut
- die zusätzlich erfassbaren Mengen an Grün- und Biogut
- das erfassbare Grüngut mittels Biotonne
- die erfassbaren Mengen an Nahrungs- und Küchenabfällen
- der spezifische Biogasertrag von Biogut im jahreszeitlichen Verlauf

Die Bezugsgröße der Kalkulation ist die Einwohnerzahl je Hektar Wohnbaufläche. Die Bevölkerungsdichte errechnet sich aus der Wohnbaufläche sowie der Einwohnerzahl im betrachteten Landkreis bzw. innerhalb der kreisfreien Stadt und wird angegeben in Einwohner/Hektar_{Wohnbaufläche} (EW/ha_{WB}). Die Wohnbaufläche ist eine Teilfläche der Siedlungsfläche, welche wiederum eine Teilfläche der Bodenfläche in den betrachteten Regionen ist, wie in Tabelle 16 dargestellt.

Gemäß Baunutzungsverordnung (BauNVO) können Wohnbauflächen neben der allgemeinen Art ihrer Nutzung zusätzlich in Kleinsiedlungsgebiete, reine Wohngebiete, allgemeine Wohngebiete und besondere Wohngebiete unterteilt werden. Aus den vorliegenden Datensätzen ist eine Untergliederung nur bis zur Ebene der Wohnbaufläche möglich.

Tabelle 16: Flächennutzung der kreisfreien Städte und Landkreise (Maximum) im Jahr 2018 (Datengrundlage: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020))

Flächennutzung		Fläche [ha]	Deutschland	Kreisfreie Städte und Landkreise (Maximum)
<u>Bodenfläche</u>		35.758.154		
Flächennutzung	Vegetationsflächen	29.806.471	83,4%	92,2%
	Landwirtschaft	18.162.493	50,8%	79,9%
	Wald	10.654.595	29,8%	65,5%
	Gehölz	412.142	1,2%	9,2%
	Heide	68.066	0,2%	6,0%
	Moor	80.404	0,2%	4,1%
	Sumpf	38.213	0,1%	1,4%
	Unland, Vegetationslose Fläche	390.559	1,1%	16,5%
	Gewässer	820.182	2,3%	28,5%
	Fließgewässer	363.966	1,0%	25,4%
	Hafenbecken	7.375	0,0%	6,2%
	Stehendes Gewässer	415.348	1,2%	28,1%
	Meer	33.493	0,1%	10,9%
	<u>Siedlungsflächen</u>	3.326.797	9,3%	80,0%
	<u>Wohnbaufläche</u>	1.375.149	3,8%	40,1%
	Industrie- und Gewerbefläche	616.889	1,7%	16,6%
	Halde	15.590	0,0%	1,9%
	Bergbaubetrieb	1.132	0,0%	1,0%
	Tagebau, Grube, Steinbruch	148.517	0,4%	9,3%
	Fläche gemischter Nutzung	439.089	1,2%	9,9%
Fläche besonderer funktionaler Prägung	172.694	0,5%	14,8%	
Sport-, Freizeit- und Erholungsfläche	518.793	1,5%	21,2%	
Friedhof	38.945	0,1%	2,4%	
Verkehrsflächen	1.804.703	5,0%	26,4%	

Bodenflächen sowie Siedlungsflächen eignen sich nicht zur Parameterbestimmung, da sie im Gegensatz zur Wohnbaufläche stärkeren Einflüssen aus alternativen Flächennutzungsarten unterliegen. Beispielsweise nehmen alle Siedlungsflächen in Deutschland einen Anteil von 9,3 Prozent der gesamten Bodenfläche ein. Auf Ebene der kreisfreien Städte und Landkreise kann dieser Siedlungsflächenanteil zwischen 3,4 und 80,0 Prozent der gesamten Bodenfläche betragen. Dem gegenüber beträgt die durchschnittliche Wohnbaufläche in Deutschland durchschnittlich 3,8 Prozent und kann in den Kreisen und Städten von 0,7 bis zu 40,1 Prozent variieren und weist damit eine geringere Spannweite als Siedlungsflächen auf. Maßgebliche Flächennutzungsarten neben den Siedlungsflächen sind Verkehrsflächen sowie Flächen für die Land- und Forstwirtschaft, die zusammengenommen prägend für mehr als 85 Prozent der Bodenfläche Deutschlands sind. Ausgehend von den ermittelten Bevölkerungsdichten ist die rurale Prägung innerhalb Deutschlands eindeutig zu erkennen. Des Weiteren kann aufbauend auf den vorliegenden regionalspezifischen Daten, wie bereits erwähnt, das einwohnerspezifische Abfallaufkommen für getrennt erfasste organische Abfälle, Abfälle der Biotonne (Biogut) und biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle (Grüngut) bestimmt werden. Die dabei ermittelten Abfallparameter eignen sich wiederum zur Bestimmung des flächenspezifischen Abfallaufkommens. Außerdem kann unter Annahme von verschiedenen Parametern wie Anschlussgrad, Anteil der Kompostierung am Gesamtaufkommen sowie des spezifischen Biogas-ertrages das mögliche Biogasbildungspotenzial auf regionaler Ebene prognostiziert werden.

In

ist die Vorgehensweise bei der Berechnung visualisiert. Die selektierten Datensätze der Regionaldatenbank (Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020)) des statistischen Bundesamtes sowie die daraus berechneten Parameter für die Potenzialabschätzung für die getrennt erfassbaren organischen Abfälle, Grüngut und Biogut sind aus der Abbildung ersichtlich. Die berechneten Parameter sind das Flächenspezifische Abfallaufkommen, das einwohnerspezifische Abfallaufkommen sowie die Bevölkerungsdichte.

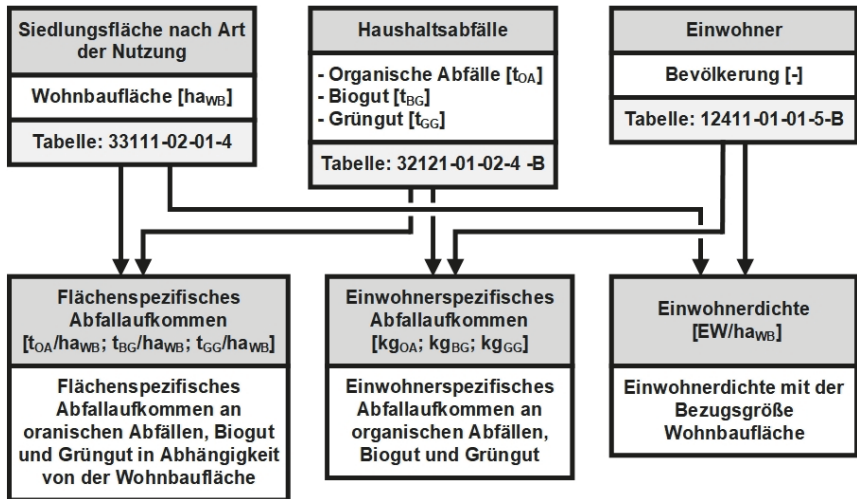


Abbildung 18: Vorgehensweise bei der Bestimmung der Abfallparameter für Biogut, Grüngut und getrennt erfasste organische Abfallströme (Datengrundlage: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020))

Zur Berechnung der energetischen und stofflichen Potenziale der organischen Abfallströme der kreisfreien Städte und Landkreise wurde folgendermaßen vorgegangen:

1. Ermittlung des Haushaltsabfallaufkommens

Selektierte Datensätze aus Tabelle mit dem Code 32121-01-02-4-B für die Jahre 2016 bis 2018 sind:

- $m_{OA,i}$ = getrennt erfasste organische Abfälle
- $m_{BG,i}$ = Abfälle aus der Biotonne
- $m_{GG,i}$ = Biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle

2. Ermittlung der Bevölkerungszahl (Einwohner je Kreis und kreisfreie Stadt)

Der selektierte Datensatz aus Tabelle mit dem Code 12411-01-01-5-B für die Jahre 2016 bis 2018 ist:

- EW_i = Bevölkerung

3. Ermittlung der Siedlungsflächen nach Art der tatsächlichen Nutzung

Der selektierte Datensatz aus Tabelle mit dem Code 33111-02-01-4 für die Jahre 2016 bis 2018 ist:

$$A_{WB,i} = \text{Wohnbaufläche}$$

4. Berechnung des einwohnerspezifischen Aufkommens an organischen Abfällen, Biogut und Grüngut

Die Berechnung des Einwohner-spezifischen Aufkommens erfolgt laut folgender Gleichung (12):

$$m_{EW,x,i} = \frac{m_{x,i} \times 1000}{EW_i} \quad [\text{kg}_{OA}; \text{kg}_{BG}; \text{kg}_{GG}] \quad (12)$$

$m_{EW,x,i}$ = Einwohner-spezifisches Abfallaufkommen (Organische Abfälle, Biogut, Grüngut) im Kreis bzw. in der kreisfreien Stadt

5. Berechnung der Bevölkerungsdichte (Einwohner je Hektar Wohnbaufläche)

Unter Einbeziehung der Einwohnerzahl und der spezifischen Wohnbaufläche in einem Landkreis oder einer kreisfreien Stadt errechnet sich die Bevölkerungsdichte folgendermaßen (Gleichung (13)):

$$EWA_{WB,i} = \frac{EW_i}{A_{WB,i}} \quad [\text{EW ha}_{WB}^{-1}] \quad (13)$$

$EWA_{WB,i}$ = Einwohner je Hektar Wohnbaufläche

6. Berechnung des flächenspezifischen Abfallaufkommens

Das flächenspezifische Abfallaufkommen an organischen Abfällen, Biogut und Grüngut wird mit Gleichung (14) berechnet:

$$m_{WB,x,i} = \frac{m_{x,i}}{A_{WB,i}} \quad [t_{OA} \text{ ha}_{WB}^{-1}; t_{BG} \text{ ha}_{WB}^{-1}; t_{GG} \text{ ha}_{WB}^{-1}] \quad (14)$$

$m_{WB,x,i}$ = Abfallaufkommen (Organische Abfälle, Biogut, Grüngut) je Hektar Wohnbaufläche im Kreis bzw. in der kreisfreien Stadt

7. Klassifizierung der Kreise und kreisfreien Städte in Siedlungsstrukturen

Zur Potenzialbestimmung wurden die Landkreise und kreisfreien Städte aufbauend auf der ermittelten Bevölkerungsdichte in verschiedene Siedlungsstrukturen gemäß Tabelle 17 geclustert.

Tabelle 17: Siedlungsstrukturen der Prognose

Siedlungsstruktur		Bevölkerungsdichte [EW ha _{WB} ⁻¹]	
		Minimal	Maximal
1	Kernstädte	≥150	
2	Hochverdichtete Kreise	100	150
3	Verdichtete Kreise	50	100
4	Ländliche Kreise	< 50	

8. Selektierung der 10 Kreise bzw. kreisfreien Städte mit maximalem spezifischem Aufkommen an getrennt erfassten organischen Abfällen, Biogut und Grüngut in der jeweiligen Siedlungsstruktur.

9. Trimmung des Datensatzes

Eine mögliche Verzerrung der Ergebnisse durch den Einfluss von singulären Ereignissen auf den Datensatz soll mittels Trimmung des Datensatzes minimiert werden. Bei der Trimmung werden jeweils das minimalste und das maximalste Abfallaufkommen aus der jeweiligen Siedlungsstruktur entfernt.

10. Grafische Auswertung und Bildung der Funktionsgleichung

Die getrimmten Datensätze werden grafisch aufbereitet und die jahresspezifische Funktionsgleichung zur Ermittlung organischer Abfälle, Biogut und Grüngut inklusive des substratspezifischen Bestimmtheitsmaßes für die Jahre 2016 bis 2018 bestimmt.

Unter der Annahme, dass das Potenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen sich aus der Differenz von organischen Abfällen und Grüngut bestimmen lässt (Abbildung 19), kann das potenzielle Abfallaufkommen an Grüngut, Biogut, Nahrungs- und Küchenabfällen und organischen Abfällen auf regionaler und überregionaler Ebene ermittelt werden.

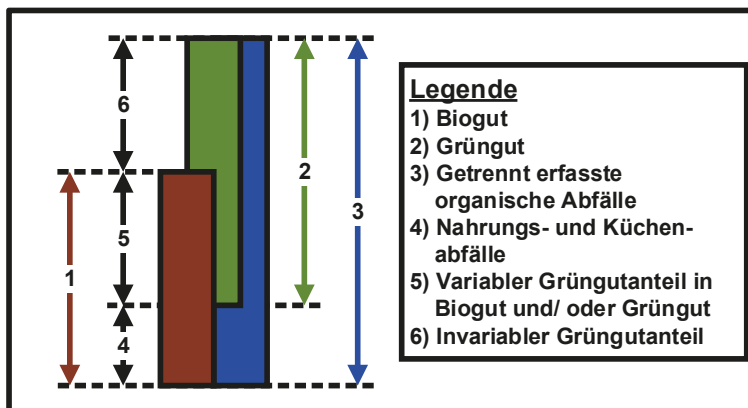


Abbildung 19: Kalkulatorische Zusammenhänge der organischen Abfallströme

Die Berechnung der organischen Teilfraktionen Nahrungs- und Küchenabfall, Grüngut im Biogut (variabler Grüngutanteil) sowie von Grüngut (invariabler Grüngutanteil), welches nur über eine Grüngutsammlung gesammelt werden kann, erfolgt unter folgender Vorgehensweise.

11. Ermittlung des einwohnerspezifischen Aufkommens an Nahrungs- und Küchenabfällen im Biogut

Das einwohnerspezifische Aufkommen an Nahrungs- und Küchenabfällen errechnet sich aus der Differenz vom maximalen einwohnerspezifischen Aufkommen an organischen Abfällen und dem maximalen Grüngutaufkommen im betrachteten Landkreis oder der kreisfreien Stadt (Gleichung (15)).

Formel:

$$m_{EW,NK} = m_{EW,OA (Max.)} - m_{EW,GG (Max.)} \quad [kg_{NK}] \quad (15)$$

$m_{EW,NK}$ = Einwohnerspezifisches Aufkommen an Nahrungs- und Küchenabfällen im Biogut

Hinweis: Wenn $x \geq 183 \text{ EW}/ha_{WB}$ dann $m_{EW,NK} = 30 \text{ kg}/(EW_{WB} \cdot a)$

12. Ermittlung des Anteils an Nahrungs- und Küchenabfällen im Biogut

Für die energetische Potenzialbestimmung muss der Anteil der Nahrungs- und Küchenabfälle im Biogut gemäß Gleichung (16) bestimmt werden.

$$w_{EW,NK} = 100 \times \frac{m_{EW,NK}}{m_{EW,BG}} \quad [\text{Gew.-%}] \quad (16)$$

$w_{EW,NK}$ = Anteil an Nahrungs- und Küchenabfall im Biogut

13. Berechnung des spezifischen Grüngutaufkommens im Biogut (Variabler Grüngutanteil der auch über die Grüngutsammlung erfassbar ist)

Der variable Grüngutanteil (Grüngutanteil im Biogut oder Grüngut) der sich durch eine Biogut- und/oder Grüngutsammlung erfassen lässt, resultiert aus der Differenz vom maximalen Biogutaufkommen und der Nahrungs- und Küchenabfälle innerhalb des Untersuchungsgebietes (Gleichung (17)).

$$m_{EW,GG-V} = m_{EW,BG \text{ (Max.)}} - m_{EW,NK} \quad [\text{kg}_{GG-V}] \quad (17)$$

$m_{EW,GG-V}$ = Spezifisches Aufkommen an Grüngut im Biogut im Jahr/
Spezifisches Aufkommen an variablen Grüngut im Grüngut

14. Berechnung des spezifischen invariablen Grüngutanteils im Grüngut

Der invariable Grüngutanteil, der sich nur durch eine getrennte Grüngutsammlung erfassen lässt, ergibt sich aus Gleichung (18).

$$m_{EW,GG-I} = m_{EW,GG} - m_{EW,GG-V} \quad [\text{kg}_{GG-I}] \quad (18)$$

$m_{EW,GG-I}$ = Spezifisches Aufkommen an invariablen Grüngut im
Grüngut im Jahr

Hinweis: Invariabler Grüngutanteil ist nicht über die Biogutsammlung erfassbar

15. Berechnung des Grüngutanteils im Biogut

Der Grüngutanteil im Biogut kann auf unterschiedliche Weise berechnet werden die Berechnungsformeln sind in Gleichung (19) zusammengefasst.

$$w_{GG-BG} = 100 \times \frac{m_{EW,GG-V}}{m_{EW,BG}} = 100 \times \left(1 - \frac{m_{EW,NK}}{m_{EW,BG}} \right) = 1 - w_{EW,NK} \text{ [Gew.-%]}$$

(19)

w_{GG-BG} = Grüngutanteil im Biogut

16. Berechnung des spezifischen Biogasertrages von Biogut in Abhängigkeit vom Grüngutanteil

Das energetische Potenzial wird unter der Annahme bestimmt, dass 1 Tonne Biogut zwischen 85 und 160 m³ Biogas generiert. Die entspricht den Praxiswerten der thermophilen kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage. Als Bezugsgrößen der Potenzialbetrachtung wird der spezifische Biogasertrag von 1 Tonne Nahrungs- und Küchenabfälle mit 160 m³ Biogas angesetzt und der von Grüngut mit 85 m³ je Tonne Grüngut. Die Berechnungsformel (Gleichung (20)) lautet folgendermaßen:

$$Y_{BG} = 160 \times (1 - w_{GG-V}) + 85 \times w_{GG-V} \text{ [m}_{i,N}^3 \cdot t_{BG}]$$

(20)

Y_{BG} = Spezifischer Biogasertrag von Biogut

Hinweis: Die Berechnungsformel des spezifischen Biogasertrags bezieht sich ausschließlich auf die anaerobe Vergärung unter thermophilen Bedingungen innerhalb eines Pfropfenstromreaktors.

Durch die vorgestellten Berechnungsschritte ist es möglich, mit den vorhandenen Daten zur Bevölkerung und Wohnbaufläche Aussagen über erzielbare Sammelmenngen (stoffliches Potenzial) an organischen Abfällen zu treffen sowie den Status quo abzubilden. Ebenfalls kann das energetische Potenzial durch eine anaerobe Behandlung von Biogut im Untersuchungsgebiet näherungsweise bestimmt werden. Die energetische Potenzialbestimmung beruht auf der Vergärung in einer thermophil arbeitenden Kompostierungs- und Vergärungsanlage. Ergänzend zu den ermittelten Praxisdaten wurde die energetische Betrachtung auch mit den spezifischen Biogaserträgen der mesophilen Batchversuche durchgeführt, um ein größeres Spektrum des Anlagenbestandes abbilden zu können.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Monitoring der anaeroben Behandlung von Biogut

In Abbildung 20 ist das Fließbild der kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage der SAS dargestellt. Alle angelieferten organischen Abfälle werden im Vorfeld der mechanischen Vorbehandlung ausgewogen. Anschließend werden die Abfälle je nach Substrataufkommen sofort oder sukzessive mechanisch aufbereitet und zwischengelagert. Die mechanische Aufbereitung geschieht mittels Überhangmagneten, Siebtrommeln und mechanischen Zerkleinerern. Fakultativ wird Biogut mit verfügbaren Co-Substraten gemischt, um die Effizienz der Gesamtanlage zu steigern. Ebenfalls besitzt die Anlage die Möglichkeit flüssige Co-Substrate einzulagern und gezielt einzusetzen. Die eingesetzten Co-Substrate stammen aus dem Landwirtschafts-, dem Industrie- sowie dem Gewerbe-, Handels- und Dienstleistungssektor. Nach entsprechender Aufbereitung erfolgt die Beschickung des liegenden Pfpfenstromfermenters mittels Stopfschnecke. Zur Regulierung des Trockenmassegehaltes auf 20 bis 30 Prozent im Fermenter, wird nach Bedarf Frischwasser, Prozessabwasser, Presswasser sowie Kondensat in den laufenden Prozess zugegeben. Im Fermenter liegen thermophile Bedingungen vor, die Durchmischung des Fermenters erfolgt durch Paddelrührwerke. Nach einer hydraulischen Verweilzeit, in Abhängigkeit von der Biogutdichte, von mindestens 15 Tagen⁵ wird der Gärrest mittels Kolbenpumpe ausgetragen. Der ausgetragene Gärrest wird anschließend mechanisch mittels Schneckenpresse entwässert und der separierte feste Pressrückstand mit Strukturmaterial aus der mechanischen Aufbereitung und/oder Grüngut gemischt und anschließend in einer Intensivrotte aerob behandelt. Die anschließende Nachrotte findet über einen Zeitraum von 2 Wochen in einem zweiten Tunnelkomposter statt, dieser wird intermittierend mit dem Tunnelkomposter der Intensivrotte betrieben. Der entstehende Frischkompost wird in einem letzten Schritt ein weiteres Mal abgesiebt und anschließend der stofflichen Verwertung zugeführt. Der Flüssiggärrest wird in einem Gärrestlager gelagert, welches turnusmäßig entleert wird. Das entstehende Biogas wird überwiegend im Gasraum des Fermenters erfasst, zusätzlich erfolgt eine Gaserfassung im Flüssiggärrestlager sowie im Presswasserspeicher und im Kondensatschacht. Die entstehenden Biogase werden anschließend

⁵ Biogutdichte = 600 kg/m³

im Blockheizkraftwerk energetisch umgewandelt bzw. bei Betriebsstörungen zwischengespeichert oder mittels Gasfackel verbrannt.

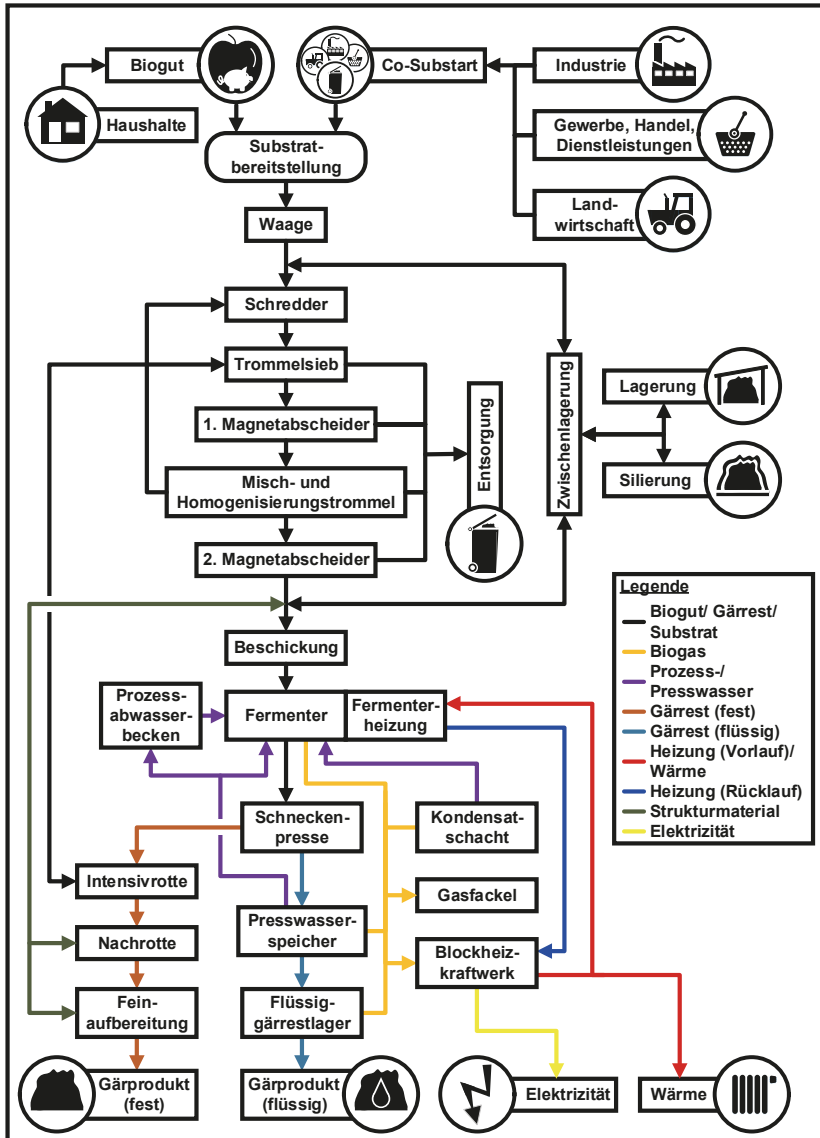


Abbildung 20: Fließbild der kombinierten Kompostierungs- und Vergäranlage in Schwerin

Zur Optimierung der Substratverfügbarkeit wurde die Silierung von Biogut im Folienschlauch erstmalig im Bundesland im Praxismaßstab durchgeführt. Abweichend zu den durchgeführten Silierungsversuchen wurde dem silierten Biogut kohlenhydratreiche Co-Substrate untergemischt wodurch der Silierungsprozess gefördert und stabilisiert wurde.

Nach Auswertung der Datensätze für die Jahre 2016 bis 2018 konnte ein Zeitraum identifiziert werden, in dem vorwiegend Biogut eingesetzt wurde und der Anteil an Co-Substraten sehr gering war. Der Betrachtungszeitraum liegt zwischen der Kalenderwoche 9 im Jahr 2017 und der Kalenderwoche 8 im Jahr 2018. Der aus Abbildung 21 ersichtliche spezifische Biogasertrag der zugeführten Frischmasse schwankt zwischen 74 und 179 m³ je Tonne und liegt im Durchschnitt bei 108 m³ je Tonne Input. Der jahreszeitliche Einfluss des steigenden Anteils an Grüngut im Biogut ist eindeutig zu erkennen und die charakteristische Abnahme des spezifischen Biogasertrages. Ab Anfang März liegt der spezifische Biogasertrag bis Anfang November bei rund 80 bis 100 m³ je Tonne Input. In der 24., 25. sowie der 40. Kalenderwoche sind Betriebsunterbrechungen für Wartung und Pflege aus den vorliegenden Datensätzen erkennbar.

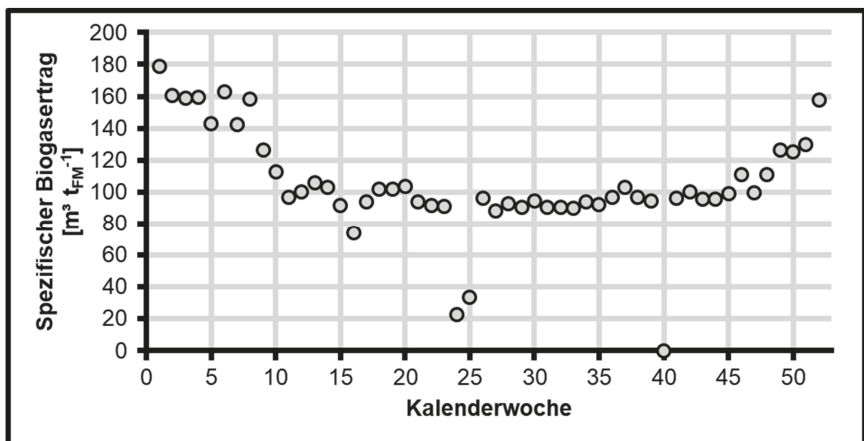


Abbildung 21: Spezifischer Biogasertrag der Praxisanlage (Kalenderwoche 09/2017 bis 08/2018)

Der Methangehalt im Fermenter ist in Abbildung 22 dargestellt. Die aus Abbildung 21 ersichtliche Unterbrechung für Wartung und Reparatur der Anlagentechnik ist ebenfalls zu erkennen und am zunehmenden Methangehalt nach der Außerbetriebnahme nachzuvollziehen. Für die energetische Betrachtung wird ein Methangehalt von

55 Vol.-% angenommen, den Praxiswerten der Gärstrecke weitestgehend entsprechend. Aus den Datenpunkten lässt sich entnehmen, dass der Methangehalt im Winter am höchsten ist und im jahreszeitlichen Verlauf abnimmt.

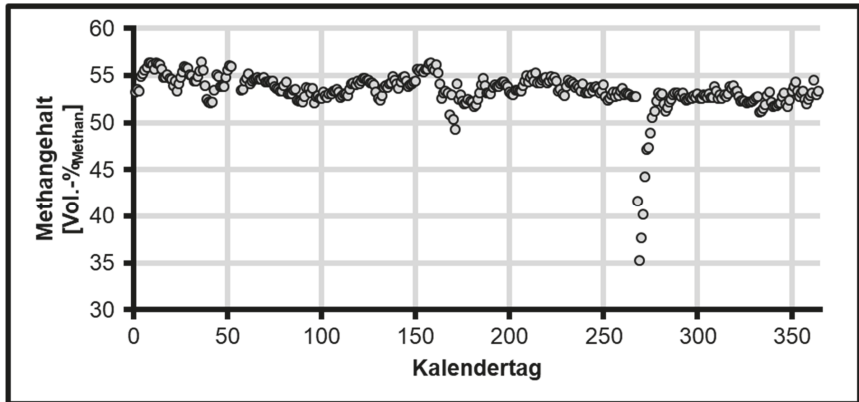


Abbildung 22: Methangehalt im Biogas (Messstelle Fermenter) (Kalenderwoche 09/2017 bis 08/2018)

Dass die maximale Inputmenge der anaeroben Stufe auf täglich 35.000 kg begrenzt ist, kann Abbildung 23 entnommen werden. Die Behandlungskapazität der Gärstrecke ist innerhalb der vegetationsreichen Zeit voll ausgelastet. Beginnend im September ist ein Rückgang am Substrataufkommen erkennbar, dies führt über die Wintermonate zu einer geringeren Auslastung der Anlage und resultiert in höheren hydraulischen Verweilzeiten.

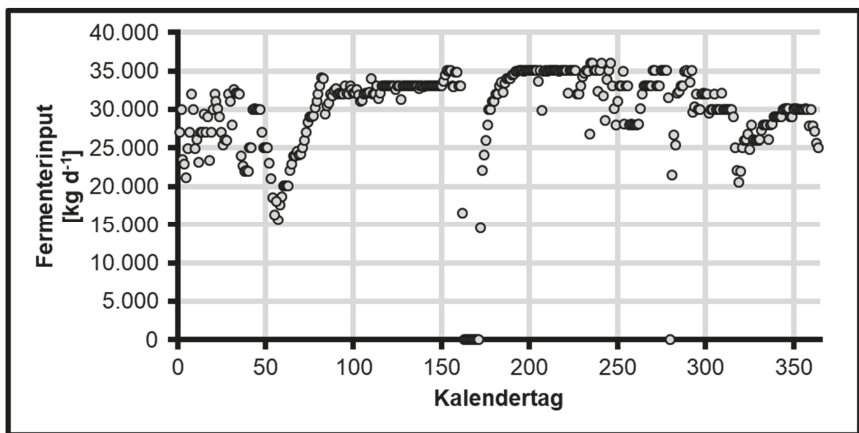


Abbildung 23: Fermenter-Input im jahreszeitlichen Verlauf (Kalenderwoche 09/2017 bis 08/2018)

In Abbildung 24 ist die tägliche Biogasproduktion dargestellt. Trotz der abnehmenden Substratverfügbarkeit ab September, ist bis Ende November keine abnehmende Biogasproduktion erkennbar. Ursächlich dafür ist der zunehmende spezifische Biogasertrag. Mit weiterer Abnahme des Substrataufkommens im Jahresverlauf steigt die tägliche Biogasproduktion weiter bis zum Beginn des Frühjahrs. Die Limitierung der gasführenden Anlagenteile auf eine Durchsatzleistung von täglich 5.000 m³ Biogas ist nur bis Ende Februar erkennbar. Innerhalb der vegetationsreichen Zeit bestehen noch freie Kapazitäten zur energetischen Konversion von Biogas. Aus Abbildung 23 wird ersichtlich, dass die Gärstrecke innerhalb der Vegetationsperiode voll ausgelastet ist. Um die gasführenden Anlagenteile auszulasten, müsste Biogas durch eine Kapazitätserweiterung der Gärstrecke oder den optimierten Einsatz von Co-Substraten generiert werden.

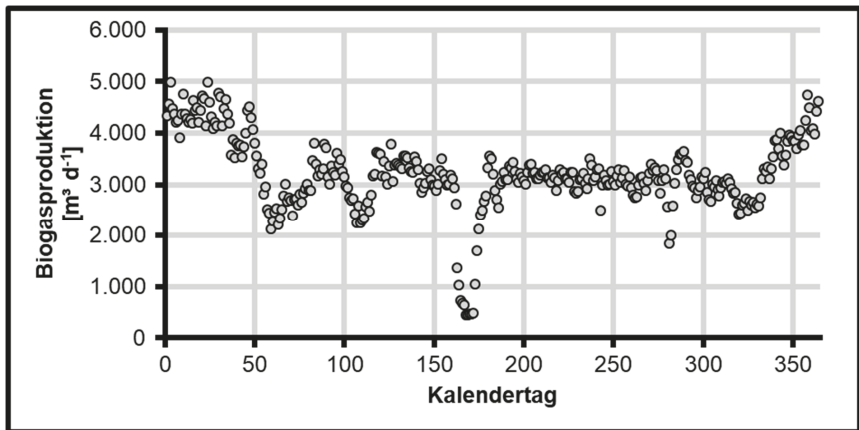


Abbildung 24: Tägliche Biogasproduktion (Kalenderwoche 09/2017 bis 08/2018)

Die Datenauswertung der Praxisanlage kam zu dem Ergebnis, dass sich der ändernde spezifische Biogasertrag unterschiedlich auf die Gärstrecke und die gasführenden Anlagenteile auswirkt. Der abnehmende Gasertrag führt insbesondere in der Vegetationsperiode zu einer unterlasteten Gasstrecke bei gleichzeitiger Vollausslastung der Gärstrecke. Innerhalb der Wintermonate wird das abnehmende Biogutaufkommen durch einen steigenden spezifischen Biogasertrag kompensiert. Die gasführenden Anlagenteile sind voll ausgelastet. Die Gärstrecke besitzt innerhalb der vegetationsarmen Zeit noch freie Kapazitäten.

In der folgenden Tabelle sind die ermittelten gerundeten betrieblichen Parameter aufgeführt, die im Rahmen der energetischen und stofflichen Prognose verwendet werden.

Tabelle 18: Parameter für die energetische Potenzialbestimmung

Parameter	Wert	Hinweis
Maximaler Biogasertrag	160 m ³ /t _{NK}	Ansatzwert für Nahrungs- und Küchenabfall im Biogut
Minimaler Biogasertrag	85 m ³ /t _{GG}	Ansatzwert für Grüngut
Methangehalt im Biogas	55 Vol.-%	
Nicht vergärbare Anteil im angelieferten Biogut	17 Gew.-%	Entfernt in der Stufe der mechanischen Aufbereitung

4.2 Stoffspezifische Eigenschaften von Biogut

Während der gesamten Analytik wurden die Trockenmasse und organischen Trockenmassegehalte der urbanen und ruralen Untersuchungsgebiete bestimmt. Aus den jahreszeitlich spezifischen Werten (Tabelle 19 und Abbildung 25) lässt sich erkennen, dass es insbesondere in den Wintermonaten zu einer Angleichung der Trockenmasse- und organischen Trockenmassegehalte innerhalb der beiden Regionen kommt. Dies lässt sich durch den Rückgang vom vegetationsabhängigen Grüngut bei gleichzeitig steigendem Anteil der Nahrungs- und Küchenabfälle im Biogut erklären. Im jahreszeitlichen Verlauf lässt sich keine charakteristische Entwicklung zwischen den Trockenmassegehalten aus urban und rural geprägten Regionen feststellen. Die Trockenmassegehalte liegen zwischen 34 und 50 Prozent der Frischmasse. Der organische Anteil innerhalb der Trockenmasse befindet sich im Bereich von 43 bis 76 Prozent. Wie im Kapitel 4.1.1 erwähnt, liegt der Trockenmassegehalt innerhalb des Fermenters zwischen 20 und 30 Prozent Trockenmasse innerhalb der Frischmasse. Aus den Ergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass für einen reibungslosen Betrieb zusätzlich Wasser zugeführt werden muss, da die Trockenmassegehalte im Biogut oberhalb der optimalen Prozessbedingungen im Fermenter liegen.

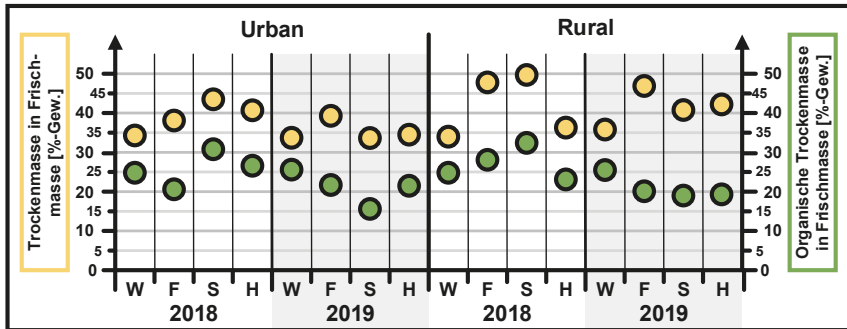


Abbildung 25: Trockenmassegehalte der urbanen und ruralen Regionen

In der energetischen Potenzialbetrachtung wurde für jede Jahreszeit der Medianwert der Trockenmasse aus urbanem und rurealem Biogut mit der Frischmasse als Bezugsgröße verwendet. Der Anteil an organischer Trockenmasse innerhalb der Frischmasse wird rechnerisch im Berechnungsmodell als Ausgangsgröße zur Bestimmung der Raumbelastung genutzt.

Tabelle 19: Angenommene jahreszeitlich spezifische Trockenmassegehalte im Berechnungsmodell

Jahreszeit	Trockenmasse	Organische Trockenmasse	
	[%FM]	[%FM]	[%TM]
Winter	33,68 bis 35,78 (34)	24,80 bis 25,60 (25)	71,27 bis 76,01 (74)
Frühling	38,10 bis 47,48 (43)	20,10 bis 28,10 (21)	42,86 bis 59,18 (49)
Sommer	33,65 bis 49,70 (42)	15,60 bis 32,40 (25)	46,36 bis 70,80 (59)
Herbst	34,50 bis 42,20 (39)	19,30 bis 26,60 (22)	45,73 bis 65,36 (58)

(x) = im Tool verwendeter Parameter

4.2.1 Batchversuche mit rurealem und urbanem Biogut

In allen Versuchsreihen wurde für die Nullversuche ausgefauter Klärschlamm aus dem Faulturm der kommunalen Kläranlage als Inokulum verwendet. Ausgehend von den rechnerisch ermittelten Medianwerten der jeweiligen Versuchsreihen ergeben sich die Parameter $V_{\max}(t)$, k und c der Regressionsfunktion, die in Tabelle 20 dargestellt sind.

Tabelle 20: Regressionsparameter der Inokula der Versuchsreihen (Biogas)

Jahreszeit	Inokulum					
	$V_{\max}(t)$		k		c	
	2018	2019	2018	2019	2018	2019
Winter	23,7	33,4	0,09	0,07	0,77	0,73
Frühling	31,8	28,9	0,05	0,05	0,75	0,75
Sommer	33,5	35,2	0,06	0,09	0,80	0,99
Herbst	31,2	25,7	0,11	0,08	1,09	0,66

Der spezifische Biogasertrag in Abhängigkeit von der Zeit ist in Abbildung 26 dargestellt und liegt nach 30 Versuchstagen für die verschiedenen Inokula zwischen 1,2 und 1,6 m³ je Tonne Frischmasse bzw. im Bereich von 76,2 bis zu 107,2 m³ je Tonne organische Trockenmasse.

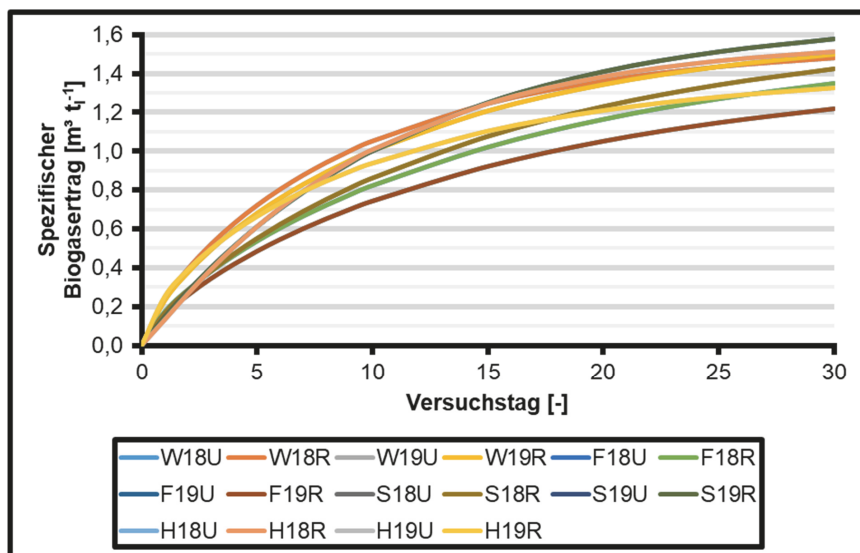


Abbildung 26: Regressionskurven der Inokula (Bezugsgröße Frischmasse)

Aufbauend auf die in Kapitel 3.2.1 vorgestellten Methodik, ergeben sich für urbanes und rurales Biogut verschiedene Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten, die in der nachfolgenden Tabelle dargestellt sind. Die ermittelten Geschwindigkeitskonstanten liegen zwischen 0,26 und 0,43 (d⁻¹) bei Biogas und zwischen 0,23 bis 0,39 (d⁻¹) bei Methan mit einem Bestimmtheitsmaß von mindestens 0,97. Die ermittelten Reaktions-

geschwindigkeitskonstanten sind im Vergleich mit anderen Substraten hoch und zeigen auf, dass stabile Abbaubedingungen schnell erreicht werden (LIEBENEINER (2010)). KRASSOWSKI et al. (2013) stellte ebenfalls bei Bioabfall einen schnell voranschreitenden Abbau ohne Diauxie oder Verzögerung fest.

Tabelle 21: Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten der Batchversuche mit urbanem und ruralem Biogut unter mesophilen Bedingungen

Jahreszeit	Urban		Rural		Insgesamt	
	2018	2019	2018	2019		
Winter	0,35	0,36	0,34	0,28	0,28 bis 0,36	Biogas
Frühling	0,33	0,37	0,32	0,36	0,32 bis 0,37	
Sommer	0,32	0,35	0,31	0,43	0,31 bis 0,43	
Herbst	0,29	0,33	0,35	0,26	0,26 bis 0,35	
Winter	0,35	0,30	0,26	0,23	0,23 bis 0,35	Methan
Frühling	0,23	0,36	0,28	0,38	0,23 bis 0,38	
Sommer	0,29	0,33	0,28	0,39	0,28 bis 0,39	
Herbst	0,26	0,33	0,34	0,23	0,23 bis 0,34	

Innerhalb von 15 Tagen hat der spezifische Biogas- und Methanertrag bei allen Versuchsreihen nahezu sein Maximum erreicht (Abbildung 27). Die Biogasproduktion setzt schnell nach Versuchsbeginn ein. In der Gasproduktion ist ein steiler Anstieg bei allen Versuchsreihen in den ersten 10 Tagen zu beobachten, gefolgt von einer Abnahme der täglichen Gasproduktion. Der Einfluss von Grüngut in den Untersuchungsgebieten ist eindeutig aus den spezifischen Ertragskurven zu erkennen, welcher am stärksten bei Biogut urbaner und ruraler Herkunft im Jahr 2019 ausgeprägt ist.

Der spezifische Biogasertrag sowie der spezifische Methanertrag der Versuchsreihen H19U und H19R dient als Referenz für die anschließenden Silierungsversuche. Die spezifischen Biogas- und Methanerträge der beiden Versuchsreihen liegen unter denen der vorausgehenden urbanen und ruralen Versuchsreihen mit aufbereitetem Biogut. Ursächlich für die geringeren spezifischen Biogaserträge kann die Jahreszeit Herbst sein. Der Herbst ist gekennzeichnet durch absterbende Vegetation (Laub etc.), die ein geringeres Gasbildungspotenzial aufweist als frisches Grüngut, welches aus

dem Frühjahr und Sommer stammt (FRICKE et al. (2013)). Dieser Einfluss spiegelt sich im ruralen Gebiet stärker in den spezifischen Gaserträgen wider als im urbanen Raum.

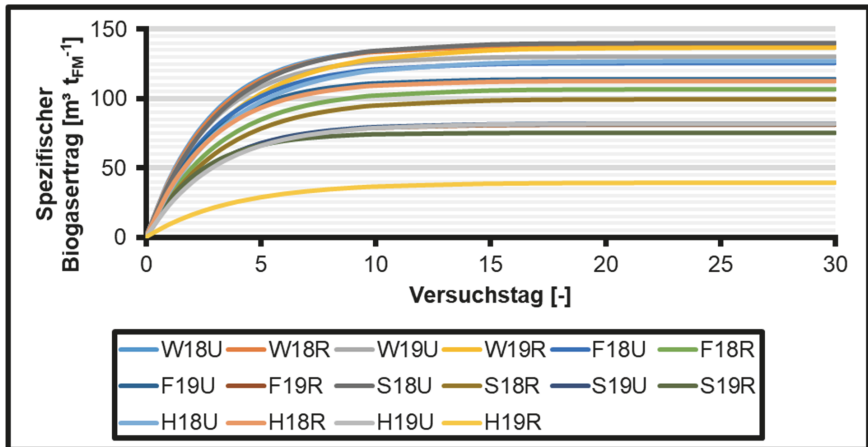


Abbildung 27: Spezifischer Biogasertrag und Abbaukinetik von urbanen und ruralen Biogut (Bezugsgröße: Frischmasse)

Der spezifische Biogasertrag liegt zwischen 40 und 140 m³ (Abbildung 27), der spezifische Methanertrag bei 24 bis 87 m³ je Tonne Frischmasse (Abbildung 28). Der spezifische Gasertrag von Biogut mit hohen Anteilen an Nahrungs- und Küchenabfällen liegt um den Faktor 3,5 über den Gasertrag von Biogut mit hohen Grüngutanteilen. Die Methanerträge sind um den Faktor 3,6 höher als bei Biogut mit hohen Grüngutanteil. Das liegt deutlich über den von FRICKE et al. (2013)) postulierten 100 Prozent Mehrertrag an Gas. Die Auswertung der Praxisdaten der thermophil arbeitenden Anlage ergab einen Mehrertrag von Biogas um den Faktor 2,4 bei Biogut mit einem hohen Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen. Im Vergleich zur Praxisanlage liegen die ermittelten Gaserträge unterhalb der Erträge der Anlage. Gründe dafür sind unter anderem die thermophile Betriebsweise der Gärstrecke, die durch höhere Abbauraten höhere Gaserträge generiert, jedoch eine eingeschränkte Biozönose aufweisen (LIEBENEINER (2010); LANGHANS et al. (2020)).

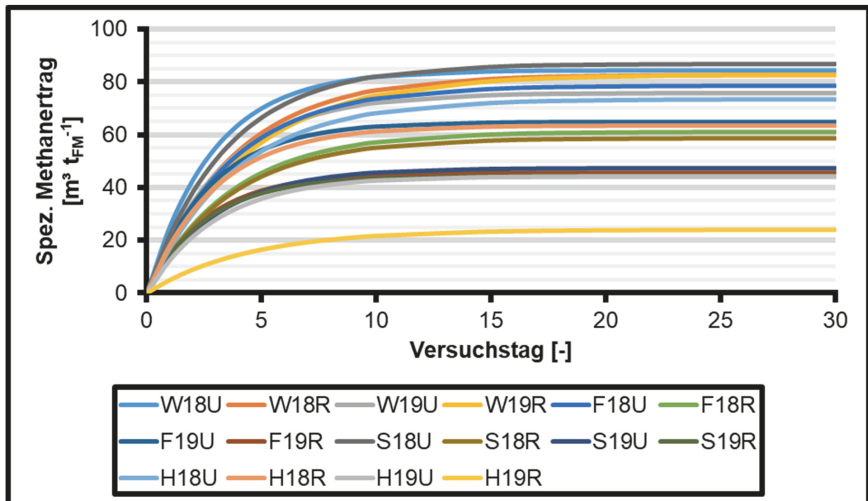


Abbildung 28: Spezifischer Methanertrag und Abbaukinetik von urbanem und ruralem Biogut (Bezugsgröße: Frischmasse)

Aus den in Abbildung 29 dargestellten spezifischen Gaserträgen erkennt man, insbesondere für das Jahr 2018, den jahreszeitlichen Einfluss auf den Biogas- und Methanertrag. Während der Biogas- und Methanertrag im urbanen Untersuchungsgebiet nahezu gleichbleibend ist, ist das rural geprägte Gebiet durch den volatilen Grüngutanteil im Biogut geprägt, wodurch eine Abnahme des spezifischen Gasertrags in der vegetationsreichen Jahreszeit hervorgerufen wird. Das Jahr 2019 ist in beiden untersuchten Regionen hingegen geprägt von äußerst volatilen Biogas- und Methanerträgen. Die spezifischen Gaserträge entsprechen bis ins Frühjahr 2019 den erwartungsgemäßen Schwankungen in den Gaserträgen. Besonders die spezifischen Gaserträge im Winter sind in den betrachteten Regionen vergleichbar (131 bis 138 m³_{T,N}/t_{FM}). In der zweiten Jahreshälfte 2019 ist ein Rückgang des spezifischen Biogas- und Methanertrages in beiden Regionen zu erkennen. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass die Jahre 2018 und 2019 durch langanhaltende Trockenperioden maßgeblich beeinflusst wurden, die einen großen Einfluss auf die vorhandene Vegetation haben. Des Weiteren ist der Grüngutanteil im jahreszeitlichen Verlauf geprägt durch wechselnde Zusammensetzungen aus Laub, Rasenschnitt, Strauchschnitt, Fallobst, Äste, sowie sonstige Gartenabfälle (ADWIRAAH (2015)). In der energetischen Potenzialbetrachtung wird als Referenzgröße für den maximalen spezifischen Biogas-ertrag der Wert 140 m³ je Tonne Biogut gewählt. Als

Referenzgröße für den minimalen spezifischen Biogasertrag von 40 m³ je Tonne Biogut dient der Herbst 2019.

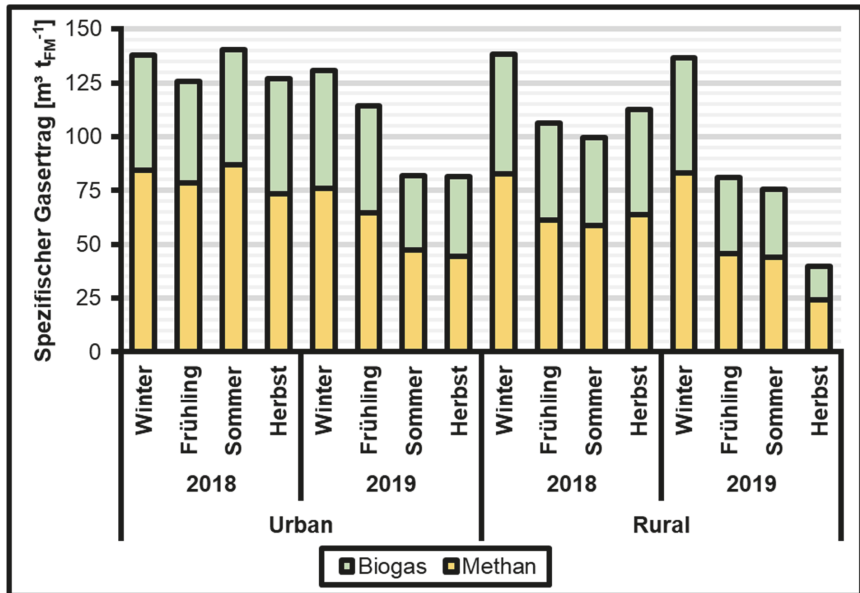


Abbildung 29: Spezifische Gaserträge der Batchversuche nach 30 Tagen (Bezugsgröße: Frischmasse)

Abbildung 30 zeigt die spezifischen Gaserträge in Abhängigkeit vom organischen Trockenmassanteil. Zu erkennen sind eindeutig die Unterschiede zwischen ruralem und urbanem Biogut. Mit der organischen Trockenmasse als Bezugsgröße wird deutlich, dass insbesondere das urban geprägte Untersuchungsgebiet vergleichbare spezifische Gaserträge aufweist. Der durch Grüngut beeinflusste Biogasertrag im ruralen Untersuchungsgebiet ist viel volatil und variiert zwischen 205 und 558 m³ je Tonne organische Trockenmasse, während im urbanen Untersuchungsgebiet die Biogaserträge zwischen 379 und 610 m³ je Tonne organische Trockenmasse liegen. Für Gräser als Rasenschnitt wurde ein spezifischer Biogasertrag von 325 bis 720 sowie für Mischgrün Erträge zwischen 40 und 250 je Tonne organische Trockenmasse ermittelt (ADWIRAAH (2015); FnBB (2011)). Die ermittelten Werte entsprechen weitestgehend den Literaturwerten für die spezifischen Biogaserträge von Biogut (vgl. Tabelle 6). Die im Jahr 2019 stärker ausgeprägte Abnahme der spezifischen Gaserträge, die bereits mit der Bezugsgröße Frischmasse zu erkennen war, ist ebenfalls ersichtlich und durch hohe Gehalte an Mischgrün in der Probe erklärbar. In

beiden Untersuchungsgebieten ist der spezifische Biogasertrag im Herbst 2019 ein Extremwert. Die Unterschiede zwischen den spezifischen Gaserträgen resultieren aus verschiedenen Anteilen an Säure-Detergentien-Lignins (ADL) und Hemicellulose (HC) im Substrat (DANDIKAS et al. (2014); KÄMPFER (2001)). Diese Unterschiede resultieren aus dem volatilen Grüngutanteil im Biogut, der in ruralen geprägten Gebieten höher ist als im urbanen Untersuchungsgebiet. Ebenfalls kann eine Beeinflussung der spezifischen Biogas- und Methanerträge durch regionalspezifische Ernährungsgewohnheiten nicht ausgeschlossen werden.

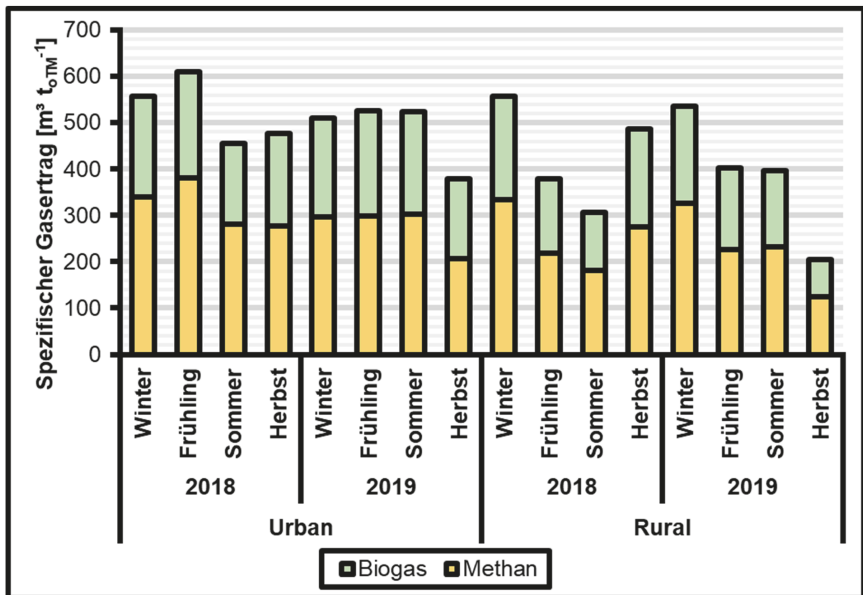


Abbildung 30: Spezifischen Gaserträge der Batchversuche nach 30 Tagen (Bezugsgröße: Organische Trockenmasse)

Wie bereits aus Abbildung 30 ersichtlich wird, ist der spezifische Biogasertrag bei urbanem Biogut im jahreszeitlichen Verlauf weniger volatil. Dies spiegelt sich ebenfalls in der spezifischen Abbaukinetik wider (Abbildung 31).

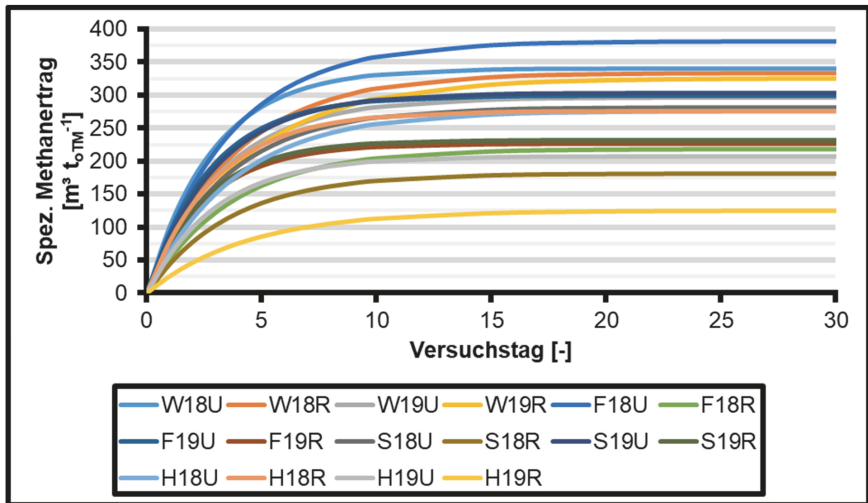


Abbildung 31: Spezifischer Methanertrag und Abbaukinetik von urbanem und ruraalem Biogut (Bezugsgröße: Organische Trockenmasse)

4.2.2 Sortieranalyse von aufbereitetem Bioabfall

Biogene Abfälle sind für einen optimalen Anlagenbetrieb aufzuarbeiten. Außerdem sollte der Gehalt an Fremdstoffen weniger als 3 Prozent betragen (ATV-DVWK (2003)). Nahezu fremdstofffreie Komposte können aus Bioabfällen mit einem Fremdstoffgehalt von über drei Prozent kaum hergestellt werden (KEHRES (2016)). Der Anteil an Stör- und Fremdstoffen im Biogut vor der Aufbereitung kann in Ausnahmefällen bis zu 25 Prozent der Frischmasse betragen (ATV-DVWK (2003)). Die zu erwartenden steigenden Anteile an Fremd- und Störstoffen mit höheren Gehalten an Nahrungs- und Küchenabfällen wurden bereits nachgewiesen (KEHRES et al. (2017)). Eine proportionale Beziehung zwischen Nahrungs-, Küchenabfällen und Fremdstoffgehalten im Biogut konnte dabei aber nicht belegt werden.

Die Ergebnisse der Sortieranalyse sind in folgender Abbildung dargestellt. Zu erkennen ist, dass bei 5 von 8 aufbereiteten Biogutproben die Grenze von 3 Prozent nicht eingehalten wird. Urbanes Biogut unterscheidet sich von ruraalem Biogut vorwiegend durch höhere Anteile an Kunststoffen und Verbundstoffen. Die Fraktion Papier, Pappe und Kartonagen ist sehr volatil in beiden Untersuchungsgebieten. Glas- und Mineralstoffe sind erhebliche Eintragsquellen von Fremd- und Störstoffen. Während bei urbanem Biogut diese Fraktion durch Bruchglas geprägt wird, befindet

sich in ruralem Biogut vorwiegend Gestein mit einer Größe von über 10 mm in dieser Fraktion.

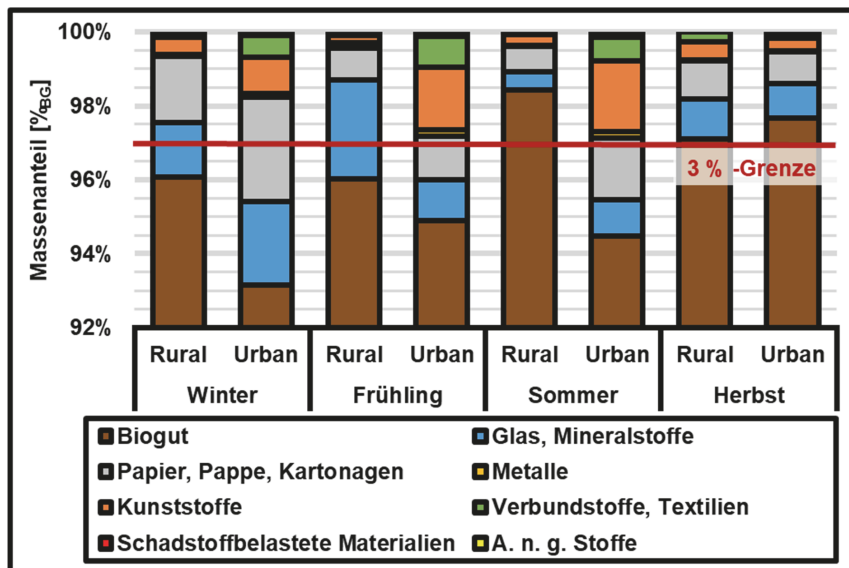


Abbildung 32: Sortieranalyse von urbanem und ruralem Biogut

Die Spannweite der Ergebnisse der Sortieranalyse sind in Tabelle 22 dargestellt. Der Fremd- und Störstoffanteil im urbanen Biogut kann auf bis zu 6,8 Prozent in den Wintermonaten steigen. Rurales Biogut besitzt im Winter ebenfalls einen hohen Gehalt von 4,0 Prozent an Stör- und Fremdstoffen.

Tabelle 22: Spannweite der ermittelten Stoffgruppen im ruralem und urbanen aufbereiteten Biogut

Stoffgruppe	Urban		Rural	
	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Biogut	93,16%	97,68%	96,02%	98,43%
Glas, Mineralstoffe	0,93%	2,25%	0,49%	2,68%
Papier, Pappe, Kartonage	0,86%	2,84%	0,68%	1,81%
Metalle	0,03%	0,19%	0,02%	0,15%
Kunststoffe	0,34%	1,91%	0,19%	0,50%
Verbundstoffe, Textilien	0,15%	0,83%	0,08%	0,25%
Schadstoffbelastete Materialien	0,01%	0,05%	0,00%	0,01%

Aus der Sortieranalyse lassen sich diverse Schlussfolgerungen ziehen:

1. Die untersuchte Anlage arbeitet mit einem erhöhten Stör- und Fremdstoffgehalt in der anaeroben Stufe, welcher den Aufwand in der Nachbereitung der Gärreste erhöht und zusätzlich zu Abrasion und anderen Problemen im Anlagenmanagement führt.

KEHRES (2017) führte auf, dass bei Bioabfällen mit einem Gehalt an Stör- und Fremdstoffen von über 3 Prozent kaum noch Komposte und Gärreste generiert werden können, die frei oder weitestgehend frei (i.S. der geltenden Grenzwerte) von Fremdstoffen sind.

2. In ruralen Gebieten wird das Biogut durch die Fraktionen „Glas, Mineralstoffe“, „Papier, Pappe und Kartonagen“ geprägt sowie in geringerem Maße von der Kunststofffraktion. Bioabfälle aus urbanen Besiedlungsstrukturen werden stärker durch Kunststoffe sowie von Verbundstoffen und Textilien geprägt.

Gemäß KERN et al. (2018) ist für das Aufkommen und die Zusammensetzung von Biogut die Siedlungs- und Bebauungsstruktur sowie die soziale Struktur der Bevölkerung maßgeblich. Der hohe Anteil an Glas und Mineralstoffen erklärt sich durch Steine, die über die Biogutsammlung mit eingebracht wurden. Mögliche Eintragsquellen sind insbesondere die Entsorgung von Straßenkehricht und Grüngut. Die qualitativen stofflichen Eigenschaften von aufbereitetem Biogut sind im rural geprägten Gebiet besser.

3. Der saisonale Einfluss im jahreszeitlichen Verlauf ist im Biogut zu erkennen.

Außerhalb der vegetationsreichen Jahreszeiten ist der Fremd- und Störstoffanteil im urbanen Untersuchungsgebiet höher. Es ist damit von einem besseren Sortierverhalten der Bevölkerung in rural geprägten Regionen auszugehen, da beide Abfälle maßgeblich durch Nahrungs- und Küchenabfälle charakterisiert sind. Fremd- und Störstoffe werden größtenteils durch Nahrungs- und Küchenabfälle eingetragen und stellen hohe Herausforderungen bei der stofflichen Verwertung dar (HOFFSTEDTE et al. (2018); HENSSEN (2009)).

Methodisch bedingt konnte im Berechnungsmodell zur Potenzialabschätzung ebenfalls ein Absinken des Grüngutanteils in urban geprägten Regionen in den Wintermonaten festgestellt werden, das bedingt durch den geringeren Gesamtgrüngutanteil im Biogut weniger ausgeprägt ist als in rural geprägten Regionen und eine Erklärung für den geringeren Stör- und Fremdstoffanteil im ruralem Biogut liefert.

4. Die Fraktion der Kunststoffe wird dominiert durch Erfassungsbeutel aus konventionellem und biologisch abbaubarem Kunststoff.

Neben den Beuteln zur Erfassung von Nahrungs- und Küchenabfällen befanden sich ebenfalls Kotbeutel für Haustiere im aufbereiteten Biogut. Die Verwendung von Folienbeuteln, trotz Verbot, resultiert aus vielfältigen Vorteilen wie Sammlung, Transport und Verschleißbarkeit (KERN et al. (2018)).

Kunststoffe in Form von biologisch abbaubaren Werkstoffen und konventionellen Werkstoffen werden durch die Sammlung küchenstämmiger Abfälle eingetragen. In rural geprägten Gebieten werden zirka 25 Prozent der Küchenabfälle mit Kunststoffbeuteln erfasst, in urbanen Gebieten bis zu 75 Prozent (KERN et al. (2018)).



Abbildung 33: Kunststofffraktion der Sortieranalyse

Ausgehend von der Sortieranalyse kann nicht auf eine Allgemeingültigkeit für Deutschland geschlossen werden. Aus diesem Grund wird auf eine Massenkorrektur der prognostizierten Biogutmengen in der stofflichen Potenzialabschätzung verzichtet.

4.2.3 Silierung von Biogut

Hauptziel der Silierung von Biogut ist es, die Möglichkeit der Lagerung von Bioabfall über längere Zeiträume zu untersuchen, sowie den Einfluss fermentativer Milchsäurebakterien auf den Silierungsprozess und dessen möglichen Einfluss auf die Biogas- und Methanerträge zu ermitteln.

Die Ausgangsparameter von Biogut aus urbaner und ruraler Sammlung sind in Tabelle 23 dargestellt. Aus den Daten wird ersichtlich, dass der Z/PK-Quotient weit unter der Zielgröße von 2 liegt bzw. nicht berechenbar ist, da im Ausgangsmaterial kein Zucker nachgewiesen werden konnte. Der Z/PK-Quotient sollte zwischen 2 und 8 liegen

(Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2011)). Substrate mit einem Z/PK-Quotient unter 2 sind schwer zu silieren. Bei Werten über 8 besteht das Risiko einer Nacherwärmung und alkoholischer Gärung (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2011); BANEMANN (2010)). Eine Abnahme des Gehaltes an wasserlöslichen Kohlenhydraten über einen Zeitraum von 14 Tagen wurde von PAKARINEN / KYMÄLÄINEN (2014) sowohl unter anaeroben als auch unter aeroben Bedingungen festgestellt. Ursächlich für den Zuckerabbau sind ihrer Meinung nach unter anaeroben Bedingungen Milchsäurebakterien und unter aeroben Bedingungen Schimmelpilze. Die Versuche von PAKARINEN / KYMÄLÄINEN (2014) wurden mit frischem Probematerial durchgeführt. Da die untersuchten Proben praxisüblichen Bedingungen unterlagen, kann davon ausgegangen werden, dass längere Zeiträume zwischen Abfallentstehung und anaerober Behandlung lagen und große Anteile der wasserlöslichen Kohlenhydrate schon mikrobiell umgesetzt wurden. Der Zeitraum zwischen Abfallentstehung und biologischer Behandlung ergibt sich aus der Lagerzeit in den Haushaltsabfallbehältern sowie der Zeit der Zwischenlagerung auf der Behandlungsanlage.

Tabelle 23: Ausgangsparameter des Ausgangsmaterials (urbanes und rurales Biogut)

Parameter	Einheit	Urban	Rural
Trockenmasse [TM]	% _{FM}	32,78	41,17
Korrigierte Trockenmasse [TM₆₅] (vorgetrocknet bei 65°C)	% _{FM-65}	34,58	43,28
Trockenmasse [TM₆₅ in TM₁₀₅]	% _{TM-65}	94,79	95,13
Rohasche [XA]	% in TM	39,12	41,14
Zucker [XZ]	% in TM	0,02	n.n.
Pufferkapazität	mmol _{MS} /g _{FM}	0,17	0,11
	mg _{MS} /g _{FM}	15,31	9,91
	g _{MS} /g _{TM}	44,27	22,90
Z/PK-Quotient	-	0,05	n.b.
pH-Wert	-	4,63	4,72

n.n.= nicht nachweisbar n.b.= nicht berechenbar

Der ausgezählte epiphytische Keimbesatz für urbanes und rurales Biogut an Milchsäurebakterien, Clostridien und Hefepilzen liegt oberhalb, der Besatz an Schimmelpilzen unterhalb der in Tabelle 24 aufgeführten Vergleichswerte der Fachliteratur.

Tabelle 24: Mikrobiologische Parameter des Ausgangsmaterials

Parameter	Einheit	Urban	Rural	Literaturwerte nach AL-AMOODI et al. (2003)
Hefen	KbE/g _{FM}	$7,0 \cdot 10^5$	$1,0 \cdot 10^6$	$1,0 \cdot 10^3 - 1,0 \cdot 10^5$
Schimmel	KbE/g _{FM}	$6,0 \cdot 10^2$	$4,0 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^3 - 1,0 \cdot 10^4$
Milchsäurebakterien	KbE/g _{FM}	$6,6 \cdot 10^8$	$7,4 \cdot 10^8$	$1 \cdot 10^1 - 1 \cdot 10^6$
Clostridien	KbE/g _{FM}	$4,6 \cdot 10^6$	$4,6 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^2 - 1 \cdot 10^3$

Die hohen Keimbesatzzahlen an Milchsäurebakterien deuten auf eher anaerobe Verhältnisse während der Lagerung hin, welche einen Zuckerabbau durch Milchsäurebakterien favorisierten (PAKARINEN / KYMÄLÄINEN (2014); DITTRICH et al. (2017)). Eine weitere Begründung für die hohe Konzentration an Milchsäurebakterien im Vergleich zu Literaturwerten könnte das so genannte Zerkleinerungs-Inokulations-Phänomen sein. AL-AMOODI et al. (2003) stellten fest, dass durch den Zerkleinerungsvorgang des Substrates eine Wiederbelebung von bisher nicht kultivierbaren Milchsäurebakterien stattgefunden hat. Die Milchsäurebakterien könnten aufgrund von ungünstigen Umweltbedingungen im Vorfeld in einen nicht kultivierbaren Zustand übergegangen sein. Es zeigte sich ebenfalls, dass durch mechanischen Einfluss die Anzahl an Milchsäurebakterien innerhalb einer Probe um mehr als den Faktor 100 steigen kann (AL-AMOODI et al. (2003)). Diesbezüglich ist zu erwähnen, dass Biogut entlang der Wertschöpfungskette auf vielfältige Weise mechanischen Einflüssen ausgesetzt ist, wie in Tabelle 25 aufgeführt. Bei zu hohen Keimbesatzzahlen im Ausgangsmaterial werden Bedingungen für eine Eiweißzersetzung durch proteolytische Clostridien generiert (SCHIMPF (2014)). Ein hoher Besatz an Clostridien führt zu einer Fehlgärung und schlimmstenfalls zum Verderb der Silage.

Tabelle 25: Mechanische Einflüsse entlang der Wertschöpfungskette

Stufe der Wertschöpfungskette	Art des mechanischen Einflusses
Gewerbe/Handel/ Dienstleistung	Zubereitung Verarbeitung Lagerung
Haushalt	Lagerung Zubereitung Komprimierung (händisch) Entsorgung in Tonne
Sammlung und Transport	Einwurf in die Tonne Komprimierung (händisch) Abkippvorgang in Sammelfahrzeug Trommeln des Biogutes im Sammelfahrzeug
Aufbereitung	Störstoffabtrennung Zerkleinerung des Substrates Siebung des Substrates

Die aerobe Stabilität als Kriterium zur Stabilität der Silage unter Lufteinfluss ist von besonderer Wichtigkeit bei einer möglichen technischen Anwendung im Rahmen der anaeroben biologischen Behandlung von Biogut. Nachdem die vier Silagen an Tag 30 geöffnet wurden, konnte ein eindeutiger Temperaturanstieg in den unbehandelten Varianten (H19US, H19RS) sowie in der behandelten Silage ruraler Herkunft (H19RSB) beobachtet werden. Die behandelte Silage urbaner Herkunft (H19US) zeigte stabile Eigenschaften und war zum 1. Öffnungszeitpunkt schon aerob stabil (Abbildung 34). Der Kurvenverlauf der beiden unbehandelten Biogutproben ist nahezu identisch und zeigt nur zwischen Stunde 25 und Stunde 75 leichte Unterschiede. Die mit homofermentativen Milchsäurebakterien behandelte Probe ruralen Ursprungs erreicht ein höheres Temperaturniveau als die anderen Proben. Zum Versuchsende besitzt die behandelte rurale Probe ein ähnliches Temperaturniveau wie die beiden unbehandelten Silagen.

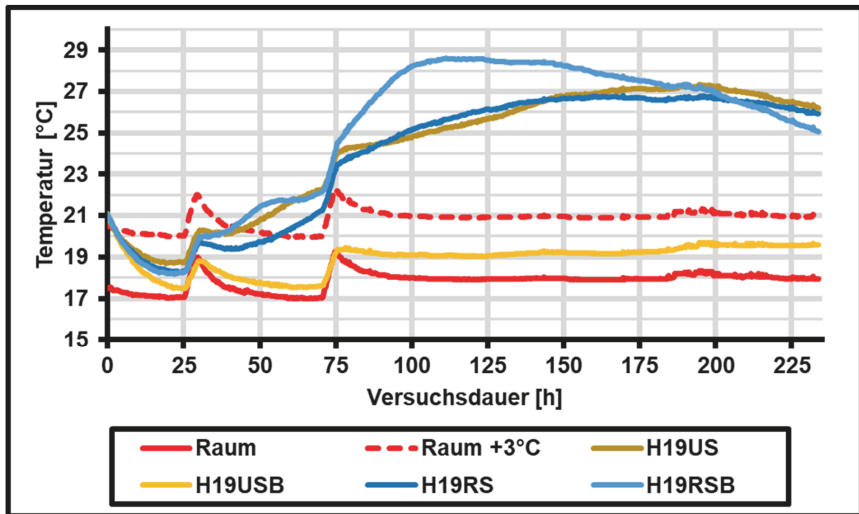


Abbildung 34: Aerobe Stabilität (Öffnungstag 30)

Die zweite Öffnung zur Untersuchung der aeroben Stabilität erfolgte zum Versuchsende an Tag 90 nach Versuchsbeginn und ist in Abbildung 35 dargestellt. Aus dem Temperaturverlauf in Abbildung 35 ist zusammenfassend zu sagen, dass die unbehandelte rurale Silage (H19RS) nur eine aerobe Stabilität von 3,2 Tagen aufweist und die aerobe Stabilität der Silage zum Öffnungstag 30 nur geringfügig zugenommen hat. Es ist aber trotzdem der Einfluss der Silierung auf den Temperaturverlauf und damit verbunden auf das Lagerungsverhalten deutlich zu erkennen. Des Weiteren besitzt die Probe H19US einen atypischen Verlauf der Temperatur nach überschreiten der 3 °C-Grenze und besitzt nicht den charakteristischen Temperaturverlauf der Eigenwärmerung einer Fehlgärung. Der Temperaturverlauf ist vergleichbar mit den anderen aerob stabilen Varianten und folgt weitestgehend den aufgezeichneten Temperaturänderungen im Kontrollraum. Die maximale Eigenwärmerung nach 90 Versuchstagen der Variante H19RS liegt 2 °C unterhalb der 30 Tage silierten Biogut-silage ruraler Herkunft.

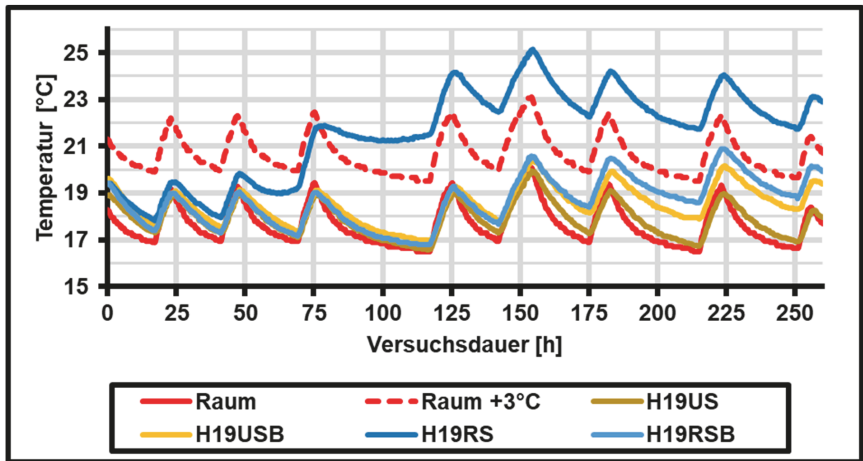


Abbildung 35: Aerobe Stabilität (Öffnungstag 90)

Tabelle 26 fasst die Ergebnisse der Prüfung der aeroben Stabilität zusammen. Aus den Ergebnissen kann geschlossen werden, dass der Prozess der Silierung einen stabilisierenden Einfluss auf das Lagerungsverhalten von Biogut hat jedoch keine Silierung stattfindet.

Tabelle 26: Aerobe Stabilität urbaner und ruraler Abfälle

Dauer der Silierung [d]	Aerobe Stabilität [d]			
	Urban		Rural	
	Unbehandelt (H19US)	Behandelt (H19USB)	Unbehandelt (H19RS)	Behandelt (H19RSB)
30	1,8	>10	2,4	1,7
90	>10	>10	3,2	>10

Geringere Gärqualitäten in den urbanen Varianten lassen sich in Variante H19US durch Schimmelbildung (siehe Abbildung 36) bzw. durch erhöhte Buttersäuregehalte in Variante H19USB erklären. Die Schimmelpilzbildung muss nicht unbedingt mit Undichtigkeiten im System korrelieren, da einige Pilzarten auch unter geringstem Sauerstoffeinfluss überlebensfähig sind (THAYSEN et al. (2007)). HERRMANN et al. (2007) stellten fest, dass Trockenmassegehalte von kleiner 20 Prozent und größer 40 Prozent ungünstige Bedingungen für eine Silierung sind. Folgen eines Trockenmasse-

gehaltenes, der nicht im Optimum liegt, sind erhöhte Buttersäuregehalte und Schimmelpilzbildung innerhalb der Silage. Das rurale Biogut hatte einen Trockenmassegehalt außerhalb des Optimums und lag oberhalb des empfohlenen Grenzwertes. Unter Berücksichtigung der ermittelten Trockenmassegehalte (vgl. Abbildung 25) der Jahre 2018 bis 2019 ist festzuhalten, dass Trockenmassegehalte über 40 Prozent keine Seltenheit im Biogut sind und häufig sowohl bei ruralem als auch bei urbanem Biogut anzutreffen sind.



Abbildung 36: Beispielhafte Schimmelpilzbildung

Abbildung 37 zeigt, dass es im Silierverlauf bei keiner Versuchsreihe zu einem ausreichenden Absinken des pH-Wertes kam. Eine ausreichende pH-Wertabsenkung ist notwendig für eine erfolgreiche Silierung. Die Abbildung zeigt außerdem in Verbindung mit Tabelle 28, dass es in der behandelten Silage Urban (H19USB) zu einem pH-Wertanstieg in Verbindung mit der Bildung von Buttersäure kam. Wenn kein kontinuierlicher pH-Wert nach einer pH-Wertabsenkung erzielt wurde, steigt die Aktivität der vorhandenen Clostridien (TEIXEIRA FRANCO et al. (2016)). Der Anstieg des pH-Wertes in Variante H19USB in Kombination mit Abbau an Milchsäure zum Ende der Silierung, lässt ebenfalls auf eine Fehlgärung unter Clostridieneinfluss schließen (BORREANI et al. (2009)). Das pH-Wertminimum lag bei der Variante bei 4,63. Eine pH-Wertabsenkung durch die eingesetzten homofermentativen Milchsäurebakterien konnte nicht beobachtet werden. Dieses wurde schon bei anderen Silierungsversuchen mit Biogut durch DITTRICH et al. (2017) beobachtet. Erklärt werden kann die ausbleibende pH-Wertabsenkung durch den geringen Anteil an wasserlöslichen Kohlenhydraten. Besitzt ein Siliergut zu wenig vergärbare Kohlenhydrate (vgl. Tabelle 23) und Milchsäurebakterien, die diese nur ungenügend verwerten können, sinkt der

pH-Wert nur ungenügend ab und es kommt zu einer Fehlgärung (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2011)).

Die gebräuchlichsten Clostridien in Silagen können nach AL-AMOODI et al. (2003) in drei verschiedene phänotypisch relevante Gruppen unterteilt werden, von denen zwei Gruppen pH-Werte von über 4,2 (*Clostridium tyrobutyricum*-Gruppe) bzw. 4,5 (*Clostridium butyricum*-Gruppe) zum Wachstum benötigen. Die Gruppe der proteolytischen Clostridien brauchen für ihr Wachstum pH-Werte von über 5 und sind damit als Einflussgröße zu Beginn der Silierung auszuschließen. In Variante H19USB wird im Zeitraum zwischen Öffnungstag 30 und 90 der pH-Wert von 5 überschritten. Dadurch sind die Konditionen in der Silage für das Wachstum von proteolytischen Clostridien ebenfalls geeignet (SCHIMPF (2014); AL-AMOODI et al. (2003)). Der Einfluss von proteolytischen Clostridien ist im behandelten urbanen Biogut gleichermaßen am erhöhten Ethanolgehalt zu erkennen, welches ein Stoffwechselprodukt von proteolytischen Clostridien ist.

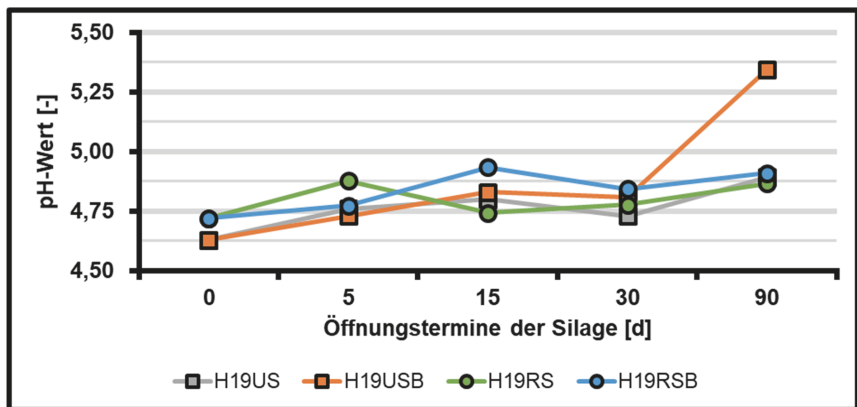


Abbildung 37: pH-Wertentwicklung im Gärverlauf

Die folgende Tabelle zeigt die charakteristischen Stoffwechseleigenschaften der dominierenden Clostridienarten. Aus Tabelle 27 ist ebenfalls ersichtlich, dass sich bei den beiden infrage kommenden Clostridienarten *Clostridium tyrobutyricum* und *Clostridium butyricum* als Stoffwechselprodukte Butter- und Essigsäure bilden, von denen in allen Versuchsreihen eine Zunahme im Silierverlauf zu erkennen war (Tabelle 28).

Tabelle 27: Charakteristik der relevanten Clostridiengruppen im Silierprozess von Biogut (Modifizierte Zusammenstellung nach AL-AMOODI et al. (2003))

Parameter	<i>Clostridium tyrobutyricum</i>	<i>Clostridium butyricum</i>	Proteolytische Clostridien
Substrat			
➤ Kohlenhydrate	+	+	+
➤ Proteine	-	-	-
➤ Monosacharide	Viele	Wenige	Variabel
➤ Laktat	-	+	Wenige
pH-Wert	>4,2	>4,5	>5,0
Stoffwechselprodukte			
➤ Buttersäure	+	+	+
➤ Essigsäure	+	+	+
➤ Ethanol	-	-	+

In Tabelle 28 sind Gärssäuren und Alkohole innerhalb der Trockenmasse aufgeführt, die im Siliergut an den jeweiligen Öffnungstagen ermittelt wurden. In allen Varianten ist eine Zunahme der Milchsäurekonzentration erkennbar sowie die anschließende Abnahme der Milchsäure mit Beginn der Fehlgärung. Die Fehlgärung ist bei urbanen Biogut stärker ausgeprägt als bei rurealem Biogut. Die beginnende Fehlgärung äußert sich zudem durch die Zunahme an Buttersäure und Ethanol in der Silage, die besonders stark in der Silage H19USB ausgeprägt ist.

Von besonderer Bedeutung bei der Silierung von Biogut scheint die Lagerzeit der Substrate zu sein, da bioguttypische Mikroorganismen die Silierungseigenschaften im besonderen Maß beeinflussen. Zur Verbesserung der Siliereigenschaften sollten kohlenhydratreiche Co-Substrate aus der Landwirtschaft wie Zuckerrübenschnitzel oder andere industrielle Co-Substrate dem Biogut zum Beginn der Silierung untergemischt werden. Die eingesetzten Co-Substrate sollten in ausreichendem Umfang über einen längeren Zeitraum dem Anlagenbetreiber zur Verfügung stehen, um eine gleichbleibende und vergleichbare Qualität der Silage zu gewährleisten.

Alternativ kann eine Silage angesäuert werden, dies verbessert ebenfalls die Siliereigenschaften (GROTHMANN (2015)).

Tabelle 28: Gär säuren und Alkohole im Siliergut

Probe	Öffnungstag	Gär säuren und Alkohole (% _{TM})						
		Milch- säure	Essig- säure	1,2 Propan- diol	Ethanol	n- Butter- säure	Propanol	Propion- säure
H19US	5	3,43	1,61	0,10	0,18	0,32	0,00	0,33
	15	3,57	1,97	0,00	0,26	0,51	0,00	0,36
	30	3,55	2,11	0,11	0,30	0,54	0,04	0,32
	90	1,90	1,50	0,15	0,30	0,36	0,13	0,19
H19USB	5	4,02	1,64	0,14	0,34	0,34	0,00	0,27
	15	4,97	1,91	0,00	0,32	0,38	0,00	0,27
	30	4,66	2,14	0,09	0,54	0,62	0,00	0,35
	90	0,78	2,19	0,00	0,94	1,53	0,18	0,46
H19RS	5	3,28	1,87	0,11	0,28	0,53	0,00	0,45
	15	4,21	2,16	0,00	0,36	0,43	0,00	0,35
	30	3,57	2,03	0,08	0,30	0,49	0,00	0,35
	90	3,01	2,42	0,23	0,50	0,50	0,20	0,31
H19RSB	5	4,38	1,52	0,14	0,37	0,40	0,00	0,29
	15	5,00	1,80	0,00	0,45	0,56	0,00	0,32
	30	5,25	2,33	0,06	0,54	0,52	0,05	0,32
	90	3,15	1,86	0,13	0,69	0,90	0,22	0,29

Eine weitere Einflussgröße auf die Silage sind Hefen. Hefen sind häufig der Hauptgrund für eine Verschlechterung der Silagequalität und insbesondere der aeroben Stabilität (AL-AMOODI et al. (2003)). Eine Kategorisierung von Hefen in säureverwertende und zuckerverwertende Hefen ist gebräuchlich.

Frisch- und Trockenmasseverlust sind bei der Silierung von Substraten ebenfalls von besonderer Bedeutung. Beispielhaft sind die Frisch- und Trockenmasseverluste durch Gärgasbildung in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Verluste bei behandeltem und unbehandeltem urbanen Biogut mehr als doppelt so hoch sind wie bei ruralem Biogut. Der Einfluss der Silierung auf die Frisch- und Trockenmasseverluste ist sehr wechselhaft. Während die Frischmasseverluste

unter Einfluss von Siliermitteln bei urbanem Biogut steigen, sinken die Verluste bei behandeltem ruralen Biogut.

Tabelle 29: Frisch- und Trockenmasseverluste von unbehandeltem und behandeltem Biogut

Abfallherkunft und Vorbehandlung	Frischmasseverlust [Gew.-%]			Trockenmasseverlust [Gew.-%]		
	Min.	Median	Max.	Min.	Median	Max.
Urban						
H19US	1,3	5,9	8,6	6,6	20,4	28,7
H19USB	1,5	6,5	8,7	7,1	22,2	29,1
Rural						
H19RS	1,6	2,5	4,0	6,5	8,5	12,3
H19RSB	0,3	1,7	3,2	3,2	6,6	10,2

Aus den durchgeführten Versuchen ist ersichtlich, dass bei den urbanen Varianten und bei der behandelten ruralen Biogutsilage eine aerobe Stabilität von mehr als 10 Tagen erzielt wurde. Das unbehandelte rurale Biogut hat eine aerobe Stabilität von rund 3,2 Tagen, wodurch es sich deutlich von den anderen behandelten und unbehandelten Varianten unterscheidet. Aus den erhobenen Daten ist ebenfalls festzustellen, dass Biogut sich nicht zur Silierung im klassischen Sinne eignet und es bei allen Varianten zu einer Fehlgärung unter Clostridieneinfluss gekommen ist. Bei den beiden mit Siliermittel behandelten Substraten ist diese Fehlgärung stärker ausgeprägt als bei den unbehandelten Substraten. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass der Einsatz von homofermentativen Milchsäurestämmen zu einer schnelleren Fehlgärung von Biogut führt. Grund dafür ist der erhöhte Milchsäuregehalt, der durch die ausgebliebene pH-Wertabsenkung das Wachstum der Clostridien zusätzlich angeregt und damit die Fehlgärung beschleunigt hat. Diese Vermutung wird gestärkt, da in allen Varianten eine Abnahme der Milchsäure zum Versuchsende deutlich zu erkennen war. Ebenso war in den behandelten Varianten die Zunahme an Buttersäure und Ethanol stärker ausgeprägt als bei den unbehandelten Varianten.

Ein Anstieg der aeroben Stabilität ist in den Varianten H19US, H19USB und H19RSB zu erkennen. In Variante H19RS ist die Beeinflussung der aeroben Stabilität durch die Silierung ebenfalls nachweisbar, obwohl die Kriterien zur aeroben Stabilität schon nach 3,2 Tagen nicht mehr eingehalten wurden.

Bei anderen experimentellen Untersuchungen zur Lagerung von Nahrungsabfällen und Biogut wurde durch Milchsäuregärung eine pH-Wertsenkung mit Zunahme der flüchtigen Fettsäuren festgestellt (WEHNER et al. (2018)). Die dabei beobachtete pH-Wertabsenkung hat im Gegensatz zur Silierung einen pH-Wert von unter 4 erreicht, dies hemmt einen Chlostridieneinfluss stärker im Biogut.

Batchversuche mit siliertem Bioabfall

Wie im vorherigen Kapitel aufgeführt, beeinflusst die Silierung und der Einsatz von Siliermitteln die substratspezifischen Eigenschaften von Biogut je nach Herkunft auf unterschiedliche Art und Weise. Um den Einfluss der Silierung auf den spezifischen Biogas- und Methanertrag unter dem Einfluss der Silierung (behandelt und unbehandelt) mit den spezifischen Gaserträgen aus frischem Material zu vergleichen, wurden das silierte behandelte und unbehandelte Biogut unter den gleichen Bedingungen wie das konventionelle Biogut aus urbaner und ruraler Herkunft anaerob im Batchtest vergoren.

Der Methananteil im Biogas steigt unter dem Einfluss der Silierung in beiden Regionen. Die Trockenmasse und die organische Trockenmasse werden nur gering durch die Silierung beeinflusst und entspricht der typischen Streuung bei heterogenen Substraten (Tabelle 30).

Tabelle 30: Trockenmasse, organische Trockenmasse und Methananteil im Biogas von Biogut (Original, siliert, siliert + vorbehandelt)

	Urban			Rural		
	H19U	H19US	H19US	H19R	H19RS	H19RSB
Organische Trockenmasse	25 % _{FM}	27 % _{FM}	27 % _{FM}	25 % _{FM}	27 % _{FM}	28 % _{FM}
Trockenmasse	35 % _{FM}	31 % _{FM}	35 % _{FM}	42 % _{FM}	40 % _{FM}	39 % _{FM}
Methan	54 %	67 %	68 %	61 %	68 %	66 %

Urbanes Biogut ist gekennzeichnet durch einen stark sinkenden spezifischen Biogasertrag sowie eine leichte Abnahme des spezifischen Methanertrages. Dies führt zu dem festgestellten steigenden Methananteil in den beiden Silagevarianten. Das rurale Biogut zeichnet sich aus durch abnehmende spezifische Biogas- und Methanerträge nach der Silierung. Eine leichte Zunahme des Methangehaltes ist bei behandeltem und unbehandeltem silierten Biogut unter dem Einfluss der Silierung

festzustellen. Bei der Bestimmung des spezifischen Biogasertrages wurden die Trocken- und Frischmasseverluste nicht berücksichtigt.

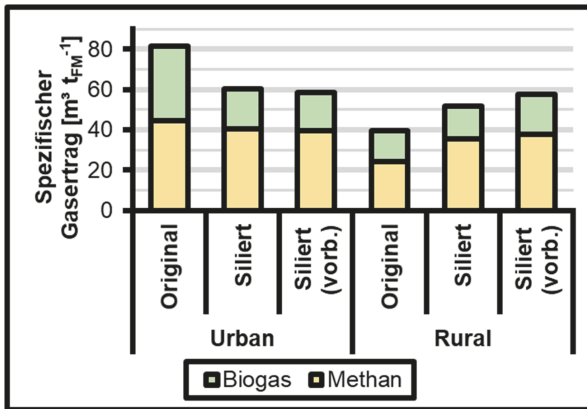


Abbildung 38: Spezifischer Biogas- und Methanertrag von unbehandeltem, silierten und siliertem vorbehandelten Biogut (Bezugsgröße: Frischmasse)

Die Biogasproduktion von siliertem Biogut setzt sehr schnell ein und unterscheidet sich nicht von unsiliertem Biogut (H19U; H19R) (Abbildung 39). Der positive Einfluss des Silierungsprozesses auf den spezifischen Biogasertrag von ruralem Biogut ist eindeutig zu erkennen. Ebenfalls ist der negative Einfluss auf urbanes Biogut aus den Daten ersichtlich.

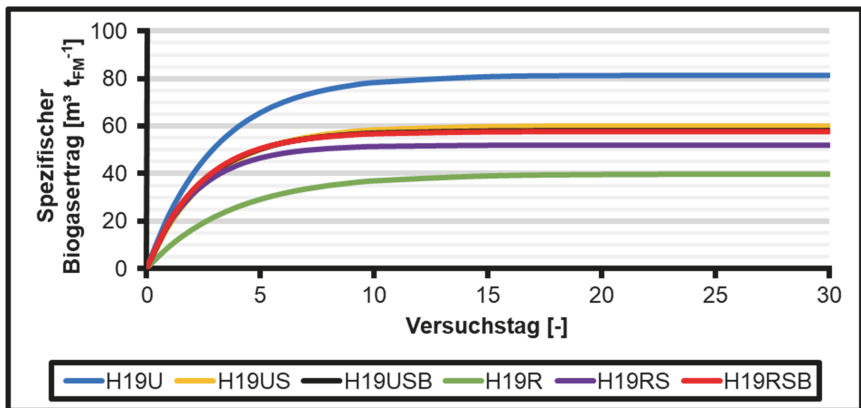


Abbildung 39: Spezifischer Biogasertrag und Abbaukinetik von unsiliertem und siliertem urbanem und ruralem Biogut (Bezugsgröße: Frischmasse)

Die ermittelten Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten sind in Tabelle 31 dargestellt und vergleichbar mit den Geschwindigkeitskonstanten von unsiliertem Biogut urbaner und ruraler Herkunft aus Kapitel 4.2.1.

Tabelle 31: Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten von unbehandeltem, silierten und siliertem vorbehandelten Biogut

	Urban			Rural		
	H19U	H19US	H19US	H19R	H19RS	H19RSB
Biogas	0,33	0,36	0,40	0,26	0,45	0,42
Methan	0,33	0,33	0,33	0,23	0,32	0,33

Der spezifische Methanertrag von siliertem urbanen Biogut liegt über dem der Originalprobe sowie über der vorbehandelten silierten Biogutprobe, wenn die organische Trockenmasse als Bezugsgröße gewählt wird (Abbildung 40). Durch die Silierung werden organische Säuren gebildet (vgl. Tabelle 28), welche teilweise direkt in der Stufe der Methanogenese umgewandelt werden können (HERRMANN et al. (2007)).

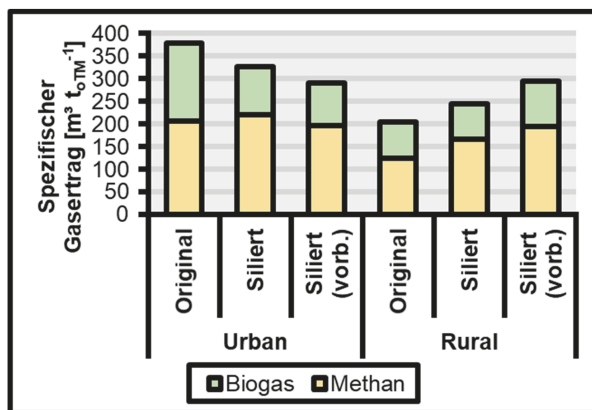


Abbildung 40: Spezifischer Biogas- und Methanertrag von unbehandeltem, silierten und siliertem vorbehandelten Biogut (Bezugsgröße: Organische Trockenmasse)

Abbildung 40 zeigt auf, dass der spezifische Biogas- und Methanertrag von ruralem Biogut nach einer Silierung sowie nach Behandlung mit homofermentativen Silierringmitteln über dem Gasertrag von unbehandeltem Biogut liegt. Der spezifische Methanertrag von siliertem Biogut liegt über dem Methanertrag von unbehandeltem ruralen Biogut. Der Methananteil im Biogas steigt von 61 Prozent bei unbehandeltem Biogut auf 66

Prozent bei siliertem Biogut, welches mit homofermentativen Bakterien behandelt wurde und auf 68 Prozent bei siliertem Biogut ohne weitere Vorbehandlung.

Zusammenfassend ergeben sich folgende Ergebnisse aus den Batchversuchen mit siliertem Biogut:

- 1. Der spezifische Biogasertrag von Biogut aus ruralen Regionen steigt unter dem Einfluss der Silierung, während der spezifische Gasertrag aus urban geprägten Gebieten sinkt.**
- 2. Der spezifische Methanertrag von urbanem Biogut wird nur gering durch die Silierung beeinflusst. Der Methanertrag von ruralem Biogut steigt durch beide Varianten der Silierung.**
- 3. Der organische Trockenmasseanteil in der Frischmasse bleibt weitestgehend unverändert.**
- 4. Der Einsatz von homofermentativem Siliermittel hat einen positiven Einfluss auf Biogut aus ruralen Regionen und steigert den spezifischen Gasertrag.**
- 5. Homofermentative Siliermittel beeinflussen Biogut aus urbanen Regionen auf negative Weise und mindert den spezifischen Gasertrag.**

Die Silierung von Biogut ist mit hohen Herausforderungen in der Prozessführung und der fakultativen Applikation von Siliermitteln verbunden. Rurales Biogut eignet sich besser zu Silierung als urban geprägtes. Die festgestellte Zunahme des spezifischen Biogas- und Methanertrages, trotz der nachgewiesenen Fehlgärung bei ruralem Biogut, müsste weiter untersucht werden und besitzt großes Potenzial zur Optimierung des Substrateinsatzes und der Biogasproduktion im gesamten Jahr, nicht nur in den Wintermonaten. Vor einem großtechnischen Einsatz sollten jedoch noch Fragen zum Einfluss der erhöhten Clostridienanzahl nach der Silierung auf Gärreste und Biozönose im Fermenter untersucht sowie weitere relevante Verlustgrößen des Silierungsprozesses eruiert werden. Der Mehrwert einer Biogutsilierung müsste weiter kritisch hinterfragt werden. Untersuchungen zum Lagerverhalten von Biogut kamen zu dem Ergebnis, dass Biogut ebenfalls gute Lagereigenschaften unter aeroben Bedingungen aufweist (AICHINGER et al. (2015)).

4.3 Energetisches und stoffliches Potenzial von organischen Abfällen

Mit der in Kapitel 3.3 vorgestellten Methodik kann für alle kreisfreien Städte und Landkreise innerhalb Deutschlands das stoffliche und energetische Potenzial abgeschätzt werden. Eine vertiefte energetische Potenzialabschätzung wurde für die kreisfreien Städte Schwerin und Rostock sowie für alle Landkreise innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns durchgeführt.

4.3.1 Potenzialabschätzung der organischen Abfallströme

Aufbauend auf den vorgestellten Berechnungsformeln ergibt sich für das spezifische Aufkommen an organischem Abfall ein linearer Zusammenhang. Die Korrelation zwischen den Einzelwerten ist hoch. Ebenfalls zeigt sich, dass die Ist-Werte für die kreisfreie Stadt Frankfurt am Main, mit einer Bevölkerungsdichte mit mehr als 200 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche methodisch bedingt nicht erfasst werden würden (Abbildung 41).

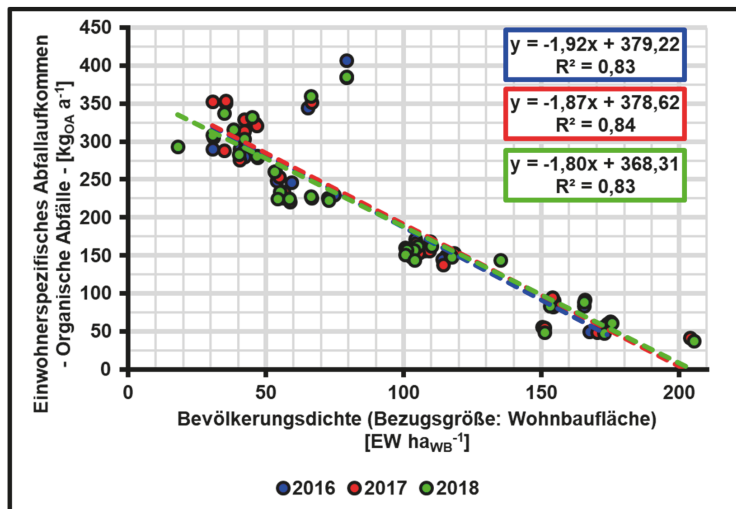


Abbildung 41: Einwohnerspezifisches Abfallaufkommen an organischen Abfällen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte

Da das maximale Aufkommen an organischen Abfällen für Frankfurt am Main zwischen 38 und 41 kg je Einwohner im Betrachtungszeitraum liegt, wurde der gerundete Mittelwert von 40 kg je Einwohner aus den Jahren 2016 bis 2018 als

Mindestwert für das Aufkommen an organischen Abfällen für Regionen mit Bevölkerungsdichten von mehr als 180 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche ermittelt. In Tabelle 32 sind die prognostizierten Erfassungsmengen dargestellt. Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass 73 Prozent der Bevölkerung in Siedlungsstrukturen mit einer Bevölkerungsdichte von kleiner 100 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche leben. In diesen Regionen befinden sich insgesamt 86 Prozent aller erfassbaren organischen Abfälle.

Tabelle 32: Potenzielle jährliche Erfassungsmengen von organischen Abfällen nach Siedlungsstruktur

Siedlungsstruktur		Einwohner		Organische Abfälle		
		[Mio. EW]	[%]	[kg _{OA} a ⁻¹]	[Mio.-t _{OA}]	[%]
1	Kernstädte	9,03	11%	60,61	0,55	3%
2	Hochverdichtete Kreise	13,38	16%	157,42	2,11	11%
3	Verdichtete Kreise	33,29	40%	247,68	8,24	43%
4	Ländliche Kreise	27,33	33%	300,30	8,21	43%

Analog zur Bestimmung des spezifischen Aufkommens an organischen Abfällen wurde das Aufkommen an Biogut ermittelt (Abbildung 42).

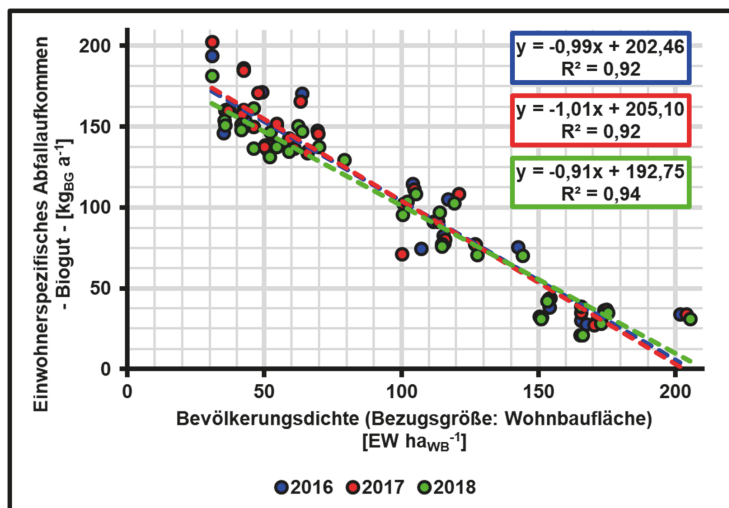


Abbildung 42: Spezifisches Abfallaufkommen an Biogut in Abhängigkeit von der Einwohnerzahl je Wohnbaufläche

Die Datenpunkte der getrimmten Datenreihen für das einwohnerspezifische Aufkommen an Biogut besitzen eine sehr hohe Korrelation untereinander ($> 0,9$). Als Mindestaufkommen wurde für Biogut ein Potenzial von jährlich mindestens 33 kg je Einwohner für Regionen mit mehr als 172 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche ermittelt.

Bei der Betrachtung der Datensätze vom spezifischen Grüngutaufkommen (Abbildung 43) ist eindeutig zu erkennen, dass es wie bei den organischen Abfällen und Biogut keine großen Unterschiede im Betrachtungszeitraum 2016 bis 2018 unter den selektierten Datensätzen gibt. In Landkreisen und kreisfreien Städten mit einer Bevölkerungsdichte von weniger als 100 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche ist die Streuung der Daten größer als bei Biogut. Insgesamt wurde für alle Datenreihen ein Korrelationsfaktor von mindestens 0,86 ermittelt. Als Grüngutmindestaufkommen wurde ein Potenzial, ebenfalls auf Grundlage für die Stadt Frankfurt a. M., von jährlich 7 kg bestimmt. Bis zu einer Bevölkerungsdichte von 183 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche liegt das Grüngutaufkommen innerhalb der Landkreise und kreisfreien Städte über 7 kg jährlich.

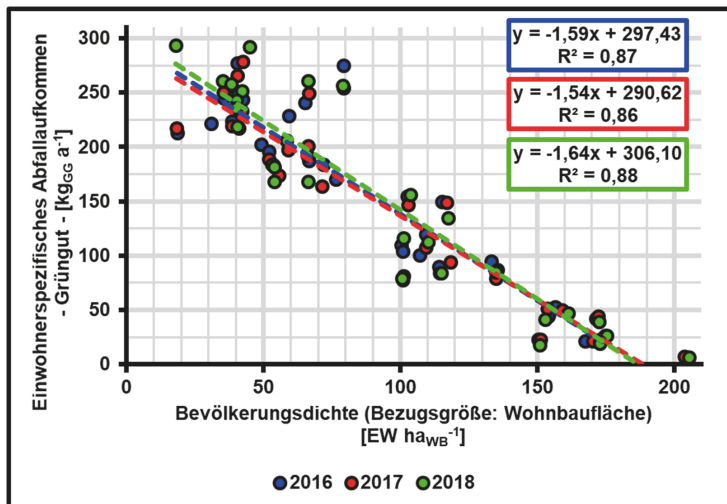


Abbildung 43: Spezifisches Abfallaufkommen an Grüngut in Abhängigkeit von der Einwohnerzahl je Wohnbaufläche

Die nach Siedlungsstruktur klassifizierten erfassbaren Mengen an Grüngut und Biogut sind in Tabelle 33 zusammengefasst. Bei einer flächendeckenden Sammlung in den

verdichteten und ländlichen Kreisen könnten entweder 86 Prozent vom verfügbaren Biogut- oder 88 Prozent vom Grüngutgesamtaufkommen theoretisch gesammelt werden. Da es insbesondere bei Grüngut zu Wechselwirkungen zwischen den Sammelsystemen kommt, ist das erfassbare Potenzial in einem System abhängig von den bereits erfassten Mengen im anderen System. Das Potenzial an organischen Abfällen in den Kernstädten ist um ein Vielfaches geringer als in den ländlichen Kreisen.

Tabelle 33: Potenziell erfassbare Biogut- und Grüngutmengen nach Siedlungsstruktur

Siedlungsstruktur		Biogut			Grüngut		
		[kg _{BBG} a ⁻¹]	[Mio.-t]	[%]	[kg _{GG} a ⁻¹]	[Mio.-t]	[%]
1	Kernstädte	37,21	0,34	3%	28,86	0,26	2%
2	Hochverdichtete Kreise	86,53	1,26	12%	112,01	1,50	10%
3	Verdichtete Kreise	133,60	4,45	43%	189,16	6,30	44%
4	Ländliche Kreise	161,04	4,40	42%	234,15	6,40	44%

Durch die mittels Funktionsgleichung der betrachteten Jahre ermittelten Werte, in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte, wurde für die jeweiligen spezifischen Stoffströme eine allgemeine Funktionsgleichung bestimmt, die in Kombination mit den Bestimmungsgrenzen in Abbildung 44 dargestellt ist.

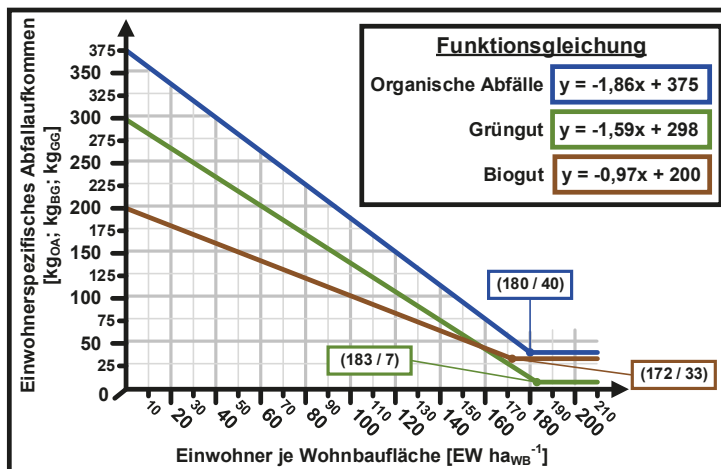


Abbildung 44: Funktionsgleichung zur Bestimmung des einwohnerspezifischen Abfallaufkommens

Die Kalkulationsformeln zur Berechnung des Potenzials an organischen Abfällen, Biogut und Grüngut sowie der Potenziale der organischen Bestandteile im Biogut und Grüngut lauten folgendermaßen:

1. Berechnung des maximalen einwohnerspezifischen Biogutaufkommens

Das einwohnerspezifische Biogutaufkommen kann bis zu einer Bevölkerungsdichte von 172 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche durch Gleichung (21) berechnet werden.

$$m_{EW,BG (Max.)} = -0,97x + 200 \quad (21)$$

(für $0 < x \leq 172 \text{ EW/ha}_{WB}$)

$m_{EW,BG}$ = Einwohnerspezifisches Biogutaufkommen [kg_{BG} a⁻¹]
 x = Bevölkerungsdichte [EW ha_{WB}⁻¹]

Hinweis: Wenn $x > 172 \text{ EW/ha}_{WB}$ dann $m_{EW,BG} \geq 33 \text{ kg}_{BG} \text{ a}^{-1}$

2. Berechnung des maximalen einwohnerspezifischen Grüngutaufkommens

Bis zu einer Bevölkerungsdichte von 183 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche kann das einwohnerspezifische Grüngutaufkommen mit Gleichung (22) ermittelt werden.

$$m_{EW,GG (Max.)} = -1,59x + 298 \quad (22)$$

(für $0 < x \leq 183 \text{ EW/ha}_{WB}$)

$m_{EW,GG}$ = Einwohnerspezifisches Grüngutaufkommen [kg_{GG} a⁻¹]
 x = Bevölkerungsdichte [EW ha_{WB}⁻¹]

Hinweis: Wenn $x > 183 \text{ EW/ha}_{WB}$ dann $m_{EW,GG} = 7 \text{ kg}/(\text{EW}_{WB} \cdot a)$

3. Berechnung des maximalen spezifischen Aufkommens getrennt erfasster organischer Abfälle

Zur Ermittlung des maximalen einwohnerspezifischen Aufkommens an getrennt erfassbaren organischen Abfällen kann Gleichung (23) angewendet werden.

$$m_{EW,OA (Max.)} = -1,86x + 375 \quad (23)$$

(für $0 < x \leq 180 \text{ EW/ha}_{WB}$)

$$\begin{aligned}
 m_{EW,OA} \text{ (Max.)} &= \text{Maximales einwohnerspezifisches Aufkommen getrennt} \\
 &\quad \text{erfasster organischer Abfälle} \quad \quad \quad [\text{kg}_{OA} \text{ a}^{-1}] \\
 x &= \text{Bevölkerungsdichte} \quad \quad \quad [\text{EW ha}_{WB}^{-1}]
 \end{aligned}$$

Hinweis: Wenn $x > 180 \text{ EW/ha}_{WB}$ dann $m_{EW,OA} = m_{EW,BG} + m_{EW,GG}$

Aus den vorliegenden Datensätzen ist zu entnehmen, dass sich die erfassten organischen Abfall-, Bio- und Grüngutmengen zwischen den Kreisen und kreisfreien Städten sehr unterscheiden. Gründe für diese Unterschiede in den erfassbaren Mengen sind verschiedene Einflussfaktoren, die im Kapitel „Einflussfaktoren auf die Probenmatrix Biogut“ bereits ausführlich beschrieben wurden. Die selektierten Datenpunkte stellen die erfassbaren Mengen unter Ideal-Bedingungen dar und repräsentieren das maximale Potenzial einer kreisfreien Stadt oder eines Landkreises. Zur Bestimmung des technischen Potenzials sind weitere abfallwirtschaftliche Parameter wie beispielsweise Anschlussgrad, Abfuhrintervalle und Behältergrößen zu berücksichtigen.

Um eine überschlägige Berechnung einer anaeroben Behandlungsanlage durchführen zu können sowie deren Potenziale hinsichtlich des energetischen Jahresverlaufs einer möglichen Sektorenkopplung zu eruieren, wurde ein weiteres Berechnungstool entwickelt. Dieses Tool wurde um verschiedene Auslegungsparameter erweitert und basiert inhaltlich auf den Ergebnissen der Versuche, der Datenauswertung der Praxisanlage sowie auf Ausgabewerten der Potenzialabschätzung.

Zur Berechnung des monatlichen Biogutaufkommens wurden, aufbauend auf den Daten der Bio- und Grüngutanalysen zweier öffentlich-rechtlicher-Entsorgungsträger (Schwerin und Rostock), monatliche Faktoren (basierend auf dem Mittelwert) zur Wichtung der Grüngutmengen im Biogut bestimmt (Tabelle 34 und Abbildung 45). Aus den vorliegenden Daten ist ersichtlich, dass der Grüngutanteil im Biogut sein Maximum zwischen Mai und August erreicht und sein Minimum im Februar. Entgegen der nahezu konstanten Menge an Küchenabfall unterliegt der Grüngutanteil im Biogut starken jahreszeitlichen Schwankungen, welche mit dem getrennt erfassbaren Grüngutaufkommen in einem Landkreis oder einer kreisfreien Stadt korrelieren.

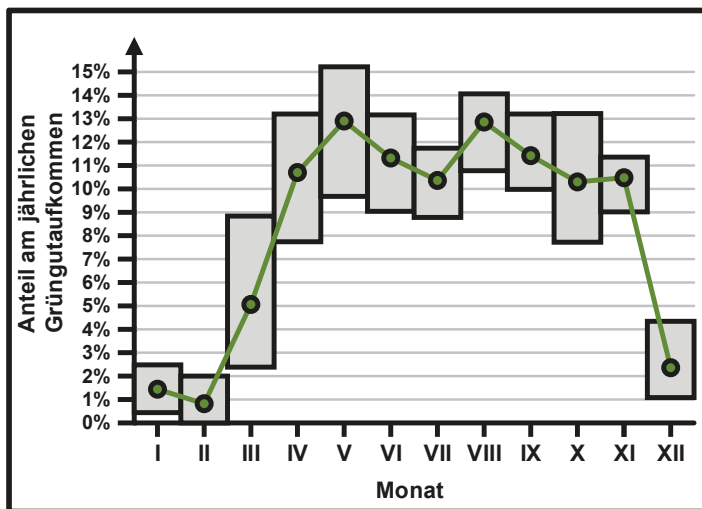


Abbildung 45: Schwankungsbreite des monatlichen Anteiles am Grüngutaufkommen (Grüne Punkte repräsentieren den Mittelwert des jeweiligen Monats)

Ausgehend von den berechneten Mittelwerten wurden bei der energetischen Potenzialbetrachtung die in Tabelle 34 aufgelisteten Massenanteile für Nahrungs- und Küchenabfälle sowie für Grüngut im Biogut verwendet. Unter der Annahme, dass das Aufkommen an Nahrungs- und Küchenabfällen im Jahr gleichbleibend ist, fallen je Monat 8,3 Prozent des gesamten Jahresaufkommen an.

Tabelle 34: Verwendete Richtwerte zur Wichtung der Grüngutmenge im Biogut im jahreszeitlichen Verlauf

Herkunft der Abfälle	Saisonale Aufteilung [Gew.-%]											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Küchenabfälle (Haushalt)	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3
Grüngut im Biogut	1,4	0,8	5,1	10,7	12,9	11,2	10,4	12,9	11,4	10,3	10,5	2,4

Zur Verifizierung der Richtwerte wurde mit dem rechnerisch bestimmten monatlichen Grüngutanteil der Jahre 2016 bis 2018 der beiden öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger eine Korrelationsanalyse durchgeführt (Abbildung 46). Bei allen Datensätzen wurde eine Signifikanz auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) festgestellt. Die Zusammenhänge zwischen und innerhalb der Entsorgungsgebiete sind bei allen

betrachteten Variationen hoch bis sehr hoch. Die untersuchten Zusammenhänge sind unabhängig vom Jahr und von der Region. Dadurch kann festgehalten werden, dass Grüngut aus verschiedenen Regionen qualitativ vergleichbar ist und nur quantitative Unterschiede in den Kreisen und kreisfreien Städten zwischen den Siedlungsstrukturen bestehen. Ebenfalls wurde festgestellt, dass das Grüngutaufkommen besonders in den Monaten März bis Mai und im Oktober (Abbildung 45) stark variiert und somit die Jahreszeiten Frühling und Herbst für das jährliche Gesamtaufkommen an Grüngut bestimmend sind.

		ÖrE 1			ÖrE 2			Median	Mittelwert
		2016	2017	2018	2016	2017	2018		
ÖrE 1	2016	1							
	2017	0,95	1						
	2018	0,91	0,86	1					
ÖrE 2	2016	0,92	0,92	0,97	1				
	2017	0,81	0,89	0,81	0,90	1			
	2018	0,78	0,90	0,78	0,88	0,99	1		
Median		0,95	0,97	0,93	0,98	0,95	0,93	1	
Mittelwert		0,94	0,97	0,93	0,98	0,95	0,94	1,00	

Korrelationsfaktor	
<0,2	Sehr gering
<0,5	Gering
<0,7	Mittel
<0,9	Hoch
≥0,9	Sehr hoch

Abbildung 46: Korrelationsfaktoren zwischen dem Grüngutaufkommen zweier öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger in Mecklenburg-Vorpommern

4.3.2 Stoffliches Potenzial der Landkreise und kreisfreien Städte

Die Ergebnisse der Prognose des stofflichen Potenzials an organischen Abfällen, Biogut und Grüngut aus Haushaltungen für Deutschland und die kreisfreien Städte und Landkreise innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns sind im folgenden Abschnitt dargestellt.

Grüngut

Das Grüngutpotenzial in Mecklenburg-Vorpommern ist noch weitestgehend unerschlossen. Insbesondere in den Landkreisen besteht noch großes Potenzial im Rahmen der Grüngutsammlung (Abbildung 47 und Tabelle 35). Ausgehend davon, dass im Landkreis Vorpommern-Rügen nach Einführung der Biotonne die erfasste Grüngutmenge um 83 Prozent abgenommen hat, kann angenommen werden, dass mittels Grüngutsammlung vorrangig der variable Grüngutanteil erfasst wird. Dahingegen ist der invariable Grüngutanteil nur durch erhöhten Mehraufwand erfassbar. Die Erfassungsleistung von Grüngut ist bei Bringsystemen mit engmaschigen Sammelstellennetz höher als bei Holsystemen oder kombinierten Systemen (RICHTER / RAUSSEN (2020))

Das Grüngutpotenzial für Mecklenburg-Vorpommern liegt zwischen 55 kg für die kreisfreie Stadt Rostock und steigt auf bis zu 248 kg jährlich für den Landkreis Ludwigslust-Parchim (Abbildung 47).

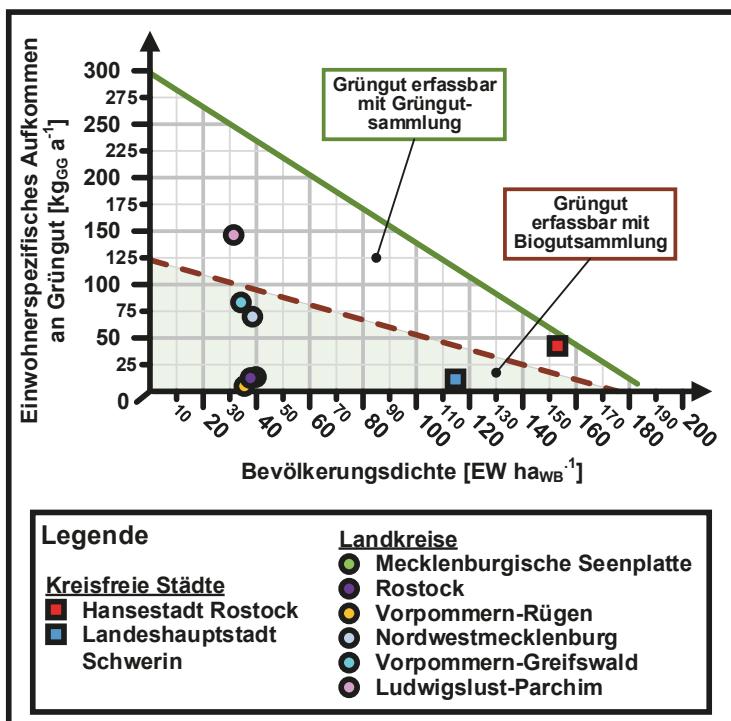


Abbildung 47: Einwohnerspezifisches Aufkommen an Grüngut

Das in Tabelle 35 aufgeführte einwohnerspezifische Grüngutaufkommen führt die Unterschiede zwischen den Landkreisen und kreisfreien Städten auf. Das derzeit genutzte Potenzial variiert zwischen 2 Prozent im Landkreis Vorpommern-Rügen und 76 Prozent in der Stadt Rostock. Ausgehend vom zurzeit erfassten variablen Grüngutaufkommen ist davon auszugehen, dass innerhalb der Landkreise und kreisfreien Städte das erfassbare Biogutaufkommen abnimmt.

Tabelle 35: Einwohnerspezifisches Grüngutaufkommen der kreisfreien Städte und Landkreise in Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2018

Gebiet	Ist-Zustand Grüngut [kg _{GG} a ⁻¹]	Potenzial			
		Grüngutpotenzial [kg _{GG} a ⁻¹]		Variabler Grüngutanteil [kg _{GG-V} a ⁻¹]	Invariabler Grüngutanteil [kg _{GG-I} a ⁻¹]
HRO	41,74	54,68	(76%)	15,88	38,80
SN	10,49	115,54	(9%)	42,67	72,87
LUP	146,34	248,01	(59%)	100,99	147,02
MSE	12,96	234,65	(6%)	95,11	139,54
LRO	12,47	237,97	(5%)	96,57	141,40
VR	4,93	241,63	(2%)	98,18	143,44
NWM	69,89	236,80	(30%)	96,06	140,74
VG	83,26	243,52	(34%)	99,02	144,50
MV	48,86	208,90	(23%)	83,77	125,13

HRO = Stadt Rostock; SN = Stadt Schwerin; LUP = Landkreis Ludwigslust-Parchim; MSE = Landkreis Mecklenburgische Seenplatte; LRO = Landkreis Rostock; VR = Landkreis Vorpommern-Rügen; NWM = Landkreis Nordwestmecklenburg; VG = Landkreis Vorpommern-Greifswald; MV = Mecklenburg-Vorpommern; (x) = genutztes Potenzial

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass im Landkreis Ludwigslust-Parchim und in der Hansestadt Rostock so viel Grüngut erfasst wird, dass die gesammelten Mengen das Potenzial einer reinen Grüngutsammlung mittels Biotonne übersteigen. In den Landkreisen Vorpommern-Greifswald und Nordwest-Mecklenburg liegen die erfassten Grüngutmengen in der Nähe der mittels Biotonne erfassbaren Grüngutmenge (variabler Grüngutanteil). Deutliches Potenzial im Rahmen der Grüngutsammlung besteht in der Landeshauptstadt Schwerin sowie in den verbleibenden Landkreisen.

Aus den Prognosedaten in Tabelle 36 ist zu erkennen, dass in Mecklenburg-Vorpommern bei flächendeckender, landesweiter Sammlung (ohne Biotonne, welche den variablen Grüngutanteil beeinflussen würde) insgesamt 336.264 t Grüngut gesammelt werden könnten. Davon sind 201.414 t beziehungsweise 60 Prozent nur

über eine Grüngutsammlung erfassbar und unabhängig von der Einführung einer getrennten Biogutsammlung. Die im Jahr 2018 erfassten Grüngutmengen im Bundesland entsprechen einem genutzten Potenzial von 23 Prozent.

Tabelle 36: Erfassbare Grüngutmengen der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern

Gebiet	Grüngut [t _{GG} a ⁻¹]	Grüngutbestandteil	
		Variables Grüngut [t _{GG-V} a ⁻¹]	Invariables Grüngut [t _{GG-I} a ⁻¹]
HRO	11.422,35	3.316,90	8.105,46
SN	11.071,21	4.088,89	6.982,32
LUP	52.730,44	21.472,26	31.258,18
MSE	60.805,32	24.646,08	36.159,24
LRO	51.191,24	20.774,18	30.417,06
VR	54.289,30	22.059,67	32.229,63
NWM	37.113,71	15.054,98	22.058,73
VG	57.640,44	23.436,57	34.203,87
MV	336.264,02	134.849,53	201.414,49

Aufbauend auf der in Kapitel 3.3 vorgestellten Methodik wurde ebenfalls das stoffliche Potenzial für Gesamtdeutschland bestimmt. Das deutschlandweite einwohner-spezifische Grüngutaufkommen ist sehr rural geprägt. Ausgehend vom ländlich geprägten Landkreis Lüchow-Dannenberg mit einem prognostizierten einwohner-spezifischen Grüngutaufkommen von 277 kg, sinkt das prognostizierte Grüngutaufkommen mit steigender Bevölkerungsdichte auf 7 kg je Einwohner jährlich in der kreisfreien Stadt Frankfurt a.M. ab. Deutschlandweit liegt das erfassbare Potenzial an Grüngut unter Idealbedingungen (Anschlussgrad: 100 %; variabler Grüngutanteil: 100 %) bei jährlich 14.454.150 Tonnen (Tabelle 37). Unter Berücksichtigung der Bevölkerungszahl entspricht dies einem einwohnerspezifischen Grüngutaufkommen von durchschnittlich 174 kg jährlich (Tabelle 38). Der invariable Grüngutanteil (Anschlussgrad 100 %; variabler Grüngutanteil: 0 %) liegt bei 8,8 Mio. Tonnen und somit bei 106 kg je Einwohner im Jahr.

Tabelle 37: Erfassbare Grüngutmengen in Deutschland in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und variablen Grüngutanteil

Grügut [Mio.-tGG]		Variabler Grüngutanteil [%]										
		100%	90%	80%	70%	60%	50%	40%	30%	20%	10%	0%
Anschlussgrad [%]	100%	14,5	13,9	13,3	12,7	12,2	11,6	11,0	10,5	9,9	9,3	8,8
	90%	13,0	12,5	12,0	11,5	11,0	10,4	9,9	9,4	8,9	8,4	7,9
	80%	11,6	11,1	10,7	10,2	9,7	9,3	8,8	8,4	7,9	7,5	7,0
	70%	10,1	9,7	9,3	8,9	8,5	8,1	7,7	7,3	6,9	6,5	6,1
	60%	8,7	8,3	8,0	7,6	7,3	7,0	6,6	6,3	5,9	5,6	5,3
	50%	7,2	6,9	6,7	6,4	6,1	5,8	5,5	5,2	5,0	4,7	4,4
	40%	5,8	5,6	5,3	5,1	4,9	4,6	4,4	4,2	4,0	3,7	3,5
	30%	4,3	4,2	4,0	3,8	3,7	3,5	3,3	3,1	3,0	2,8	2,6
	20%	2,9	2,8	2,7	2,5	2,4	2,3	2,2	2,1	2,0	1,9	1,8
	10%	1,4	1,4	1,3	1,3	1,2	1,2	1,1	1,0	1,0	0,9	0,9

RICHTER et al. (2019b) sowie HÜTTNER et al. (2019)) ermittelten ein deutschlandweites Grüngutpotenzial von jährlich 15,91 Mio. Tonnen bei einem spezifischen Grüngutaufkommen von 194 kg je Einwohner. Das ermittelte theoretische Potenzial beinhaltet dabei die potenziellen Grüngutmengen aus Grüngut-, Biogut- und Restmüllsammmlung sowie aus nicht erfassten Grüngut.

Nach KRAUSE et al. (2014) bzw. RICHTER et al. (2019a) beträgt das Potenzial an Gartenabfall aus Privathaushalten 177 kg/EW bzw. 178 kg: Daraus resultiert für Deutschland ein Gesamtpotenzial von jährlich 14,5 Mio.-t. nach KRAUSE bzw. 14,4 Mio.t nach RICHTER. Die Berechnungen von KRAUSE et al. (2014) und RICHTER et al. (2019a) gehen von einem Gartenabfallaufkommen von 1,9 kg je m²-Gartenfläche aus. Dabei unterscheidet sich die methodische Vorgehensweise bei der Potenzialbestimmung grundlegend, da als Bezugsgröße die Gartenfläche, beruhend auf der Wohnstruktur, gewählt wurde und nicht ausschließlich die Bevölkerungsdichte wie im vorgestellten Berechnungsmodell. Unter Berücksichtigung des variablen Grüngutanteils, der ebenfalls mittels Biogutsammmlung erfasst werden kann, ergeben sich für das einwohnerspezifische Grüngutaufkommen maximale Werte (Anschlussgrad 100 Prozent) zwischen 106 und 174 kg je Einwohner für Deutschland. Das zurzeit

erfasste Pro-Kopf-Aufkommen von 64 kg entspricht einem Anschlussgrad von 30 bis 60 Prozent in Abhängigkeit vom variablen Grüngutanteil.

Tabelle 38: Durchschnittliches einwohnerspezifisches Grüngutaufkommen in Deutschland in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und variablen Grüngutanteil

Grüngut [kg _{GG} a ⁻¹]		Variabler Grüngutanteil [%]										
		100 %	90 %	80 %	70 %	60 %	50 %	40 %	30 %	20 %	10 %	0 %
Anschlussgrad [%]	100 %	174	167	160	154	147	140	133	126	119	112	106
	90 %	157	151	144	138	132	126	120	114	107	101	95
	80 %	139	134	128	123	117	112	106	101	95	90	84
	70 %	122	117	112	107	103	98	93	88	83	79	74
	60 %	104	100	96	92	88	84	80	76	72	67	63
	50 %	87	84	80	77	73	70	66	63	60	56	53
	40 %	70	67	64	61	59	56	53	50	48	45	42
	30 %	52	50	48	46	44	42	40	38	36	34	32
	20 %	35	33	32	31	29	28	27	25	24	22	21
	10 %	17	17	16	15	15	14	13	13	12	11	11

Auf Ebene der Kreise und der kreisfreien Städte liegt das prognostizierte Grüngutaufkommen zwischen 7 und 269 kg je Einwohner und ist vergleichbar mit dem von HENSSEN (2009) ermittelten Grüngutaufkommen von 30 bis 300 kg beziehungsweise mit den von FEHRENBACH et al. (2019) ermittelten 20 bis 330 kg je Einwohner. Abbildung 48 zeigt den Vergleich des prognostizierten Grüngutaufkommens mit dem real existierenden Grüngutaufkommen der kreisfreien Städte und Landkreise. Die Daten für Mecklenburg-Vorpommern wurden farblich hervorgehoben. Aus den Datenpunkten ist zu erkennen, dass alle betrachteten Regionen in Mecklenburg-Vorpommern innerhalb der Prognose liegen. Ein Großteil der deutschen kreisfreien Städte und Landkreise besitzen noch Ausbaupotenziale bei der Erfassung organischer Abfälle. Die derzeitige Erfassungsleistung liegt deutschlandweit bei 35 Prozent am Gesamtgrüngutaufkommen, wenngleich dabei der derzeit erfasste Grüngutanteil im Biogut unberücksichtigt ist.

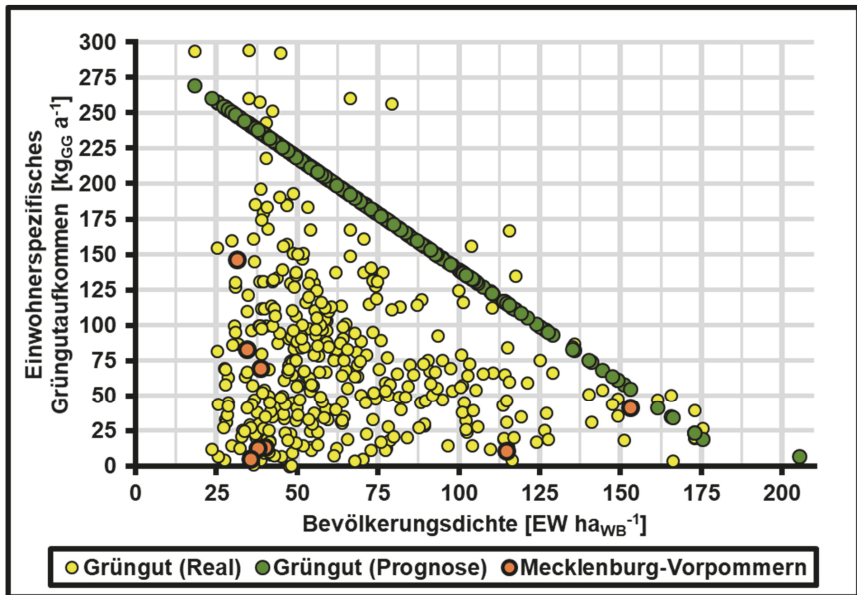


Abbildung 48: Spezifisches Grüngutaufkommen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte (Wohnbaufläche)

Eine energetische Nutzung des Holzigen Grüngutes im Rahmen einer Verbrennung ist ebenfalls denkbar, wobei die stofflichen Potenziale durch die ausbleibende Humuswirkung und fehlende Pflanzennährstoffe verloren gehen (HÜTTNER et al. (2019)). Insbesondere ist bei der energetischen Nutzung der heizwertreichen Grüngutfraktion darauf zu achten, dass für die Kompostprodukte ebenfalls Holzige Strukturmaterialien benötigt werden. Durch ein adaptiertes Stoffstrommanagement, welches die Holzigen und krautigen Grüngutbestandteile effizient einer stofflichen und energetischen Nutzung zuführt, können die Vorteile einer stofflichen und energetischen, im Rahmen einer anaeroben Behandlung von Biogut, übertroffen und das Potenzial organischer Abfälle maximal ausgeschöpft werden. Deutschlandweit beträgt das prognostizierte maximale Grüngutaufkommen 14.454.151 t, wovon allein 61 Prozent in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Bayern, Baden-Württemberg und Niedersachsen erfassbar sind.

Aus Abbildung 49 ist ersichtlich, dass in den Bundesländern mit vielen Einwohnern und großen Wohnbauflächen die erfassbaren Mengen um ein Vielfaches über denen von Mecklenburg-Vorpommern und anderen Bundesländern mit niedriger Wohnbaufläche bzw. Einwohnerzahl liegen.

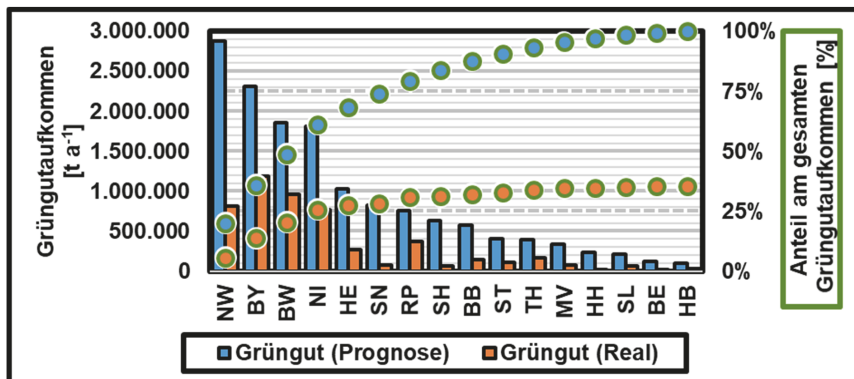


Abbildung 49: Prognostiziertes Grüngutaufkommen der Bundesländer

Das maximal erfassbare Grüngutaufkommen ist nur durch forcierte Sammlung von Grüngut zu erzielen. Bis zu einer Bevölkerungsdichte von zirka 100 EW/hawb liegt der Anteil am variablen Grüngut, das sowohl über eine Grüngut- und Biogutsammlung gesammelt werden kann, bei maximal 41 Prozent. Deutschlandweit liegt der durchschnittliche Anteil bei 39 Prozent. Dieser durchschnittliche variable Anteil von 39 Prozent ist geprägt durch Grüngut, welches potenziell vergärbar ist. Das bedeutet, dass 59 Prozent der Grüngutmengen (invariabler Grüngutanteil) nur über eine zusätzliche Grüngutsammlung erfassbar sind (Abbildung 50). FRICKE et al. (2012) ermittelten für den vergärbaren Anteil im Gesamtgrüngut einen Wert von 65 Prozent. Daraus ist zu schließen, dass 26 Prozent der vergärbaren Abfälle nur über eine Grüngutsammlung zu erfassen sind.

In urban geprägten Gebieten nimmt der variable Grüngutanteil mit steigender Bevölkerungsdichte stetig ab, der invariable Grüngutanteil steigt kontinuierlich. Ursächlich dafür ist der sinkende Anteil an privatem Wohnraum und die Zunahme an Mehrfamilienhäusern ohne Grünflächen, die selbst durch die Bewohner unterhalten werden.

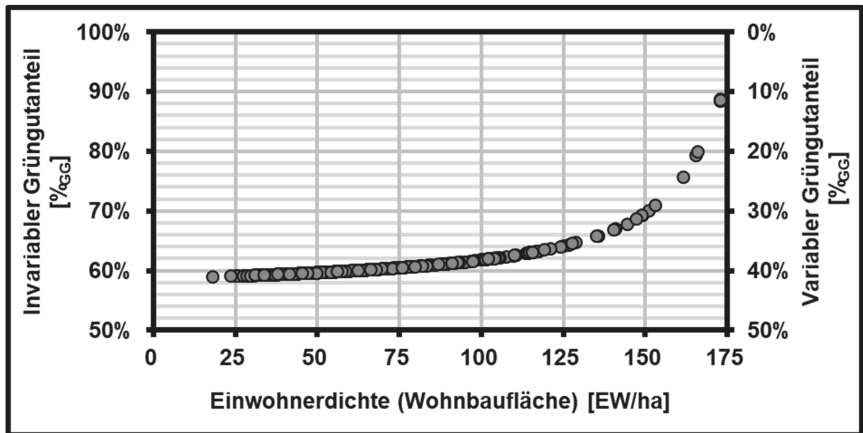


Abbildung 50: Invariabler und variabler Grüngutanteil

Ebenfalls kann das flächenspezifische Grüngutaufkommen mit der Bezugsgröße Wohnbaufläche bestimmt werden (Abbildung 51).

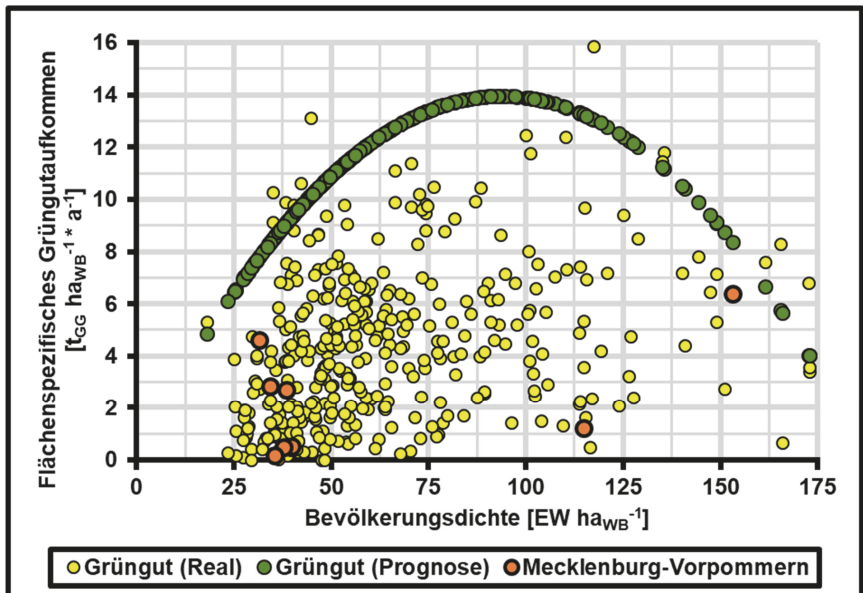


Abbildung 51: Flächenspezifisches Grüngut aufkommen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte (Wohnbaufläche)

Aus Abbildung 51 wird ersichtlich, dass das flächenspezifische Grüngutaufkommen bei einer Bevölkerungswohnbaudichte von rund 95 Einwohner je Hektar Wohnbaufläche sein Maximum erreicht. Dünner und dichter besiedelte Landkreise und kreisfreie Städte besitzen ein geringeres Grüngutaufkommen, welches stark mit der Einwohnerzahl und der Wohnbaufläche korreliert. Ebenfalls ist aus Abbildung 48 und Abbildung 51 ersichtlich, dass mit Anwendung der Methodik ein Großteil der Landkreise und kreisfreien Städte noch Ausbaupotenzial besitzen. Der von KRAUSE et al. (2014) festgestellte Zusammenhang zwischen Grüngutaufkommen und der Anpflanzung, der individuellen Nutzung sowie der Wachstumsraten der Pflanzen zur Grundstücksgröße als alleiniges Kriterium, kann durch das flächenspezifische und einwohnerspezifische Grüngutaufkommen je Bevölkerungswohnbauflächendichte ergänzt werden. Die Abschätzung des einwohnerspezifischen Grüngutaufkommens ist durch die vorgestellte Methodik ebenfalls möglich. Es wurde zusätzlich gezeigt, dass mit der vorgestellten Methodik das Aufkommen an Grüngut je Einwohner prognostiziert werden kann und in Kombination mit Einwohnerzahl, Anschlussgrad und variablem Grüngutanteil, sich das Gesamtaufkommen an Grüngut in kreisfreien Städten und Landkreisen ebenfalls berechnen lässt.

Biogut

Das derzeit ausgeschöpfte einwohnerspezifische Aufkommen an Biogut ist im Vergleich zu dem prognostizierten Potenzial mit Ausnahme des Landkreises Vorpommern-Rügen sowie der kreisfreien Städte Rostock und Schwerin als eher gering einzustufen. Aus Tabelle 39 geht das maximale einwohnerspezifische Biogutaufkommen hervor. Es ist aus den ermittelten Daten ersichtlich, dass die kreisfreien Städte Rostock und Schwerin ihr jeweiliges spezifische Biogutpotenzial zu 81 bzw. 79 Prozent ausgeschöpft haben (bei einem variablen Grüngutanteil von 100 %). Im Landkreis Vorpommern-Rügen, in dem ebenfalls flächendeckend die Biogutsammlung eingeführt wurde, ist das Gesamtpotenzial zu 57 Prozent ausgeschöpft (Abbildung 52). In den weiteren Landkreisen im Bundesland wird das Biogutpotenzial zu maximal 15 Prozent genutzt. Die ländlich geprägten Kreise besitzen ein rechnerisches Potenzial von Nahrungs- und Küchenabfällen von durchschnittlich 67 kg je Einwohner jährlich, wobei der Einfluss des variablen Anteils bei den weiteren Berechnungen innerhalb des Simulationsmodells berücksichtigt wird. DORNBUSCH et al. (2020) stellten fest, dass das jährliche Aufkommen an Nahrungs- und Küchenabfällen im ruralen Raum in der Mittelfraktion (10-40 mm) 26 kg und im urbanen Raum

45 kg je Einwohner im Restmüll betragen kann. Diese Nahrungs- und Küchenabfälle sind damit nicht im Rahmen einer Biogutbehandlung verfügbar und resultieren aus einem schlechteren Trennverhalten der Einwohner in urbanen Gebieten. Gründe dafür sind beispielsweise der hohe Anonymisierungsgrad. Ein besseres Trennverhalten gegenüber küchenstämmiger Organik im Biogut von Ein- bis Zweifamilienhäusern im Vergleich zu Mehrfamilienhäusern wurde ebenfalls von KERN/ SIEPENKOTHEN (2020) festgestellt. FRICKE et al. (2012) ermittelten ebenfalls einen höheren Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen in ländlichen Gebieten.

Das jährliche Gesamtpotenzial im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern an Biogut liegt bei jährlich 146 kg je Einwohner. Diese 146 kg resultieren aus der Summe von 84 kg variablem Grüngut und 62 kg an erfassbaren Nahrungs- und Küchenabfällen. Trotz der vergleichsweise hohen Erfassungsquoten in Schwerin und Rostock wird landesweit das Biogutpotenzial erst zu 20 Prozent ausgeschöpft. In den Landkreisen Ludwigslust-Parchim, Mecklenburgische Seenplatte, Landkreis Rostock, Nordwestmecklenburg und Vorpommern-Greifswald liegen die Erfassungsquoten bei maximal 15 Prozent.

Tabelle 39: Spezifisches Biogutaufkommen der kreisfreien Städte und Landkreise in Mecklenburg-Vorpommern

Herkunft der Abfälle	Ist-Zustand Biogut [kg _{BG} a ⁻¹]	Potenzial			
		Biogutpotenzial [kg _{BG} a ⁻¹]		Variabler Grüngutanteil [kg _{GG-V} a ⁻¹]	Nahrungs- und Küchenabfälle [kg _{NK} a ⁻¹]
HRO	41,99	51,56	(81 %)	15,88	35,68
SN	69,96	88,69	(79 %)	42,67	46,02
LUP	2,75	169,50	(2 %)	100,99	68,51
MSE	6,82	161,35	(4 %)	95,11	66,24
LRO	15,66	163,38	(10 %)	96,57	66,81
VR	94,07	165,61	(57 %)	98,18	67,43
NWM	24,26	162,67	(15 %)	96,06	66,61
VG	-	166,76	(0 %)	99,02	67,75
MV	28,66	145,64	(20 %)	83,77	61,87

HRO = Stadt Rostock, SN = Stadt Schwerin, LUP = Landkreis Ludwigslust-Parchim, MSE = Landkreis Mecklenburgische Seenplatte, LRO = Landkreis Rostock, VR = Landkreis Vorpommern-Rügen, NWM = Landkreis Nordwestmecklenburg, VG = Landkreis Vorpommern-Greifswald; (x) = genutztes Potenzial

Für Mecklenburg-Vorpommern liegt das Potenzial an erfassbarem Biogut bei 234.440,31 t, wobei die dominierende Fraktion im Biogut in den Landkreisen der variable Grüngutanteil ist. Mit steigender Urbanisierung nimmt der Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen im Biogut zu und wird zur dominierenden Teilfraktion. Das größte Gesamtpotenzial weist der Landkreis Mecklenburgische-Seenplatte auf. Die geringsten erfassbaren Mengen Biogut, inklusive der Nahrungs- und Küchenabfälle, befinden sich in der Landeshauptstadt Schwerin (Tabelle 40).

Tabelle 40: Erfassbare Biogutmengen der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern

Herkunft der Abfälle	Biogut [t _{BG} a ⁻¹]	Biogutzusammensetzung	
		Variables Grüngut [t _{GG-v} a ⁻¹]	Nahrungs- und Küchenabfälle [t _{NK} a ⁻¹]
HRO	10.770,34	3.316,90	7.453,45
SN	8.498,14	4.088,89	4.409,25
LUP	36.038,80	21.472,26	14.566,54
MSE	41.811,56	24.646,08	17.165,49
LRO	35.145,21	20.774,18	14.371,02
VR	37.209,42	22.059,67	15.149,75
NWM	25.494,36	15.054,98	10.439,38
VG	39.472,48	23.436,57	16.035,91
MV	234.440,31	134.849,53	99.590,78

Aus den ermittelten Werten ist ersichtlich, dass nur die Städte Rostock und Schwerin sowie der Landkreis Vorpommern-Rügen eine flächendeckende Biogutsammlung eingeführt haben. Die restlichen Kreise sammeln Biogut nur im begrenzten Maße in größeren Städten wie Neubrandenburg oder in der Hansestadt Wismar.

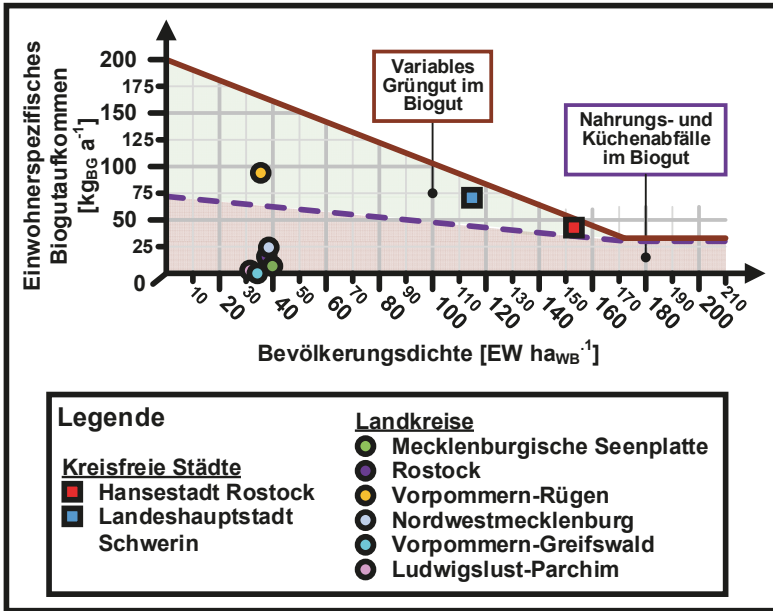


Abbildung 52: Einwohner spezifisches Aufkommen an Biogut

Nach KERN / SIEPENKOTHEN (2020) liegt der mittlere Anschlussgrad für Deutschland bei 55 bis 60 Prozent. Ausgehend von den derzeit erfassten 4,7 Mio.-t liegt der miterfasste variable Grüngutanteil ebenfalls bei 55 bis 60 Prozent. Im Jahr 2009 lag der tatsächliche Anschlussgrad der Bevölkerung bei 56 Prozent bei einem Gesamtaufkommen von 4,3 Mio.-t (KERN (2010)). Ein Anschlussgrad von 56 Prozent entspricht ebenfalls einem variablen Grüngutanteil von 50 bis 60 Prozent. Das prognostizierte Biogutaufkommen für Gesamtdeutschland kann je nach Größe des variablen Grüngutanteils zwischen 4.649.950 t (0 % variables Grüngut im Biogut) und 10.341.618 t (100 % variables Grüngut im Biogut) liegen. Ausgehend vom derzeit erfassten Biogutaufkommen liegt das zusätzlich erfassbare Potenzial bei maximal 5,6 Mio.-t jährlich. Bei einem gleichbleibenden variablen Grüngutanteil liegt das zusätzlich erfassbare Biogutaufkommen bei 3,4 Mio.-t.

Bei einem genutzten variablen Grüngutanteil von 55 bis 60 Prozent im Biogut liegt der erfassbare variable Grüngutanteil im Grüngut bei 40 bis 45 Prozent.

Tabelle 41: Erfassbare Biogutmengen in Deutschland in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und variablen Grüngutanteil

Biogut [Mio.-tBG]		Variabler Grüngutanteil [%]										
		100 %	90 %	80 %	70 %	60 %	50 %	40 %	30 %	20 %	10 %	0 %
Anschlussgrad [%]	100 %	10,3	9,8	9,2	8,6	8,1	7,5	6,9	6,4	5,8	5,2	4,6
	90 %	9,3	8,8	8,3	7,8	7,3	6,7	6,2	5,7	5,2	4,7	4,2
	80 %	8,3	7,8	7,4	6,9	6,5	6,0	5,5	5,1	4,6	4,2	3,7
	70 %	7,2	6,8	6,4	6,0	5,6	5,2	4,8	4,5	4,1	3,7	3,3
	60 %	6,2	5,9	5,5	5,2	4,8	4,5	4,2	3,8	3,5	3,1	2,8
	50 %	5,2	4,9	4,6	4,3	4,0	3,7	3,5	3,2	2,9	2,6	2,3
	40 %	4,1	3,9	3,7	3,5	3,2	3,0	2,8	2,5	2,3	2,1	1,9
	30 %	3,1	2,9	2,8	2,6	2,4	2,2	2,1	1,9	1,7	1,6	1,4
	20 %	2,1	2,0	1,8	1,7	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	1,0	0,9
10 %	1,0	1,0	0,9	0,9	0,8	0,7	0,7	0,6	0,6	0,5	0,5	

OETJEN-DEHNE et al. (2014) bestimmten ein maximales Biogutpotenzial von 9,1 Mio. Tonnen innerhalb Deutschlands mit ihrer Prognose. Die Parameter ihrer Potenzialbestimmung sind dabei die Behältergröße, die Bevölkerungsdichte, die parallel erfasste Grüngutmenge sowie die Bevölkerungsdichte.

Derzeit werden vom maximalen prognostizierten Aufkommen lediglich 47 Prozent des gesamten Biogutaufkommens über die verschiedenen Erfassungssysteme gesammelt (Abbildung 53). Die Quote der bereits erfassten Abfälle liegt über der vom getrennt erfassten Grüngut mit einer Erfassungsquote von 35 Prozent vom maximalen Aufkommen. Auf Ebene der Bundesländer besitzen die Länder Nordrhein-Westfalen, Bayern, Baden-Württemberg und Niedersachsen das größte Potenzial zur Sammlung von Biogut mit einem Anteil von mehr als 60 Prozent der Gesamtmenge. Mecklenburg-Vorpommern liegt nur an zwölfter Position bei den erfassbaren Mengen innerhalb der Bundesländer und leistet nur einen geringen Beitrag zum erfassbaren deutschlandweiten Gesamtbiogetaufkommen.

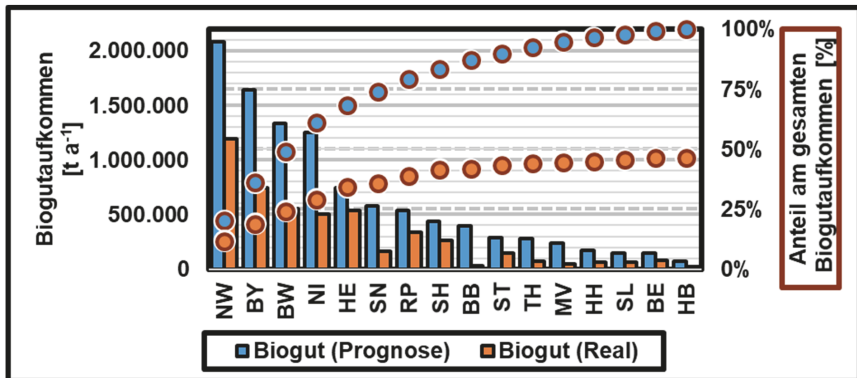


Abbildung 53: Prognostiziertes Grüngutaufkommen der Bundesländer

Abbildung 54 zeigt das prognostizierte Biogutaufkommen. Das Aufkommen variiert zwischen 33 kg je Einwohner in urban geprägten Regionen und 182 kg je Einwohner in ländlich geprägten Landkreisen und Städten Deutschlands. Aus Abbildung 54 ist ebenfalls ersichtlich, dass innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns das jährliche spezifische Biogutaufkommen zwischen 52 kg und 170 kg je Einwohner variiert. Das jährlich durchschnittliche einwohnerspezifische Biogutaufkommen in Mecklenburg-Vorpommern beträgt unter Idealbedingungen 146 kg. Dies entspricht der fünffachen Menge des derzeit erfassten einwohnerspezifischen Biogutaufkommens und liegt über dem gesamtdeutschen Durchschnittswert. Verglichen mit anderen Regionen mit ähnlicher Bevölkerungsdichte sind ebenfalls deutliche Zuwachspotenziale aus dem zurzeit erfassten Biogutaufkommen erkennbar. Das Biogutaufkommen in der Hansestadt Rostock sowie in der Landeshauptstadt Schwerin ist im Vergleich mit Regionen mit ähnlichen Siedlungsstrukturen als hoch zu bewerten und spiegelt die guten Erfassungsquoten in den kreisfreien Städten Mecklenburg-Vorpommerns wieder. Die erfassten Biogutmengen der Landkreise sind mit Ausnahme des Landkreises Vorpommern-Rügen als unterdurchschnittlich anzusehen.

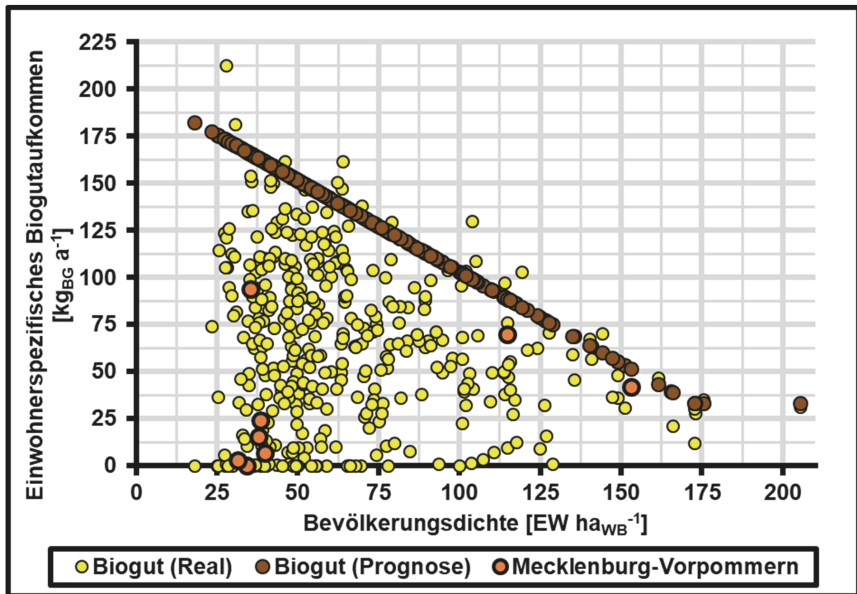


Abbildung 54: Spezifisches Biogutaufkommen in Abhängigkeit von der Bevölkerungswohnbauflächendichte

Das Potenzial für das einwohnerspezifische Biogutaufkommen wurde von HOFFSTEDE et al. (2018) mit zirka 120 kg je Einwohner jährlich angegeben. FRICKE et al. (2012) bestimmten ein durchschnittliches Biogutaufkommen von 117 kg. Im Jahr 2015 wurden 18 Prozent vom gesamten Grüngutpotenzial mittels Biotonne erfasst (RICHTER et al. (2019b)). Dies entspricht einem Pro-Kopf-Aufkommen von 33 bis 35 kg je Einwohner in Abhängigkeit vom Grüngutaufkommen.

Das einwohnerspezifische Biogutaufkommen beträgt jährlich deutschlandweit unter Idealbedingungen, im Sinne eines variablen Grüngutanteils und eines Anschlussgrads von jeweils 100 Prozent, 125 kg je Einwohner. In Abhängigkeit vom erfassten variablen Grüngutanteil im Biogut und der damit einhergehenden Stoffstromverlagerungen liegt das einwohnerspezifische Biogutaufkommen insgesamt bei 56 kg bis 125 kg je Einwohner (Tabelle 42).

Tabelle 42: Durchschnittliches einwohnerspezifisches Biogutafkommen in Deutschland in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und variablen Grüngutanteil

Biogut [kg _{BG} a ⁻¹]		Variabler Grüngutanteil [%]										
		100 %	90 %	80 %	70 %	60 %	50 %	40 %	30 %	20 %	10 %	0 %
Anschlussgrad [%]	100 %	125	118	111	104	97	90	83	77	70	63	56
	90 %	112	106	100	94	87	81	75	69	63	57	50
	80 %	100	94	89	83	78	72	67	61	56	50	45
	70 %	87	82	78	73	68	63	58	54	49	44	39
	60 %	75	71	67	62	58	54	50	46	42	38	34
	50 %	62	59	55	52	49	45	42	38	35	31	28
	40 %	50	47	44	42	39	36	33	31	28	25	22
	30 %	37	35	33	31	29	27	25	23	21	19	17
	20 %	25	24	22	21	19	18	17	15	14	13	11
	10 %	12	12	11	10	10	9	8	8	7	6	6

Das maximale flächenspezifische Biogutafkommen liegt bei jährlich 10,4 t je Hektar Wohnbaufläche und befindet sich zwischen 100 und 105 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche (Abbildung 55). Eine Abnahme des flächenspezifischen Biogutafkommens in Landkreisen und kreisfreien Städten mit einer kleineren oder größeren Bevölkerungsdichte erklären sich durch den Rückgang der Bevölkerungszahl in Regionen mit geringer Bevölkerungsdichte. Dicht besiedelte Landesteile haben ein geringeres einwohnerspezifisches Biogutafkommen, welches durch das abnehmende flächenspezifische Aufkommen erklärt werden kann.

Bei einem Stör- und Fremdstoffanteil von 1,57 bis 6,84 Prozent befinden sich nach entsprechender Aufbereitung zwischen 134.762 und 587.114 Tonnen Stör- und Fremdstoffe im aufbereiteten Biogut. Nach entsprechender Aufbereitung der Komposte und Gärreste befinden sich immer noch große Mengen an Stör- und Fremdstoffen im Produkt da Abscheidungsraten von mehr als 99 Prozent praktisch nicht erreichbar sind (KEHRES (2016)).

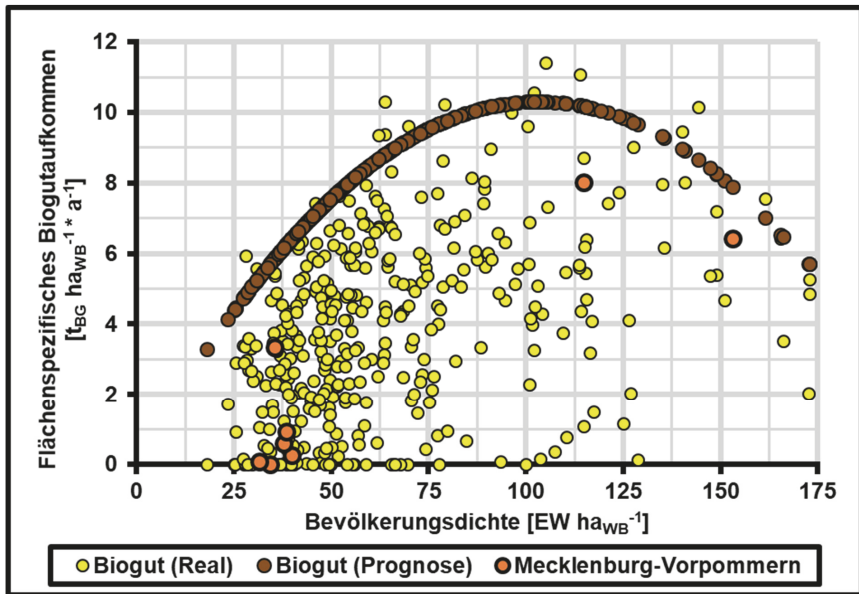


Abbildung 55: Flächenspezifisches Biogutaufkommen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte (Wohnbaufläche)

Zusammenfassend ist zu sagen, dass die erfassbaren Biogutmengen unterhalb der erfassbaren Grüngutmengen liegen. Ebenfalls ist Biogut größtenteils durch den variablen Grüngutanteil geprägt.

Die gesammelten Biogutmengen für Mecklenburg-Vorpommern liegen weit unter dem Bundesdurchschnitt und die Erfassung von Biogut hat noch ein großes Ausbaupotenzial. Die prognostizierten erfassbaren Biogutmengen stimmen mit den Literaturdaten weitestgehend überein.

Nahrungs- und Küchenabfälle

Die ermittelten Werte für das Potenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen sind Mengen, die unter optimalen Bedingungen erzielt werden können. Die realen Werte sind stark vom Verhalten der Verbraucher sowie von anderen Einflussgrößen abhängig. Die prognostizierten erfassbaren Mengen an Nahrungs- und Küchenabfällen liegen zwischen 30 kg je Einwohner in urban geprägten Regionen und 72 kg je Einwohner in rural geprägten Landkreisen und kreisfreien Städten. Ein besseres Trennverhalten von Regionen mit ruralen Bebauungsstrukturen (Ein-/Zweifamilienhäusern) bei Nahrungs- und Küchenabfällen wurde von KERN / SIEPENKOTHEN (2020)

im Rahmen einer Analyse der Biogutverwertung in Deutschland festgestellt. Als Ursachen sehen sie unter anderem die Bequemlichkeit und Komfort der Restabfallsammlung, Unwissen sowie hygienische Aspekte der Biogutsammlung.

Das theoretische Potenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen innerhalb Deutschlands liegt zwischen 70 kg (ADWIRAAH (2015)) und 80 kg (HÜTTNER et al. (2019)) je Einwohner. SCHMIDT et al. (2019a) bestimmten im Jahr 2015 ein jährliches Pro-Kopf-Aufkommen von 75 kg je Einwohner. RICHTER et al. (2017a) ermittelten ein technisches Potenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen von 72,5 kg bzw. 79,5 kg je Einwohner (mit verpackten Lebensmitteln) wovon derzeit 20 Prozent über die Biotonne erfasst werden und 80 Prozent ungenutzt sind. Ein Potenzial von 27,0 bis 41,9 kg/EW*a an Lebensmittelabfällen, die über die Biotonne abschöpfbar sind, wurde von ADWIRAAH (2015) für die Stadt Hamburg ermittelt. Das angenommene mittlere Gesamtpotenzial von Lebensmittelabfällen, die über die Restabfall- und Biogutsammlung erfasst werden können, betrug dabei 70 kg je Einwohner. Das prognostizierte Aufkommen für Hamburg liegt bei 47 kg je Einwohner und damit geringfügig über der Prognose von ADWIRAAH (2015).

Bei intensiver Nutzung der Biotonne beträgt der Restanteil an Organik in der Restmülltonne mindestens 15 bis 20 kg je Einwohner (KRAUSE et al. (2014)). Das prognostizierte Restpotenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen beträgt jährlich 16 kg⁶ je Einwohner und würde innerhalb der angegebenen Grenzen liegen. Ausgehend vom technischen Potenzial von 75 kg, bei einer Spannweite von 70 kg bzw. 80 kg je Einwohner, dürfte das Potenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen in der Biotonne pro Einwohner zwischen 50 bis 65 kg liegen. Das durchschnittliche Aufkommen an Nahrungs- und Küchenabfällen von 56 kg je Einwohner liegt innerhalb dieser Spannweite.

Das im Rahmen dieser Arbeit ermittelte Potenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen von 30 bis 72 kg liegt innerhalb der bekannten Bereichsgrenzen von erfassbaren Nahrungs- und Küchenabfällen aus privaten Haushaltungen. Durchschnittlich generiert jeder Einwohner in Deutschland im Jahr 56 kg Nahrungs- und Küchenabfälle. Bei einem Abschlussgrad von 100 Prozent befinden sich immer noch 22 Prozent (ausgehend von einem maximalen prognostizierten Aufkommen an Nahrungs- und Küchenabfällen) der Nahrungs- und Küchenabfälle im Restmüll befinden.

⁶ Restpotenzial = Maximales Aufkommen (72 kg) – Durchschnittliches Aufkommen (56kg)

Das nutzbare Gesamtpotenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen ist aber nur bei intensiver Biogutsammlung erschließbar. Die erfassbaren Mengen an Nahrungs- und Küchenabfällen sind methodisch bedingt als Idealwerte anzusehen und lassen nur begrenzt Rückschlüsse auf das Gesamtaufkommen an Nahrungs- und Küchenabfällen in den betrachteten Regionen zu.

Organische Abfälle

Die erfassbaren organischen Abfälle ergeben sich aus den erfassbaren Nahrungs- und Küchenabfällen, dem variablen Grüngutanteil sowie aus dem invariablen Grüngutanteil innerhalb der betrachteten Region. Tabelle 43 zeigt das Potenzial an erfassbaren organischen Abfällen der kreisfreien Städte und Landkreise in Mecklenburg-Vorpommern.

Tabelle 43: Einwohnerspezifisches Aufkommen an organischen Abfällen der kreisfreien Städte und Landkreise in Mecklenburg-Vorpommern

Herkunft der Abfälle	Ist-Zustand Organische Abfälle [kg _{OA} a ⁻¹]	Potenzial an organischen Abfällen [kg _{OA} a ⁻¹]	
HRO	83,73	90,36	(93 %)
SN	80,44	161,56	(50 %)
LUP	149,09	316,52	(47 %)
MSE	19,78	300,89	(7 %)
LRO	28,12	304,78	(9%)
VR	99,00	309,05	(32%)
NWM	94,15	303,41	(31%)
VG	83,26	311,27	(27%)
MV	77,52	297,20	(26%)

Aus Tabelle 43 ist ersichtlich, dass das Potenzial an organischen Abfällen mit den derzeit erfassten Mengen in den rural geprägten Landkreisen noch nicht ausgeschöpft ist. Besonders die Landkreise Mecklenburgische Seenplatte, Rostock, Vorpommern-Rügen, Nordwestmecklenburg und Vorpommern-Greifswald besitzen noch Ausbaupotenziale. In der Stadt Rostock erreicht das genutzte Potenzial den Maximalwert von 93 Prozent innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns. In den Landkreisen Mecklenburgische Seenplatte sowie im Landkreis Rostock liegt das genutzte Potenzial unter

10 Prozent, dagegen hat der Landkreis Ludwigslust-Parchim sowie die kreisfreie Stadt Schwerin das jeweilige Potenzial an organischen Abfällen zu rund 50 Prozent ausgeschöpft. Der Kreis Vorpommern-Rügen kann trotz der Dominanz innerhalb der ländlichen Kreise bei der getrennten Sammlung von Biogut nur ein genutztes Gesamtpotenzial von 33 Prozent bei den erfassbaren organischen Abfällen vorweisen. Das genutzte Potenzial in den Landkreisen Nordwestmecklenburg und Vorpommern-Greifswald, in denen überwiegend Grüngut gesammelt ist vergleichbar. Landesweit werden nur 26 Prozent der erfassbaren organischen Abfälle einer stofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt. Das Potenzial an organischen Abfällen, welches sich aus der Summe des einwohnerspezifischen Aufkommens aus Bio- und Grüngut bildet, ist in Abbildung 56 dargestellt.

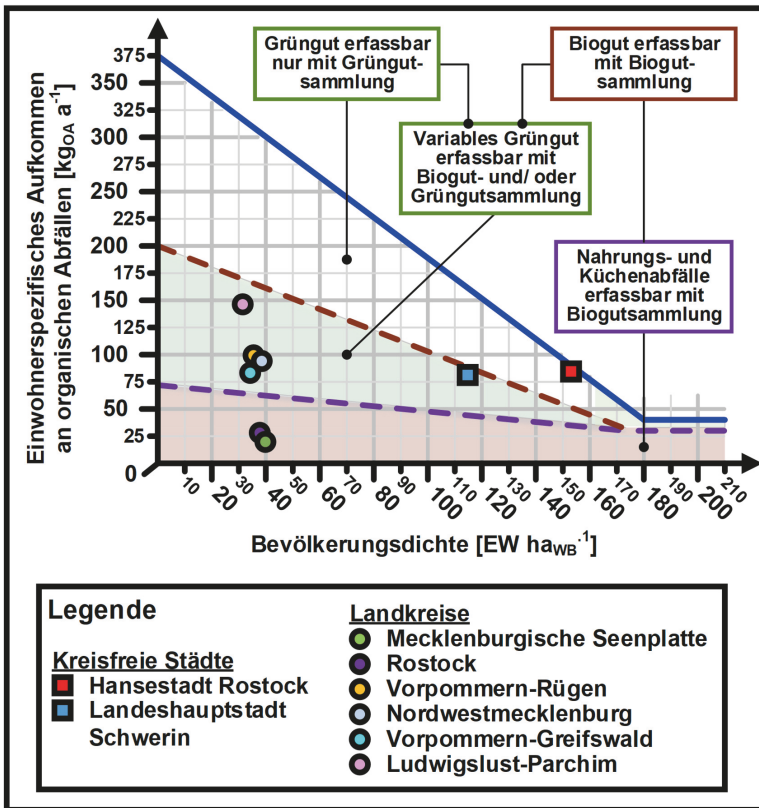


Abbildung 56: Einwohnerspezifischen Aufkommen an organischen Abfällen

Das derzeitige einwohnerspezifische Aufkommen an organischen Abfällen in Mecklenburg-Vorpommern ist besonders in den ruralen Landkreisen unterdurchschnittlich wie aus Abbildung 57 zu entnehmen ist.

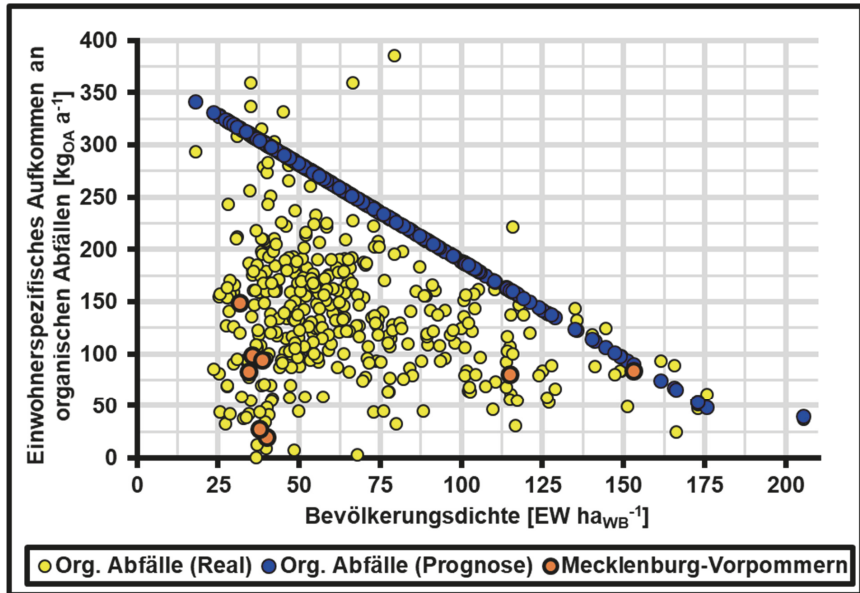


Abbildung 57: Einwohnerspezifisches Aufkommen an organischen Abfällen

Das Potenzial an erfassbaren organischen Haushaltsabfällen liegt innerhalb Deutschlands bei jährlich 19.104.100 Tonnen. Das einwohnerspezifische Aufkommen beträgt zwischen 40 und 341 kg je Einwohner im Jahr. Ein Pro-Kopf-Aufkommen von 80 bis 380 kg je Einwohner wurde von HENSSEN (2009) postuliert.

Tabelle 44 zeigt das erfassbare einwohnerspezifische Aufkommen an organischen Abfällen, Biogut und Grüngut der Bundesländer. Das Potenzial an Grüngut übersteigt in allen Bundesländern mit Ausnahme Berlins das Biogutpotenzial. Mit zunehmender Bevölkerungsdichte sinkt die Effektivität einer getrennten Sammlung von Biogut und Grüngut. Bei einer flächendeckenden Einführung einer Grüngutsammlung ohne gleichzeitige Biogutsammlung lassen sich bis zu 78 Prozent des stofflichen Potenzials an organischen Abfällen auf Landesebene ausschöpfen. Im Gegensatz sind bei flächendeckender Biogutsammlung ohne gleichzeitige Grüngutsammlung nur 59 Prozent der organischen Abfälle erfassbar.

Tabelle 44: Erfassbare Biogutmengen der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern

Bundesland	Einwohnerspezifisches Aufkommen [t a ⁻¹]		
	Org. Abfälle	Biogut	Grüngut
Schleswig-Holstein	813.381,32	437.031,05	629.946,94
Hamburg	315.194,34	172.542,06	227.895,01
Niedersachsen	2.329.976,38	1.250.501,23	1.811.633,93
Bremen	130.025,39	70.838,31	95.739,49
Nordrhein-Westfalen	3.835.698,33	2.083.623,43	2.874.261,81
Hessen	1.367.996,91	747.092,06	1.024.545,85
Rheinland-Pfalz	993.911,87	536.448,64	757.461,81
Baden-Württemberg	2.466.198,11	1.335.234,31	1.858.422,96
Bayern	3.039.846,58	1.644.165,89	2.303.508,65
Saarland	277.773,77	149.253,90	215.101,41
Berlin	241.495,64	142.107,84	124.196,09
Brandenburg	734.573,64	394.225,67	571.261,79
Mecklenburg-Vorpommern	435.854,80	234.440,31	336.264,02
Sachsen	1.073.286,29	577.812,19	825.469,99
Sachsen-Anhalt	535.962,73	289.302,42	408.331,99
Thüringen	512.924,81	276.998,93	390.108,95
Deutschland	19.104.100,91	10.341.618,25	14.454.150,68

Wie bereits bei den erfassbaren Biogut- und Grüngutmengen ersichtlich, sind über 60 Prozent des gesamtdeutschen Potenzials an organischen Abfällen in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Bayern, Baden-Württemberg und Niedersachsen zu erschließen (Abbildung 58).

Die erfassbaren Mengen an Biogut, Grüngut und organischen Abfällen Mecklenburg-Vorpommerns entsprechen nur 2 Prozent des gesamtdeutschen Abfallaufkommens an organischen Abfällen.

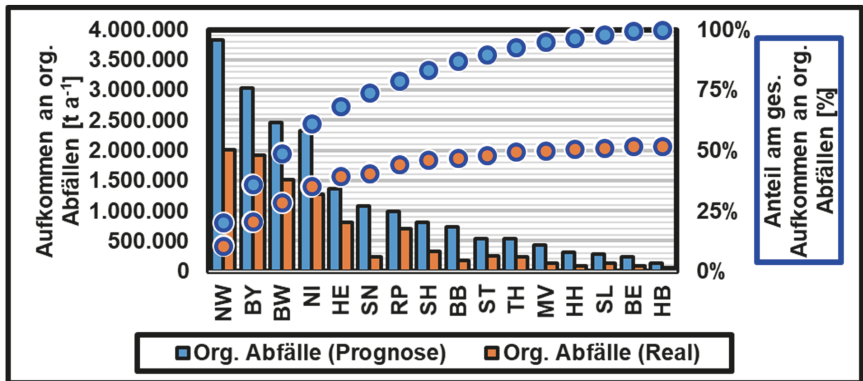


Abbildung 58: Prognostiziertes Aufkommen an organischen Abfällen der Bundesländer

Das prognostizierte flächenspezifische Aufkommen an organischen Abfällen ist in Abbildung 59 dargestellt. Das maximale Aufkommen liegt bei rund 19 Tonnen je Hektar Wohnbaufläche bei einer Bevölkerungsdichte von 100 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche.

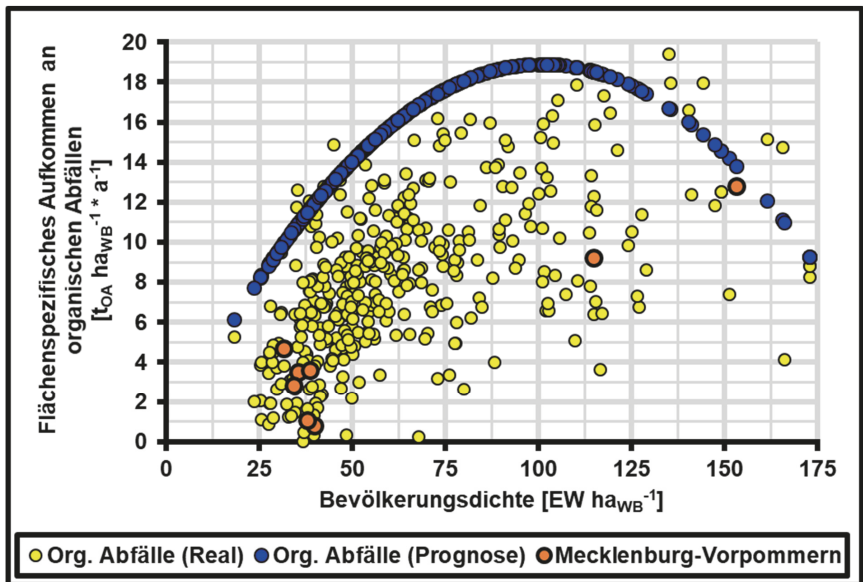


Abbildung 59: Prognostiziertes flächenspezifisches Aufkommen an organischen Abfällen

Unter ökonomischen Gesichtspunkten muss ein steigender Mehraufwand bei der Erfassung in möglichen Wirtschaftlichkeitsberechnungen berücksichtigt werden. Unter

Berücksichtigung der prognostizierten Massenanteile (Abbildung 60) ergibt sich, dass der invariable Grüngutanteil bei maximal 47 Prozent und bei durchschnittlich 46 Prozent für Gesamtdeutschland liegt. In den Siedlungsstrukturen 2 bis 4 (vgl. Tabelle 17) zeigt der invariable Grüngutanteil, der nur über die Grüngutsammlung erfassbar ist, eine relativ geringe prozentuale Abnahme. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die stofflichen und energetischen Eigenschaften von organischen Abfällen durch die volatilen Anteile an Grüngut sowie an Nahrungs- und Küchenabfällen bestimmt werden. Ebenfalls ist zu schlussfolgern, dass durch die Einführung der Biotonne vorwiegend krautiges Grüngut erfasst wird und der invariable Grüngutanteil davon nicht beeinflusst wird. Damit liegt eine Stoffstromverlagerung nur bei krautigen Biogut vor. Der invariable Grüngutanteil sowie der Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen zeigt ein eher volatiles Verhalten im Vergleich zum invariablen Grüngutanteil. Bei einer Bevölkerungsdichte von zirka 105 Einwohnern je Hektar Wohnbaufläche übersteigt der Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen den Anteil am invariablen Grüngut. Die Siedlungsstrukturen 1 und 2 sind geprägt durch einen zunehmenden Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen und abnehmenden Anteilen an den jeweiligen Grüngutfractionen. Abnehmende Grüngutanteile im Biogut begünstigen die energetische Nutzung im Rahmen einer Vergärung.

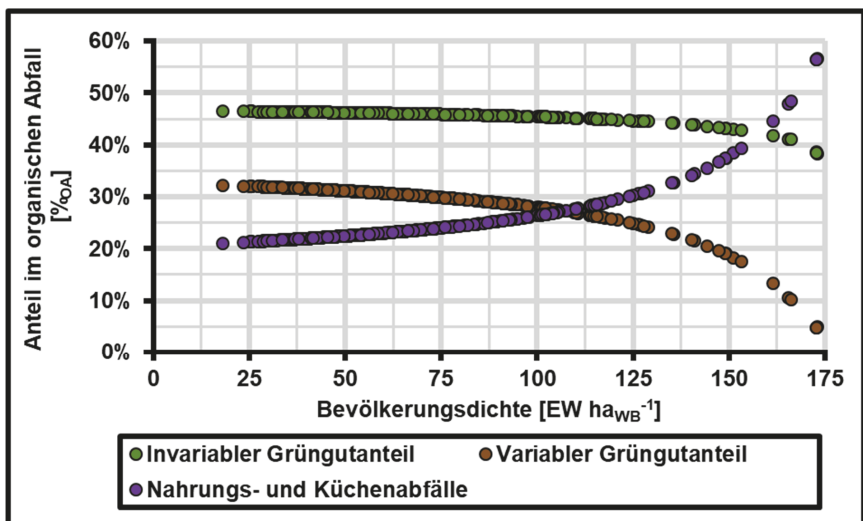


Abbildung 60: Anteile der Abfallteilfraktionen am organischen Abfall in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte.

Zur Bestimmung des Gesamtpotenzials an organischen Abfällen ist die Addition des Grünpotenzials und des Potenzials an Nahrungs- und Küchenabfällen fehlerbehaftet und liefert falsche Werte. Dies führt zu überhöhten Potenzialabschätzungen, die nicht die realistischen erfassbaren Mengen repräsentieren. Es wurde aufgeführt, dass das volle Potenzial an organischen Abfällen nur mit beiden Systemen erschlossen werden kann wobei die simultane Erfassung von Grüngut und Biogut zu ungewollten Stoffstromverlagerungen führt. Durch den variablen Grüngutanteil, der sich sowohl im erfassten Grüngut als auch im Biogut befinden kann, ist die Planung und Auslegung von biologischen Behandlungsanlagen sehr komplex.

Gärreste und Komposte

Ausgehend von den Daten des Statistischen Bundesamtes (Statistisches Bundesamt (2019)) wurden in Grünabfallkompostierungsanlagen, Bioabfallkompostierungsanlagen und kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen je Tonne Inputmaterial technologiespezifische Mengen an Komposten und Gärresten generiert (Tabelle 45). Die biologische Behandlung durch Grünabfallkompostierung generiert 500 kg Kompost je zugeführte Tonne Grüngut. Durch eine Bioabfallkompostierung werden 393 kg Kompost erzeugt und in einer kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage 212 kg Kompost und 219 kg Gärrest.

Tabelle 45: Prozentualer Output an Komposten und Gärresten aus der biologischen Abfallbehandlung je Inputtonne (Datengrundlage: Statistisches Bundesamt (2019))

Art der biologischen Behandlung	Kompost	Gärrest	Gesamt
Bioabfallkompostierung	39,1 %	0,2 %	39,3 %
Grünabfallkompostierung	50,0 %	-	50,0 %
Kombinierte Kompostierungs- und Vergärungsanlage	21,2 %	21,9 %	43,1 %

Bei Forcierung einer stofflichen Nutzung ist eine Grünabfallkompostierung unter Berücksichtigung der entsprechenden Wirkungsgrade einer biologischen Behandlung von Biogut vorzuziehen. Des Weiteren besitzen Komposte aus der Grünabfallkompostierung eine bessere Qualität als Komposte und Gärreste aus der Bioabfallbehandlung, da der Anteil an Stör- und Fremdstoffen geringer ist. Beim Einsatz von Komposten aus der biologischen Behandlung organischer Abfälle müssen weitere Aspekte berücksichtigt werden, weil bei einer Kompostdüngung der pflanzen-

verfügbare Stickstoffanteil im Kompost für den benötigten Stickstoffbedarf landwirtschaftlicher Pflanzen nicht ausreicht und zusätzlich mineralische Düngemittel eingesetzt werden müssen (HENNSEN (2009)). Deutschlandweit liegt das maximale Potenzial an Komposten und Gärresten aus der kombinierten Behandlung von Biogut bei 4,5 Mio.-t (Tabelle 46) und damit 400.000 t über dem Potenzial einer Bioabfallkompostierung. Zurzeit werden 1,5 Mio.-t Gärreste und Komposte aus der kombinierten Behandlung vermarktet (Statistisches Bundesamt (2019)). Die derzeitigen Produktionsmengen könnten verdreifacht werden bei flächendeckender Biogutsammlung und einem genutzten variablen Grüngutanteil von 100 Prozent.

Tabelle 46: Potenzial an Gärresten aus der kombinierten Kompostierung und Vergärung

Gärreste und Komposte [Mio.-t]		Variabler Grüngutanteil [%]										
		100 %	90 %	80 %	70 %	60 %	50 %	40 %	30 %	20 %	10 %	0 %
Anschlussgrad [%]	100 %	4,5	4,2	4,0	3,7	3,5	3,2	3,0	2,7	2,5	2,2	2,0
	90 %	4,0	3,8	3,6	3,3	3,1	2,9	2,7	2,5	2,2	2,0	1,8
	80 %	3,6	3,4	3,2	3,0	2,8	2,6	2,4	2,2	2,0	1,8	1,6
	70 %	3,1	2,9	2,8	2,6	2,4	2,3	2,1	1,9	1,7	1,6	1,4
	60 %	2,7	2,5	2,4	2,2	2,1	1,9	1,8	1,6	1,5	1,3	1,2
	50 %	2,2	2,1	2,0	1,9	1,7	1,6	1,5	1,4	1,2	1,1	1,0
	40 %	1,8	1,7	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2	1,1	1,0	0,9	0,8
	30 %	1,3	1,3	1,2	1,1	1,0	1,0	0,9	0,8	0,7	0,7	0,6
	20 %	0,9	0,8	0,8	0,7	0,7	0,6	0,6	0,5	0,5	0,4	0,4
	10 %	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2

Die im Rahmen einer biologischen Behandlung von Grüngut entstehenden Kompostmengen liegen bei einer flächendeckenden Erfassung und einem Grüngutanteil von 100 Prozent um 2,7 Mio. Tonnen über den maximalen Kompostaufkommen aus der kombinierten Kompostierung und Vergärung. Dadurch würde die Grünabfallkompostierung bis zu 119 Prozent mehr Komposte erzeugen als die anaerobe Behandlung von Biogut mit einem äquivalenten variablen Grüngutanteil. Unter Idealbedingungen könnten die Produktionsmengen an Komposten um den Faktor 4,8 vervielfacht werden.

Tabelle 47: Potenzial an Komposten aus der Grünabfallkompostierung

Kompost [Mio.-t]		Variabler Grüngutanteil [%]										
		100 %	90 %	80 %	70 %	60 %	50 %	40 %	30 %	20 %	10 %	0 %
Anschlussgrad [%]	100 %	7,2	6,9	6,7	6,4	6,1	5,8	5,5	5,2	5,0	4,7	4,4
	90 %	6,5	6,2	6,0	5,7	5,5	5,2	5,0	4,7	4,5	4,2	3,9
	80 %	5,8	5,6	5,3	5,1	4,9	4,6	4,4	4,2	4,0	3,7	3,5
	70 %	5,1	4,9	4,7	4,5	4,3	4,1	3,9	3,7	3,5	3,3	3,1
	60 %	4,3	4,2	4,0	3,8	3,7	3,5	3,3	3,1	3,0	2,8	2,6
	50 %	3,6	3,5	3,3	3,2	3,0	2,9	2,8	2,6	2,5	2,3	2,2
	40 %	2,9	2,8	2,7	2,5	2,4	2,3	2,2	2,1	2,0	1,9	1,8
	30 %	2,2	2,1	2,0	1,9	1,8	1,7	1,7	1,6	1,5	1,4	1,3
	20 %	1,4	1,4	1,3	1,3	1,2	1,2	1,1	1,0	1,0	0,9	0,9
	10 %	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5	0,4

Die Produktionsmenge an Komposten und Gärresten aus der biologischen Behandlung von Biogut und Grüngut würde bei einem variablen Grüngutanteil von 100 Prozent in Mecklenburg-Vorpommern zwischen 92.135 t (Bioabfallkompostierung) und 168.132 t (Grünabfallkompostierung) liegen. Die Produktionsmengen in den Landkreisen liegen um ein Vielfaches über den Produktionskapazitäten der Städte Rostock und Schwerin.

Durch den besseren Wirkungsgrad der Grünabfallkompostierung sind die maximalen Produktionsmengen an Komposten und Gärresten nur durch den forcierten Einsatz der Grüngutsammlung, in Verbindung mit einer zielgerichteten Biogutsammlung zu erzielen. Die Biogutsammlung muss dabei entsprechend angepasst werden, sodass vorwiegend der Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen gesammelt wird und es geringe Stoffstromverschiebungen zwischen erfassten Biogut- und Grüngut gibt. Alternativ könnten Nahrungs- und Küchenabfälle einer energetischen Verwertung im Rahmen der Restabfallbehandlung zugeführt werden und damit auf eine Biogutsammlung im Holsystem verzichtet werden.

Zusammenfassung der stofflichen Potenzialprognose

Das in Abbildung 61 dargestellte stoffliche Potenzial an organischen Abfällen aus Haushalten setzt sich zusammen aus maximal 24 Prozent Nahrungs- und Küchenabfällen, 30 Prozent Grüngut (variabler Grüngutanteil), das über eine Biogut- oder Grüngutsammlung erfasst werden kann und 46 Prozent Grüngut (invariabler Grüngutanteil) aus der Grüngutsammlung.

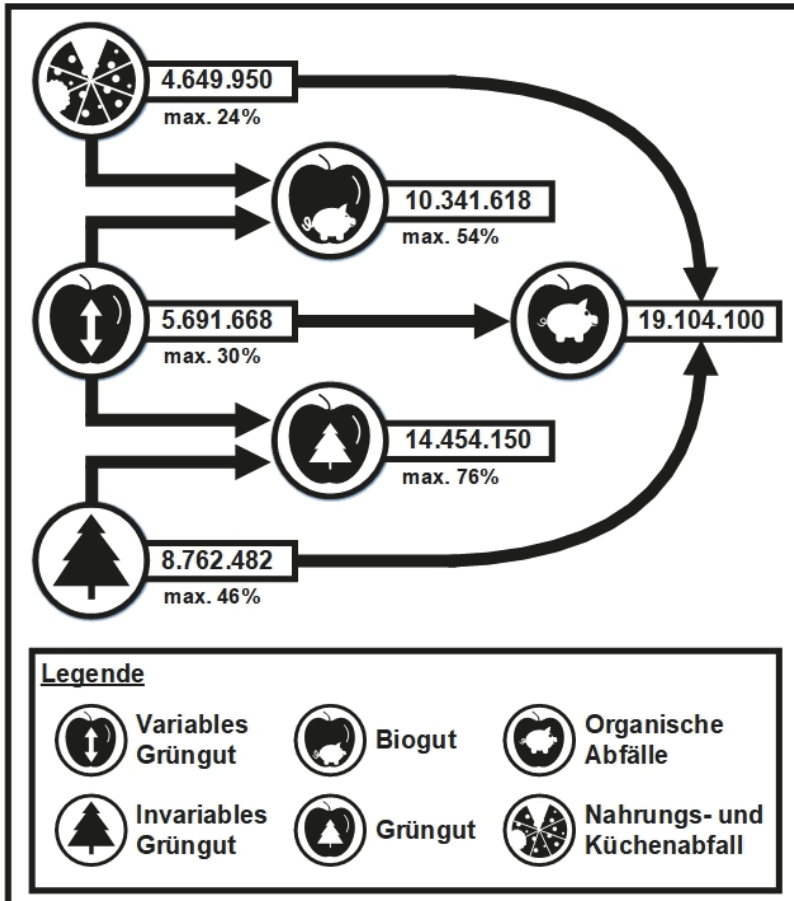


Abbildung 61: Erschließbares Potenzial der stofflichen Potenzialabschätzung.

Durch eine reine Grüngutsammlung ohne simultane Bioguterfassung sind deutschlandweit maximal 14,5 Mio.-t Grüngut erfassbar. Dies entspricht einer Erfassungsquote von 76 Prozent an der maximal organischen Abfallmenge. Durch

eine forcierte Biogutsammlung könnte das Potenzial an organischen Abfällen bis zu maximal 54 Prozent erschlossen werden. Dies entspricht einer erfassten Biogutmenge von 10,3 Mio.-t Biogut. Ein Großteil der eingetragenen Fremd- und Störstoffe wird durch die simultane Sammlung von Nahrungs- und Küchenabfällen in der Biotonne in die biologische Behandlung eingetragen. Aus diesem Grund sind bei einer reinen Grüngutsammlung die qualitativen Eigenschaften der Komposte und Gärreste denen einer reinen Erfassung von Biogut überlegen. Das Gesamtpotenzial von rund 19,1 Mio.-t. an organischen Abfällen ist nur durch simultane Biogut- und Grüngut-sammlung erschließbar.

Das ermittelte stoffliche Potenzial ist als die theoretisch erfassbare Menge an organischen Abfällen anzusehen. Da das technisch erfassbare Potenzial an organischen Abfällen neben der Bevölkerungsdichte ebenfalls abhängig von anderen Faktoren ist, liegen die real erfassbaren Mengen an Biogut und Grüngut unter dem theoretischen Potenzial.

Der prognostizierte invariable Grüngutanteil ist mit Ausnahme der Kernstädte in den hochverdichteten, verdichteten und ländlichen Kreisen nahezu gleichbleibend und damit eine Konstante im Rahmen der getrennten Erfassung organischer Abfälle aus Haushalten. Daraus ergibt sich, dass die stofflichen und energetischen Eigenschaften von Biogut durch die volatilen Anteile an Nahrungs- und Küchenabfällen sowie Grüngut bestimmt werden. Durch den Vergleich des prognostizierten Aufkommens an organischen Abfällen mit Literaturwerten wurde nachgewiesen, dass das einwohnerspezifische Aufkommen an organischen Abfällen in einem Landkreis oder einer kreisfreien Stadt durch ein monokausales Erklärungsmodell prognostizierbar ist.

4.3.3 Energetisches Potenzial im Rahmen der Sektorenkopplung

Zur Bestimmung des energetischen Potenzials wurde für alle Kreise und kreisfreien Städte mittels der vorgestellten Berechnungsformeln eine energetische Potenzialabschätzung durchgeführt. Eine Zusammenstellung der relevanten Konstanten und Prozessparameter zur energetischen Potenzialbestimmung ist in Tabelle 48 dargestellt. Zusätzlich zu den energetischen Parametern in Tabelle 48 werden für die vertiefte stoffliche und energetische Potenzialanalyse auf Landesebene die Grüngutanteile aus Tabelle 34 berücksichtigt. Ausgangsgrößen der energetischen Potenzialbestimmung sind die thermophilen Praxiswerte der kombinierten

Kompostierungs- und Vergärungsanlage sowie die Ergebnisse der mesophilen Batchversuche.

Tabelle 48: Konstanten und energetische Parameter der energetischen Potenzialabschätzung

Parameter	Wert		Einheit
Methangehalt	55		Vol.-%
Spezifischer Biogasertrag	Thermophil	Mesophil	
Nahrungs- und Küchenabfall	160	140	m ³ /t _{BG}
Grüngut	85	40	m ³ /t _{BG}
Heizwert	9,97		kWh/m ³
Wirkungsgrad Blockheizkraftwerk			
Elektrisch	40		%
Thermisch	44		%
Methanschlupf Gasaufbereitung	5		%
Anteil anaerobe Behandlung an biologischer Abfallbehandlung	83		%
Maximale Raumbelastung	14		kg _{oTM} m _{GR} ⁻³ d ⁻¹

Deutschlandweit ergibt sich ein durchschnittlicher spezifischer Biogasertrag von rund 119 m³ je Tonne Biogut bei thermophiler Betriebsweise und von 85 m³ je Tonne Biogut unter mesophilen Bedingungen. Die rurale Prägung Deutschlands, die bereits in Kapitel 4.3.1 festgestellt wurde, zeigt sich abermals am durchschnittlichen spezifischen Biogasertrag. Die Korrelation zwischen spezifischen Biogasertrag wurde bereits ausreichend erläutert. Die spezifischen Biogaserträge liegen bei 115 m³ je Tonne in ruralen Regionen und steigen auf 154 m³ je Tonne in stark urban geprägten Regionen, bei thermophil arbeitenden Anlagen. Die spezifischen Biogaserträge aus mesophilen Vergärungsanlagen sind deutlich unter denen der thermophilen Anlage und variieren zwischen 80 m³ und 132 m³ je Tonne Biogut. Aus den Datenpunkten in Abbildung 62 ist ersichtlich, dass sich die prognostizierten spezifischen Biogaserträge mit zunehmender Urbanisierung annähern. Die Differenz zwischen den Gaserträgen im ruralen Raum liegt bei maximal 35 m³ je Tonne Biogut und in urbanen Landkreisen und kreisfreien Städten nur noch bei 22 m³ je Tonne Biogut. Grund für diese Annäherung ist die nicht lineare Abnahme des variablen Grüngutanteils im Biogut.

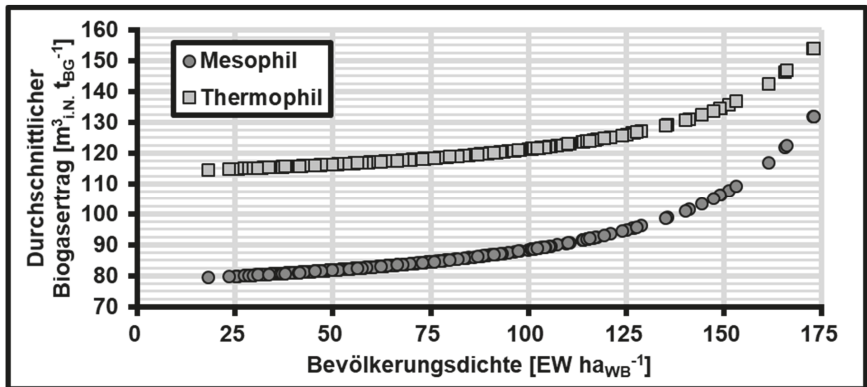


Abbildung 62: Durchschnittlicher Biogasertrag der Landkreise und kreisfreien Städte

Insgesamt könnten aus der anaeroben Behandlung von Biogut unter thermophilen Bedingungen maximal 1.019.060.569 Mio.-m³ Biogas bzw. 560.483.313 Mio.-m³ Biomethan mit einem Energiegehalt von 5.588.018.632 Kilowattstunden (kWh) generiert werden. Damit könnten 0,6 Prozent des deutschen Erdgasverbrauches substituiert werden. Die im Biogas enthaltene Bruttoenergie (Energiegehalt) je Tonne Biogut steigt mit zunehmender Bevölkerungsdichte und liegt zwischen 629 und 844 kWh je Tonne im thermophilen Anlagenbetrieb. Der durchschnittliche Energiegehalt für Deutschland liegt bei rund 651 kWh je Tonne, wobei rurale Regionen mindestens einen Energiegehalt von 302 kWh je Tonne aufweisen und der maximale Energiegehalt bei 877 kWh je Tonne in Frankfurt am Main liegt. FRICKE et al. (2012) ermittelten einen Energiegehalt im Biogas bei kontinuierlichen Trockenfermentationsanlagen von 653 kWh je Tonne Biogut. Der Vergleich der prognostizierten Energiegehalte mit den bekannten Literaturwerten bestätigt die energetische Potenzialbestimmung und damit auch die Aussagefähigkeit der energetischen Prognose. Die erzeugbare Energie wird hierbei maßgeblich durch den Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen im Biogut geprägt. Bei der energetischen Potenzialabschätzung einer Vergärungsanlage im mesophilen Betrieb liegt der Energiegehalt zwischen 436 und 768 kWh je Tonne Biogut und durchschnittlich bei 466 kWh je Tonne.

Wie bei den spezifischen Biogaserträgen kann eine Annäherung der thermophilen und mesophilen Energiegehalte auch aus Abbildung 63 erkannt werden.

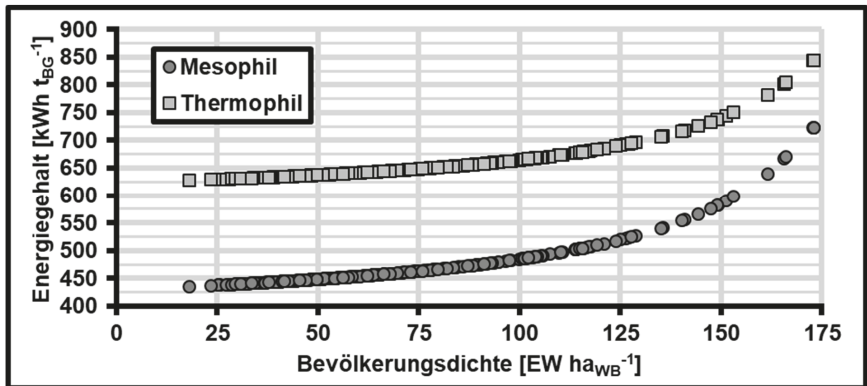


Abbildung 63: Maximaler Energiegehalt je Tonne Biogut nach anaerober Behandlung

Die erzeugte elektrische Arbeit aus einer thermophilen Betriebsweise beträgt bei einem angenommenen Wirkungsgrad von 40 Prozent zwischen 251 kWh und 351 kWh je Tonne und würde durchschnittlich bei 260 kWh je Tonne liegen. FRICKE et al. (2012) ermittelten Stromerzeugungskennzahlen für Biogut von 269 kWh_{el} je Tonne und befinden sich damit oberhalb der von HOFFSTEDTE et al. (2018) postulierten 230 kWh_{el} je Tonne. HOFFSTEDTE et al. (2018) berücksichtigten bei ihrer energetischen Betrachtung auch andere Vergärungsverfahren, die technologisch bedingt niedrigere spezifische Biogaserträge aufweisen. Die energetische Potenzialbetrachtung mit den spezifischen Biogaserträgen der mesophilen Batchversuche ergab für die elektrische Arbeit berechnete Werte von 174 bis 307 kWh_{el}. Diese Werte entsprechen den von HOFFSTEDTE et al. (2018) ermittelten Werten besser als die Prognose mit thermophilen Parametern. KERN (2012) gab für die erzeugte elektrische Arbeit einen Wert zwischen 200 und 300 kWh_{el} je Tonne an, welche sich innerhalb der prognostizierten Daten befinden.

Die durch eine mögliche energetische Umwandlung erzeugbare elektrische Arbeit von 2.235 GWh (thermophil) entspricht bei einer deutschlandweiten produzierten Arbeit von 40.480 GWh (Bundesnetzagentur / Bundeskartellamt (2020)) rund 5,5 Prozent der derzeitig produzierten elektrischen Energie aus Biomasse. Ausgehend von dem Monat mit der höchsten Biogasproduktion ist eine elektrische Leistung von 304 MW_{el} vorzuhalten, um die produzierte Energie im Rahmen einer energetischen Nutzung mittels Blockheizkraftwerk voll nutzbar zu machen. Diese Leistung entspricht einem Anteil von 3,8 Prozent der im Jahr 2018 installierten elektrischen Leistung aller

Biomasseanlagen in Deutschland. Bei 47 Prozent der Landkreise und kreisfreien Städte würde die durchschnittliche Bemessungsleistung eines Blockheizkraftwerkes bei thermophiler Betriebsweise unterhalb von 500 kW_{el} liegen und den wirtschaftlichen Betrieb vor zusätzlichen Herausforderungen stellen (Abbildung 64). Bei mesophil arbeitenden Kompostierungs- und Vergärungsanlagen würden 67 Prozent der Landkreise eine Bemessungsleistung von unter 500 kW_{el} vorweisen.

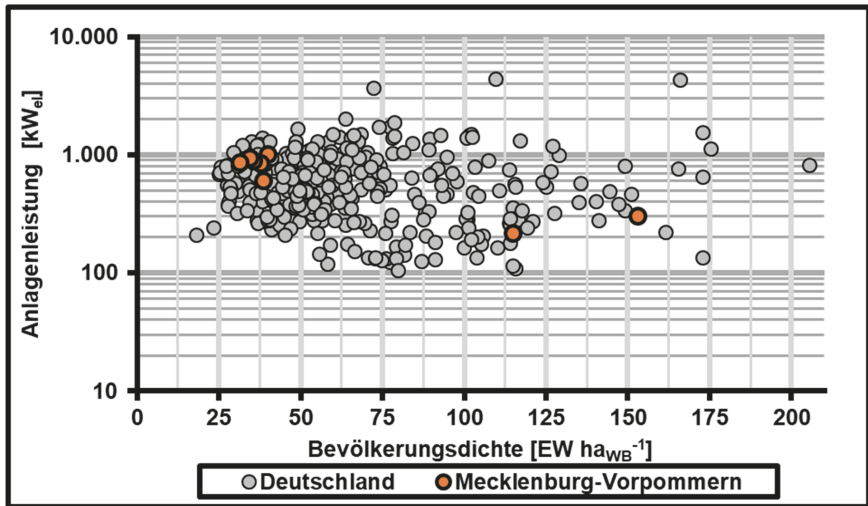


Abbildung 64: BHKW-Anlagenleistung der Kreis und kreisfreien Städte bei thermophiler Biogutbehandlung

Eine Tonne behandeltes Biogut würde durchschnittlich durch Biogaskonversion mittels Blockheizkraftwerks nach thermophiler Behandlung 286 kWh und nach mesophiler Behandlung 205 kWh Nutzwärme produzieren. Die erzeugte Nutzwärme liegt dabei bei einem thermischen Wirkungsgrad von 44 Prozent zwischen 277 und 386 kWh_{th} je Tonne Biogut nach thermophiler Behandlung und bei 192 bis 338 nach mesophiler Behandlung. Jährlich könnten durch die thermophile Behandlung von Biogut 2.459 GWh_{th} erzeugt werden. Biogas besitzt am thermischen Endenergieverbrauch einen Anteil von derzeit 13.394 GWh (BMW (2020)). Die thermische Nutzbarmachung von Biogas aus der anaeroben Biogutbehandlung hat damit das größte energetische Substitutionspotenzial. Mesophile Vergärungsanlagen für Biogut sind in der Lage Nutzwärme in Höhe von 1.760 GWh_{th} erzeugen und besitzen ein um 28 Prozent geringeres Substitutionspotenzial als thermophile Vergärungsanlagen.

Energetisches Potenzial innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns

Beispielhaft werden im Folgenden die Ergebnisse der energetischen Potenzialabschätzung für die kreisfreien Städte sowie für die Landkreise innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns aufgeführt. Da die thermophile Betriebsweise einen höheren spezifischen Biogasertrag aufweist, wird die vertiefte energetische Potenzialbetrachtung nur für einen thermophilen Anlagenbetrieb durchgeführt.

Aus Tabelle 49 ist ersichtlich, dass die Grüngutanteile innerhalb der Landkreise stark variieren. In den Landkreisen schwankt der Grüngutanteil im Biogut zwischen 13 und 69 Prozent, wobei der durchschnittliche Grüngutanteil bei 60 Prozent liegt. Im Durchschnitt liegt der Grüngutanteil in Rostock 31 Prozent und der in Schwerin 48 Prozent. Während der variable Grüngutanteil der Hansestadt Rostock bei maximal 40 Prozent liegt, steigt er in Schwerin auf 58 Prozent und in den ländlich geprägten Landkreisen auf bis zu 69 Prozent im Biogut an. Dieser steigende Grüngutanteil korreliert mit dem Grad der Urbanisierung einer Region und führt im Zeitraum März bis November zu erheblichen Einbußen im spezifischen Biogasertrag bei rural geprägten Gebieten. Die damit verbundene sinkende Gasproduktion wird in der Praxis aber durch vegetationsbedingte, steigende Biogutmengen teilweise kompensiert. Die resultierenden spezifischen Biogaserträge liegen innerhalb der Landkreise im Durchschnitt bei 115 m³ je Tonne Frischmasse und bei 124 bzw. 137 m³ je Tonne in den kreisfreien Städten Schwerin und Rostock.

Tabelle 49: Prognostizierter spezifischer Biogasertrag der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern im jahreszeitlichen Verlauf

Herkunft der Abfälle	Spezifischer Biogasertrag [m ³ t _{FM} ⁻¹]					
	Minimum		Maximum		Durchschnitt	
HRO	129,75	(40 %)	156,67	(4 %)	136,90	(31 %)
SN	116,14	(58 %)	153,39	(9 %)	123,91	(48 %)
LUP	108,16	(69 %)	150,01	(13 %)	115,31	(59 %)
MSE	108,58		150,23		115,79	
LRO	108,47		150,17		115,67	
VR	108,35		150,11		115,54	
NWM	108,51		150,20		115,71	
VG	108,29		150,08		115,47	

(x) = Grüngutanteil

Berücksichtigt man die organischen Trockenmasseanteile der jeweiligen Jahreszeiten ergibt sich, dass in urbanen Gebieten die Monate Februar bis April (Frühling) die 3 Monate mit den höchsten spezifischen Biogaserträgen sind. Gleichzeitig kommt es zu einer Verschiebung der substratspezifischen Spitzenerträge an Biogas in die Wintermonate, je ländlicher eine Region geprägt ist (Tabelle 50). Ursächlich dafür ist die jahreszeitlich bedingte Änderung des Anteils der Nahrungs- und Küchenabfälle im Biogut, welche bei urban geprägten Gebieten durch den geringeren Grüngutanteil im Biogut kompensiert wird. Unter Berücksichtigung der Batchversuche wurde ebenfalls der höchste spezifische Biogasertrag (Bezugsgröße: Organische Trockenmasse) in einem urbanen Gebiet im Jahr 2018 im Frühjahr gemessen und die Aussage der Prognose verifiziert.

Tabelle 50: Spezifischer Biogasertrag im jahreszeitlichen Verlauf (Bezugsgröße: Organische Trockenmasse) ausgewählter Landkreis und kreisfreie Städte in Mecklenburg-Vorpommern

Herkunft der Abfälle	Spezifischer Biogasertrag [$\text{m}^3_{\text{BG i.N. t}_{\text{OTM}}^{-1}}$]											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
HRO	616	623	682	626	613	529	536	521	589	600	596	603
SN	597	610	630	563	549	474	482	466	528	539	535	574
LUP	578	596	590	523	511	441	449	434	492	502	498	548

Unter Berücksichtigung der jeweiligen Einwohnerzahlen in den Landkreisen und kreisfreien Städten kann das monatliche Biogutauflkommen ermittelt werden, welches einer möglichen Behandlung zugeführt werden kann. In Abbildung 65 ist das monatliche Aufkommen an Biogut vor der Aufbereitungsstufe dargestellt. Die notwendige Aufbereitung bei Biogut beinhaltet neben der Abtrennung von Stör- und Fremdstoffen durch verschiedene Prozessstufen, wie beispielsweise Magnetabscheider und Siebe, das Homogenisieren des Inputmaterials der anaeroben Stufe sowie das Untermischen möglicher Co-Substrate in den Stoffstrom. Eindeutig ist aus der Abbildung zu erkennen, dass Grüngut die dominierende Fraktion im Biogut außerhalb der vegetationsarmen Zeit ist, je ländlicher eine Region geprägt ist.

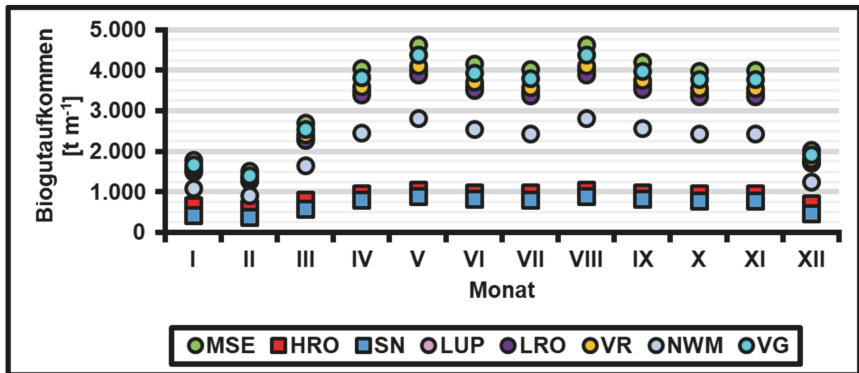


Abbildung 65: Prognostiziertes monatliches Biogutaufkommen der Landkreise und kreisfreien Städte in Mecklenburg-Vorpommern im jahreszeitlichen Verlauf

Aus den Daten in Abbildung 65 ist sichtbar, dass das maximale und minimale Biogutaufkommen zwischen den betrachteten Regionen stark variiert. Der prozentuale Grüngutanteil am maximalen Biogutaufkommen ist am niedrigsten im Monat Februar. In der Stadt Rostock liegt er bei 4 Prozent und in ländlich geprägten Kreisen bei durchschnittlich 13 Prozent. In den vegetationsreichen Monaten steigt der Grüngutanteil auf bis zu 69 Prozent in den Landkreisen und in den kreisfreien Städten bei mindestens 40 Prozent am Biogutgesamtaufkommen. Das monatspezifische Biogutaufkommen im Februar liegt in ländlichen Kreisen 68 Prozent unter dem maximalen Biogutaufkommen.

Die Anlagenauslastung, unter der Annahme eines quantitativ und qualitativ gleichbleibenden Inputs, innerhalb der Wintermonate liegt bei durchschnittlich 32 Prozent in den ländlichen Kreisen und bei 41 beziehungsweise 56 Prozent für die Städte Schwerin und Rostock (Tabelle 51). Alle Anlagen sind in der Zeit zwischen April und November zu mindestens 86 Prozent ausgelastet. Das sinkende Biogutaufkommen resultiert in verlängerten hydraulischen Verweilzeiten. Die Ergebnisse decken sich mit Aussagen, dass Fermenter zur anaeroben Vergärung im Winter deutlich unter 40 Prozent ausgelastet sein können (DITTRICH et al. (2017)). Besonders in den Wintermonaten ist der ökonomische Betrieb von Bioabfallvergärungsanlagen in ruralen Gebieten anzuzweifeln, da die Substratverfügbarkeit in den Monaten Dezember bis März stark sinkt. Eine Möglichkeit, einen sicheren Betrieb der Anlage auch in den Wintermonaten zu gewährleisten, ist eine redundante Ausführung der

Gärstrecke mit dem Vorteil der Wartungs- und Reparaturmöglichkeit an abgeschalteten Geräten (ATV-DVWK (2003)).

Tabelle 51: Anteil am maximalen Biogutaufkommen im jahreszeitlichen Verlauf

Monat	Landkreis oder kreisfreie Stadt							
	HRO	SN	LUP	MSE	LRO	VR	NWM	VG
I	64 %	48 %	38 %	39 %	39 %	39 %	39 %	39 %
II	56 %	41 %	32 %	33 %	33 %	32 %	33 %	32 %
III	76 %	65 %	58 %	59 %	58 %	58 %	58 %	58 %
IV	91 %	89 %	87 %	87 %	87 %	87 %	87 %	87 %
V	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
VI	93 %	91 %	90 %	90 %	90 %	90 %	90 %	90 %
VII	92 %	89 %	87 %	87 %	87 %	87 %	87 %	87 %
VIII	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
IX	93 %	92 %	91 %	91 %	91 %	91 %	91 %	91 %
X	92 %	88 %	86 %	86 %	86 %	86 %	86 %	86 %
XI	91 %	88 %	86 %	86 %	86 %	86 %	86 %	86 %
XII	67 %	52 %	44 %	44 %	44 %	44 %	44 %	44 %

Wenn als Bezugsgröße zur Anlagendimensionierung das maximale tägliche Biogutaufkommen dient, wird von einem gleichbleibenden Anlageninput ausgegangen. Dies führt zu Teillastbetrieb einhergehend mit Einbußen der Anlageneffizienz (ATV-DVWK (2003)). Unter Berücksichtigung der tatsächlich verfügbaren Substrate ergibt sich die reale benötigte Anlagenkapazität. Es ergeben sich für die betrachteten Regionen die in Abbildung 66 dargestellten, prognostizierten und realen Anlagenkapazitäten und Auslastungsgrade der Gärstrecke. Obwohl die Städte Schwerin und Rostock ähnliche Anlagenkapazitäten aufweisen, gibt es deutliche Unterschiede in der durchschnittlichen Auslastung der Anlage. Grund dafür sind die Wechselbeziehungen zwischen Einwohner je Wohnbaufläche und der Anzahl der Einwohner im betrachteten Gebiet. Dies kann dazu führen, dass zwei Landkreise oder kreisfreie Städte eine nahezu gleiche Anlagenkapazität aufgrund des Substrataufkommens besitzen sich, aber sich in anderen anlagenspezifischen Kennwerten (Biogasertrag, Substratverfügbarkeit etc.) deutlich unterscheiden. Die reale Anlagenauslastung in den ländlichen Kreisen liegt bei 76 bis 77 Prozent, die von

Schwerin bei 80 Prozent, die von Rostock bei 86 Prozent. Es zeigt sich, dass der variable Grüngutanteil die Substratverfügbarkeit auch in urban geprägten Regionen beeinflusst und Auslastungsgrade über 86 Prozent auf Landesebene nicht realisierbar sind.

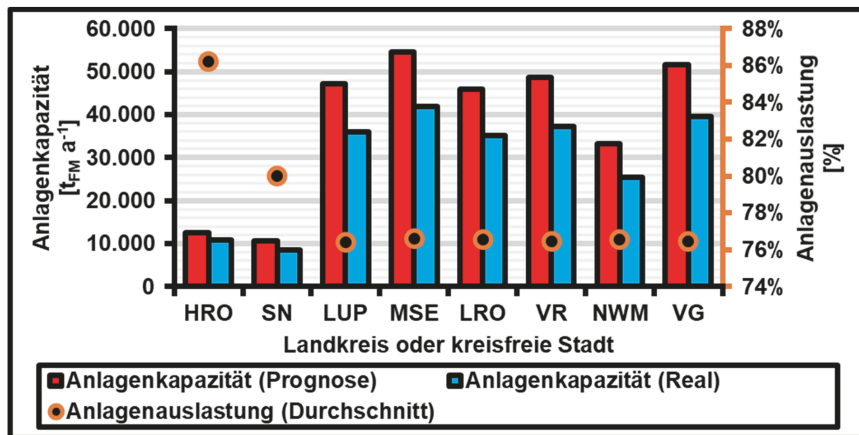


Abbildung 66: Anlagenkapazität der anaeroben Vergärung von Biogut

Die erforderliche Anlagenkapazität müsste landesweit 304.409 Tonnen betragen, um die maximal erfassbaren 234.440 Tonnen Biogut behandeln zu können. Die 234.440 Tonnen würden zu 92 Prozent aus der Bioguterfassung im ruralen Raum stammen. Im Jahresschnitt wären die Anlagen in Mecklenburg-Vorpommern zu 77 Prozent ausgelastet. Daraus ergibt sich, dass der Grenzwert an einsetzbaren Co-Substraten gemäß EEG im Rahmen der Vergärung von Biogut, unter dem Gesichtspunkt der gleichbleibenden Substratverfügbarkeit, höher gewählt werden kann als 10 Prozent.

Für die maximale Raumbelastung wurde in der Berechnung ein Grenzwert von täglich 14 Kilogramm organischer Trockenmasse je Kubikmeter Gärraumvolumen ($\text{kg}_{\text{OTM}} \text{m}_{\text{GR}}^{-3} \text{d}^{-1}$) definiert. Nach KRASSOWSKI et al. (2013) haben Pfropfenstromreaktoren eine durchschnittliche tägliche Raumbelastung von 5 bis 15 $\text{kg}_{\text{OTM}} \text{m}_{\text{GR}}^{-3} \text{d}^{-1}$. Aus Tabelle 52 wird ersichtlich, dass alle Anlagen mit einer stark wechselnden Raumbelastung beim Übergang in und aus der vegetationsarmen Zeit betrieben werden. Die Stärke dieser Lastwechsel steht in direktem Zusammenhang mit dem steigenden oder abnehmenden Grüngutanteil im Biogut. Ebenfalls kann festgestellt werden, dass in rural geprägten Regionen die Raumbelastung in den

Wintermonaten im Bereich vom empfohlenen Grenzwert von $5 \text{ kg}_{\text{OTM}} \text{ m}_{\text{GR}}^{-3} \text{ d}^{-1}$ liegt, sich aber noch innerhalb der Bereichsgrenzen befindet.

Tabelle 52: Raumbelastung (Bezugsgröße: Organische Trockenmasse)

Herkunft der Abfälle	Raumbelastung [$\text{kg}_{\text{OTM}} \text{ m}_{\text{GR}}^{-3} \text{ d}^{-1}$]											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
HRO	9,1	8,8	9,0	11,2	11,9	13,4	12,9	14,0	12,1	11,5	11,7	9,5
SN	6,8	6,4	7,7	10,9	11,9	13,2	12,4	14,0	11,9	11,1	11,4	7,4
LUP	5,4	5,0	6,9	10,7	11,9	13,0	12,1	14,0	11,8	10,8	11,2	6,2
MSE	5,5	5,1	7,0	10,7	11,9	13,0	12,1	14,0	11,8	10,8	11,2	6,2
LRO	5,5	5,1	7,0	10,7	11,9	13,0	12,1	14,0	11,8	10,8	11,2	6,2
VR	5,5	5,1	6,9	10,7	11,9	13,0	12,1	14,0	11,8	10,8	11,2	6,2
NWM	5,5	5,1	7,0	10,7	11,9	13,0	12,1	14,0	11,8	10,8	11,2	6,2
VG	5,4	5,1	6,9	10,7	11,9	13,0	12,1	14,0	11,8	10,8	11,2	6,2

Die prognostizierte hydraulische Verweilzeit in den rural geprägten Landkreisen vervielfacht sich im Vergleich zur vegetationsreichen Zeit in den Wintermonaten auf bis zu 62 Tage. Typische Verweilzeiten in Pfpfenstromreaktoren liegen bei 10 bis 40 Tagen (KRASSOWSKI et al. (2013)). Durch die durchgeführten Batchversuche wurde festgestellt, dass unter mesophilen Bedingungen eine Verweilzeit von mindestens 15 bis 20 Tagen für eine optimale Biogasproduktion erforderlich ist. Da bei einer thermophilen Betriebsweise der anaeroben Stufe mit höheren Abbauraten und höhere Gaserträgen zurechnen ist, dürfte eine Verweilzeit von 15 bis 20 Tagen ebenfalls ausreichend sein (LIEBENEINER (2010); LANGHANS et al. (2020)). In der vegetationsreichen Zeit von März bis September würde die hydraulische Verweilzeit innerhalb der bekannten Betriebsgrenzen liegen. Aus den berechneten Anlagendaten erschließt sich ebenfalls, dass mit Ausnahme der Hansestadt Rostock alle anderen Regionen in den Wintermonaten oberhalb der empfohlen hydraulischen Verweilzeit von 40 Tagen betrieben werden würden wie in Tabelle 53 dargestellt.

Tabelle 53: Hydraulische Verweilzeit

Herkunft der Abfälle	Hydraulische Verweilzeit [d]											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
HRO	34,7	35,6	29,4	23,6	22,2	23,2	24,1	22,2	23,0	24,2	23,8	33,1
SN	46,4	48,8	34,4	24,3	22,2	23,7	25,1	22,2	23,4	25,2	24,5	42,4
LUP	57,9	62,4	38,2	24,7	22,2	23,9	25,7	22,2	23,7	25,8	25,0	50,8
MSE	57,2	61,5	38,0	24,6	22,2	23,9	25,6	22,2	23,6	25,8	25,0	50,3
LRO	57,4	61,7	38,0	24,7	22,2	23,9	25,6	22,2	23,6	25,8	25,0	50,4
VR	57,6	62,0	38,1	24,7	22,2	23,9	25,7	22,2	23,6	25,8	25,0	50,6
NWM	57,3	61,7	38,0	24,7	22,2	23,9	25,6	22,2	23,6	25,8	25,0	50,4
VG	57,7	62,1	38,1	24,7	22,2	23,9	25,7	22,2	23,6	25,8	25,0	50,7

Die Biogasproduktivität als Kennwert der produzierten Biogasmenge je m³-Arbeitsvolumen im betrachteten Monat variiert stark zwischen den Regionen. Die Produktivität liegt in der urban geprägten Stadt Rostock (5,5 bis 7,3 m³_{BG} m³_{AV}⁻¹ d⁻¹) deutlich über der Produktivität in den rural geprägten Gebieten (3,0 bis 6,1 m³_{BG} m³_{AV}⁻¹ d⁻¹). Aufgrund der sinkenden Substratverfügbarkeit liegt die niedrigste Biogasproduktivität in allen Regionen, trotz des höheren spezifischen Biogasertrages, in den Wintermonaten.

Die monatliche Biogasproduktion ist in Abbildung 67 dargestellt. Die deutlich höhere Biogasproduktion der ruralen Landkreise resultiert aus dem größeren einwohner-spezifischen Biogutaukommen. Die landesweite Produktion an Biogas variiert zwischen 1,1 Mio. m³ im Februar und 2,4 Mio. m³ im Mai und August. Dadurch werden innerhalb der vegetationsarmen Zeit 1,3 Mio. m³ Biogas weniger produziert. Da besonders in den Wintermonaten bestehende Produktionsengpässe, durch die abnehmende Einspeisung von elektrischer Energie aus Photovoltaikanlagen, im Energienetz zu erwarten sind, ist die Produktion von Biogas zur Stabilisierung des energetischen Systems in dieser Zeit von besonderer Wichtigkeit. Da die Abnahme der Biogasproduktion für kombinierte Kompostierungs- und Vergärungsanlagen typisch ist, würde durch den Ausbau der anaeroben Biogutbehandlung der Bedarf an Ausgleichsenergie in der vegetationsarmen Zeit noch weiter steigen. Die monatliche Biogasproduktion liegt in der vegetationsarmen Zeit in den Landkreisen 55 Prozent unter dem maximalen Biogutaukommen.

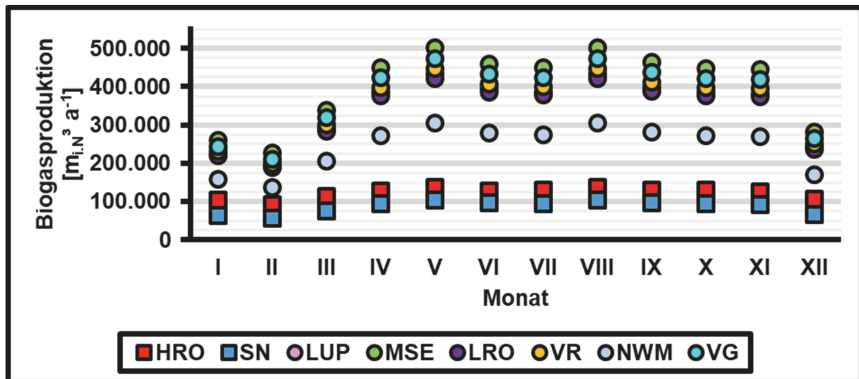


Abbildung 67: Biogasproduktion im Jahresverlauf

Zur Bestimmung der Auslegungsleistung eines Blockheizkraftwerkes wird ein durchschnittlicher Methangehalt von 55 Vol.-% im Biogas angenommen, bei einem elektrischen Wirkungsgrad von 40 Prozent sowie einem thermischen Wirkungsgrad von 44 Prozent. Die prognostizierte Anlagenleistung ist abhängig von der produzierten Biogasmenge sowie vom Methan-Gehalt im Biogas. Abbildung 68 stellt dar, dass die thermische und elektrische Leistung stark variiert. Während in den Städten Rostock und Schwerin die vorzuhaltende thermische und elektrische Anlagenleistung noch bei 75 bzw. 60 Prozent der installierten Leistung liegt, werden im ländlichen Raum nur noch 50 Prozent der installierten Anlagenkapazität in der vegetationsarmen Zeit benötigt. Dadurch bedingt stehen in den Wintermonaten, wenn die Verfügbarmachung von thermischer Energie als Heizwärme von besonderer Bedeutung ist, nur anteilig thermische Energie zur Verfügung. Des Weiteren wird in den Monaten mit hoher solarer Einstrahlung ein Großteil der Energie zur Verfügung gestellt und eine kommerzielle Nutzung der Abwärme wird zusätzlich erschwert.

Um das gesamte Potenzial auszuschöpfen, müsste die gesamte installierte elektrische Leistung bei 6.930 kW liegen und die thermische Leistung bei 7.622 kW, ausgehend von der maximalen Anlagenkapazität. Durch die flächendeckende Einführung der anaeroben Behandlung von Biogut könnten im Idealfall (Anschlussgrad und variabler Grüngutanteil bei jeweils 100 Prozent) nur 2 Prozent der bestehenden Anlagenkapazität an Biogasanlagen in Mecklenburg-Vorpommern substituiert werden.

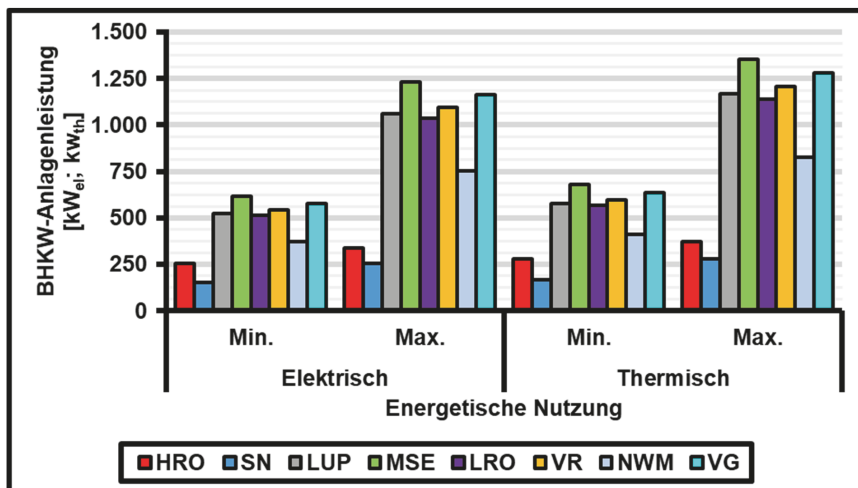


Abbildung 68: Anlagenleistung BHKW

Aus Abbildung 67 ist ersichtlich, dass die maximale Leistung in allen betrachteten Regionen im Zeitraum April bis November zu Verfügung steht. In diesem Zeitraum würde in allen Landkreisen und kreisfreien Städten die Anlagenauslastung zwischen 89 und 100 Prozent betragen. Die Volllaststundenzahl konventioneller Biogasanlagen kann mittels Vergärung von Biogut nicht erreicht werden (Tabelle 54).

Tabelle 54: Energetische Kenndaten der Landkreise und kreisfreien Städte

Herkunft der Abfälle	Energetische Kenndaten [kWh]		
	Elektrische Leistung	Nutzwärme	Betriebsstunden
HRO	2.684.337	2.952.770	7969
SN	1.917.075	2.108.782	7479
LUP	7.565.704	8.322.274	7134
MSE	8.813.864	9.695.251	7154
LRO	7.400.730	8.140.803	7149
VR	7.826.481	8.609.129	7143
NWM	5.370.493	5.907.542	7151
VG	8.297.672	9.127.439	7141
MV	49.876.358	54.863.994	7197

Zusammenfassung der energetischen Potenzialprognose

Aus der energetischen Potenzialrechnung ergeben sich für die anaerobe Behandlung von Biogut spezifische Biogaserträge zwischen 80 m^3 und 154 m^3 je Tonne Biogut. Die thermophile Behandlung von Biogut generiert einen Biogasmehrertrag gegenüber der mesophilen Vergärung von 22 bis 35 m^3 je Tonne Biogut in Abhängigkeit vom variablen Grüngutanteil im Biogut.

Die durchschnittliche BHKW-Anlagenleistung würde bei einer ausschließlichen thermophilen Vergärung bei 47 Prozent der Landkreise und kreisfreien Städte unter $500 \text{ kW}_{\text{el}}$ liegen. Bei ausschließlicher mesophiler anaerober Behandlung würden 67 Prozent der Anlagen eine installierte Leistung von unter $500 \text{ kW}_{\text{el}}$ haben. Das ermittelte theoretische Potenzial an erfassbaren Biogutaufkommen würde deutlich über dem realistischen technischen Potenzial liegen und die Problematik der Substratverfügbarkeit weiter erhöhen und die Anlagenkapazität weiter mindern. Der thermischen Nutzung sowie der Einspeisung von Biomethan stehen vielfältige Herausforderungen bei der Standortauswahl beziehungsweise steigende Investitionskosten für den Neubau von Gas-, Fern- und Warmwärmnetzen gegenüber, die eine energetische Nutzung aus ökonomischer Sicht weitestgehend ausschließen. Für einen Großteil der Kreise ist die anaerobe Behandlung von Biogut aus Gründen der Substratverfügbarkeit keine Alternative zur Kompostierung.

Die vertiefte stoffliche und energetische Potenzialanalyse für Mecklenburg-Vorpommern kam zu dem Ergebnis, dass insbesondere in ländlichen Kreisen der volatile Grüngutanteil im Biogut die energetische Nutzung vor hohen Herausforderungen stellt. Das Biogutaufkommen der Landkreise im Februar liegt maximal 68 Prozent unter dem maximalen Biogutaufkommen. Die reale Anlagenauslastung schwankt zwischen 76 Prozent bei ländlichen Kreisen und 86 Prozent in urban geprägten Regionen. Die monatspezifische Biogasproduktion variiert zwischen $1,1 \text{ Mio.}\cdot\text{m}^3$ im Februar und $2,4 \text{ Mio.}\cdot\text{m}^3$ im Mai und August. Sowohl urbane und rurale Anlagen würden mit hohen hydraulischen Verweilzeiten in den Wintermonaten arbeiten und freie Kapazitäten Innerhalb der Gärstrecke und der gasführenden Anlagenteile besitzen.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die biologische Behandlung haushaltsstämmiger organischer Abfälle innerhalb Deutschlands ist mit hohen Herausforderungen in Planung und Betrieb verbunden. In den letzten Jahren hat sich die anaerobe Behandlung als Alternative zur gebräuchlichen Kompostierung etabliert. Inhaltlich wurde diese Dissertation konzipiert, das stoffliche und energetische Potenzial der biologischen Behandlung haushaltsstämmiger organischer Abfälle, in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte zu bestimmen sowie die Möglichkeit der gesteigerten Substratverfügbarkeit in den vegetationsarmen Monaten durch den Einsatz von silierten Biogut zu prüfen.

Durch das Monitoring der Praxisanlagen in Kombination mit der Bestimmung der Substratcharakteristik wurden die Berechnungsformeln für die energetische Potenzialabschätzung verfeinert und Aussagen über Substrataufkommen sowie Biogaserträge sind dadurch im jahreszeitlichen Verlauf möglich. Innerhalb der energetischen Potenzialbetrachtung wurde, in Verbindung mit den maximalen und minimalen spezifischen Biogaserträgen der Praxisanlage, die Mittelwerte der Trockenmassen, organischen Trockenmassen aus der Substratcharakterisierung verwendet. Der spezifische Biogasertrag der thermophil arbeitenden kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage liegt zwischen 85 und 160 m³ je Tonne Biogut. In der zweiten Phase der Dissertation wurde durch die getrennte Bestimmung der stoffspezifischen Eigenschaften von urbanem und ruralem Biogut in einem Zeitraum von zwei Jahren die spezifischen Biogas- und Methanerträge sowie die Abbaukinetik von Biogut in mesophilen Batchversuchen bestimmt. Die ermittelten Geschwindigkeitskonstanten liegen zwischen 0,26 und 0,43 bei Biogas und zwischen 0,23 bis 0,39 bei Methan. Die ermittelten Geschwindigkeitskonstanten deuten auf stabile und schnelle Abbaubedingungen hin. Der spezifische Biogasertrag liegt zwischen 40 und 140 m³ je Tonne Frischmasse bei einem Methangehalt von 54 bis 63 Vol.-%. Damit liegen diese Parameter unter den Erträgen der Praxisanlage, die unter thermophilen Bedingungen arbeitet.

Ergänzend zu den diskontinuierlichen Versuchen, erfolgte die Bestimmung des Anteils an Stör- und Fremdstoffen von aufbereitetem Biogut urbaner und ruraler Herkunft durch Sortieranalysen. Die händische Sortierung kam zu dem Ergebnis, dass sowohl rurales als auch urbanes Biogut hohe Anteile an Stör- und Fremdstoffen auch nach einer mechanischen Aufbereitung aufweisen. Die qualitativen Eigenschaften von

ruralem Biogut liegen trotzdem über denen von Biogut urbaner Herkunft. Unter der Annahme, dass die ermittelten Stör- und Fremdstoffgehalte von aufbereitetem Biogut für das gesamte erfassbare Biogut gelten, würden zwischen 134.762 und 587.114 Tonnen Stör- und Fremdstoffe in der anaeroben Biogutbehandlung mitbehandelt werden. Aussagen über den möglichen Eintrag von Fremd- und Störstoffen auf landwirtschaftliche Flächen können daraus jedoch nicht gemacht werden.

Silierungsversuche mit aufbereitetem Biogut bildeten den Abschluss der zweiten Versuchsphase der Dissertation. Die Versuche kamen zu dem Ergebnis, dass eine klassische Silierung von Biogut nicht stattfindet, da ein Großteil der wasserlöslichen Kohlenhydrate zwischen Abfallentstehung und Abfallbehandlung schon mikrobiell abgebaut werden und somit den Milchsäurebakterien nicht zur Verfügung stehen und es dadurch zu einer Fehlgärung unter Clostridieneinfluss kommt. Die Beeinflussung der stofflichen und energetischen Charakteristika von Biogut durch anaerobe Lagerung und Vorbehandlung mittels homofermentativen Silierungsmitteln konnte nachgewiesen werden. Dies äußerte sich in der Zunahme mikrobieller Abbauprodukte sowie in Änderungen der spezifischen Biogas- und Methanerträge von urbanem und ruralem Biogut. Es wurde festgestellt, dass der spezifische Biogasertrag von Biogut aus ruralen Regionen unter dem Einfluss der Silierung steigt, während der spezifische Biogasertrag aus urban geprägten Gebieten sinkt. Der spezifische Methanertrag von urbanem Biogut wird nur gering durch die Silierung beeinflusst, während der Methanertrag von ruralem Biogut durch beide Varianten der Silierung steigt. Homofermentative Siliermittel haben einen Einfluss auf Biogut aus ruralen Regionen und steigern den spezifischen Gasertrag. Nachteil des Einsatzes homofermentativer Bakterien ist die beschleunigte Fehlgärung von urbanem Biogut. Da in allen Versuchsreihen eine Fehlgärung beziehungsweise eine beginnende Fehlgärung festgestellt wurde, ist ein großtechnischer Einsatz mit zusätzlichen Herausforderungen verbunden und die Silierung ohne Co-Substrate derzeitig ausgeschlossen. Die kombinierte Silierung von Biogut mit Co-Substraten mit hohen Anteilen wasserlöslicher Kohlenhydrate wäre eine Möglichkeit, die noch eingehender untersucht werden müsste. Frischmasse- und Trockenmasseverluste von behandelten und unbehandelten Biogut urbaner Herkunft sind mehr als doppelt so hoch wie bei ruralem Biogut.

Die stoffliche und energetische Potenzialbetrachtung ist der zentrale Inhalt des letzten Abschnitts. Dazu wurden, aufbauend auf statistischen Daten, verschiedene

Berechnungsformeln entwickelt. Mit der entwickelten Methodik ist es möglich, das Potenzial an organischen Abfällen auf Ebene der Landkreise und kreisfreien Städte zu prognostizieren. Ebenfalls wurden die Wechselbeziehungen zwischen erfassbarem Grüngut- und Biogutmengen betrachtet und festgestellt, dass maximal 41 Prozent vom Gesamtgrüngutaufkommen aus Haushalten über die Biotonne erfassbar sind, während 59 Prozent vom Gesamtgrüngutaufkommen nur durch eine gezielte Grüngutsammlung zu erfassen sind. Durch eine reine Grüngutsammlung ließen sich 76 Prozent der organischen Abfälle einsammeln, welche einer stofflichen und/oder energetischen Verwertung zugeführt werden könnten. Durch eine flächendeckende Biogutsammlung könnten nur 54 Prozent der organischen Abfälle einer stofflichen und energetischen Verwertung zugeführt werden. Durch die ermittelten Berechnungsformeln konnten ebenfalls organische Teilfraktion identifiziert werden. Diese Teilfraktionen wären Nahrungs- und Küchenabfälle im Biogut, der invariable Grüngutanteil, der ausschließlich im Grüngut zu finden ist, sowie der variable Grüngutanteil welcher mittels Biogut- und/oder Grüngutsammlung erfasst werden kann. Eine simultane Sammlung von Biogut und Grüngut würde dazu führen, dass sich der variable Grüngutanteil auf beide Entsorgungsarten aufteilt. Dies würde zusätzlich die Planung biologischer Abfallbehandlungsanlagen erschweren. Unter Berücksichtigung des variablen Grüngutanteils im Biogut lässt sich das energetische Potenzial im Rahmen einer anaeroben Behandlung ermitteln und die Planung von kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen kann optimiert werden. Des Weiteren ist es möglich, die flächenspezifischen Erfassungsmengen an organischen Abfällen innerhalb der Landkreise und kreisfreien Städte unter Berücksichtigung des Anschlussgrades und des variablen Grüngutanteils durch das entwickelte monokausale Erklärungsmodell zu bestimmen. Durch die differenzierte Betrachtung der Nahrungs- und Küchenabfälle sowie der beiden Grüngutfraktionen konnten die Wechselwirkungen zwischen Biogut- und Grünguterfassung aufgezeigt sowie das einwohnerspezifische Aufkommen an organischen Abfällen aus Haushalten mathematisch bestimmt werden. Es konnte gezeigt werden, dass der invariable Grüngutanteil, der nur mittels Grüngutsammlung erfasst werden kann, nahezu konstant bei 46 Prozent für Gesamtdeutschland liegt. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die stofflichen und energetischen Eigenschaften von organischen Abfällen durch die volatilen Anteile an Grüngut sowie an Nahrungs- und Küchenabfällen bestimmt werden. Ebenfalls ist daraus zu schließen, dass durch die Einführung der Biotonne

vorwiegend krautiges Grüngut erfasst wird und der invariable Grüngutanteil davon nicht beeinflusst wird. Eine Stoffstromverlagerung liegt nur bei krautigen Biogut vor. Der invariable Grüngutanteil sowie der Anteil an Nahrungs- und Küchenabfällen zeigt ein eher volatiles Verhalten im Vergleich zum invariablen Grüngutanteil.

Auf Ebene der Kreise und der kreisfreien Städte liegt das prognostizierte Grüngutaufkommen zwischen 7 und 269 kg, das Biogutaufkommen zwischen 56 und 125 kg sowie das Aufkommen an organischen Abfällen bei 40 bis 341 kg je Einwohner jährlich. Ebenfalls ist aus dem erfassbaren Aufkommen an organischen Abfällen das Potenzial an Nahrungs- und Küchenabfällen bestimmbar, es beträgt deutschlandweit durchschnittlich 30 bis 72 kg je Einwohner. Das Kompostaufkommen aus einer Grünabfallkompostierung übersteigt das Kompost- und Gärrestaufkommen aus der kombinierten Kompostierung- und Vergärung um maximal 119 Prozent. Damit ist die Grünabfallkompostierung unter dem Punkt einer stofflichen Wertschöpfung von organischem Abfall die Vorzugsvariante in den Siedlungsstrukturen 3 bis 4. Zur Validierung der Berechnungsformeln wurden die ermittelten Prognosedaten mit Literatur- und Praxiswerten verglichen. Die berechneten Potenziale für Biogut, Grüngut, Nahrungs- und Küchenabfällen sowie organischen Abfällen entsprechen den bekannten Literaturwerten und der Nachweis, dass ein monokausales Erklärungsmodell zur Potenzialbestimmung organischer Abfälle auf Ebene der Kreise und kreisfreien Städte geeignet ist, konnte erbracht werden.

Die Abschätzung des energetischen Potenzials in Form von elektrischer, thermischer und chemisch gebundener Energie auf regionaler und überregionaler Ebene kann mittels der entwickelten Berechnungsansätze ebenfalls erfolgen. Der ermittelte Energiegehalt je Tonne Biogut liegt bei durchschnittlich bei 466 bei mesophilen Prozessen und bei 651 kWh bei thermophilen Anlagen. Das energetische Potenzial der biologischen Behandlung ist äußerst begrenzt. Es wurde am Beispiel von Mecklenburg-Vorpommern gezeigt, dass mittels anaerober Behandlung von Biogut der bestehende Bestand an Biomasseanlagen nur sehr begrenzt substituiert werden kann und die Einbindung in bestehende energetische Strukturen schwierig ist. Des Weiteren sind die bestehenden Herausforderungen der Verfügbarkeit von Substraten innerhalb der Wintermonate weiterhin ungelöst und eine Begrenzung der Co-Substrate auf 10 Prozent ungenügend für den Aufbau eines stabilen Anlagenbetriebes. Charakteristisch für die Biogasproduktion aus Biogut ist der Rückgang der Produktionsleistung innerhalb der Wintermonate bei gleichzeitigem Anstieg des spezifischen Biogas-

ertrages. Die Eignung von kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen als Systemdienstleistungsprodukt wurde ebenfalls untersucht. Es wurde festgestellt, dass die Produktion von Biogas aus Biogut sich nur begrenzt zur Sektorenkopplung eignet und die biologische Behandlung von Grüngut im ländlichen Raum die Vorzugsvariante bei einer forcierten stofflichen Nutzung darstellt.

Die prognostizierten energetischen Kenndaten stimmen mit den bekannten und ermittelten Literatur- und Praxiswerten überein und die monokausale Potenzialvorhersage auf Grundlage der Bevölkerungsdichte in Landkreisen und kreisfreien Städten ist ebenfalls möglich. Mit den entwickelten Berechnungsformeln besteht die Möglichkeit, für alle Landkreise und kreisfreien Städte Deutschlands energetische und stoffliche Potenzialbestimmungen einer biologischen Behandlung durchzuführen.

Die Prognosedaten beziehen sich alle auf Idealbedingungen im Sinne eines Grüngutanteils von 100 Prozent sowie einer maximalen Grünguterfassung mittels Biotonne. Unter realistischen Bedingungen für den variablen Grüngutanteil von 50 bis 60 Prozent würden die energetischen Potenziale innerhalb der Regionen abnehmen und die Anlagenauslastung steigen, bei gleichzeitigem Rückgang der Behandlungskapazitäten und der zu installierenden elektrischen und thermischen Anlagenleistung. Einhergehend mit dem geringeren variablen Grüngutanteil würde das energetische Substitutionspotenzial weiter in den Promillebereich sinken.

Aufbauend auf den Ergebnissen dieser Arbeit ergeben sich vielfältige weitere Fragestellungen, die in anderen Forschungsarbeiten weiter betrachtet werden können. Eine eingehende ökonomische und ökologische Modellbetrachtung könnte zusätzliche Erkenntnisse liefern und den Ausbau der biologischen Behandlung weiter vorantreiben. Innovative technologische Konzepte zur Nutzung der verfügbaren Kapazitäten der Gärstrecke und der gasführenden Anlagenteile in den Wintermonaten können eine interessante Alternative zum Einsatz von Co-Substraten sein. Die Entwicklung von Handlungsempfehlungen zur optimierten Erfassung organischer Abfälle, aufbauend auf den extrahierten Datensätzen der jeweiligen Region, könnte bestehende Optimierungsansätze ergänzen sowie zusätzlichen Mehrwert zur Optimierung der Erfassung haushaltsstämmiger organischer Abfälle generieren. Durch die Berücksichtigung der jeweiligen Anschlussgrade in den Landkreisen und kreisfreien Städten könnte die Aussagefähigkeit der Modellbetrachtung weiter verbessert werden und die Aussagefähigkeit würde weiter steigen.

Abschließend kann festgehalten werden, dass mit dieser Dissertation das Potenzial der Sektorenkopplung von biologischen Behandlungsanlagen haushaltsstämmiger organischer Abfälle umfänglich untersucht wurde. Durch die Kombination von Datenauswertung, Laborversuchen und Potenzialbestimmung wurde die Möglichkeit geschaffen, stoffliche und energetische Potenziale auf Kreis-, Landes- und Bundesebene abzuschätzen und optimierte Lösungsansätze zur Einbindung biologischer Behandlungstechniken in bestehende Strukturen zu schaffen.

Literaturverzeichnis

50 HERTZ (2020): EEG-Anlagenstammdaten zur Jahresabrechnung 2019. Online verfügbar unter: <https://www.netztransparenz.de/EEG/Anlagenstammdaten>, Zuletzt geprüft am 16..2020.

Abfallwirtschaftsgesetz für Mecklenburg-Vorpommern (AbfWG M-V) (15.01.1997) in der Fassung vom 22.06.2012.

ADLER, J. (2014): Kombinierte Restabfall- und Bioabfallverwertung mit integrierter Vergärung in der MBA Lübeck. In: Müll und Abfall 7, S. 365–369.

ADWIRAAH, H.: Bioressourceninventur- Analyse von Stoffströmen zur Bestimmung urbaner Biomassepotenziale in einem Geoinformationssystem (GIS), Zugl.: Hamburg, Univ., Diss., 2015, Hamburg (2015)., ISBN: 978-3-9817572-0-0

AICHINGER, P.; KUPRIAN, M.; PROBST, M.; INSAM, H.; EBNER C.(2015): Demand-driven energy supply from stored biowaste for biomethanisation. In: Bioresource technology, S. 389–393. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.06.147.

AL-AMOODI, L.; BUXTON, D. R.; MUCK, R. E.; HARRISON, J. H. (Hrsg.) (2003): Silage science and technology, Madison, ISBN: 0-89118-151-2

ANGELIDAKI, I. / SANDERS, W. (2004): Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. In: Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology 2, S. 117–129. DOI: 10.1007/s11157-004-2502-3.

ATUS GMBH UND ABFALLWIRTSCHAFTSBETRIEB LUDWIGSLUST-PARCHIM (ATUS / ALP) (2016): Abfallwirtschaftskonzept Landkreis-Ludwigslust-Parchim.

DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (ATV-DVWK) (2003).: ERGÄNZUNGSBLATT Merkblatt ATV-DVWK-M 372, Hennef.

BANEMANN, D.: Einfluss der Silierung und des Verfahrensablaufs der Biomassebereitstellung auf den Methanertrag unter Berücksichtigung eines Milchsäurebakteriensilierungsmittels. Zugl.: Rostock, Univ., Diss., 2010, Rostock (2010)., ISBN: 9783860090978

BDEW (2019): Netzkennzahlen Mecklenburg-Vorpommern. Online verfügbar unter: https://www.bdew.de/media/documents/MV_Foliensatz_no_jaehrlich_RM_online_23082019.pdf, Zuletzt geprüft am 16.09.2020.

BDEW (2020): Netzkennzahlen der Energieversorger in Kilometern. Online verfügbar unter: https://www.bdew.de/media/documents/Netzkennzahlen_Energie_Vgl_10J_online_o_jaehrlich_Ki_18032020.pdf, Zuletzt geprüft am 16.09.2020.

BEKKER, M.: Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen. Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss, 2007, Karlsruhe (2007)., ISBN: 9783980938389

BIDLINGMAIER, W. (2015): Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate. 5. Aufl., Köln.; ISBN: 3-939790-00-1

BILITEWSKI, B.; Wagner, J.; Reichenbach, J. (2018): Bewährte Verfahren zur kommunalen Abfallbewirtschaftung. Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/bewaehrte-verfahren-zur-kommunalen-0>, Zuletzt geprüft am 18.10.2020.

BILITEWSKI, B. / HÄRDTLE, G. (2013): Abfallwirtschaft. 4., aktual. u. erw. Aufl. 2013, Berlin, Heidelberg., ISBN: 978-3-540-79531-5

BILLIG, E. (2016): DBFZ Report Nr. 26, Bewertung technischer und wirtschaftlicher Entwicklungspotenziale künftiger und bestehender Biomasse-zu-Methan-Konversionsprozesse, Leipzig., ISBN: 9783946629030

BMW (2020): Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland. Online verfügbar unter: https://www.erneuerbare-energien.de/EE/Redaktion/DE/Downloads/zeitreihen-zur-entwicklung-der-erneuerbaren-energien-in-deutschland-1990-2019.pdf?__blob=publicationFile&v=26, Zuletzt geprüft am 22.09.2020.

BOCKREIS, A. (Hrsg.) (2019): 9. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft. 1. Auflage, Innsbruck., ISBN: 9783903187481

BORREANI, G. Chion, A. R.; Colombini, S.; Odoardi, M.; Paoletti, R.; Tabacco, E. (2009): Fermentative profiles of field pea (*Pisum sativum*), faba bean (*Vicia faba*) and white lupin (*Lupinus albus*) silages as affected by wilting and inoculation. In: *Animal Feed Science and Technology* 3-4, S. 316–323. DOI: 10.1016/j.anifeedsci.2009.01.020.

BRYANT, M.; Wolin, E.; Wolin, M.; Wolfe, R. S. (1967): *Methanobacillus omelianskii*, a symbiotic association of two species of bacteria, Berlin/Heidelberg.,

BUNDESNETZAGENTUR (2020a): EEG in Zahlen 2018. Online verfügbar unter: https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen_Institutionen/ErneuerbareEnergien/ZahlenDatenInformationen/zahlenunddaten-node.html, Zuletzt geprüft am 16.09.2020.

BUNDESNETZAGENTUR (2020b): Marktstammdatenregister. Online verfügbar unter: https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen_Institutionen/ErneuerbareEnergien/ZahlenDatenInformationen/EEG_Registerdaten/EEG_Registerdaten_node.html;jsessionid=F68354DE8042158224AE13C9BC04E00C, Zuletzt geprüft am 17.09.2020.

BUNDESNETZAGENTUR / BUNDESKARTELLAMT (2020): Monitoringbericht 2019. Online verfügbar unter: [file:///C:/Users/Sprafke/Downloads/Monitoringbericht_Energie2019\(1\).pdf](file:///C:/Users/Sprafke/Downloads/Monitoringbericht_Energie2019(1).pdf), Zuletzt geprüft am 17.09.2020.

BURCHARTZ, L. / BARTSCH, V. (2018): Infrastrukturen verbinden. Online verfügbar unter: <https://www.dvgw.de/medien/dvgw/leistungen/publikationen/infrastrukturelle-kopplung-strom-gas-dvgw-bdew-broschuere.pdf>, Zuletzt geprüft am 06.10.2020.

BUSWELL, A. M. / SYMONS, G. E. (1933): The methane fermentation of carbohydrates. In: *Journal of the American Chemical Society*, S. 2028–2036.

DANDIKAS, V.; Heuwinkel, H.; Lichti, F.; Drewes, J. E.; Koch, K. (2014): Correlation between biogas yield and chemical composition of energy crops. In: *Bioresource technology*, S. 316–320. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.10.019.

DEHOUST, G. / ALWAST, H. (2019): Kapazitäten der energetischen Verwertung von Abfällen in Deutschland und ihre zukünftige Entwicklung in einer Kreislaufwirtschaft. Online verfügbar unter: https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/abfallpolitik/20190927-studie-nabu_kapazitaeten_der_thermischen_verwertung_final.pdf, Zuletzt geprüft am 23.08.2020.

DEMMIG, C. (2017): Einfluss des Erntezeitpunktes auf die anaerobe Abbaukinetik der Gerüstsubstanzen im Biogasprozess. Zugl.: Rostock, Univ., Diss., 2017, Rostock (2017).

DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTS-GESELLSCHAFT (2011): *Praxishandbuch Futter- und Substratkonservierung*. 8., überarb. Aufl., Frankfurt, M.; ISBN: 3769007913

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts; Deutsche Fassung EN 12880:2000 DIN EN 12880 (2001).

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: Charakterisierung von Abfall - Bestimmung des Glühverlustes in Abfall, Schlamm und Sedimenten; Deutsche Fassung EN 15169:2007 DIN EN 15169. 13.030.40 (2007).

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden - Bestimmung des pH-Werts; Deutsche Fassung EN 15933:2012 DIN EN 15933:2012-11. 13.030.01 (2012).

DITTRICH, K. L.; PFEIFFER, A.; FRICKE, K.; HÖPPNER, F.; HILLEGEIST, D.; CUHLS, C. (2017): Stabilisierung von biogenen Reststoffen durch Silierung zur Vergleichmäßigung der Jahressganglinie im Fermenterzulauf. In: MÜLL und ABFALL. DOI: 10.37307/j.1863-9763.2017.03.07.

DLG TESTSERVICE GMBH: DLG-Prüfrichtlinien für die Verleihung und Führung des DLG-Gütezeichens für Siliermittel. Online verfügbar unter: <http://www.dlg.org/siliermittel.html>, Zuletzt geprüft am 18.10.2020.

DORNBUSCH, H.-J.; HANNES, L.; SANTJER, M.; BÖHM, C.; WÜST, S.; ZWISELE, B.; KERN, M.; SIEPENKOTHEN, H.-J.; KANTHAK, M. (2020): Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_113-2020_analyse_von_siedlungsrestabfaellen_abschlussbericht.pdf, Zuletzt geprüft am 05.01.2021

ENGLER, N.; Weißbach, F.; Nelles, M. (2015a): Erweitertes Auswerteverfahren für Biogas-Batch-Versuche zur quantifizierbaren Darstellung zeitlicher Verläufe. In: NELLES, M. (Hrsg.). Tagungsband zum 9. Rostocker Bioenergieforum, Rostock, S. 291–302.

ENGLER, N.: Spurenelementkonzentrationen und biologische Aktivität in NaWaRo-Biogasfermentern. Zugl.: Rostock, Univ., Diss., 2014, Rostock (2015b)., ISBN: 978-3-86009-427-3

FEHRENBACH, H.; Giegrich, J.; Köppen, S.; Wern, B.; Pertagnol, J.; Baur, F.; Hünecke, K.; Dehoust, G.; Bulach, W.; Wiegmann, K. (2019): BioRest - Verfügbarkeit und Nutzungsoptionen biogener Abfall- und Reststoffe im Energiesystem (Strom-, Wärme- und Verkehrssektor). Abschlussdatum: April 2019, Dessau-Roßlau.

FÖRDERGESELLSCHAFT FÜR NACHHALTIGE BIOGAS- UND BIOENERGIENUTZUNG (FnBB e.V.) (2011): Progress in Biogas II, Kirchberg an der Jagst. ISBN: 978-3-940706-02-7

FRICKE, K.; BAHR, T.; KUGELSTADT, O.; SCHOLL, S.; KRAFT, E.; BIDLINGMAIER, W.; MEIER-KOHLSTOCK, D.; HAUPT, T.; MEILLER, M.; STENZEL, F. (2012): Steigerung der Energieeffizienz bei der Verwertung biogener Reststoffe, Hannover, Braunschweig. DOI:<https://doi.org/10.2314/GBV:773389504>

FRICKE, K.; Heußner, C.; Hüttner, A.; Turk, T.; Bauer, W.; Bidlingmaier, W. (2013): Vergärung von Bio und Grünabfällen. In: Müll und Abfall 12, S. 628–635.

Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (EEG 2017) (2014) in der Fassung vom 20.11.2019.

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (BNatSchG) (29.07.2009) in der Fassung vom 13.05.2019.

Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (. KrWG) (24.02.2012) in der Fassung vom 20.07.2017.

GROTHMANN, A. (2015): Einfluss von automatischen Fütterungsverfahren in der Milchviehhaltung auf das Tierverhalten und die Futterqualität. Hohenheim, Stuttgart, Univ., Diss., 2015, Hohenheim, Stuttgart (2015).

Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland (GG) (23.05.1949) in der Fassung vom 28.03.2019.

HECHT, C. (2010): Untersuchungen zum anaeroben Abbau proteinreicher Reststoffe. 1. Aufl., Pirna. ISBN: 3934253601

HENSSEN, D.: Einführung und Optimierung der getrennten Sammlung zur Nutzbarmachung von Bioabfällen. Online verfügbar unter: https://www.vhe.de/fileadmin/vhe/pdfs/Publikationen/Veroeffentlichungen/Bioabfall_Handbuch_VHE.pdf, Zuletzt geprüft am 13.05.2019.

HERMANN, T.; WEISS, V.; BANNICK, C. G.; EHLERS, K.; CLAUSSEN, U.: Bioabfallkomposte und -gärreste in der Landwirtschaft. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/publikationen/170131_uba_pos_bioabfall_bf.pdf, Zuletzt geprüft am 13.01.2021.

HERRMANN, C.; HEIERMANN, M.; IDLER, C.; SCHOLZ, V. (2007): Einfluss der Silierung auf die Biogasbildung - Aktuelle Forschungsergebnisse, Potsdam. Online verfügbar unter: <https://opus4.kobv.de/opus4-slbp/frontdoor/index/index/docId/4088>, Zuletzt geprüft am 23.03.2020.

HOFFSTEDE, U.; STELZER, M.; HOLZHAMMER, U. A.; RAUSSEN, T.; LOOTSMA-HALLERBERG, A. (2018): BiKoFlex - Untersuchung der Rolle eines flexibilisierten Strommanagements von Biogutvergärungs- und Kompostierungsanlagen zur Integration der fluktuierenden Erneuerbaren Energien.

HÜTTNER, A.; RICHTER, F.; KERN, M.; RAUSSEN, T.; TURK, T.; KOJ, U.: Leitfaden zur hochwertigen Behandlung und Verwertung von Bio- und Grüngut im Freistaat Thüringen. Online verfügbar unter: https://umwelt.thueringen.de/fileadmin/001_TMUEN/Unsere_Themen/Abfallwirtschaft/Leitfaden_Bioabfall_Materialband.pdf, Zuletzt geprüft am 08.04.2020.

ICU-INGENIEURCONSULTING UMWELT UND BAU: Erweiterte Bewertung der Bioabfallsammlung, Berlin. Online verfügbar unter: <https://www.itad.de/information/studien/ITADZusammenfassungBioStudieICU04.04.2014.pdf>, Zuletzt geprüft am 29.10.2019.

JÄNICKE, H.; JAKOBS, M.; BÖTTCHER, I. (2008): Konservierung von Pressschnitzeln – Beeinflussung der Silagequalität. Online verfügbar unter: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=2ahUKewJJu_6MzrroAhUCzKQKHaojAxwQFjAAegQIAhAB&url=http%3A%2F%2Fwww.landwirtschaft-mv.de%2Fserviceassistenz%2Fdownload%3Fid%3D1580414&usq=AOvVaw1bXkSF7txdmUzTqJmFE_NFB, Zuletzt geprüft am 27.03.2020.

KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.; HOFBAUER, H. (2016): Energie aus Biomasse. 3., aktualisierte Aufl. 2016, Berlin, Heidelberg. ISBN: 978-3-662-47438-9

KÄMPFER, P.; WEIBENFELS W. (Hrsg.) (2001): Biologische Behandlung organischer Abfälle, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hongkong, London, Mailand, Paris, Singapur, Tokio. ISBN: 978-3-642-62623-4

KEHRES, B. (2016): Sortenreinheit von Bioabfällen gewährleisten. Online verfügbar unter: https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/Themen_Positionen/5.4.6_Position_Sortenreinheit_von_Bioabfaellen_gewaehrleisten.pdf, Zuletzt geprüft am 26.06.2020.

KEHRES, B.; GÜNTHER, M.; BAUMANN, J. (2017): Methodenentwicklung zur Bestimmung der Sortenreinheit von Bioabfällen. Online verfügbar unter: https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/HUK-Dateien/2018/Q2_2018/Abschlussbericht-final.pdf, Zuletzt geprüft am 16.01.2020.

KEHRES, B. (2017): Problem Fremdstoffe / Kunststoffe in Bioabfall und Kompost; Textbeitrag im 11. Biomasseforum 2017.

KERN, M.; FUNDA, K.; MAYER, M. (1998): Stand der biologischen Abfallbehandlung in Deutschland. In: Müll und Abfall 11, S. 694–699.

KERN, M. (2010): Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz, Dessau-Roßlau.

KERN, M. (2012): Ökologisch sinnvolle Verwertung von Bioabfällen.

KERN, M.; SIEPENKOTHEN, H.-J.; NEUMANN, F. (2018): Sortenreinheit von Bioabfällen. Karlsruhe, Köln. ISBN: 978-3-88251-402-5

KERN, M. / SIEPENKOTHEN, H.-J. (2020): Stand und Potenziale der Biogutverwertung in Deutschland In: MÜLL und ABFALL., S. 125–130.

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. Abschlussdatum: Oktober 2018, Dessau-Roßlau.

KNAUER, T.: Steigerung der Gesamteffizienz von Biogasanlagen durch thermische Optimierung. Zugl.: Rostock, Univ., Diss., 2017, Rostock (2017)., ISBN: 978-3-86009-460-0

KRANERT, M. (Hrsg.) (2017): Einführung in die Kreislaufwirtschaft. 5. Auflage 2017, Wiesbaden. ISBN: 9783834822574

KRASSOWSKI, J.; SALAZAR GÓMEZ, J. I.; FISCHER, E. (2013): Bioabfallvergärung - Beiträge zur Prozessoptimierung und zur verbesserten Gasnutzung: Optimierungsbeiträge Bioabfallvergärung, gemeinsamer Schlussbericht der Projekte 03KB032A und 03KB032B, Berlin.

KRAUSE, P.; OETJEN-DEHNE, R.; DEHNE, I., DEHNEN, D.; ERCHINGER H. (2014): Verpflichtende Umsetzung der Getrenntsammlung von Bioabfällen, Berlin. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_84_2014_verpflichtende_umsetzung_der_getrenntsammlung_von_bioabfaellen.pdf, Zuletzt geprüft am 16.01.2020.

KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT (KTBL) (2018): Faustzahlen für die Landwirtschaft. 15. Auflage, Darmstadt. ISBN: 9783945088593

LAMPERT, C. (2015): Praxis großer Kompostierungsanlagen und wesentliche Anforderungen an einen emissionsarmen Betrieb, Wien. ISBN: 978-3-99004-311-0

Landesverordnung über die Entsorgung pflanzlicher Abfälle außerhalb von Abfallentsorgungsanlagen (PflanzAbfLVO M-V) (18.06.2001) in der Fassung vom 03.05.2000.

LANGHANS, G.; SCHOLWIN, F.; NELLES, M. (2020): Handbuch zur Bilanzierung von Biogasanlagen für Ingenieure – Band I. 1st ed. 2020. ISBN: 978-3-658-27339-2

LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2020): Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland (2019). Online verfügbar unter: <https://www.lbeg.niedersachsen.de/erdoel-erdgas-jahresbericht/jahresbericht-erdoel-und-erdgas-in-der-bundesrepublik-deutschland-936.html>, Zuletzt geprüft am 17.09.2020.

LIEBENEINER, R.: Leistungsfähigkeit der Trockenvergärung von nachwachsenden Rohstoffen unter thermophiler und mesophiler Prozessführung. Zugl.: Braunschweig, Techn. Univ., Diss., 2010, Braunschweig (2010).

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) (2020a): Entsorgerhandbuch. Online verfügbar unter: https://www.entsorgerhandbuch.mv-regierung.de/fpdi/pdf_ea_details.php, Zuletzt geprüft am 14.10.2020.

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) (2020b): Daten zur Abfallwirtschaft der Jahre 2006 bis 2018 in Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin. Online verfügbar unter: http://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/abfall/info_abfall/dza_2002.htm, Zuletzt geprüft am 06.12.2020.

MÄHNERT, P.: Kinetik der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen und Gülle. Zugl.: Berlin, Univ., Diss., 2007, Berlin (2007).

MATISSEK, R. / BALTES, W. (2016): Lebensmittelchemie. 8., neu bearb. u. aktualisierte Aufl. 2016, Berlin, Heidelberg. ISBN:978-3-662-47112-8

MATSCHOSS, P.; PERTAGNOL, J.; WERN, B.; BUR, A.; BAUR, F.; DOTZAUER, M.; OEHMICHEN, K.; KOBLENZ, B.; KHALSA, J.; KORTE, K.; PURKUS, A.; THRÄN, D.; GAWEL, E. (2019): Analyse der gesamtökonomischen Effekte von Biogasanlagen - MakroBiogas - Wirkungsabschätzung des EEG, Saarbrücken. DOI: 10.2314/KXP:1689753633

MISCHINGER, S.; SEIDL, H.; LIMBACHER, E.-L.; FASBENDER, S.; STALLEICKEN, F. (2017): dena Innovationsreport Systemdienstleistungen. Online verfügbar unter: https://www.dena.de/fileadmin/dena/Dokumente/Pdf/9239_Innovationsreport_Systemdienstleistungen.pdf, Zuletzt geprüft am 29.12.2020.

NÖTKE, M. (1999): Abfall, Weinheim. ISBN: 9783527624546

OČIK, M. / NELLES, M. (2012): Bioabfallbewirtschaftung in Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin. ISBN: 9783860091456

OETJEN-DEHNE, R.; KRAUSE, P.; DEHNEN, D.; ERCHINGER, H. (2014): Verpflichtende Umsetzung der getrennten Bioabfallerfassung. In: MÜLL und ABFALL 6, S. 309–316.

PAKARINEN, A. / KYMÄLÄINEN, M. (2014): The effect of biowaste deterioration on bioethanol and biogas yields, Venice 2014, Fifth International Symposium on Energy from Biomass and Waste.

PIEHL, S.; LEIBNER, A.; LÖDER, M. G. J.; DRIS, R.; BOGNER, C.; LAFORSCH, C. (2018): Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. In: Scientific reports 1, S. 17950. DOI: 10.1038/s41598-018-36172-y.

RENSBERG, N.; DANIEL-GROMKE, J.; DENYSENKO, V. (2019): Wärmenutzung von Biogasanlagen, Leipzig. Online verfügbar unter: <https://edocs.tib.eu/files/e01fn19/1669010961.pdf>, Zuletzt geprüft am 29.12.2020.

RICHTER, F.; RAUSSEN, T.; SIEPENKOTHEN, H.-J.; WAGNER, J.; KERN, M. (2017): Nahrungs- und Küchenabfälle – Potenziale, Nutzung und Auswirkungen auf die

Prozesskette Biogutverwertung (Forschungsvorhaben Bio-OPTI). Online verfügbar unter: http://abfallforum.de/images/downloads_tagungen/abfallforum_2017_vortrag_richter.pdf, Zuletzt geprüft am 12.06.2020.

RICHTER, F.; KERN, M.; RAUSSEN, T.; WAGNER, J.; BLUME, M. (2017): Optimierung der Biogasausbeute durch effiziente Erfassung und Vergärung von Nahrungs- und Küchenabfällen in Deutschland (Bio-OPTI), Witzenhausen. DOI: 10.2314/GBV:886859239

RICHTER, F.; WAGNER, J. (2019): Optimierung der Erfassung, Aufbereitung und stofflich-energetischen Verwertung von Grüngut in Deutschland (Grün-OPTI), Witzenhausen. DOI: 10.2314/KXP:1666906336

RICHTER, F. / RAUSSEN, T. (2020): Optimierung der Erfassung, Aufbereitung und stofflichenergetischen Verwertung von Grüngut in Deutschland. In: Müll und Abfall. S. 104 - 118

Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates (Richtlinie 2008/98/EG) (22.11.2008) in der Fassung vom 05.07.2018.

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE: Richtlinie zur einheitlichen Abfallanalytik in Sachsen, Dresden. Online verfügbar unter: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23865>, Zuletzt geprüft am 08.10.2020.

SCHIMPF, U.: Enzymatischer Abbau des Lignocellulosekomplexes in Energiepflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Silierung und der Biogasproduktion. Zugl.: Berlin, Univ., Diss., 2013, Berlin (2014).

SCHMIDT, T.G.; SCHNEIDER, F.; LEVERENZ, D.; HAFNER, G. (2019a): Lebensmittelabfälle in Deutschland - Baseline 2015, Braunschweig. ISBN: 978-3-86576-198-9

SCHMIDT, T. G.; BAUMGARDT, S.; BLUMENTHAL, A.; BURDICK, B.; BOROWKA, J.; CLAUPEIN, E.; DIRKSMEYER, W.; HAFNER, G.; KLOCKGETHER, K.; KOCH, F.; LEVERENZ, D.; LÖRCHNER, M.; LUDWIG-OHM, S.; NIEPAGENKEMPER, L.; OWUSU-SEKYERE, K.; WASKOW, F. (2019b): Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen-Pathways to reduce food waste (REFOVAS), Braunschweig. ISBN: 978-3-86576-203-0

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. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-04-15_texte_41-2019_biogasproduktion.pdf, Zuletzt geprüft am 03.01.2021

SCHÜCH, A.; SPRAFKE, J.; NELLES, M. (2020): Role of biogenic waste and residues as an important building block towards a successful energy transition and future bioeconomy – results of a site analysis. In: Detritus 0. DOI: 10.31025/2611-4135/2020.13919.

SPRAFKE, J.; Schüch, A.; Nelles, M. (2017): Possibilities of Biogas Enhancement by Hydrogen Addition as Contribution to the Energy Transition. In 7th International Conference on Solid Waste Management

SPRAFKE, J.; SHETTIGONDAHALLI EKANTHALU, V.; NELLES, M. (2020a): Continuous Anaerobic Co-Digestion of Biowaste with Crude Glycerol under Mesophilic Conditions. In: Sustainability 22, S. 9512. DOI: 10.3390/su12229512.

SPRAFKE, J.; ENGLER, N.; THABIT, Q.; NELLES, M.; SCHÜCH, A. (2020b): Increasing the baseload capacity of biowaste fermentation plants through optimised substrate management. In: Detritus 9, S. 68–75. DOI: 10.31025/2611-4135/2020.13905.

STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2020): Regionaldatenbank Deutschland. Online verfügbar unter: <https://www.regionalstatistik.de>, Zuletzt geprüft am 07.12.2020.

STATISTISCHES BUNDESAMT (2019): Abfallentsorgung - Fachserie 19 Reihe 1 - 2017. Online verfügbar unter: https://www.destatis.de/DE/Service/Bibliothek/_publikationen-fachserienliste-19.html?nn=206136, Zuletzt geprüft am 08.01.2020.

STERNER, M. / STADLER, I. (Hrsg.) (2017): Energiespeicher – Bedarf, Technologien, Integration. 2. Auflage, Berlin, Heidelberg. ISBN: 978-3-662-48893-5

TEIXEIRA FRANCO, R.; Buffière, P.; Bayard, R. (2016): Ensiling for biogas production: Critical parameters. A review. In: Biomass and Bioenergy, S. 94–104. DOI: 10.1016/j.biombioe.2016.08.014.

THAYSEN, J. HONIG, H.; KALZENDORF, C.; SPIEKERS, H.; STAUDACHER, W. (2007): Silierringmittel: Rechtliche Rahmenbedingungen, Wirksamkeit DLG-geprüfter Produkte und Einsatzempfehlungen. In: Übersicht der Tierernährung 35, S. 55–91.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE E.V. (2016): Vergärung organischer Stoffe, VDI 4630, Ausg. deutsch/englisch, Berlin.

Verordnung (EG) Nr. 178/2002 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 28. Januar 2002 zur Festlegung der allgemeinen Grundsätze und Anforderungen des Lebensmittelrechts, zur Errichtung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit und zur Festlegung von Verfahren zur Lebensmittelsicherheit (Verordnung (EG) Nr. 178/2002) (28.01.2002) in der Fassung vom 28.01.2002.

Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung -AVV) (Abfallverzeichnis-Verordnung -AVV) (10.12.2001) in der Fassung vom 17.07.2017.

Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (DüMV) (05.12.2012) in der Fassung vom 26.05.2017.

Verordnung über die bauliche Nutzung der Grundstücke (BauNVO) (26.06.1962) in der Fassung vom 21.11.2017.

Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (BioAbfV) (21.09.1998) in der Fassung vom 27.09.2017.

WEHNER, M.; MÜLLER, W.; BOCKREIS, A. (2018): Demand-oriented energy supply by the anaerobic digestion of organic waste. In: ENERGETIKA 3, S. 115–120.

WEINRICH, S.: Praxisnahe Modellierung von Biogasanlagen, Zugl.: Rostock, Univ., Diss., 2017, Rostock (2017). ISBN: 978-3-86009-471-6

WEIßBACH, F. (1998): Über die Bestimmung der Gärverluste in Silierversuchen unter Laborbedingungen, Erschienen in VDLUFA-Schriftenreihe Band 49, ISBN: 3-922712-73-8

WEITHMANN, N.; MÖLLER, J. N.; LÖDER, M. G. J.; PIEHL, S.; LAFORSCH, C.; FREITAG, R. (2018): Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. In: Science Advances 4, DOI: 10.1126/sciadv.aap8060

WIETSCHEL, M.; PLÖTZ, P.; PFLUGER, B.; KLOBASA, M.; EBER, A.; HAENDEL, M.; MÜLLER-KIRCHENBAUER, J.; KOCHERS, J.; HERMANN, L.; GROSSE, B.; NACKEN, L.; KÜSTER, M.; PACEM, J.; NAUMANN, D.; KOST, C.; KOHRS, R.; FAHL, U.; SCHÄFER-STRADOWSKY, S.;

TIMMERMANN, D.; ALBERT, D.: Sektorkopplung-Definition, Chancen und Herausforderungen, Karlsruhe. ISBN:

WILCHES TAMAYO, C. A.: Technical optimization of biogas plants to deliver demand oriented power. Zugl.: Rostock, Univ., Diss., 2019, Rostock (2019). DOI: 10.18453/rosdok_id00002558

Thesen

1. Das einwohner- und flächenspezifische Aufkommen an organischen Abfällen in einem Landkreis oder einer kreisfreien Stadt ist durch ein monokausales Erklärungsmodell prognostizierbar.

Es konnte gezeigt werden, dass das einwohner- und flächenspezifische Abfallaufkommen an Biogut, Grüngut und organischen Abfällen auf Grundlage eines monokausalen Erklärungsmodells prognostiziert werden kann. Als Bezugsgröße der Potenzialberechnungen dient ausschließlich die Bevölkerungsdichte im jeweiligen Landkreis oder der kreisfreien Stadt. Die Bevölkerungsdichte bildet sich dabei aus der Einwohnerzahl und der Wohnbaufläche in Hektar. Die Berechnungsformeln eignen sich zur Bestimmung des theoretischen Abfallaufkommens auf regionaler Ebene und kann durch den variablen Grüngutanteil die Wechselwirkungen zwischen Biogut- und Grüngutsammlung mathematisch beschreiben.

2. Das energetische Potenzial der kreisfreien Städte und Landkreise lässt sich aus Praxis- und Versuchswerten bestimmen.

Durch das Monitoring der Praxisanlagen in Verbindung mit einer Substratcharakterisierung konnten thermophile und mesophile Kenndaten der anaeroben Biogutbehandlung ermittelt werden. Durch diese Kenndaten konnte eine energetische Potenzialanalyse für alle Kreise und kreisfreien Städte Deutschlands durchgeführt werden. Die Potenzialbetrachtung beinhaltet die erzeugbare Nutzwärme, die elektrische Arbeit und das Biomethanaufkommen Deutschland, alle Bundesländer sowie für die Kreise und kreisfreien Städte.

Aus einer vertieften Potenzialanalyse für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern konnten zusätzlich Anlagenkenndaten wie Biogutaufkommen, der spezifische Biogasertrag im Jahresverlauf sowie die Anlagenkapazität und -auslastung einer kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlage prognostiziert werden.

3. Biogut kann siliert werden und dadurch die Substratverfügbarkeit sowie die Biogasproduktion innerhalb der vegetationsarmen Monate gesteigert werden.

Die Praxisversuche haben gezeigt das Biogut aus verschiedenen Gründen nicht siliert werden kann. Der Anteil an wasserlöslichen Kohlenhydraten wird schon im Vorfeld durch Mikroorganismen abgebaut. Aus diesem Grund ist eine pH-Wertabsenkung durch Milchsäurebakterien nicht möglich und es kommt zu einer Fehlgärung.

Der spezifische Biogasertrag von ruralem Biogut steigt unter dem Einfluss einer Silierung. Die Silierung von urbanem Biogut führt zu hohen Frisch- und Trockenmasseverlusten und abnehmenden spezifischen Biogaserträgen.

Anhang

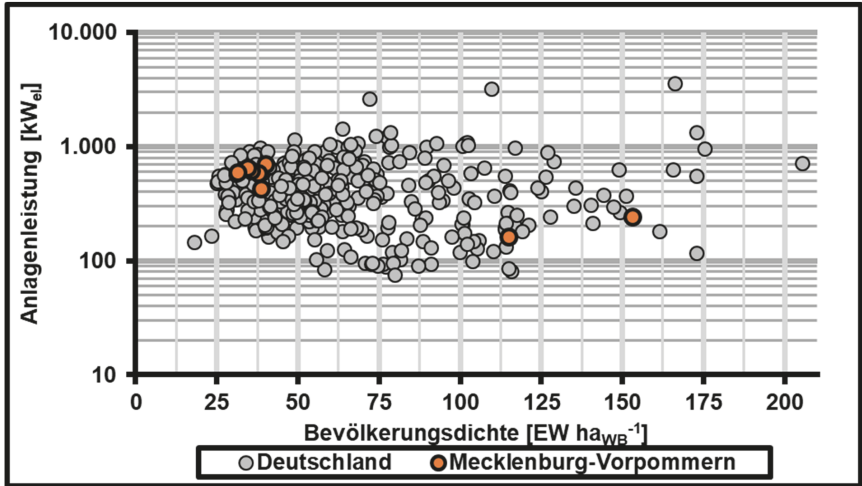


Abbildung 69: Elektrische BHKW-Anlagenleistung bei mesophiler Behandlung

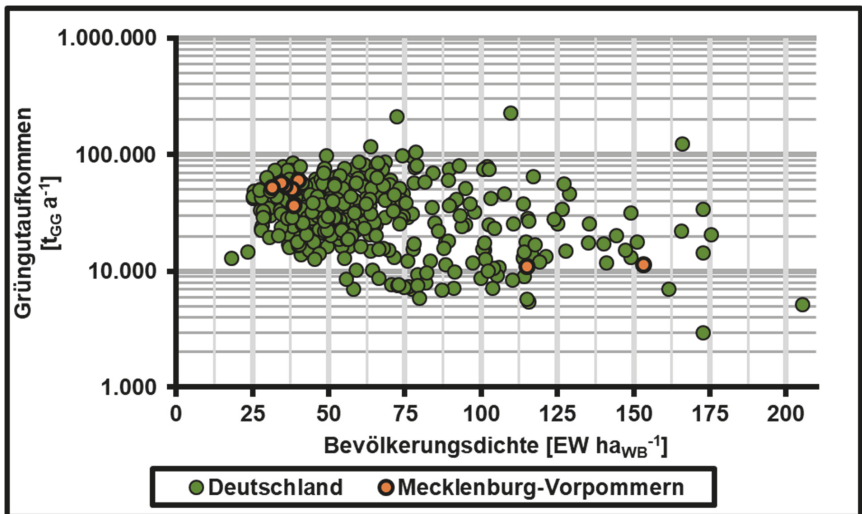


Abbildung 70: Jährliches Grüngutaufkommen der Landkreise und kreisfreien Städte

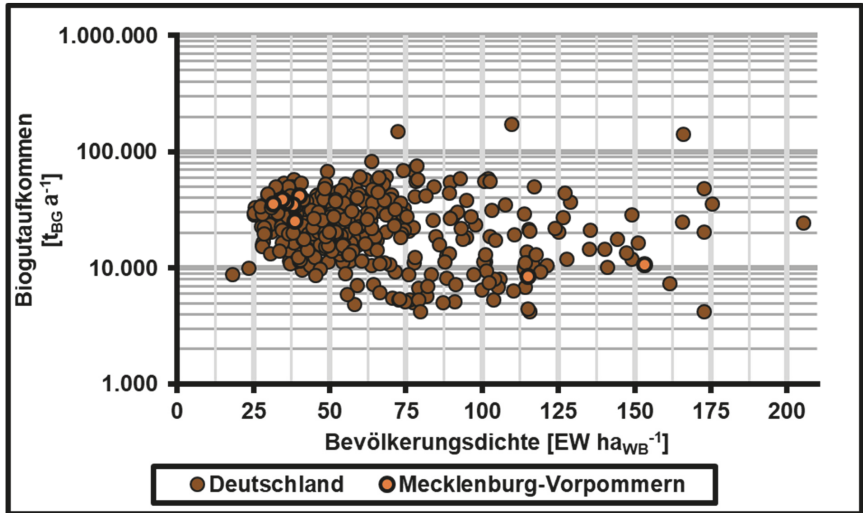


Abbildung 71: Jährliches Biogutaufkommen der Landkreise und kreisfreien Städte

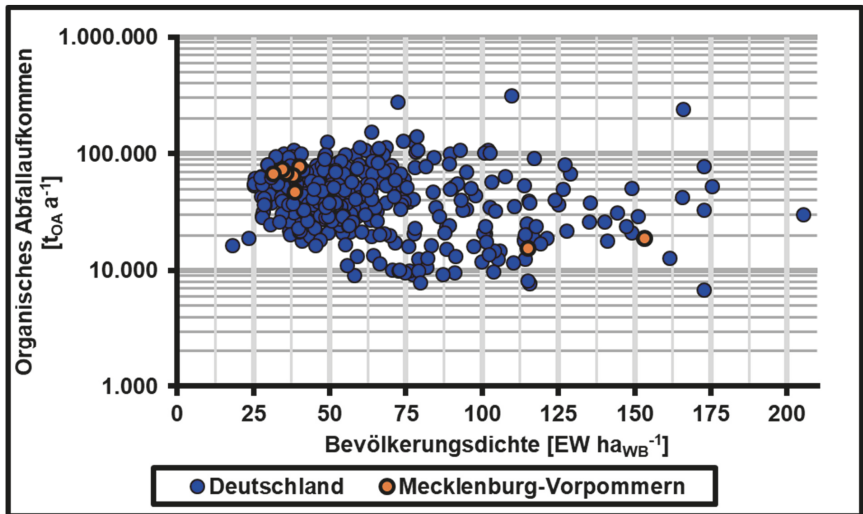


Abbildung 72: Jährliches Aufkommen an organischen Abfällen der Landkreise und kreisfreien Städte

Tabelle 55: Ist-Zustand der organischen Abfallsammlung in den Bundesländern und Deutschland

Bundesland	Organische Abfälle		Biogut		Grüngut		Bevölkerung		Wohnbaufläche		Bevölkerungsdichte (Wohnbaufläche)	
	t	t	t	t	t	t	-	ha	EW/haWB			
Schleswig-Holstein	329.004	260.503	68.502	2.896.712	68.259	42						
Hamburg	85.630	63.270	22.360	1.841.179	16.803	110						
Niedersachsen	1.271.927	501.369	770.558	7.982.448	204.855	39						
Bremen	53.216	22.398	30.818	682.986	6.900	99						
Nordrhein-Westfalen	2.007.257	1.198.180	809.076	17.932.651	243.576	74						
Hessen	801.170	533.653	267.517	6.265.809	91.884	68						
Rheinland-Pfalz	705.430	334.298	371.131	4.084.844	68.614	60						
Baden-Württemberg	1.509.282	553.194	956.088	11.069.533	154.774	72						
Bayern	1.925.766	744.390	1.181.376	13.076.721	216.475	60						
Saarland	126.099	60.221	65.878	990.509	20.386	49						
Berlin	91.480	77.190	14.290	3.644.826	21.958	166						
Brandenburg	172.645	32.779	139.866	2.511.917	65.001	39						
Mecklenburg-Vorpommern	124.779	46.132	78.647	1.609.675	38.481	42						
Sachsen	242.335	163.929	78.406	4.077.937	86.282	47						
Sachsen-Anhalt	251.296	146.823	104.473	2.208.321	37.030	60						
Thüringen	233.622	73.554	160.068	2.143.145	33.872	63						
Deutschland	9.930.936	4.811.882	5.119.053	83.019.213	1.375.149	60						

Tabelle 56: Stoffliches Potenzial der organischen Abfallsammlung aus Haushaltungen in den Bundesländern und Deutschland

Bundesland Einheit	Organische Abfälle		Biogut		Grüngut	
	t	Genutzt	t	Genutzt	t	Genutzt
Schleswig-Holstein	813.381	40%	437.031	60%	629.947	11%
Hamburg	315.194	27%	172.542	37%	227.895	10%
Niedersachsen	2.329.976	55%	1.250.501	40%	1.811.634	43%
Bremen	130.025	41%	70.838	32%	95.739	32%
Nordrhein-Westfalen	3.835.698	52%	2.083.623	58%	2.874.262	28%
Hessen	1.367.997	59%	747.092	71%	1.024.546	26%
Rheinland-Pfalz	993.912	71%	536.449	62%	757.462	49%
Baden-Württemberg	2.466.198	61%	1.335.234	41%	1.858.423	51%
Bayern	3.039.847	63%	1.644.166	45%	2.303.509	51%
Saarland	277.774	45%	149.254	40%	215.101	31%
Berlin	241.496	38%	142.108	54%	124.196	12%
Brandenburg	734.574	24%	394.226	8%	571.262	24%
Mecklenburg- Vorpommern	435.855	29%	234.440	20%	336.264	23%
Sachsen	1.073.286	23%	577.812	28%	825.470	9%
Sachsen-Anhalt	535.963	47%	289.302	51%	408.332	26%
Thüringen	512.925	46%	276.999	27%	390.109	41%
Deutschland	19.104.100	52%	10.341.618	47%	14.454.150	35%

LEBENSLAUF- CURRICULUM VITAE

Name: Jan Sprafke
Geburtsdatum: 01.10.1986 in Hagenow
Nationalität: deutsch
Familienstand: Ledig

Bildungseinrichtungen

Bildungseinrichtungen [von – bis]	Akademischer Grad
Hochschule Wismar [2009-2013]	Bachelor of Engineering
Universität Rostock [2013-2014]	Master of Science

Derzeitige Position

Universität Rostock, Lehrstuhl für Abfall- und Stoffstromwirtschaft: Wissenschaftlicher Mitarbeiter und Leiter Abfall- und Bioenergietechnikum

Arbeitsschwerpunkte in Forschung und Lehre

Technische Expertise: Bioenergiepotential, Hybridanlagen, Sektorenkopplung, Abfallwirtschaft, Erneuerbare Energien

Kenntnisse: EDV: SPSS, MS Office
Führerscheinklassen: A1, B, BE
Arbeitsschutzrechtliche Kenntnisse für Koordinatoren nach Baustellenverordnung
Machbarkeitsstudien, Einschätzungen und Bewertungen, Konzepterstellung von technischen Prozessen

Berufliche Tätigkeiten

2006-2007 Rohrnetzmonteur, WAG Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungsgesellschaft Schwerin mbH
2007 Produktionsmitarbeiter, Randstad Deutschland GmbH & Co. KG
2009 Produktionsmitarbeiter, Mumme Personaldienstleistungen GmbH
2014 Wissenschaftliche Hilfskraft, Universität Rostock
2015-2017 Projektgenieur, BDC Dorsch Consult Ingenieurgesellschaft mbH
Seit 2017 Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Universität Rostock

Selbstständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich durch eigenhändige Unterschrift, die vorliegende Dissertation selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet zu haben. Die aus den Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Die Dissertation ist in dieser Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt worden.

Ort, Datum

Unterschrift des Doktoranden

In dieser Reihe bisher erschienen

Band I

10. DIALOG Abfallwirtschaft MV

– Von der Abfallwirtschaft zur Energiewirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Juni 2007, ISBN 987-3-86009-004-6

Band II

Ellen-Rose Trübger

Entwicklung eines Ansatzes zur Berücksichtigung der ungesättigten Zone bei der Grundwassersimulation von Feuchtgebieten.

Dissertation, erschienen im August 2007, ISBN 978-3-86009-006-0

Band III

René Dechow

Untersuchungen verschiedener Ansätze der Wasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit in Stickstoffhaushaltsmodellen.

Dissertation, erschienen im September 2007, ISBN 978-3-86009-016-9

Band IV

Carolin Wloczyk

Entwicklung und Validierung einer Methodik zur Ermittlung der realen Evapotranspiration anhand von Fernerkundungsdaten in Mecklenburg-Vorpommern.

Dissertation, erschienen im September 2007, ISBN 978-3-86009-009-1

Band 5

1. Rostocker Bioenergieforum.

Bioenergieland Mecklenburg-Vorpommern.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2007, ISBN 978-3-86009-013-8

Band 6

Kulturtechniktagung 2007.

Ostseeverseuchung und Flächenentwässerung.

Tagungsband, erschienen im Januar 2008, ISBN 978-3-86009-018-3

Band 7

Enrico Frahm

Bestimmung der realen Evapotranspiration für Weide (*Salix* spp.) und Schilf (*Phragmites australis*) in einem nordostdeutschen Flusstalmoor.

Dissertation, erschienen im Mai 2008, ISBN 978-3-86009-023-7

Band 8

Jenny Haide

Methode zur Quantifizierung der Einflüsse auf Vorgangsdauern lohnintensiver Arbeiten am Beispiel von Pflasterarbeiten.

Dissertation, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-024-4

Band 9

11. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Chancen und Risiken für die deutsche Abfallwirtschaft im Ausland.

Tagungsband, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-029-9

Band 10

Stefan Cantré

Ein Beitrag zur Bemessung geotextiler Schläuche für die Entwässerung von Baggergut.

Dissertation, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-032-9

Band 11

Birgit Wüstenberg

Praxis der Standortwahl von Sportboothäfen im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns und Entwicklung einer Bewertungsmethode als Planungshilfe.

Dissertation, erschienen im Juli 2008, ISBN 978-3-86009-033-6

Band 12

André Clauß

Erhöhung der Trinkwasserversorgungssicherheit in Havarie- und Krisensituationen durch neue Handlungsalgorithmen sowie Einbeziehung bisher ungenutzter Ressourcen am Beispiel von Bergbaugrubenwasser.

Dissertation, erschienen im September 2008, ISBN 978-3-86009-037-4

Band 13

Peter Degener

Sickerwasserkreislauf zur Behandlung von Sickerwässern der aerobiologischen Restabfallbehandlung (Restabfallrotte).

Dissertation, erschienen im Oktober 2008, ISBN 978-3-86009-043-5

Band 14

2. Rostocker Bioenergieforum

Innovationen für Klimaschutz und wirtschaftliche Entwicklung.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2008, ISBN 978-3-86009-044-2

Band 15

7. Rostocker Abwassertagung

Fortschritte auf dem Gebiet der Abwasserentsorgung.

Tagungsband, erschienen im November 2008, ISBN 978-3-86009-045-9

Band 16

Christian Noß

Strömungsstrukturen kleiner naturnaher Fließgewässer unter Berücksichtigung von Turbulenztheorie und Dispersionsmodellen.

Dissertation, erschienen im Januar 2009, ISBN 978-3-86009-054-1

Band 17

Ralf Schröder

Entwicklung von Möglichkeiten zur Messung der N₂-Übersättigung sowie Methoden zur Reduzierung der Schwimmschlamm Bildung.

Dissertation, erschienen im Februar 2009, ISBN 978-3-86009-055-8

Band 18

Elmar Wisotzki

Bodenverfestigungen mit Kalk-Hüttensand-Gemischen.

Dissertation, erschienen im April 2009, ISBN 978-3-86009-059-6

Band 19

Ramez Mashkook

Untersuchungen zur Adsorption und biologischen Aktivität an Aktivkohlefilter unter den Bedingungen der Wasseraufbereitung im Wasserwerk Rostock.

Dissertation, erschienen im April 2009, ISBN 978-3-86009-060-2

Band 20

Torsten Birkholz

Handlungserfordernisse und Optimierungsansätze für kommunale Ver- und Entsorgungsunternehmen im Zusammenhang mit demografischen Veränderungen im ländlichen Raum aufgezeigt an einem Beispiel in Mecklenburg-Vorpommern.

Dissertation, erschienen im Mai 2009, ISBN 978-3-86009-061-9

Band 21

12. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfallwirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Juni 2009, ISBN 978-3-86009-062-6

Band 22

Thomas Fritz

Entwicklung, Implementierung und Validierung eines praxisnahen Verfahrens zur Bestimmung von Biogas- bzw. Methanerträgen.

Dissertation, erschienen im Oktober 2009, ISBN 978-3-86009-065-7

Band 23

3. Rostocker Bioenergieforum

Bioenergie – Chance und Herausforderung für die regionale und globale Wirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2009, ISBN 978-3-86009-065-8

Band 24

Muhammad Mariam

Analyse von Gefahrenpotenzialen für die Trinkwasserversorgung der Stadt Rostock unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffausbreitungsvorgängen in der Warnow.

Dissertation, erschienen im Februar 2010, ISBN 978-3-86009-078-7

Band 25

Manja Steinke

Untersuchungen zur Behandlung von Abwässern der Fischverarbeitungsindustrie.

Dissertation, erschienen im Juni 2010, ISBN 978-3-86009-085-5

Band 26

13. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Die Kreislauf- und Abfallwirtschaft im Wandel. Wohin gehen die rechtlichen und technischen Entwicklungen?

Tagungsband, erschienen im Juni 2010, ISBN 978-3-86009-087-9

Band 27

4. Rostocker Bioenergieforum

Zukunftstechnologien für Bioenergie

Tagungsband, erschienen im Oktober 2010, ISBN 978-3-940364-12-8

Band 28

Dirk Banemann

Einfluss der Silierung und des Verfahrensablaufs der Biomassebereitstellung auf den Methanertrag unter Berücksichtigung eines Milchsäurebakteriensilierungsmittel

Dissertation, erschienen im Januar 2011, ISBN 978-3-86009-087-9

Band 29

14. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Abfall als Wertstoff- und Energiereserve

Tagungsband, erschienen im Juni 2011, ISBN 978-3-940364-18-0

Band 30

5. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im November 2011, ISBN 978-3-940364-20-3

Band 31

8. Rostocker Abwassertagung
Erhöhung der Effektivität von Abwasserentsorgungsanlagen
Tagungsband, erschienen im November 2011, ISBN 978-3-86009-120-3

Band 32

6. Rostocker Bioenergieforum
Tagungsband, erschienen im Juni 2012, ISBN 978-3-940364-27-2

Band 33

Ishan Machlouf
Untersuchungen zur Nitratelimination bei der Trinkwasseraufbereitung unter Berücksichtigung syrischer Verhältnisse
Dissertation, erschienen im März 2013, ISBN 978-3-86009-204-0

Band 34

Ralph Sutter
Analyse und Bewertung der Einflussgrößen auf die Optimierung der Rohbiogasproduktion hinsichtlich der Konstanz von Biogasqualität und -menge
Dissertation, erschienen im März 2013, ISBN 978-3-86009-202-6

Band 35

Wolfgang Pfaff-Simoneit
Entwicklung eines sektoralen Ansatzes zum Aufbau von nachhaltigen Abfallwirtschaftssystemen in Entwicklungsländern vor dem Hintergrund von Klimawandel und Ressourcenverknappung
Dissertation, erschienen im Mai 2013, ISBN 978-3-86009-203-3

Band 36

7. Rostocker Bioenergieforum
Tagungsband, erschienen im Juni 2013, ISBN 978-3-86009-207-1

Band 37

Markus Helftewes
Modellierung und Simulation der Gewerbeabfallaufbereitung vor dem Hintergrund der Outputqualität, der Kosteneffizienz und der Klimabilanz
Dissertation, erschienen im Oktober 2013, ISBN 978-3-86009-402-0

Band 38

Jan Stefan Riha
Detektion und Quantifizierung von Cyanobakterien in der Ostsee mittels Satellitenfernerkundung
Dissertation, erschienen im Oktober 2013, ISBN 978-3-86009-403-7

Band 39

Peter Helmke

Optimierung der Verarbeitungs-, Gebrauchs- und Entsorgungseigenschaften eines naturfaserverstärkten Kunststoffes unter Berücksichtigung automobiler Anforderungen

Dissertation, erschienen im November 2013, ISBN 978-3-86009-404-4

Band 40

Andrea Siebert-Raths

Modifizierung von Polylactid (PLA) für technische Anwendungen
Verfahrenstechnische Optimierung der Verarbeitungs- und Gebrauchseigenschaften

Dissertation, erschienen im Januar 2014 ISBN 978-3-86009-405-1

Band 41

Fisiha Getachew Argaw

Agricultural Machinery Traffic Influence on Clay Soil Compaction as Measured by the Dry Bulk Density

Dissertation, erschienen im Januar 2014 ISBN 978-3-86009-406-8

Band 42

Tamene Adugna Demissie

Climate change impact on stream flow and simulated sediment yield to Gilgel Gibe 1 hydropower reservoir and the effectiveness of Best Management Practices

Dissertation, erschienen im Februar 2014 ISBN 978-3-86009-407-5

Band 43

Paul Engelke

Untersuchungen zur Modellierung des Feststofftransports in Abwasserkanälen: Validierung in SIMBA®

Dissertation, erschienen im Februar 2014 ISBN 978-3-86009-408-2

Band 44

16. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Tagungsband, erschienen im April 2014, ISBN 978-3-86009-410-5

Band 45

8. Rostocker Bioenergieforum, 19.-20. Juni 2014 an der Universität Rostock

Tagungsband, erschienen im Juni 2014, ISBN 978-3-86009-412-9

Band 46

Abschlussbericht Projekt CEMUWA – Climate protection, natural resources management and soil improvement by combined Energetic and Material Utilization of lignocellulosic agricultural Wastes and residues

Projektbericht, erschienen im September 2014, ISBN 978-3-86009-413-6

Band 47

8. Rostocker Baggergutseminar, 24.-25. September 2014 in Rostock
Tagungsband, erschienen im September 2014, ISBN 978-3-86009-414-3

Band 48

Michael Kuhn

Mengen und Trockenrückstand von Rechengut kommunaler Kläranlagen
Dissertation, erschienen im Oktober 2014 ISBN 978-3-86009-415-0

Band 49

9. Rostocker Abwassertagung, Infrastruktur- und Energiemanagement –
ein Geschwisterpaar der Wasserwirtschaft 12. November 2014 in Rostock
Tagungsband, erschienen im November 2014, ISBN 978-3-86009-416-7

Band 50

Mulugeta Azeze Belete

Modeling and Analysis of Lake Tana Sub Basin Water Resources Systems,
Ethiopia
Dissertation, erschienen im Dezember 2014 ISBN 978-3-86009-422-8

Band 51

Daniela Dressler

Einfluss regionaler und standortspezifischer Faktoren auf die Allgemeingültig-
keit ökologischer und primärenergetischer Bewertungen von Biogas
Dissertation, erschienen im Oktober 2014 ISBN 978-3-86009-424-2

Band 52

9. Rostocker Bioenergieforum, 18.-19. Juni 2015 in Rostock

Tagungsband, erschienen im November 2014, ISBN 978-3-86009-425-9

Band 53

Nils Engler

Spurenelementkonzentrationen und biologische Aktivität in NaWaRo-Biogas-
fermentern
Dissertation, erschienen im September 2015 ISBN 978-3-86009-427-3

Band 54

Thomas Schmidt

Möglichkeiten der Effizienzsteigerung bei der anaeroben Vergärung
von Weizenschlempe
Dissertation, erschienen im Oktober 2015 ISBN 978-3-86009-428-0

Band 55

Thomas Dorn

Principles, Opportunities and Risks associated with the transfer of environmental technology between Germany and China using the example of thermal waste disposal

Dissertation, erschienen im Dezember 2015 ISBN 978-3-86009-429-7

Band 56

Uwe Holzhammer

Biogas in einer zukünftigen Energieversorgungsstruktur mit hohen Anteilen fluktuierender Erneuerbarer Energien

Dissertation, erschienen im Dezember 2015 ISBN 978-3-86009-430-3

Band 57

17. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft,

15. Juni 2016 in Rostock,

Tagungsband, erschienen im Juni 2016, ISBN 978-3-86009-432-7

Band 58

10. Rostocker Bioenergieforum, 16.-17. Juni 2016 in Rostock

Tagungsband, erschienen im Juni 2016, ISBN 978-3-86009-433-4

Band 59

Michael Friedrich

Adaptation of growth kinetics and degradation potential of organic material in activated sludge

Dissertation, erschienen im Juli 2016 ISBN 978-3-86009-434-1

Band 60

Nico Schulte

Entwicklung von Qualitätsprüfungen für die haushaltsnahe Abfallsammlung im Holsystem

Dissertation, erschienen im Juli 2016 ISBN 978-3-86009-435-8

Band 61

Ullrich Dettmann

Improving the determination of soil hydraulic properties of peat soils at different scales

Dissertation, erschienen im September 2016 ISBN 978-3-86009-436-5

Band 62

Anja Schreiber

Membranbasiertes Verfahren zur weitergehenden Vergärung

von feststoffreichen Substraten in landwirtschaftlichen Biogasanlagen

Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-446-4

Band 63

André Körstel

Entwicklung eines selbstgängigen statischen Verfahrens zur biologischen Stabilisierung und Verwertung organikreicher Abfälle unter extrem ariden Bedingungen für Entwicklungs- und Schwellenländer, am Beispiel der Stadt Teheran
Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-447-1

Band 64

Ayman Elnaas

Actual situation and approach for municipal solid waste treatment in the Arab region
Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-448-8

Band 65

10. Rostocker Abwassertagung, Wege und Werkzeuge für eine zukunftsfähige Wasserwirtschaft im norddeutschen Tiefland, 8. November 2016 in Rostock
Tagungsband, erschienen im November 2016, ISBN 978-3-86009-449-5

Band 66

Gunter Weißbach

Mikrowellen-assistierte Vorbehandlung lignocellulosehaltiger Reststoffe
Dissertation, erschienen im November 2016 ISBN 978-3-86009-450-1

Band 67

Leandro Janke

Optimization of anaerobic digestion of sugarcane waste for biogas production in Brazil
Dissertation, erschienen im Mai 2017 ISBN 978-3-86009-454-9

Band 68

11. Rostocker Bioenergieforum, 22.-23. Juni 2017 in Rostock
Tagungsband, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-455-6

Band 69

Claudia Demmig

Einfluss des Erntezeitpunktes auf die anaerobe Abbaukinetik der Gerüstsubstanzen im Biogasprozess
Dissertation, erschienen im Juli 2017, ISBN 9978-3-86009-456-3

Band 70

Christian Koepke

Die Ermittlung charakteristischer Bodenkennwerte der Torfe und Mudden Mecklenburg-Vorpommerns als Eingangsparameter für erdstatische Berechnungen nach Eurocode 7 / DIN 1054
Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-457-0

Band 71

Sven-Henning Schlömp

Geotechnische Untersuchung und Bewertung bautechnischer Eignung von Müllverbrennungsschlacken und deren Gemischen mit Böden

Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-458-7

Band 72

Anne-Katrin Große

Baggergut im Deichbau – Ein Beitrag zur geotechnischen Charakterisierung und Erosionsbeschreibung feinkörniger, organischer Sedimente aus dem Ostseeraum zur Einschätzung der Anwendbarkeit

Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-459-4

Band 73

Thomas Knauer

Steigerung der Gesamteffizienz von Biogasanlagen durch thermische Optimierung

Dissertation, erschienen im Juli 2017, ISBN 978-3-86009-460-0

Band 74

Mathhar Bdour

Electrical power generation from residual biomass by combustion in externally fired gas turbines (EFGT)

Dissertation, erschienen im August 2017, ISBN 978-3-86009-468-6

Band 75

Johannes Dahlin

Vermarktungsstrategien und Konsumentenpräferenzen für Dünger und Erden aus organischen Reststoffen der Biogasproduktion

Dissertation, erschienen im September 2017, ISBN 978-3-86009-469-3

Band 76

Sören Weinrich

Praxisnahe Modellierung von Biogasanlagen

Systematische Vereinfachung des Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)

Dissertation, erschienen im März 2018, ISBN 978-3-86009-471-6

Band 77

18. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Tagungsband, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-472-3

Band 78

12. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-473-0

Band 79

Tatyana Koegst

Screening approaches for decision support in drinking water supply

Dissertation, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-474-7

Band 80

Liane Müller

Optimierung des anaeroben Abbaus stickstoffhaltiger Verbindungen durch den Einsatz von Proteasen

Dissertation, erschienen im September 2018, ISBN 978-3-86009-475-4

Band 81

Projektbericht Wasserwirtschaft

KOGGE – **K**ommunale **G**ewässer **G**emeinschaftlich **E**ntwickeln

Ein Handlungskonzept für kleine urbane Gewässer am Beispiel der Hanse- und Universitätsstadt Rostock

Projektbericht, erschienen im September 2018, ISBN 978-3-86009-476-1

Band 82

Adam Feher

Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit von Mikronährstoffen für den Biogasprozess

Dissertation, erschienen im Oktober 2018, ISBN 978-3-86009-477-8

Band 83

Constanze Uthoff

Pyrolyse von naturfaserverstärkten Kunststoffen zur Herstellung eines kohlenstoffhaltigen Füllstoffs für Thermoplasten

Dissertation, erschienen im November 2018, ISBN 978-3-86009-478-5

Band 84

Ingo Kaundinya

Prüfverfahren zur Abschätzung der Langzeitbeständigkeit von Kunststoffdichtungsbahnen aus PVC-P für den Einsatz in Dichtungssystemen von Straßentunneln

Dissertation, erschienen im Dezember 2018, ISBN 978-3-86009-484-6

Band 85

Eric Mauky

A model-based control concept for a demand-driven biogas production

Dissertation, erschienen im Januar 2019, ISBN 978-3-86009-485-3

Band 86

Michael Kröger

Thermochemical Utilization of Algae with Focus on hydrothermal Processes

Dissertation, erschienen im Februar 2019, ISBN 978-3-86009-486-0

Band 87

13. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2019, ISBN 978-3-86009-487-7

Band 88

12. Rostocker Abwassertagung

Tagungsband, erschienen im September 2019, ISBN 978-3-86009-488-4

Band 89

Philipp Stahn

Wasser- und Nährstoffhaushalt von Böden unter Mischkulturen und Trockenstress

Dissertation, erschienen im Juli 2019, ISBN 978-3-86009-489-1

Band 90

BioBind: Luftgestützte Beseitigung von Verunreinigungen durch Öl mit biogenen Bindern

Projektbericht, erschienen im September 2019, ISBN 978-3-86009-490-7

Band 91

Jürgen Müller

Die forsthydrologische Forschung im Nordostdeutschen Tiefland: Veranlassung, Methoden, Ergebnisse und Perspektiven

Habilitation, erschienen im Oktober 2019, ISBN 978-3-86009-491-4

Band 92

Marcus Siewert

Bewertung der Ölhavarievorsorge im deutschen Seegebiet auf Grundlage limitierender Randbedingungen – Ein Beitrag zur Verbesserung des Vorsorgestatus

Dissertation, erschienen im November 2019, ISBN 978-3-86009-492-1

Band 93

Camilo Andrés Wilches Tamayo

Technical optimization of biogas plants to deliver demand oriented power

Dissertation, erschienen im Februar 2020, ISBN 978-3-86009-493-8

Band 94

Robert Kopf

Technisches Benchmarking mit Standortqualifikationsstudie biochemischer Energieanlagenprojekte (Beispiel Biogas)

Dissertation, erschienen im Februar 2020, ISBN 978-3-86009-494-5

Band 95

14. Rostocker Bioenergieforum und 19. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Tagungsband, erschienen im Juni 2020, ISBN 978-3-86009-507-2

DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002650

Band 96

Safwat Hemidat

Feasibility Assessment of Waste Management and Treatment in Jordan

Dissertation, erschienen im Juli 2020, ISBN 978-3-86009-509-6

Band 97

Andreas Heiko Metzging

Verdichtung von ungebundenen Pflasterdecken und Plattenbelägen -

Untersuchungen zur Lagerungsdichte des Fugenmaterials

Dissertation, erschienen im Juli 2020, ISBN 978-3-86009-510-2

Band 98

Ying Zhou

Research on Utilization of Hydrochars Obtained by the Organic Components of Municipal Solid Waste

Dissertation, erschienen im November 2020, ISBN 978-3-86009-515-7

Band 99

Mathias Gießler

Ein prozessbasiertes Modell zur wirtschaftlich-technischen Abbildung von Abwasserunternehmen – Beispielhafte Anwendung für eine ländliche Region mit Bevölkerungsrückgang

Dissertation, erschienen im November 2020, ISBN 978-3-86009-516-4

Band 100

Dodiek Ika Candra

Development of a Virtual Power Plant based on a flexible Biogas Plant and a Photovoltaic-System

Dissertation, erschienen im Dezember 2020, ISBN 978-3-86009-518-8

Band 101

Thomas Zeng

Prediction and reduction of bottom ash slagging during small-scale combustion of biogenic residues

Dissertation, erschienen im Dezember 2020, ISBN 978-3-86009-519-5

Band 102

Edward Antwi

Pathways to sustainable bioenergy production from cocoa and cashew residues from Ghana

Dissertation, erschienen im Dezember 2020, ISBN 978-3-86009-520-1

DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002818

Band 103

Muhammad Waseem

Integrated Hydrological and Mass Balance Assessment in a German Lowland Catchment with a Coupled Hydrologic and Hydraulic Modelling

Dissertation, erschienen im Februar 2021, ISBN 978-3-86009-521-8

DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002884

Band 104

Martin Rinas

Sediment Transport in Pressure Pipes

Dissertation, erschienen im März 2021, ISBN 978-3-86009-523-2

DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002962

Band 105

15. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2021, ISBN 978-3-86009-524-9

DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003024

Schriftenreihe Umweltingenieurwesen

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

Band 106

Dissertation

Jan Sprafke

Umweltingenieurwesen ■ Abfall- und Stoffstromwirtschaft

Bd.
106

Potenziale der biologischen Behandlung von organischen Abfällen zur Sektorenkopplung

Schriftenreihe

PROFESSUR

Abfall- und
Stoffstromwirtschaft

Universität
Rostock



Traditio et Innovatio

ISBN 978-3-86009-527-0
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003118

Universität
Rostock



Traditio et Innovatio