

**Vergleichende Ökobilanzierung ausgewählter
Kompostierungsverfahren für agrarische und kommunale
Reststoffe**

Masterarbeit

an der Universität für Bodenkultur

Masterstudium: Umwelt- und Bioressourcenmanagement

vorgelegt von

Elisabeth Söllinger

betreut von

Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Andreas Gronauer

Ass.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Alexander Bauer

Dipl.-Ing. Dr. Gerhard Piringner

Dipl.-Ing. Dr. Iris Kral

Wien, September 2018

A decorative graphic in the bottom right corner consisting of several overlapping, curved, semi-transparent orange shapes that resemble stylized leaves or petals.

Danksagung

Ich bedanke mich bei meinen BetreuerInnen Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Andreas Gronauer, Ass.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Alexander Bauer, Dipl.-Ing. Dr. Gerhard Piringner und Dipl.-Ing. Dr. Iris Kral für die Ermöglichung dieser Masterarbeit am Institut für Landtechnik und die Unterstützung. Hierbei gilt mein besonderer Dank Frau Dipl.-Ing. Dr. Iris Kral, die mir mit ihrem Fachwissen und ihrer Hilfsbereitschaft stets zur Seite stand und somit wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Ein herzlicher Dank gebührt meinen Eltern, meiner Schwester und meinen Großeltern, ohne die das Studium nicht möglich gewesen wäre. Danke für die seelische und finanzielle Stütze über all die Jahre!

Ich möchte mich auch bei allen meinen Freunden bedanken, die mich begleitet und meine Studienzeit so wertvoll gemacht haben, darunter auch bei meinen Mitbewohnerinnen, insbesondere bei dir, Vero, fürs Korrekturlesen. Danke an dieser Stelle auch dir, Magdalena, für die gegenseitige Motivation während des Verfassens dieser Arbeit.

Abstract

In Austria, the annual production of biogenic waste amounts to 2,2 million tons and an additional 1,3 million tons of green waste. Composting, as a form of recycling of biogenic residues, has a high priority in terms of environmental protection. However, the composting process is tied to the discharge of emissions into the natural environment. Hence, the overall objective of this master thesis is to compare the environmental impacts of three different composting technologies: a) open, low-tech windrow composting, b) encapsulated, partially enclosed composting in the rotting tunnel, c) enclosed aerated pile composting. The comparison is implemented with the method of life cycle assessment using the openLCA v1.7 software and the ecoinvent v3.4 database. The environmental impacts of the entire composting process of 1 t of biogenic residual material “from cradle to grave” are quantified for six impact categories. The impacts for the 100-year global warming potential range from 134 to 206 kg CO₂-eq/t wet waste with the lowest value calculated for the enclosed aerated pile technology. For all impact categories, the release of gaseous emissions through the rotting process, the demand for electricity and diesel and the disposal of contaminants are the main contributors. The LCA results emphasize the importance of minimizing CH₄, N₂O und NH₃ emissions through proper operational management of the facility in order to reduce the environmental burdens.

Kurzfassung

Jährlich entstehen in Österreich etwa 2,2 Mio. Tonnen biogene Abfälle und etwa 1,3 Mio. Tonnen Grünschnitt. Der Kompostierung als einer Art der stofflichen Verwertung der biogenen Reststoffe ist im Sinne des Umweltschutzes ein hoher Stellenwert beizumessen. Jedoch ist die Verarbeitung der biogenen Reststoffe zu Komposten auch mit Emissionen verbunden. Das Globalziel der Arbeit ist der ökologische Vergleich von drei Kompostierungsverfahren: a) offene, gering technologisierte Mietenkompostierung, b) gekapselte (teilgeschlossene) Kompostierung im Rottetunnel, c) eingehauste Mietenkompostierung in Hallen. Mittels Ökobilanzierung und der open source Software openLCA Version 1.7 werden alle Umweltauswirkungen von einer Tonne biogenem Reststoffmaterial von der Abfallentstehung bis zum Abfallende für sechs Wirkungskategorien unter Verwendung der Ecoinvent Datenbank Version 3.4 errechnet. Das Ergebnis zeigt, dass nicht bei allen Wirkungskategorien mit signifikanten Umweltauswirkungen zu rechnen ist und dass es kein Verfahren gibt, das in allen Kategorien am besten bzw. am schlechtesten abschneidet. Dabei stellen die Freisetzung gasförmiger Emissionen durch den Rotteprozess, der Strom- und Dieselbedarf sowie die Entsorgung der Störstoffe die einflussreichsten Faktoren dar. Die LCA Ergebnisse unterstreichen zum einen, dass die Verringerung von Umweltauswirkungen über die Minimierung der CH₄, N₂O und NH₃ Emissionen erfolgen muss und zum anderen, dass die Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien sowie die Prozessführung die ausschlaggebenden Kriterien im Hinblick auf die Umweltauswirkungen bei der Kompostierung sind.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kompostierungsanlagen in Österreich 2015 (BAWP, 2017)	4
Abbildung 2: Emissionsverlauf von CH ₄ , N ₂ O und NH ₃ im Verhältnis zu CO ₂ bei der Stallmistkompostierung in Abhängigkeit der Rottezeit (Hellebrand and Kalk, 2000)	8
Abbildung 3: Funktionelles Schema der Open Dynamic Chamber-Methode (Amlinger et al., 2008)	12
Abbildung 4: Einfluss des Anteils an Strukturmaterial auf die Höhe der CO ₂ -, CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen (Gronauer et al., 1997)	14
Abbildung 5: Einfluss des Umsetzintervalls auf die Höhe der CO ₂ -, CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen (Gronauer et al., 1997)	14
Abbildung 6: Stickstoffkreislauf des über den Kompost in den Boden eingebrachten Stickstoffs (Molt und Müller, 2015)	26
Abbildung 7: Systemfließbild Kompostierung (eigene Abbildung; Abfallbezeichnung nach ÖKL-Merkblatt (2018)	41
Abbildung 8: Selbstfahrendes Umsetzgerät für Dreiecks- und Trapezmieten (Gronauer et al., 1997)	47
Abbildung 9: Skizze einer Dreiecksmieten-Kompostierungsanlage für Bioabfälle und Grünschnitt (Gronauer et al., 1997).....	48
Abbildung 10: Funktionsskizze einer Hallenkompostierung (Gronauer et al., 1997) .	49
Abbildung 11: Umsetzgerät "Wendelin" (BÜHLER) für Tafelmieten (Kranert et al., 2017).....	50
Abbildung 12: Verfahrensschema eingehauste Kompostierung - System „Wendelin“ (Amlinger et al., 2005).....	50
Abbildung 13: Skizze einer Tunnelkompostierung (Kranert et al., 2017).....	51
Abbildung 14: Vergleich der Verfahrensschritte im Rotteprozess von (a) offener Kompostierung, (b) geschlossener Kompostierung und (c) teilgeschlossener Kompostierung.....	54

Abbildung 15: Relativer Beitrag von KO, KG und KTG je Wirkungskategorie	70
Abbildung 16: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur globalen Erwärmung (GWP100). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	71
Abbildung 17: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur terrestrischen Versauerung (TAP100). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	72
Abbildung 18: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur aquatischen Eutrophierung (FEP). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	72
Abbildung 19: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur aquatischen Ökotoxizität (FETPinf). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	73
Abbildung 20: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur Humantoxizität (HTP). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	73
Abbildung 21: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zum fossilen und nuklearen Energieverbrauch. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	74
Abbildung 22: Beiträge der Subsysteme zum GWP100. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen.....	76
Abbildung 23: Beiträge der Behandlungsprozesse von KO, KG und KTG zum GWP100, untergliedert in THG Emissionen Rotte, Diesel, Strom und Infrastruktur. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der	

Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	77
Abbildung 24: Beiträge der Subsysteme zur terrestrischen Versauerung. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	79
Abbildung 25: Beiträge der Behandlungsprozesse von KO, KG und KTG zur terrestrischen Versauerung, untergliedert in THG Emissionen Rotte, Diesel, Strom und Infrastruktur. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	79
Abbildung 26: Beiträge der Subsysteme zur aquatischen Eutrophierung. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	81
Abbildung 27: Beiträge der Behandlungsprozesse von KO, KG und KTG zur aquatischen Eutrophierung, untergliedert in THG Emissionen Rotte, Diesel, Strom und Infrastruktur. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	81
Abbildung 28: Beiträge der Subsysteme zum fossilen und nuklearen Energieverbrauch. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	84
Abbildung 29: Auswertung der Sensitivitätsanalyse für das GWP mit veränderten Max-Werten für die Rotteemissionen von KG. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	86
Abbildung 30: Auswertung der Sensitivitätsanalyse mit veränderten THG Emissionen für KO nach IPCC 2006. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen	87

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zusammenfassung relevanter Daten zu Energieverbräuchen während der Kompostierung aus Literaturwerken.....	18
Tabelle 2: Prozessspezifische Dieserverbräuche bei der offenen Kompostierung (Vogt et al., 2002)	19
Tabelle 3: Prozessspezifische Energieverbräuche bei der geschlossenen Kompostierung (Vogt et al., 2002).....	21
Tabelle 4: Komposteigenschaften von Fertigkompost, gegliedert nach unterschiedlichen Literaturquellen.....	27
Tabelle 5: Schwermetalleintrag aus Kompost in den Boden (Zahlen aus Scheithauer et al., 2003; Lazar et al., 2012 und KompostVO 2001)	30
Tabelle 6: Abfallzusammensetzung unter der Annahme 60 % Bioabfall und 40 % Grünschnitt (verändert nach: Edelmann und Schleiss, 2001)	43
Tabelle 7: Massenbilanz Bioabfallkompostierung (Kranert et al., 2017, Gruber, 2013, Edelmann und Schleiss, 2001, Vogt et al., 2002).....	45
Tabelle 8: Allgemeiner Vergleich von offener (KO), geschlossener (KG) und teilgeschlossener (KTG) Kompostierung (in Anlehnung an Gronauer et al., 1997)	53
Tabelle 9: biotische Emissionsfaktoren bei der Anlieferung und Aufbereitung (Cuhls et al., 2015)	56
Tabelle 10: Emissionsfaktoren für Anlieferung und Aufbereitung, Rotteprozess der Haupt- und Nachrotte, Konfektionierung und Zwischenlagerung, jeweils für die offene (KO), geschlossene (KG) und teilgeschlossene (KTG) Behandlung von Bioabfällen und Grünschnitt (Cuhls et al. 2015)	57
Tabelle 11: Emissionsfaktoren für die Kompostlagerung (Cuhls et al., 2015)	58
Tabelle 12: gasförmige Emissionen bei der Kompostausbringung (Cuhls et al., 2015)	58
Tabelle 13: Strom- und Dieserverbrauch für Materialaufbereitung, Auf- und Umsetzen der Mieten und Konfektionierung, jeweils für die offene, geschlossene und	

teilgeschlossene Kompostierung (Lechner et al., 2005, Springer, 2011, Lampert und Neubauer, 2015, Vogt et al., 2002, GmbH, 2010, Quirós et al., 2013, Cadena et al., 2009)	59
Tabelle 14: Eingabedaten Flächenverbrauch und Baustoffe, bezogen auf 10.000 t Verarbeitungskapazität pro Jahr (verändert nach: Edelmann und Schleiss, 2001)	62
Tabelle 15: Überblick über die Schwankungsbreite der Daten und die Unsicherheitsanalyse für kritische Modellparameter	64
Tabelle 16: Vergleich der Gesamtemissionen von KO, KG und KTG je Wirkungskategorie	70
Tabelle 17: Beschreibung der geschlossenen und teilgeschlossenen Kompostierungsanlagen der Studie von Cuhls et al., 2015.....	106
Tabelle 18: Beschreibung der offenen Kompostierungsanlagen der Studie von Cuhls et al., 2015	107

Abkürzungsverzeichnis

Allgemeine Abkürzungen

1,4-DCB-eq	1,4-Dichlorbenzoläquivalente
a	Jahr
ARRL	Abfallrahmenrichtlinie
BAWP	Bundesabfallwirtschaftsplan
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
CO ₂ -eq	Kohlendioxidäquivalente
EF	Emissionsfaktor/en
EU	Europäische Union
FM	Feuchtmasse/Frischmasse
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KG	geschlossene Kompostierung
KO	offene Kompostierung
KTG	teilgeschlossene Kompostierung
LCA	Life Cycle Assessment
LCCA	Life Cycle Cost Analysis
Max	Maximum
Min	Minimum
MJ	Megajoule
MJ-eq	Megajoule-Äquivalente
OBS	organische Bodensubstanz
P-eq	Phosphoräquivalente
S-LCA	Social Life Cycle Assessment
SO ₂ -eq	Schwefeldioxidäquivalente
THG	Treibhausgas(e)

TM Trockenmasse

Chemische Elemente und Verbindungen

Al Aluminium

C Kohlenstoff

Ca Calcium

CaO Calciumoxid, gebrannter Kalk

Cd Cadmium

CH₄ Methan

CO₂ Kohlenstoffdioxid

Cr Chrom

CSB Chemischer Sauerstoffbedarf

Cu Kupfer

Fe Eisen

H₂O Wasser

Hg Quecksilber

K Kalium

Mg Magnesium

MgO Magnesiumoxid

N Stickstoff

N₂O Lachgas

N_{ges} gesamter Stickstoff

NH₃ Ammoniak

NH₄⁺ Ammonium

Ni Nickel

NMVOC non-methane volatile organic compounds (flüchtige organische Verbindungen ohne Methan)

NO _x	Stickoxide
NO ₃ ⁻	Nitrat
O ₂	Sauerstoff
P	Phosphor
Pb	Blei
SO ₂	Schwefeldioxid
TOC	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
VOC	volatile organic compounds (flüchtige organische Verbindungen)
Zn	Zink

Organische Schadstoffe

PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Dibenzodioxine/-furane

Wirkungskategorien

FEP	Aquatisches Eutrophierungspotenzial – Süßwasser (Freshwater Eutrophication Potential)
FETPinf	Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (Freshwater Ecotoxicity Potential infinite) – zeitlich unbegrenzt
GWP100	Treibhauspotential (Global Warming Potential) – 100-jähriger Zeithorizont
HTPinf	Humantoxizitätspotenzial (Human Toxicity Potential infinite) – zeitlich unbegrenzt
TAP100	Terrestrisches Versauerungspotenzial (Terrestrial Acidification Potential) – 100-jähriger Zeithorizont

Inhaltsverzeichnis

Abstract	III
Kurzfassung	IV
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VIII
Abkürzungsverzeichnis	X
Inhaltsverzeichnis	XIII
1. Einleitung	1
2. Problemstellung und aktueller Wissensstand	2
2.1 Kompostierung in Österreich	3
2.2 Grundlagen der Kompostierung	4
2.3 Relevante Schadstoffemissionen der Kompostierung	6
2.4 Literaturüberblick zu Ökobilanzen in der Kompostierung	9
2.5 Literaturüberblick zu Emissionsmessungen bei der Kompostierung	10
2.6 Literaturüberblick zum Energiebedarf bei der Kompostierung	14
2.7 Sammlung und Transport von Abfällen	21
2.8 Landwirtschaftliche Kompostnutzung	23
2.8.1 Ausbringungsmengen und gesetzliche Rahmenbedingungen	24
2.8.2 Komposteigenschaften und Wirkung im Boden	25
2.8.2.1 <i>Nitratauswaschung</i>	28
2.8.2.2 <i>Freisetzung von Schadstoffen</i>	29
2.8.3 Austrag klimarelevanter Gase	31
2.9 Ableitung des Forschungsbedarfs	32
3. Zielsetzung	33
4. Material und Methode	33
4.1 Die vier Schritte der Ökobilanz	34
4.1.1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen	34

4.1.2	Die Sachbilanz.....	35
4.1.3	Wirkungsabschätzung	35
4.1.4	Auswertung.....	37
4.2	Software, Bewertungsmethode und Datenbank.....	38
4.3	Datenerhebung und -qualität.....	39
4.4	Modellaufbau	40
4.4.1	Systemgrenzen und Funktionelle Einheit	40
4.4.2	Art und Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien für die Kompostierung.....	42
4.4.3	Die Massenbilanz bei der Kompostierung	43
4.4.4	Beschreibung der untersuchten Rottesysteme	45
4.4.4.1	<i>Offene Kompostierung</i>	46
4.4.4.2	<i>(Teil)geschlossene, automatisierte Kompostierung</i>	48
4.4.4.3	<i>Verfahrenstechnischer Vergleich</i>	52
4.4.5	Aufstellung des Ökoinventars.....	54
4.4.5.1	<i>Abfallsammlung und -transport</i>	54
4.4.5.2	<i>Gasförmige Emissionen</i>	55
4.4.5.3	<i>Energiebedarf</i>	58
4.4.5.4	<i>Entsorgung Störstoffe</i>	59
4.4.5.5	<i>Landwirtschaftliche Kompostnutzung</i>	60
4.4.5.6	<i>Infrastruktur</i>	61
4.5	Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse.....	63
4.5.1	Unsicherheiten.....	63
4.5.2	Sensitivitätsanalysen	68
5.	Ergebnisse und Diskussion	69
5.1	Auswertung der Gesamtemissionen	69
5.2	Beitragsanalyse	74
5.2.1	Globale Erwärmung – GWP100	75
5.2.2	Terrestrische Versauerung	78
5.2.3	Aquatische Eutrophierung	80
5.2.4	Aquatische Ökotoxizität und Humantoxizität	82
5.2.5	Fossiler und nuklearer Energieverbrauch	83
5.3	Auswertung und Interpretation der Sensitivitätsanalyse.....	84
5.4	Robustheit der Ergebnisse.....	87
5.5	Diskussion und Vergleich der Ergebnisse mit der Literatur.....	89
5.6	Ableitung von emissionsvermindernden Maßnahmen.....	94

5.6.1	Eigenschaften des Rottegutes.....	94
5.6.2	Verfahrenstechnische Parameter der Prozesssteuerung.....	95
5.6.3	Die eingesetzten Anlagentypen.....	96
5.6.4	Anforderungen an die Anlage.....	98
6.	Schlussfolgerungen.....	98
7.	Weiterführende Arbeiten.....	98
	Zusammenfassung.....	103
	Anhang.....	106
	Anhang A – Betriebsparameter der von Cuhls et al. (2015) untersuchten Kompostierungsanlagen.....	106
	Literaturverzeichnis.....	108

1. Einleitung

„Die Natur kennt keine Abfälle. Sie verfügt über einen geschlossenen Verwertungszyklus. Die Entstehung von Abfällen ist ein Kennzeichen der wirtschaftlichen Tätigkeit des Menschen“

(Emberger, 1993, 7)

Vor dem Hintergrund wachsender globaler Herausforderungen wie der Klimaerwärmung, der Verknappung natürlicher Rohstoffe und einer weltweit drastisch steigenden Abfallproduktion gewinnen Konzepte der Kreislaufwirtschaft und des Klimaschutzes in der öffentlichen Diskussion zunehmend an Bedeutung. Biogene Reststoffe machen einen großen Anteil des gesamten Abfallaufkommens aus. In der EU fallen jährlich zwischen 118 und 138 Millionen Tonnen Bioabfall an und es wird erwartet, dass diese Menge im Durchschnitt bis 2020 um 10 % ansteigen wird (Jensen et al., 2016). Sie stammt aus den Bereichen Produktion (Landwirtschaft, Forstwirtschaft und produzierendes Gewerbe) und Konsum. Es handelt sich dabei um Bio- und Grünabfälle, Erntereste, Stroh, Klärschlamm, tierische Exkrememente, organische Haus- und Siedlungsabfälle, Nebenprodukte der Lebensmittelproduktion und Industrierestholz (Mühlenhoff, 2013). In Österreich beläuft sich das Potential biogener Abfälle auf etwa 2,2 Millionen Tonnen pro Jahr. Zusätzlich entstehen jährlich etwa 1,3 Millionen Tonnen Grünschnitt (Müller et al., 2010).

Ein nachhaltiges Management der steigenden Mengen an biogenen Abfällen wurde zu einer bedeutenden sozialen und ökologischen Aufgabe sowie Herausforderung. Ziel eines integrierten Abfallmanagements ist die vorbeugende Vermeidung von Umweltschäden und der Schutz von Ressourcen. In der europäischen Abfallrahmenrichtlinie 2008 (ARRL) ist verankert, dass die stoffliche Verwertung von Abfällen einer thermischen vorzuziehen ist (ARGE Kompost & Biogas, s.a.). Die Kompostierung ist eine Form der stofflichen Verwertung und erfüllt somit dieses Kriterium des hierarchischen Abfallmanagements der ARRL (Gudladt, 2001). Neben der europäischen Gesetzgebung fordern auch nationale Bestimmungen die stoffliche

Nutzung biogener Reststoffe. Im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz ist die getrennte Sammlung und Verwertung biogener Abfälle seit dem 01.01.1995 durch die Bioabfallverordnung gesetzlich verankert (Müller et al., 2010).

Der stofflichen Verwertung biogener Reststoffe ist im Sinne des Bodenschutzes ein hoher Stellenwert beizumessen. Die Verarbeitung zu hochwertigen Komposten ermöglicht eine Rückführung organischer Nährstoffe in die natürlichen Kreisläufe und leistet damit einen wertvollen Beitrag zur nachhaltigen Sicherung unserer Lebensgrundlage. Der gegenwärtige Finanzbedarf der EU für die Sanierung degradierter Böden beläuft sich auf 38 Milliarden € (ARGE Kompost & Biogas, s.a.). Angesichts der zunehmenden Verschlechterung der Bodenqualität ist die Zuführung von Pflanzennährstoffen und Spurenelementen über den Kompost deshalb wünschenswert (Umweltbundesamt, 2015). Der Kompost als organischer Dünger wirkt sich positiv auf die Biodiversität, die Bodenfruchtbarkeit sowie den Erosionsschutz aus, hemmt die Mobilisierung von Schadstoffen und steigert den Humusgehalt der Böden (Müller et al., 2010).

Zwar kann die Nutzung organischer Dünger in der Landwirtschaft den Einsatz von Torf oder energieintensiv produzierter Mineraldünger ersetzen, jedoch ist auch die Verarbeitung der biogenen Reststoffe zu Komposten mit Emissionen verbunden. Vor allem in Hinblick auf die globale Erwärmung spielt die Treibhausrelevanz der Kompostierung eine wichtige Rolle. Klimarelevante Emissionen können dabei auf allen Stufen des Verwertungszyklus gebildet werden, was deren Analyse zu einer Notwendigkeit werden lässt. Um die Vorteile der Kompostierung optimal nutzen zu können, bedarf es einer gezielten und präzisen Analyse dieses Verfahrens. Kenntnisse zu Emissionspotentialen während der Kompostierung sind im Sinne der Ableitung emissionsmindernder Maßnahmen hierbei unerlässlich.

2. Problemstellung und aktueller Wissensstand

Die Kompostierung ist in Österreich ein ausgereiftes Verfahren zur Verwertung und Verarbeitung biogener Reststoffe zu hochwertigen, vermarktungsfähigen Komposten und die österreichische Kompostwirtschaft ist weit entwickelt. Dementsprechend ist auch in der Literatur eine große Anzahl an Studien zu diesem Thema zu finden. Nicht nur zum Verfahren der Kompostierung selbst, sondern auch in Bezug auf die dadurch

freigesetzten Emissionen gibt es zahlreiche Veröffentlichungen. Dieses Kapitel beinhaltet aktuelle Zahlen und Fakten zur österreichischen Kompostwirtschaft und grundlegende chemisch-physikalische Parameter, um ein besseres Verständnis über das Verfahren der Kompostierung zu gewinnen. Darüber hinaus wird ein detaillierter Literaturüberblick über den Wissensstand zu Ökobilanzen, Emissionen und Energieverbräuchen in der Kompostierung gegeben. Die Sammlung und der Transport von Abfällen in Österreich sowie die Nutzung von Kompost in der Landwirtschaft werden ebenfalls kurz erörtert. Ziel des Kapitels ist es, den aktuellen Forschungsstand zum Verfahren der Kompostierung aufzuzeigen, um im weiteren Verlauf der Arbeit Emissionsfaktoren (EF) daraus ableiten zu können.

2.1 Kompostierung in Österreich

Von den biogenen Reststoffen, die in Österreich jährlich anfallen, wird ein Viertel in zentralen Anlagen verwertet, 40 % einer Eigenkompostierung zugeführt und ca. 35 % verbleiben im Restmüll (Müller et al., 2010). Für die Behandlung der Abfallströme waren in Österreich im Jahr 2015 laut Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 153 Biogasanlagen in Betrieb, in denen rund 580.000 t biogene Abfälle verwertet wurden, und 404 Kompostierungsanlagen mit einer Kapazität von mindestens 1,14 Mio. t/a (BMLFUW, 2017). Laut Bioabfallstrategie 2014 werden etwa zwei Drittel der getrennt gesammelten biogenen Abfälle einer Kompostierung zugeführt. Abbildung 1 zeigt die Kompostierungsanlagen Österreichs im Jahr 2015.

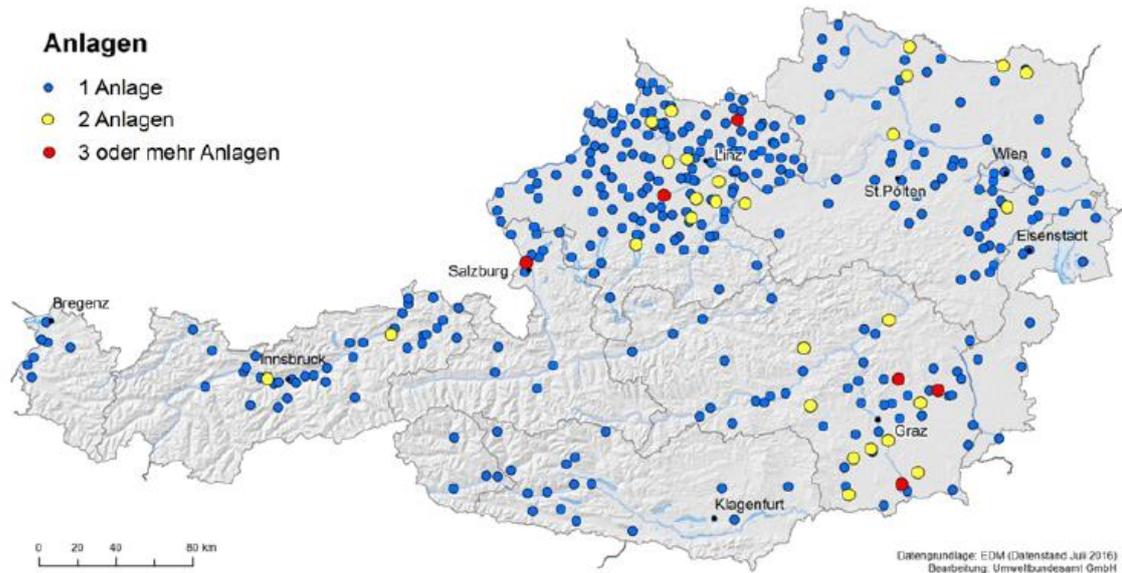


Abbildung 1: Kompostierungsanlagen in Österreich 2015 (BAWP, 2017)

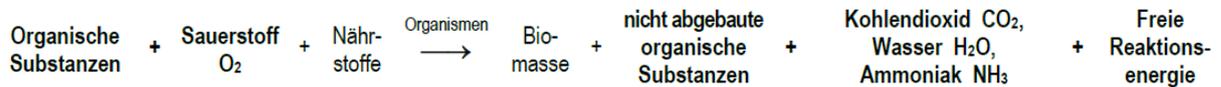
2.2 Grundlagen der Kompostierung

Das Verfahren der Kompostierung bestimmter biogener Abfälle wird zum Teil schon seit tausenden von Jahren angewendet, indem sich natürliche Prozesse zunutze gemacht werden (Emberger, 1993). Um ein besseres Verständnis über die Schritte der Bioabfallkompostierung im Rahmen des Verfahrensvergleichs zu erhalten, gibt dieses Kapitel einen Einblick in die biologischen Vorgänge der Kompostierung und die wichtigsten prozessspezifischen Abläufe.

„Die Kompostierung ist ein biologisches Verfahren zur Umwandlung organischer Abfälle in ein Bodenverbesserungsmittel unter aeroben Bedingungen“ (Cuhls et al., 2015, 20). Hauptsächlich wird dabei organische Substanz zu Kohlendioxid (CO_2) und Wasser (H_2O) abgebaut (Helm, 1995). Während des Kompostierungsprozesses wird die organische Substanz von unterschiedlichen Mikroorganismen umgewandelt. Große Abbauraten sind ein Ergebnis hoher mikrobieller Aktivität (Helm, 1995). Je nach Milieubedingungen kommen dabei unterschiedliche Mikroorganismengruppen zum Einsatz. Wichtige Parameter sind dabei in erster Linie Wasser und Sauerstoff (O_2). Die Nährstoffe können von den Organismen nur aus wässriger Lösung metabolisiert werden. Bei einem Wassergehalt von unter 30 % können keine Abbauprozesse mehr stattfinden. Aerobe Bedingungen sind notwendig, um die Kohlenstoffverbindungen zu oxidieren. O_2 wird verbraucht und CO_2 produziert. Pro Gramm Biomasse sind 0,9 g O_2

zum Abbau notwendig. Das pH-Wert Optimum liegt im neutralen bis basischen Bereich (Emberger, 1993).

In Cuhls et al. (2015) werden die aeroben biologischen Um- und Abbauvorgänge durch folgende Gleichung beschrieben:



Wie diese Gleichung zeigt, ist Kompostierung ein exothermer Prozess, was bedeutet, dass währenddessen fühlbare Wärme entsteht. Diese Wärmeentwicklung ist kennzeichnend für den aeroben biogenen Abbauprozess. Ein Temperaturanstieg in der thermophilen Phase von 55 bis 65°C wird dabei verzeichnet. Dieser intensiviert die mikrobielle Tätigkeit und sorgt für die Hygienisierung der Abfälle (Emberger, 1993).

Grundsätzlich wird in der Literatur aus verfahrenstechnischen Gründen der Kompostierungsprozess in die Prozessschritte Hauptrotte (Abbauphase), Nachrotte (Umbauphase) und Kompostreife (Aufbauphase) gegliedert. Während der Hauptrotte herrschen thermophile Bedingungen und es findet eine intensive Abbautätigkeit statt, die sich durch einen hohen Sauerstoffbedarf und eine intensive Selbsterhitzung des Materials auszeichnet. Es werden vor allem leicht abbaubare Verbindungen wie einfache Kohlenhydrate, Eiweiße und Fette abgebaut (Lechner, 1993). Das Produkt, das durch die Intensivrotte entsteht, weist Rottegrad II oder III auf und wird Frischkompost genannt. Es kann in diesem Stadium bereits vermarktet und für die Landwirtschaft als Düngemittel verwendet werden (Vogt et al., 2002). Eine gängigere Praxis ist allerdings die Herstellung von Fertigkompost des Rottegrades IV oder V. Die Angabe in Rottegrade wird verwendet, um den Rottefortschritt zu charakterisieren bzw. den aktuellen Stand des Abbauprozesses anzugeben (Kranert et al., 2017).

Um Fertigkompost und dadurch ein hochwertiges Produkt zu erhalten, bedarf es einer Nachrotte (Vogt et al., 2002). In dieser Phase werden unter mesophilen Bedingungen vorwiegend Zellulose, aber auch Lignin, abgebaut. Während des letzten Schrittes, der Kompostreife, werden stabile Huminstoffe aufgebaut. Diese dienen als Nährstoffquelle und tragen somit positiv zum Pflanzenwachstum bei (Lechner, 1993).

Neben Wasser und Sauerstoff benötigen Mikroorganismen für ihre Abbauvorgänge Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N). Das ideale C/N-Verhältnis liegt im Bereich von 35:1

(Emberger, 1993). Folgende Parameter sind die wichtigsten für den optimalen Verlauf der Rotte:

- Feuchtegehalt (60 %)
- Sauerstoffversorgung (0,9 g O₂ pro g Biomasse)
- C/N-Verhältnis (35:1)

(Emberger, 1993)

2.3 Relevante Schadstoffemissionen der Kompostierung

Die durch den Kompostierungsprozess freigesetzten Emissionen sind im Wesentlichen Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen. Deren Ausmaß wird einerseits durch die Aktivität der Mikroorganismen und andererseits durch prozess- und verfahrenstechnische Parameter beeinflusst (Vogt et al., 2002). Beim Abbau des organischen Materials entfallen Emissionen auf den Luft- und Wasserpfad. Die durch den Abbau des organischen Materials entstehenden und durch das Abwasser ausgetragenen Emissionen verlassen die Anlage nicht, da das Prozesswasser im Kreislauf geführt wird. Die wichtigsten über den Luftpfad entweichenden Emissionen werden im Folgenden kurz beschrieben.

Kohlenstoff wird hauptsächlich in Form von CO₂ freigesetzt (zu etwa 95 %), kleinere Mengen emittieren als Methan (CH₄) und als flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (non-methane volatile organic compounds, NMVOCs). Stickstoff entweicht zum größten Anteil als Ammoniak (NH₃), ein geringer Anteil als Lachgas (N₂O) (Vogt et al., 2002). Die Menge der über die Abluft ausgetragenen Emissionen hängt davon ab, ob Reinigungssysteme existieren (Vogt et al., 2002). Herkömmliche Biofilter dienen hauptsächlich der Reduktion der Geruchsbildung (Cuhls et al., 2015). Je nach Schadstoff weisen Biofilter unterschiedliche Reinigungsleistungen auf. Diese sind jedoch in der wissenschaftlichen Literatur sehr kontrovers. Reinigungsleistungen von 50 % für Methan und für 96 % für Ammoniak sind zu finden, sowie von 0 % für N₂O bis zu Negativleistungen, also Freisetzungen von Lachgasen durch Biofilter (Vogt et al., 2002).

Organischer Kohlenstoff ist im biogenen Material gebunden und **Kohlendioxid**emissionen während der Kompostierung sind ein Produkt des aeroben

Abbauvorgangs (Cuhls et al., 2015). Da CO_2 für das Wachstum der Pflanzen benötigt und zuvor im biogenen Material gebunden wird, wird es nicht in eine Ökobilanz miteingerechnet. CO_2 ist biogenen Ursprungs und würde auch bei der natürlichen Verrottung des Materials freigesetzt werden. Daher ist es als treibhausneutral einzustufen (Edelmann und Schleiss, 2001). Bei Durchlaufen des Biofilters im Zuge einer Abluftreinigung werden nur geringfügig zusätzliche CO_2 -Emissionen gebildet. Diese ergeben sich „zum einen durch den vollständigen Abbau von C-Abluftbestandteilen sowie durch den Abbau von organischem Biofiltermaterial“ (Cuhls et al., 2015, 43).

Methanfreisetzungen sind Ergebnis anaerober Stoffwechselforgänge in der Miete. Bei zu geringer Sauerstoffzufuhr werden methanbildende Mikroorganismen aktiviert und es kommt zu CH_4 -Emissionen. Deshalb ist ein regelmäßiges Umsetzen oder eine aktive Belüftung der Mieten von Bedeutung, denn natürliche Diffusion und Konvektion alleine können die notwendige Sauerstoffversorgung nicht sicherstellen. Der Großteil der Methanfreisetzungen geschieht während der ersten 20 Tage der Intensivrotte, bedingt durch hohe Temperaturen und Wassergehalte, danach wird nur noch geringfügig Methan freigesetzt. Ein Biofilter mit einer Belastung von mehr als $50 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ kann CH_4 -Emissionen nur geringfügig abbauen. Die maximale Abbauleistung beträgt dann nur noch 20 % und in manchen Fällen kommt es sogar zu zusätzlichen Methanfreisetzungen, die zum Beispiel durch vernässte oder ungleichmäßig belastete Biofilter entstehen (Cuhls et al., 2015). Laut Amlinger et al. (2008) beträgt die Abbauleistung durch einen Biofilter maximal 10-20 %.

Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan sind Produkte anaerober und aerober Stoffwechselforgänge. NMVOCs beinhalten alle organischen/kohlenstoffhaltigen Stoffe, die bereits bei niedriger Temperatur verdampfen. Sie werden durch den Abbau biogenen Materials neu gebildet und entweichen über die Abluft. Allerdings können sie im Biofilter relativ gut, bis zu 90 %, abgebaut werden (Cuhls et al., 2015).

Ammoniak wird beim Abbau von organischen N-Verbindungen (z. B. Proteine, Harnstoff etc.) gebildet. Begünstigt wird dieser Vorgang durch pH-Werte über dem Neutralbereich, Temperaturen über 45°C und übermäßige Belüftung. Ein weites C/N-Verhältnis hemmt den Freisetzungsprozess. Bei Durchströmen des Biofilters kann NH_3

zwar fast zur Gänze abgebaut werden, allerdings wird die Entstehung von N_2O und NO dadurch verursacht (Cuhls et al., 2015). Auch Edelmann und Schleiss (2001) nehmen an, dass ein Biofilter 96 % des Ammoniaks zurückhält bzw. oxidiert oder denitrifiziert.

Ein weiteres bedeutendes Gas, das während des Kompostierungsprozesses austreten kann, ist **Lachgas**. Es ist neben Kohlendioxid und Methan das drittbedeutendste Treibhausgas (THG) (Leikam, 2002). Wenn Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse unter ungünstigen Bedingungen ablaufen, entsteht N_2O als Zwischenprodukt. Im sauerstoffverarmten Milieu kommt es vermehrt zur N_2O - und NO -Bildung, insbesondere bei der Denitrifikation von Nitrat. Während Methan- und Ammoniakfreisetzungen vor allem zu Beginn der Rotte, bei hohen Temperaturen der Heißrotte, stattfinden, verlaufen N_2O -Emissionen gegenläufig. Erst wenn die Temperatur auf unter 45 °C abgesunken ist und der Nitrifikationsprozess beginnt, wird vermehrt Lachgas freigesetzt, was nach etwa 60 Rottetagen der Fall ist. Ein Biofilter kann zusätzlich N_2O produzieren, vor allem wenn NH_3 vorliegt, weshalb im Reingas höhere Lachgasemissionen auftreten können als im Rohgas (Cuhls et al., 2015). Zu diesen Erkenntnissen kommen auch Amlinger et al. (2008). Beobachtungen zeigen eine zwei- bis zehnfache Zunahme der N_2O Emissionen im Biofilter, bedingt durch NH_3 im Abgas. Durch aerobe Bedingungen im Biofilter findet mikrobielle Oxidation statt, sodass etwa 29 % des Ammoniaks, das den Biofilter durchläuft, diesen als N_2O wieder verlässt (Amlinger et al., 2008). Grundsätzlich ist der Verlauf der CH_4 , NH_3 und N_2O Emissionen sehr unterschiedlich und zeigt ein typisches Muster während der Rottephase (Abbildung 2):

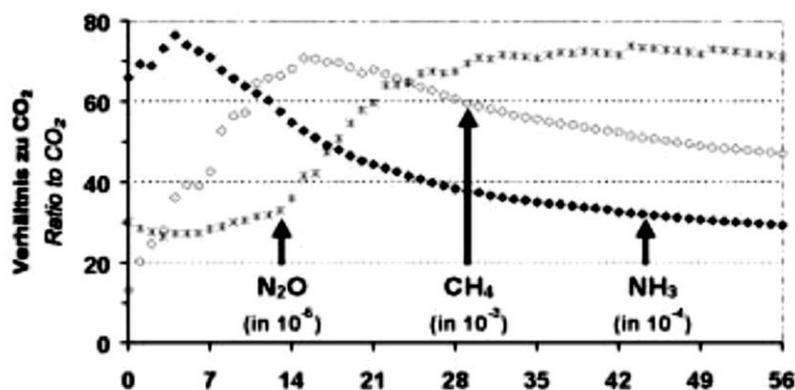


Abbildung 2: Emissionsverlauf von CH_4 , N_2O und NH_3 im Verhältnis zu CO_2 bei der Stallmistkompostierung in Abhängigkeit der Rottezeit (Hellebrand and Kalk, 2000)

Während CH_4 und NH_3 Emissionen vor allem zu Beginn der Rotte bei Temperaturen von über 40-50 °C am höchsten sind und im weiteren Rotteverlauf abnehmen, sind N_2O Emissionen zu Beginn gering und erreichen erst mit abnehmender Temperatur und einsetzender Nitrifikationsprozesse ihren Peak (Cuhls et al., 2015). Diese Erkenntnisse stehen im Einklang zu jenen von Amlinger et al. (2008), die ebenfalls eine inverse Korrelation zwischen CH_4 und N_2O Emissionen während der Rotte feststellen. Stark abhängig sind die Emissionsfrachten von folgenden Parametern im Rottemilieu: Temperatur, Wassergehalt, C/N-Verhältnis und Sauerstoffversorgung (Cuhls et al., 2015).

2.4 Literaturüberblick zu Ökobilanzen in der Kompostierung

Vor allem in den letzten Jahren wurden etliche Studien zu Massen- und Energieströmen in Kompostierungsanlagen durchgeführt, um die Auswirkungen dieser Anlagen auf diverse Umweltmedien und die menschliche Gesundheit zu erforschen (Cadena et al., 2009). Life Cycle Assessments dienen oftmals als Analyseinstrument für den Vergleich verschiedener Szenarien und Behandlungstechnologien in Bezug auf deren Umweltauswirkungen (Bong et al., 2016). Im Einklang dazu steht eine aktuelle Veröffentlichung von Bong et al. (2016), „A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies“, in der die AutorInnen auf die Erstellung einer Ökobilanz für die Kompostierung eingehen und auf die Bedeutung der Systemgrenzen und der funktionellen Einheit für die Abschätzung der Umweltauswirkungen hinweisen. Die AutorInnen Jensen et al. (2017) widmen sich in der 2017 erschienenen Studie „Quantification of greenhouse gas emissions from a biological waste treatment facility“ der Untersuchung und Quantifizierung von Methan-, Lachgas- und Ammoniakemissionen einer biologischen Behandlungsanlage in Norddeutschland. Darüber hinaus wird anschließend für die gesamte Anlage ein LCA mit Fokus auf die Wirkungskategorie GWP100 durchgeführt.

Nach Cadena et al. (2009) beziehen sich Studien zu Abfallmanagementsystemen oft auf eine spezielle Stadt oder Region. Zum Beispiel werden die biogenen Abfallverwertungspotentiale für die Türkei von Yay (2015) und für die Dänisch-Deutsche Grenzregion von Jensen et al. (2016) erhoben. Für die Stadt Bauru in Sao Paulo werden von Oliveira et al. (2016) sieben verschiedene Szenarien verglichen.

Ein wichtiges Werk in Bezug auf LCAs bei der Kompostierung ist eine von Edelman und Schleiss im Jahr 2001 veröffentlichte Studie, in der die Autoren verschiedene Arten der Kompostierung, Vergärung und Verbrennung biogener Reststoffe vergleichen, indem sie ökonomische, ökologische und energiebezogene Gesichtspunkte heranziehen.

2.5 Literaturüberblick zu Emissionsmessungen bei der Kompostierung

Bereits 1990 beschäftigen sich Fricke et al. (1990) mit der Menge und Qualität von Sickerwässern, der Erfassung und Bewertung von Geruchsemissionen und -immissionen bei der Kompostierung von Bioabfällen und zu einem Teil auch mit phytohygienischen Erkenntnissen. Emberger (1993) widmet sich im Werk „Kompostierung und Vergärung“ der Ermittlung von Geruchseinheiten, der Geruchsentwicklung sowie der Erfassung und Bewertung von Geruchsquellen in einem Kompostwerk und untersucht Maßnahmen zur Geruchsminderung. Auch, dass für die Kompostierung verschiedene Technologien und Verfahren zur Verfügung stehen, sind keinesfalls neue Erkenntnisse. Bereits Amlinger et al. (1993) unterscheiden folgende technische Kompostierungssysteme: offene Systeme und geschlossene, zwangsbelüftete Systeme (Behälter-Reaktorsysteme). Allerdings wird zum Thema Emissionen nur auf Schadstoffgehalte und toxische Substanzen, organische Schadstoffe in Komposten, Sickerwasseranalysen und seuchenhygienische Kontrolle im Kompost eingegangen. Auch Böhm (1993) schreibt in Kapitel 4 des Buchs „Bioabfall Kompostierung in Österreich“ über die Hygienrisiken bei der Sammlung und Behandlung biogener Abfälle.

Während sich ein Großteil dieser vergleichsweise älteren Literatur vor allem auf Sickerwasseremissionen und Staub- sowie Geruchsemissionen konzentriert, ist die Erforschung von Treibhausgasemissionen erst in den letzten Jahren aufgrund der zunehmenden Bedeutung des Klimawandels in den Mittelpunkt des Interesses gerückt. Das steigende Bewusstsein der globalen Erwärmung und deren Erforschung sowie Vermeidung wurde in den letzten Jahrzehnten zum bestimmenden Thema. Dass auch der Kompostierungsprozess THG emittiert, wird in einer zunehmenden Anzahl an Werken beleuchtet. Einige davon dienen als Grundlage für diese Arbeit und werden im Folgenden beschrieben.

Die Bedeutung von THG Emissionen bei der biologischen Behandlung wird zum Beispiel durch die vom Umweltbundesamt im Jahr 2011 herausgegebene Studie „Klimarelevanz und Energieeffizienz der Verwertung biogener Abfälle“ hervorgehoben. Auch Cuhls et al. (2015) präsentieren in ihrer Studie „Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen“ Emissionsfaktoren für die Kompostierung. In dieser Arbeit werden im Rahmen eines vom Umweltbundesamt Deutschland in Auftrag gegebenen Projekts Emissionsmessungen in 19 Kompostierungsanlagen, darunter acht geschlossenen und teilgeschlossenen, zwei mit semipermeablen Membranen und neun offenen, durchgeführt. Unter den offen ausgeführten Anlagen befinden sich fünf, in denen gemischte Bio- und Grünabfälle kompostiert werden. Deren Emissionsfaktoren werden durch elf Messphasen zu verschiedenen Jahreszeiten erhoben. Für die teilgeschlossenen und geschlossenen Verfahren werden Anlagen mit größtenteils guter fachlicher Praxis ausgewählt. Die Massenkonzentrationen der Emissionen Methan und Lachgas werden dabei kontinuierlich im Minuten- bzw. Halbminutentakt aufgezeichnet und gleichzeitig diskontinuierlich Abgasproben entnommen. Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan werden gemäß VDI 3481 Blatt 4 bestimmt und die Ammoniakkonzentration gemäß VDI 3496 Blatt 1 (Cuhls et al., 2015). Weil die ermittelten Emissionsfaktoren sehr stark von der eingesetzten Technologie und Betriebsführung abhängen, fassen die Tabellen 17 und 18 in Anhang A die wichtigsten Betriebsparameter jener Anlagen zusammen, an denen Emissionsmessungen von Cuhls et al. (2015) durchgeführt werden. Eine genaue Beschreibung der Anlagen inklusive Behandlungszeit, Umsetzintervall, Abgasreinigungstechnologie und Mietenform sind den Tabellen zu entnehmen.

Eine weitere Primärdatenerhebung wird von Amlinger et al. (2008) durchgeführt. In ihrer Arbeit „Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment“ ermitteln die Autoren Emissionsfaktoren für die Hauskompostierung, die offene Mietenkompostierung, die gekapselte Kompostierung mit Zwangsbelüftung sowie für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Für verschiedene Inputmaterialien (Bioabfall, Grünschnitt und Klärschlamm) und verschiedene Prozessparameter werden die Emissionsfaktoren für die Treibhausgase CH_4 , NH_3 und N_2O abgeleitet. Dabei wird die „open dynamic chamber“-Methode (= Haubenmessung) für die Emissionsmessung angewendet. Bei dieser Methode werden die relevanten Oberflächen mit einem großen mobilen Emissionsmessraum bedeckt. Dieser fängt die

emittierten Gase auf. VOC-Bestimmungen werden anschließend mit einem Flammenionisationsdetektor (FID) durchgeführt und zur Messung der weiteren Gaskonzentrationen (NH_3 , N_2O , CH_4 , CO_2) wird ein Fourier-Transform-Infrarotspektrometer (FTIR) herangezogen. Abbildung 3 stellt dieses Messverfahren dar.

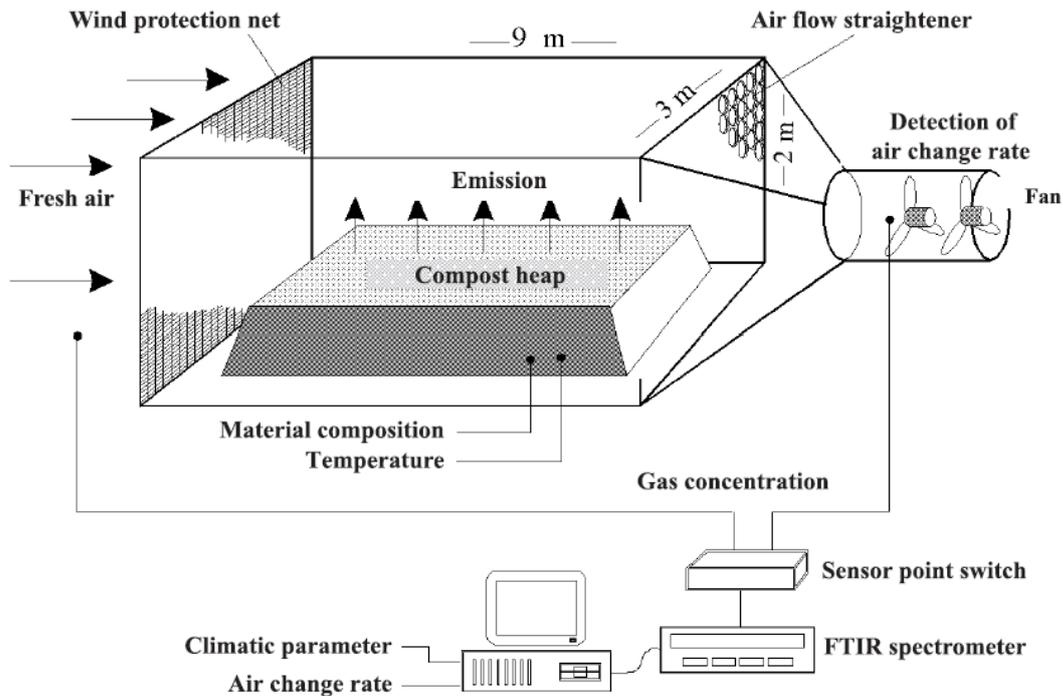


Abbildung 3: Funktionelles Schema der Open Dynamic Chamber-Methode (Amlinger et al., 2008)

Ein weiteres wichtiges Werk im Hinblick auf biotische Emissionen bei der Kompostierung ist die Dissertation "Greenhouse Gas Emissions from composting and anaerobic digestion plants" von Phong (2012). Er führt Messungen an neun Kompostierungsanlagen und neun Vergärungsanlagen in Deutschland durch, um Emissionsfaktoren für Methan, Ammoniak und Lachgas zu ermitteln. Dabei wird die Tunnelmethode angewendet, bei der ein komplettes Mietenstück einer Mietenkompostierung mit einem Plastiktunnel bedeckt und mit zwei Ventilatoren belüftet wird. Die Konzentrationsdifferenz der Treibhausgase zwischen der einströmenden und ausströmenden Luft wird herangezogen, um die Emissionen des Abfalls unter dem Tunnel zu berechnen (Phong, 2012).

Im Zuge des Forschungsvorhabens von Gronauer et al. (1997) wird im Mai 1992 bis Frühjahr 1993 ein Vergleich an verschiedenen bayrischen

Kompostierungsanlagen durchgeführt. Zusätzlich werden für die Erhebung verfahrenstechnischer Einflussfaktoren standardisierte Versuche herangezogen, um Heterogenität im Mischungsverhältnis, Umsetzintervall und jene anderer verfahrenstechnischer Parameter der Prozesssteuerung auszuschalten. Zur Messung der Emissionsraten gasförmiger Luftschadstoffe wird die Closed-chamber-Methode herangezogen und die Gaskonzentrationen der Proben mit einem electron capture detector (ECD) und einem Flammenionisationsdetektor (FID) chromatografisch erfasst sowie mit einem Infrarot-Messgerät (FTIR-Spektrometer) gemessen. Um den Einfluss von Strukturmaterialanteil und Umsetzintervall zu ermitteln, werden in den Versuchen die gasförmigen Emissionen CO_2 , CH_4 und N_2O gemessen, die bei einer Strukturmaterialbeigabe von 0 Vol.%, 20 Vol.%, 40 Vol.%, 60 Vol.% und 80 Vol.% sowie täglichen, drei- und siebentägigen Umsetzzeiten freigesetzt werden. Die Ergebnisse dieser Versuche sind in den Abbildungen 4 und 5 dargestellt. Grundsätzlich zeigten sich reduzierte CH_4 -Emissionen bei erhöhtem Strukturanteil, während bei N_2O kein einheitlicher Emissionsverlauf erkennbar ist. Bezüglich des Einflusses des Umsetzintervalls kann festgestellt werden, dass die CO_2 -Emissionen mit zunehmender Intervalldauer abnehmen, allerdings ist der Unterschied nicht signifikant. Im Gegensatz dazu nehmen CH_4 -Emissionen mit verminderter Umsetzhäufigkeit deutlich zu (Gronauer et al., 1997). Diese Erkenntnis deckt sich mit jener aus Phong (2012), der auch eine Zunahme der Methanemissionen bei verminderten Umsetzintervallen feststellen kann. N_2O -Emissionen zeigen keine Korrelation zur Länge des Umsetzintervalls (Gronauer et al., 1997). Konträr dazu ergeben Messergebnisse bei Phong (2012) eine positive Korrelation zwischen N_2O -Emissionen und Umsetzhäufigkeit.

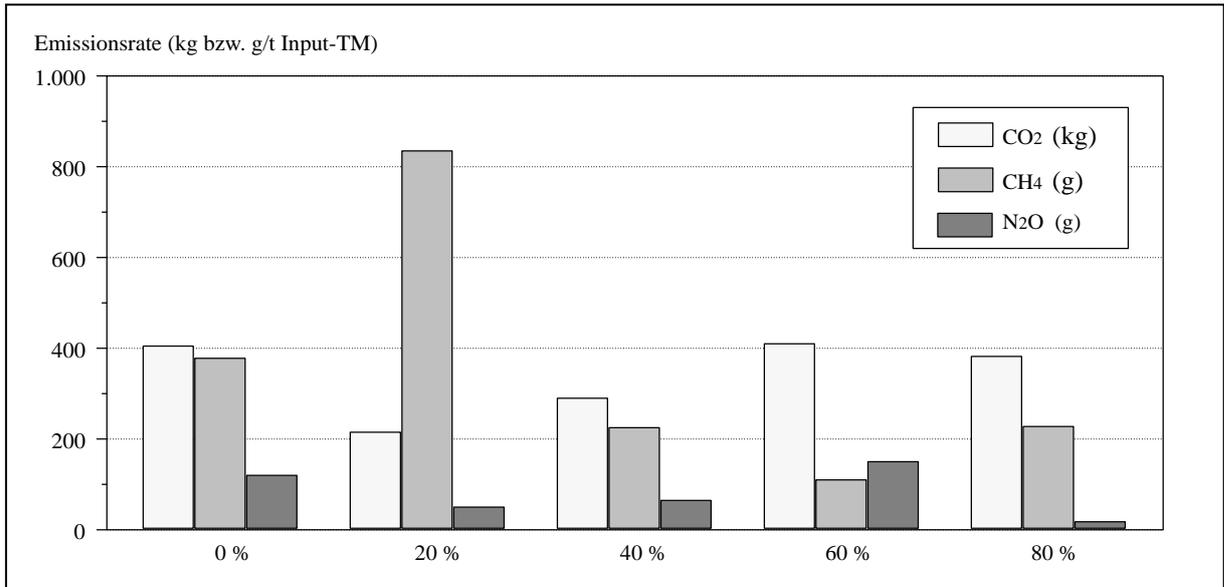


Abbildung 4: Einfluss des Anteils an Strukturmaterial auf die Höhe der CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen (Gronauer et al., 1997)

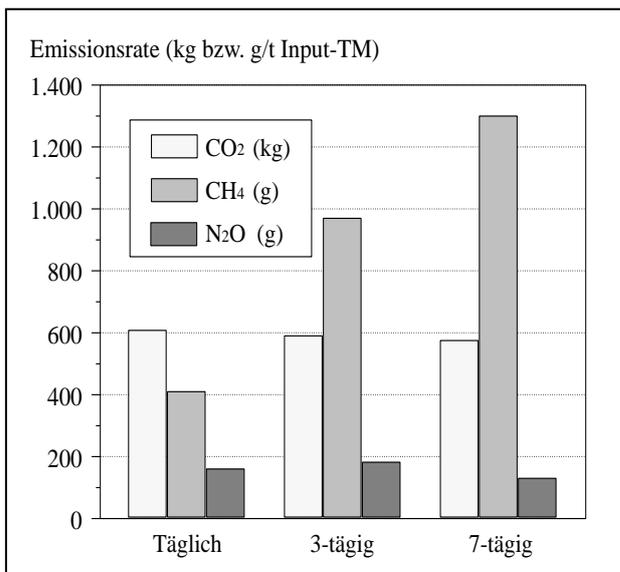


Abbildung 5: Einfluss des Umsetzintervalls auf die Höhe der CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen (Gronauer et al., 1997)

2.6 Literaturüberblick zum Energiebedarf bei der Kompostierung

Datenerhebungen zu Energieverbräuchen der Kompostierung werden unter anderem von Lampert und Neubauer (2005) in der Studie des österreichischen Umweltbundesamts „Praxis großer Kompostierungsanlagen in Österreich“ sowie von Springer (2011), „Energie- und CO₂-Bilanz von Kompostierungsanlagen – die Basis

für einen Effizienzpass“, oder von Vogt et al. (2002), „Ökobilanz Bioabfallverwertung“, durchgeführt.

Das Projekt von Lampert und Neubauer umfasst die Erhebung von Daten an 14 großen Kompostierungsanlagen in Österreich. Dabei werden die Daten teilweise durch Fragebögen, teilweise mittels Telefongesprächen mit Anlagenbetreibern erfasst sowie vor Ort Besichtigungen durchgeführt. Insgesamt werden 14 Anlagen, davon acht offene, vier teilgeschlossene und zwei geschlossene, untersucht. Die verwendete Methode in Springer (2011) umfasst Befragungen mittels 200 Fragebögen, die an Kompostwerke der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) versandt wurden (darunter 26 Anlagen mit und 19 Anlagen ohne Belüftungstechnik) und wovon 40 ausgewertet werden konnten. Die gewonnenen Datensätze werden verwendet, um die unterschiedlichen Anlagentechnologien je nach Bauart der Anlagen in Gruppen zu unterteilen und diese dann vergleichen zu können. Vogt et al. (2002) gewinnen die Daten zu den Energieverbräuchen durch Umfragen bei Betreibern von Kompostierungsanlagen und Angaben zum Energiebedarf für Zerkleinerungsaggregate auf Basis des „Anlagenhandbuch Kompostierung“ von Wiemer und Kern (1998).

In hier angeführten und zahlreichen weiteren Werken werden Angaben zum Energieverbrauch während des Kompostierungsprozesses gemacht, allerdings herrschen teilweise sehr große Differenzen zwischen den einzelnen Zahlen. Starke Schwankungen sind vor allem unter den (teil)geschlossenen Anlagen zu finden. Der Energieverbrauch hängt dabei laut Kranert et al. (2017) vor allem vom Grad der Mechanisierung, der Kapazität der Anlage und der Be- und Entlüftungstechnologie ab. Die genannten Werte beziehen sich im Folgenden immer auf eine Tonne Inputmaterial und auf die Herstellung von Kompost des Rottegrades IV oder V.

Bei der **offenen Mietenkompostierung** ist Energie für die Aufbereitung des Materials, das Auf- und Umsetzen der Mieten sowie für die Absiebung des Komposts erforderlich (Lampert et al., 2011). Kranert et al. (2017) gehen hier von einem Gesamtenergieverbrauch von 10-30 kWh für technisch einfache, unbelüftete Anlagen aus. Die Bandbreite ist bei Lampert und Neubauer (2015) ähnlich, wobei hier der Stromanteil 1-7 kWh und der Treibstoffanteil 8-29 kWh ausmachen. Die Umsetzung erfolgt bei den untersuchten Anlagen mit Umsetzgeräten, in der Hauptrotte ein- bis viermal pro Woche und in der Nachrotte im Durchschnitt einmal pro Woche (Lampert

und Neubauer, 2015). Bei Springer (2011) entfallen 0,42 kWh auf den elektrischen und 33 kWh auf den chemischen Energiebedarf. Er kann keine Korrelation zwischen Anlagengröße und spezifischem Energieverbrauch feststellen. Ein Zusammenhang ergibt sich jedoch in Bezug auf die Methode des Umsetzens der Mieten (speziell konstruierter Mietenumsetzer vs. Radlader) und den Energieverbrauch. Bei Radladern liegt der Treibstoffverbrauch bei etwa 50 % von jenem eines Mietenumsetzers (Überfahrumsetzer, Seitenumsetzer etc.), allerdings benötigen letztere weniger Zeit für den Umsetzvorgang und können somit für geringere Kosten sorgen (Springer, 2011). Zhong et al. (2013) gehen von einem elektrischen Energiebedarf von 0,38 kWh und einem chemischen von 37,7 kWh aus. Boldrin et al. (2009) berechnen, wieviel Strom bei der offenen Kompostierung für Beleuchtungszwecke, administrative Gebäude und elektrisch betriebene Geräte für den Kompostierprozess benötigt wird. Sie kommen zu Ergebnissen zwischen 0,023-19,7 kWh, wobei der Wert in den meisten Fällen im unteren Bereich dieser Bandbreite liegt, sowie zu einem Treibstoffbedarf von 35,04 kWh für Shredder und Umsetzgeräte.

Für **teilgeschlossene (gekapselte) und geschlossene (eingehauste) Technologien** wird laut Springer (2011) mit einem Anteil von rund 60 % am Gesamtenergieverbrauch ein Großteil der elektrischen Energie für die Be- und Entlüftungstechnik aufgewendet. Nach Emberger (1993) ist für die Zwangsbelüftung ein Energiebedarf von 20-35 kWh pro Tonne rottendes Material notwendig. Weitere Stromverbraucher können elektrisch betriebene Ein- und Austragsgeräte sowie Umsetzmaschinen sein. Die belüfteten Verfahren werden unterschieden in teilgeschlossene und geschlossene Anlagen. Energetische Unterschiede ergeben sich in Hinblick auf die Konstruktionsweise. Bei teilgeschlossenen Anlagen wird nur die Rottekammer zwangsbelüftet, also nur die Intensivrotte, während bei der geschlossenen Bauweise die gesamte Halle und sowohl Intensiv- als auch Nachrotte in die Lüftungstechnik eingeschlossen sind (Springer, 2011). Für teilgeschlossene Anlagen gibt Springer einen elektrischen Energieverbrauch von 27-36 kWh an und einen chemischen von 16,39-24,17 kWh, wobei der Median des Dieserverbrauchs bei gekapselten Anlagen bei 21,4 kWh liegt. Werte für geschlossene Anlagen betragen jeweils 11-54 kWh und 9,7-15,8 kWh (Median Dieserverbrauch eingehauste Anlagen: 12,8 kWh). Diese großen Bandbreiten ergeben sich je nach Art der Aufbereitung des Abfalls. Der Treibstoffverbrauch unter den eingehausten Technologien ist tendenziell

niedriger, da hier das Auf- und Umsetzen der Mieten über elektrisch betriebene Anlagenteile erfolgt und Förderbänder für den Ein- und Austrag des Materials in die und aus der Rottehalle sorgen (Springer, 2011). Laut Kranert et al. (2017) verzeichnen „stark mechanisierte Anlagen mit hoher Lüftungsleistung“ einen Gesamtenergieverbrauch von 40-60 kWh. Hupe et al. (1997) nennen einen elektrischen Verbrauch von 60-80 kWh. Sehr große Bandbreiten werden von Lampert und Neubauer (2015) angegeben: 2-92 kWh elektrischen und 9-36 kWh chemischen Verbrauch für teilgeschlossene Anlagen und 66 kWh für geschlossene (Lampert und Neubauer, 2015).

Trotz der großen Schwankungen lässt sich erkennen, dass bei offenen, unbelüfteten Verfahren weniger der elektrische Energieverbrauch als vielmehr die Treibstoffaufwendungen eine Rolle spielen, während bei gekapselten und eingehausten Systemen ein Großteil der Arbeit von mechanisierten, elektrisch betriebenen Anlagenteilen und Systemkomponenten verrichtet wird. Tendenziell ist hier der Stromverbrauch bei der geschlossenen Anlage und der Treibstoffverbrauch bei der teilgeschlossenen höher. Tabelle 1 fasst alle Ergebnisse aus der Literaturerhebung von Daten zum Energieverbrauch zusammen. Dabei wird in die drei Verfahren unterschieden und jeweils in den elektrischen sowie chemischen Energiebedarf.

Tabelle 1: Zusammenfassung relevanter Daten aus Literaturwerken zu Energieverbräuchen während der Kompostierung

Verfahren	Elektrischer Energiebedarf [in kWh/t]	Chemischer Energiebedarf [in kWh/t]	Gesamtenergiebedarf [in kWh/t]	Quelle	
KO	0,023-19,7	35,04	-	Boldrin et al., 2009	
	-	-	10-30	Kranert et al., 2017	
	3,75	31,6	-	Lechner et al., 2005	
	0,42	33	-	Springer, 2011	
	-	47,56	-	Vogt et al., 2002	
	1-7	8-29	8-37	Lampert und Neubauer, 2015	
KTG	0,38	37,7	-	Zhong et al., 2013	
	65,5	88,3	-	Quirós et al., 2013	
	-	-	40-60	Kranert et al., 2017	
	27-36	16,39-24,17	-	Springer, 2011	
	9-65	1-35	-	Boldrin et al., 2009	
	2-92	9-36	9-101	Lampert und Neubauer, 2015	
	95	35,32	133,4	Cadena et al., 2009	
	20-40	-	-	UEC, 2010	
	KG	16,1-16,9	1-35	-	Boldrin et al., 2009
		65,5	88,3	161,4	Cadena et al., 2009
56,5		-	-	Vogt et al., 2002	
11-54		9,7-15,8	-	Springer, 2011	
66		-	-	Lampert und Neubauer, 2015	
60-80		-	-	UEC, 2010	
Verfahrens-unabhängig	60-80	-	-	Hupe et al., 1997	
	30-60	-	-	EPEA, 2008	

Eine genaue Aufschlüsselung des Energiebedarfes in die einzelnen Verfahrensschritte Aufbereitung, Hauptrotte, Nachrotte und Konfektionierung wird von Vogt et al. (2002) vorgenommen und im Folgenden dargelegt. Die AutorInnen unterscheiden dabei vereinfachend zwischen der offenen Kompostierung und der technisch aufwendigeren, geschlossenen Kompostierung. Zur Vereinheitlichung gehen sie dabei von einer jährlichen Durchsatzleistung von 10.000 t aus. Folgende Energieverbrauchskennzahlen für die offene und die geschlossene Kompostierung

werden durch Umfragen bei Betreibern von Kompostierungsanlagen ermittelt oder auf Basis des Anlagenhandbuchs gewonnen.

Bei der **offenen Kompostierung** durchläuft bei Vogt et al. (2002) die Aufbereitung der biogenen Abfälle zum Zweck der Störstoffentfrachtung und Konditionierung die folgenden zwei Stufen: Metallabscheidung und Siebung mittels Trommelsieb. Dadurch können unter den Bioabfällen aus Haushalten etwa 5 % Störstoffe ausgeschieden werden. Strukturmaterialien, also Inputmaterialien definierter Herkunft, unterliegen lediglich einer Zerkleinerung. Für heterogene Abfälle (Bioabfall aus Haushalten) ist eine Störstoffentfrachtung notwendig. Energieverbräuche, die durch Trommelsieb, Magnetabscheider und Zerkleinerung anfallen, sind in Tabelle 2 angeführt. Da es sich hier, im Gegensatz zum geschlossenen Kompostierungsverfahren, um einen technisch einfachen Prozess handelt, entfallen energetische Aufwendungen bezüglich Ablufferfassung und -reinigung. Darüber hinaus wird unterstellt, dass die Aufbereitungsschritte durch Dieselmotoren ausgeführt werden.

Die Hauptrotte besteht aus einer dreiwöchigen Mietenkompostierung in Dreiecksmieten mit wöchentlichen Umsetzintervallen. Energie wird für den Betrieb des Umsetzaggregates benötigt und setzt sich aus dem spezifischen Verbrauch und dem jeweiligen Zeitbedarf zum Auf- und Umsetzen sowie der Umsetzhäufigkeit zusammen. Der Energiebedarf für die Hauptrotte wird mit 2 l/t angegeben (Tabelle 2). Zur Erreichung des Rottegrades IV oder V findet eine Nachrotte statt. Hierfür werden eine überdachte Fläche und Rottezeit von sieben Wochen sowie ein 14-tägiges Umsetzintervall angenommen. Der Energiebedarf für die Nachrotte der offenen Kompostierung wird mit 0,76 l Diesel/t Abfall angegeben. Die bei der Konfektionierung benötigte Energie entspricht etwa demselben Verbrauch wie das dieselbetriebene Sieb bei der Aufbereitung (0,2 l).

Tabelle 2: Prozessspezifische Dieselverbräuche bei der offenen Kompostierung (Vogt et al., 2002)

Prozessschritt	Einheit	Energieverbrauch
Trommelsieb	l/t	0,2
Magnetabscheider	l/t	0,5
Zerkleinerung	l/t	1,2
Mietenkompostierung	l/t	2
Nachkompostierung	l/t	0,76
Konfektionierung	l/t	0,2

Werden die Energieverbräuche von Aufbereitung, Hauptrotte, Nachrotte und Konfektionierung addiert, ergibt sich ein Gesamttreibstoffverbrauch von 4,86 l Diesel pro t Inputmaterial für die offene Kompostierung (Tabelle 1). Das sind gerundet 47,56 kWh, wenn von einem Heizwert für Diesel von 11,65 kWh/kg (Umweltbundesamt, Stand 2017) ausgegangen wird.

Unter der **geschlossenen Kompostierung** verstehen die AutorInnen einen in vollständig abgeschlossenen Systemen verlaufenden Prozess, charakterisiert durch eine Zwangsbelüftung und Ablufferfassung samt Reinigung durch einen Biofilter. Dabei fassen sie die Container-, Boxen- und Trommelkompostierung sowie die Mietenkompostierung in Hallen zusammen, indem sie modellhaft die Intensivrotte im Container und die Nachrotte über eine Mietenkompostierung in einer geschlossenen Halle ablaufen lassen. Werte für den Energiebedarf werden auch hier wieder auf eine Tonne biogenes Ausgangsmaterial bezogen und auf eine durchschnittliche Anlagengröße mit jährlichem Durchsatz von 10.000 Tonnen ausgelegt.

Bioabfälle aus Haushalten durchlaufen im Zuge der Aufbereitung wie bei der offenen Kompostierung einen Magnetabscheider und ein Trommelsieb. Da dieser Prozess in einer geschlossenen Halle stattfindet, muss hier bereits Energie für die Abluftreinigung aufgewendet werden. Der Störstoffanteil, der durch die Aufbereitung ausgefiltert werden kann, beträgt etwa 5 % der Inputmenge. Dessen Entsorgung erfolgt in einer thermischen Behandlungsanlage, ist jedoch nicht mehr Teil der Bilanz in Vogt et al. (2002). In Bezug auf Strukturmaterial, wie etwa Grünabfälle, wird auch hier eine Sortenreinheit von 100 % angenommen, weshalb diese meist nur zerkleinert werden müssen. Angaben zum Energiebedarf während der Aufbereitung sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Aufbereitetes Material durchläuft in einem nächsten Schritt die Hauptrotte, wo es ca. elf Tage lang verweilt. Der Prozess wird automatisch gesteuert, Belüftungs- und Bewässerungsaggregate werden je nach Wassergehalt und Temperatur eingestellt. Vogt et al. (2002) lassen die Abwärme über einen Wärmetauscher laufen, damit die Frischluft, die dem Rottekörper zugeführt wird, angewärmt wird, um den biologischen Abbau zu beschleunigen. Der elektrische Energiebedarf für den Intensivrotteprozess im Container bemisst sich auf 10 kWh pro t Inputmaterial (Tabelle 3).

Vogt et al. (2002) treffen die Annahme, dass die Nachrotte in einer geschlossenen Halle stattfindet und deshalb auch hier die Abluft erfasst und behandelt werden kann. Es wird für die Herstellung von Fertigkompost von einer achtwöchigen automatisierten, zwangsbelüfteten Mietenkompostierung mit 14-tägigen Umsetzintervallen ausgegangen. Energie wird für die dynamische Rotteführung sowie die Abluffassung und -reinigung benötigt. Der letzte Schritt in der Kompostherstellung ist die Konfektionierung, meist eine Siebung durch ein Trommelsieb auf eine Korngröße von 10 mm. Der Energiebedarf hierfür bemisst sich auf 3 kWh/t Durchsatz. In Tabelle 3 sind diese Energieverbräuche zusammengefasst.

Tabelle 3: Prozessspezifische Energieverbräuche bei der geschlossenen Kompostierung (Vogt et al., 2002)

Prozessschritt	Einheit	Energieverbrauch
Abluftreinigung	kWh _{el} /t	8,1
Trommelsieb	kWh _{el} /t	3
Magnetabscheider	kWh _{el} /t	0,5
Zerkleinerung	kWh _{el} /t	2,6
Containerkompostierung	kWh _{el} /t	10
Abluftreinigung	kWh _{el} /t	19,3
Umsetzer	kWh _{el} /t	10
Konfektionierung Trommelsieb	kWh _{el} /t	3

Werden die Energieverbräuche der einzelnen Verfahrensschritte (Aufbereitung, Intensivrotte, Nachrotte und Konfektionierung) addiert, ergibt das einen elektrischen Gesamtenergieverbrauch von 56,5 kWh pro t Inputmaterial. Dieser Wert findet sich in anderen literarischen Arbeiten wieder (Tabelle 1).

2.7 Sammlung und Transport von Abfällen

Grundsätzlich wird zwischen Abfallsammlung und Abfalltransport unterschieden. Die Befüllung des Sammelfahrzeuges wird als Sammlung bezeichnet. Die Strecke, die das befüllte Fahrzeug bis zur Behandlungsanlage zurücklegt, als Abfalltransport. Wenn das Sammelfahrzeug die gesammelten Abfälle direkt zum Ort der Behandlung liefert, handelt es sich um einen Direkttransport. In vielen Fällen werden aber auch Abfälle für

den Weitertransport in einer Umladestation an ein Transportfahrzeug übergeben (Schwarz et al., 2015).

Bioabfälle aus Haushalten werden in Österreich vorwiegend über das Holsystem erfasst. Dabei wird das Material über die getrennte kommunale Sammlung der Biotonne mit Drehtrommel- und Pressplattenfahrzeugen gesammelt und der Kompostierungsanlage übergeben. Im Vergleich dazu wird für Gartenabfälle und Grünschnitt das Bringsystem häufiger angewandt. Sie werden in der Regel von Privatpersonen und kommunalen Gartenbetrieben angeliefert (Weißenfels, 2001, Vogt et al., 2002). In Niederösterreich zum Beispiel ist die Sammlung von biogenen Küchenabfällen und teilweise auch Laub und Grasschnitt durch das Holsystem üblich. Etwa 81 % des Laubs und Grasschnitts sowie Baum- und Strauchschnitts erfolgt hingegen über das Bringsystem (Hannauer, 2014).

Konkrete Zahlen zu durchschnittlichen Abfalltransportstrecken, wie sie für Österreich typisch sind, sind in der Literatur kaum zu finden, und wenn, sehr heterogen. Angaben aus vier verschiedenen Quellen werden im Folgenden kurz beschrieben.

Vogt et al. (2002) geben für die Sammlung der biogenen Materialien eine durchschnittliche Distanz von 15 km an, mit einer maximalen Beladung des Fahrzeuges von 15 t und einer durchschnittlichen Auslastung von 50 %, gemittelt über die gesamte Transportdistanz. Treibstoffaufwendungen ergeben sich dabei für das Zurücklegen der Strecken, das Entleeren der Behälter, die Verpressung der Abfälle und den typischen „stop-and-go“ Betrieb. Für den Transport des biogenen Materials zur Behandlungsanlage geben die AutorInnen eine Sammelstrecke von durchschnittlich 17 km an, wobei sie von einer Umladung des Abfalls vom Sammelfahrzeug in ein Transportfahrzeug (LKW) ausgehen (Vogt et al., 2002). Insgesamt ergibt sich also eine Transportstrecke von 32 km.

Zeiner (2010) erhebt im Zuge ihrer Masterarbeit Daten an einer österreichischen Kompostierungsanlage und kommt auf folgende Angaben zu Transportdistanzen: Die durchschnittliche Entfernung für den Transport von Bioabfällen zur Kompostierungsanlage wird auf 8 km geschätzt, in Bezug auf die Kapazitäten werden für die Anlieferung in Presswägen 6,5 t pro Fahrzeug angenommen (Zeiner, 2010).

Schwarz et al. (2015) ermitteln im Rahmen eines Projektes Daten zu durchschnittlichen Transportwegen in der österreichischen Abfallwirtschaft. Mittlere

Distanzen der Abfallsammlung und des -transportes werden erhoben, um die Umweltauswirkungen des österreichischen Abfalltransportes darzustellen. Dabei werden ExpertInnen befragt und das Online-Routenberechnungstool Google MyMaps (2015) als Quelle verwendet. Da die Rücklaufquote bei der ExpertInnenbefragung sehr niedrig war und Gemeinden sowie Unternehmen über keine genauen Aufzeichnungen zu den Abfalltransportwegen verfügen, sind die von Schwarz et al. genannten Zahlen mit Vorsicht zu behandeln. Es ergeben sich durchschnittliche Transportdistanzen im städtischen Gebiet für biogene Abfälle bis zu nahegelegenen Kompostierungsanlagen von 25 km. Angaben zu Distanzen der biogenen Abfallsammlung und -transporte belaufen sich auf 120 km im ländlichen Gebiet und 40 km im städtischen. Die Frachtmenge beträgt 6 t pro Transporteinheit (Schwarz et al., 2015).

Edelmann und Schleiss (2001) kommen in ihrer Studie auf eine durchschnittliche Distanz zur Anlage von 5,6 km. Diese Zahl ergibt sich aus der Kapazität des Werkes von 10.000 t/a, was einer Einwohnerzahl von 100.000 Menschen zugrunde liegt, da etwa 100 kg biogener Abfall pro Einwohner und Jahr anfallen. Die Anlage befindet sich in der Schweiz und die Bevölkerungsdichte im schweizerischen Mittelland beträgt etwa 500 Einwohnern pro km². Dies führt zu einem Abfallsammelradius von 8 km und zu einer durchschnittlichen Strecke zur Anlage von 5,6 km.

In der Ecoinvent Datenbank (Version 3.4, 2017) wird folgendes kommunales Müllsammelfahrzeug beschrieben: Die Gesamtmasse des Sammelfahrzeuges beträgt 21 t und die Kapazität 8,2 t. Bei einer durchschnittlichen Auslastung von 50 % ergibt das eine durchschnittliche Beladung von 4,1 t. Die Sammel- und Transportdistanz wird mit 10 km bemessen und der Dieserverbrauch mit durchschnittlich 4 l pro t und 10 km angegeben. Das ergibt 0,4 l Diesel pro tkm für die kommunale Abfallsammlung (Doka, 2009).

2.8 Landwirtschaftliche Kompostnutzung

Ziel der Kompostanwendung in der Landwirtschaft ist die Amelioration bodenbiologischer und bodenphysikalischer Parameter (Kluge et al., 2008) und die Erhaltung eines positiven Humussaldos, vor allem bei intensiven Bewirtschaftungsformen (Müller et al., 2010). Die Werke „Optimierung der Verwertung organischer Abfälle“ von Lazar et al. (2012) und „Nachhaltige Kompostanwendung in

der Landwirtschaft“ von Kluge et al. (2008) sowie die vom Lebensministerium im Jahr 2010 herausgegebene „Richtlinie für die Anwendung von Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft“ und der vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz im Jahr 2003 herausgegebene Abschlussbericht „Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen“ befassen sich mit dem Prozess der Nutzung des Komposts in der Landwirtschaft. In Letzterem werden während des Projektzeitraumes 2000-2003 Untersuchungen zur „Mitkompostierung von organischen Produktionsabfällen aus der Lebensmittelindustrie“ und zu „Schadstoffgehalten von Komposten“ durchgeführt (Scheithauer et al., 2003, 3). In den Jahren 2000 und 2002 liegt der Schwerpunkt der Untersuchungen auf organischen Schadstoffen und auf der Verteilung und dem Einfluss von Schwermetallen. Kluge et al. (2008) führen diesbezüglich ebenfalls ein Projekt durch, das 2006 abgeschlossen wird. An drei Standorten werden über zwölf Jahre und an zwei Standorten über neun Jahre hinweg Untersuchungen an landwirtschaftlichen Böden im Raum Baden-Württemberg mit für das deutsche Bundesgebiet charakteristischen Bodeneigenschaften und Klimabedingungen durchgeführt. Hochwertige, gütegesicherte Komposte werden unter Anwendung der guten fachlichen Praxis auf landwirtschaftliche Ackerböden über Jahre hinweg aufgebracht und die sich in den Ernteprodukten und im Boden angereicherten Nähr- und Schadstoffe laufend umfassend untersucht. Den AutorInnen zufolge sind die Ergebnisse praxisnahe, für verschiedene Standorte vergleichbar und können somit gut auf reale Verhältnisse übertragen werden (Kluge et al., 2008). In der Studie von Lazar et al. (2012) wird auf eine empirische Datenerhebung verzichtet und stattdessen auf Literaturdaten zurückgegriffen, um die Wirkungen des Komposts auf die Bodeneigenschaften zu quantifizieren. Ein Großteil der Daten stammt von der BGK. In der Studie wird der Referenzboden als mittelhumoser, sandiger Schluff mit dem Ausgangsgestein Löss und einem Tongehalt von bis zu 8 % beschrieben (Lazar et al., 2012).

2.8.1 Ausbringungsmengen und gesetzliche Rahmenbedingungen

Angaben zu den empfohlenen Kompostausbringungsmengen sind in der Literatur stark divergent. Laut Kompostverordnung (KompostVO, 2001) darf die empfohlene maximale Kompostaufbringungsmenge für Düngungszwecke 8 t TM pro ha und Jahr im fünfjährigen Durchschnitt nicht überschreiten. Knappe und Vogt (2012) berechnen das Humussaldo und die sich daraus ergebenden erforderlichen Aufwandsmengen.

Um konstante Humusgehalte im Boden zu schaffen, sind demzufolge 4 t TM/(ha.a) erforderlich (= Humusreproduktion). Um verarmte Böden mit Humus anzureichern, empfehlen die AutorInnen Gaben von 10 t TM/(ha.a) (= Humusanreicherung, Erhöhung des Humusgehaltes um 2 %) (Lazar et al., 2012, Knappe und Vogt, 2012). Kluge et al. (2008) empfehlen Kompostgaben von 20 t TM pro ha, um ausgeglichene Phosphor- und Kaliumgehalte aufrechtzuerhalten. Für die Amelioration ungünstiger Standorte sind auch Gaben von 30 t TM pro ha möglich. Eine ausgebrachte Menge von 10 t/ha würde eine Zufuhr an organischer Substanz von 4,9 t/ha bewirken (Kluge et al., 2008). Gemäß österreichischem Wasserrechtsgesetz beträgt die maximale Ausbringungsmenge für Stickstoffdünger 170 kg/(ha.a) und im Ausnahmefall 230 kg/(ha.a) (Müller et al., 2010).

2.8.2 Komposteigenschaften und Wirkung im Boden

Durch die über den Kompost in den Boden eingetragenen organischen Stoffe werden die chemischen und physikalischen Eigenschaften und in Folge auch die Bodenfunktionen beeinflusst. Die Zufuhr der biogenen organischen Masse führt zu einer Veränderung der Bodenstruktur, des Wasserhaushalts und der Bodenmikrobiologie (Kluge et al., 2008) und wirkt sich somit auf pH-Wert, Struktur, Humusgehalt, Wasserspeichervermögen, Erosionsanfälligkeit und Infiltrationsfähigkeit des Bodens aus. Abbildung 6 stellt die Prozesse dar, die der über den Kompost in den Boden eingetragene Stickstoff durchläuft.

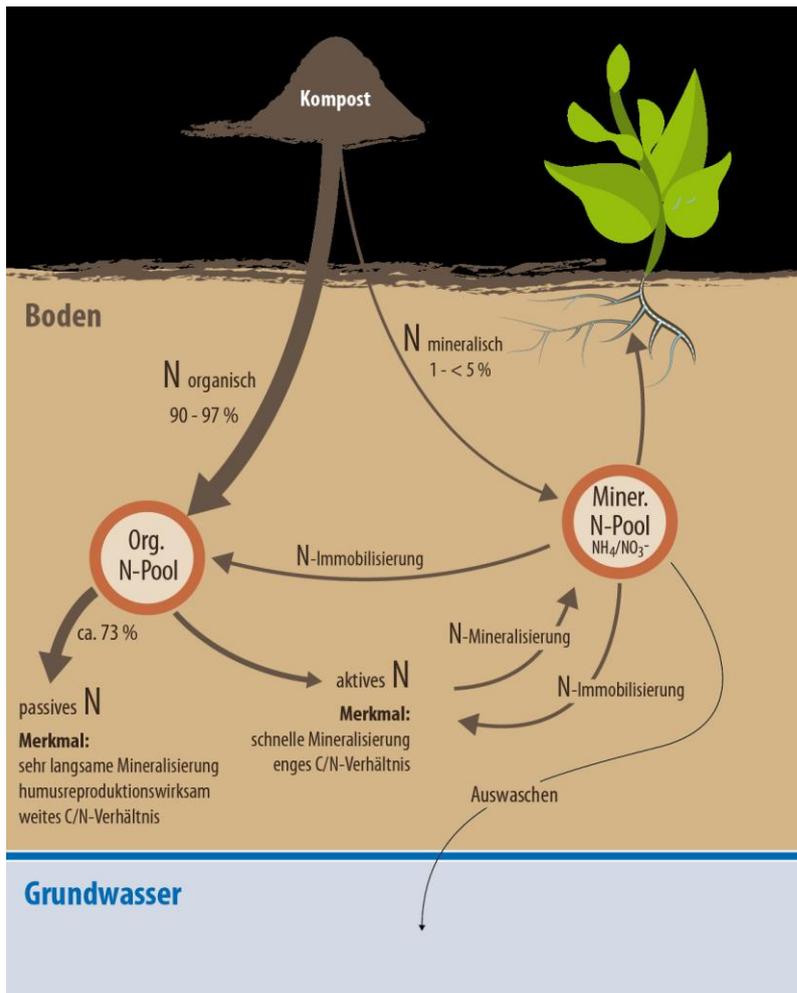


Abbildung 6: Stickstoffkreislauf des über den Kompost in den Boden eingebrachten Stickstoffs (Molt und Müller, 2015)

Diese Wirkungen für die Ökobilanz quantitativ darzustellen, ist nur eingeschränkt möglich, denn nicht alle Prozesse sind quantifizierbar. Inwiefern der aufgetragene Kompost als Bodenverbesserungsmittel dient und sich positiv auf Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität und Erosionsschutz auswirkt, ist abhängig vom Reifegrad des Komposts und von dessen Qualität. Über Nähr- und Schadstoffgehalte entscheidet unter anderem auch die Art des Ausgangsmaterials (Lazar et al., 2012). Hochwertige Fertigungskomposte weisen einen Gehalt an organischer Substanz von 30-40 % der TM auf (Müller et al., 2010). Der Wassergehalt liegt häufig bei 30-45 % (Hupe et al., 1997, Amlinger et al., 2005, Cuhls et al., 2015) und der pH-Wert im leicht basischen Bereich (Kluge et al., 2008, Cuhls et al., 2015). Tabelle 4 fasst die wichtigsten Komposteigenschaften von Fertigungskompost zusammen.

Tabelle 4: Komposteigenschaften von Fertigkompost, gegliedert nach unterschiedlichen Literaturquellen

	Einheit	Lazar et al. (2012)	Kluge et al. (2008)	Müller et al. (2010)	Al-Bataina et al. (2016)	Cuhls et al. (2015)
C/N-Verhältnis	-	16,8:1	17:1	10-25:1	-	-
pH-Wert	-	-	7,5	-	-	7,7
N_{ges}	% TM	1,2	1,2-1,6	0,6-2,3	1,2-1,34	1,5
P₂O₅	% TM	0,73	0,5-0,7	0,3-1,9	-	0,8
K₂O	% TM	-	0,8-1,3	0,5-3	-	-
MgO	% TM	-	0,5-0,9	1-5,4	-	-
CaO	% TM	-	-	2,4-19	-	-

Die Literaturlauswertung ergibt, dass N nur gering düngewirksam ist, regelmäßige Kompostgaben aber die N-Gehalte im Boden anheben. Etwa 73 % des über Kompostgaben eingebrachten Stickstoffs werden in die organische Substanz eingebaut (Lazar et al., 2012). Auch die Pflanzenverfügbarkeit der über den Kompost eingebrachten Nährstoffe hängt von verschiedenen Faktoren ab. Hier ist zum Beispiel das C/N-Verhältnis maßgeblich beeinflussend. Wie Tabelle 4 entnommen werden kann, liegen mittlere Werte bei 10-25:1 und somit im oberen Bereich des mittleren C/N-Verhältnisses des Bodens (10:1). Es kann allerdings davon ausgegangen werden, dass ein Großteil der N-, P-, K-, Mg- und CaO-Mengen für die Pflanzen mittel- und langfristig verfügbar wird (Müller et al., 2010). Erst wenn die Nährstoffe durch Bodenorganismen mineralisiert worden sind, sind sie mobil und somit pflanzenverfügbar. Dabei kann Stickstoff nur in gelöster Form als Ammonium (NH₄⁺) und Nitrat (NO₃⁻) von den Pflanzen aufgenommen werden (Lazar et al., 2012). Der pflanzenverfügbare Anteil im ersten Jahr beträgt etwa 10 %. Bei Kompostaufwendungen von 4 t TM/(ha.a) werden etwa 5 kg und bei Kompostgaben von 10 t TM/(ha.a) etwa 12 kg an pflanzenverfügbarem N dem Boden zugeführt (Lazar et al., 2012). In den folgenden Jahren rechnet man mit einer Düngewirksamkeit von 3-5 % pro Jahr. Diese ist allerdings sehr stark abhängig von den Witterungs- und Bodenverhältnissen und von den pflanzenbaulichen Maßnahmen (Müller et al., 2010). Durch die Zufuhr von N über den Kompost in den Boden kann Stickstoff-Mineraldünger eingespart werden.

In Bezug auf die ausgebrachten P- und K- Mengen ergeben Literaturrecherchen eine vollständige Pflanzenverfügbarkeit dieser für die Pflanzen essenziellen Nährstoffe und leisten deshalb eine hohe Düngewirkung (Müller et al., 2010, Lazar et al., 2012, Kluge et al., 2008).

2.8.2.1 *Nitratauswaschung*

Nitrat ist leicht löslich und kann ins Grund- und Oberflächengewässer ausgewaschen werden (Lazar et al., 2012). Vor allem das C/N-Verhältnis spielt eine bedeutende Rolle bei der Mobilisierung der Nährstoffe (Amlinger et al., 2003). Ein Verhältnis von < 20 führt zu einem Überschuss an Stickstoff und die Mikroorganismen können diesen nicht mehr zur Gänze mineralisieren. Auswaschungsprozesse ins Grundwasser sind die Folge (Lazar et al., 2012). Je weiter das C/N-Verhältnis, desto mehr Stickstoff kann an die organische Bodensubstanz (OBS) gebunden werden (Müller et al., 2010). Amlinger et al. (2003) stellten fest, dass es bei einem C/N-Verhältnis von < 8 zu deutlichen N-Freisetzungen kommt und bei einem Verhältnis von > 14 zu einer starken Bindung (Amlinger et al., 2003). Die berechneten mittleren Stickstoffauswaschungsverluste sind bei mineralischen Düngern am größten, gefolgt von Mistdüngern und am geringsten bei Komposten. Da die Düngeeffizienz für Stickstoffgaben nur sehr gering ist, sind zu hohe Gaben im Sinne des Gewässerschutzes kritisch (Amlinger et al., 2003).

Lazar et al. (2012) gehen davon aus, dass ein direkter Eintrag von Nährstoffen in oberirdische Gewässer, bei Einhaltung des gesetzlich erforderlichen Mindestabstandes, und eine erosionsbedingte Auswaschung nicht stattfinden, weshalb diese für die Ökobilanz nicht berücksichtigt werden. Eine Eigenschaft, die der Nährstoffauswaschung entgegengewirkt, ist die durch die Zufuhr von Kationen erhöhte Kationenaustauschkapazität des Bodens, was zu einer gesteigerten Bindung und Speicherung der Nährstoffe an die OBS führt (Lazar et al., 2012). Auch laut Kluge et al. (2008) bestehen bei Gaben von 20-30 t/ha im dreijährigen Durchschnitt keine Risiken einer Auswaschung. Amlinger (2003) konkludiert in einer umfassenden Literaturstudie, dass keine zusätzlichen Nitratausträge ins Grundwasser stattfinden, was durch Lysimeterversuche festgestellt werden konnte. Lediglich Feldversuche haben gezeigt, dass bei extrem hohen Ausbringungsmengen von z. B. 100 t auf Sandböden N-Austräge ins Grundwasser erfolgen können (Amlinger et al., 2003). In Simulationsversuchen mit Sand kommen Iqbal et al. (2015) zu einem

Auswaschungsfaktor für Stickstoff von 7,8 % von N_{ges} (Iqbal et al., 2015). Chodak et al. (2001) untersuchen den Einfluss der Temperatur auf die Stickstoffmineralisierungs- und -auswaschungsrate durch Kompostgaben, die mit Quarzsand vermischt werden. Die Netto-Nitratfreisetzungen bei Frischkompost nach 112 Tagen reichen von 1,8 % des initialen Stickstoffgehalts bei 5 °C bis 14,3 % bei 25 °C. Nach zwei Wochen werden bei allen Temperaturen etwa 10 % des N-Gehalts des reifen Komposts als NO_3^- ausgewaschen (Chodak et al., 2001).

Fasst man diese Erkenntnisse aus der Literatur zusammen, kann festgehalten werden, dass unter Einhaltung der guten fachlichen Praxis kaum die Gefahr eines Nitrataustrages durch regelmäßige Kompostgaben besteht. Lediglich Sandböden oder besonders ungünstige klimatische Verhältnisse können ein erhöhtes Risiko darstellen (Lazar et al., 2012).

2.8.2.2 Freisetzung von Schadstoffen

Neben den Nährstoffen befinden sich im Kompost auch unerwünschte Schadstoffe. Die sich im Abfall befindlichen Schwermetalle können durch den Kompostierungsprozess nur schwer abgebaut werden und reichern sich deshalb im Verlauf der Rotte im Endprodukt an (Müller et al., 2010). Dabei ist der Schwermetallgehalt im Kompost unabhängig vom eingesetzten Kompostierungsverfahren und wird primär von der Belastung des Ausgangsmaterials beeinflusst. Deshalb ist die getrennte kommunale Abfallsammlung eine bedeutende Einflussgröße im Hinblick auf die Minimierung der Schwermetallgehalte im Abfall und folglich auch im fein abgeseibten Kompost (Gronauer et al., 1997).

Die Kompostverordnung definiert Schwermetallgrenzwerte, die für die Ausbringung in der Landwirtschaft nicht überschritten werden dürfen. Generell sind für die landwirtschaftliche Nutzung nur Komposte der Qualitätsklassen A+ und A zulässig (KompostVO, 2001). Lazar et al. (2012) geben übliche Schwermetallgehalte in gütegesicherten Komposten der Bio- und Grünabfallkompostierung an (Tabelle 5) und auch das Bayrische Landesamt für Umweltschutz veröffentlicht Schwermetallgehalte, die über ein umfassendes Projekt in den Jahren 2000 und 2002 ermittelt werden (Scheithauer et al., 2003). Zum Vergleich sind auch die Grenzwerte der KompostVO (A+) in Tabelle 6 aufgelistet. Wie aus dieser Tabelle entnommen werden kann, erfüllen die Komposte beider Studien die Qualitätsanforderungen für A+ der KompostVO.

Tabelle 5: Schwermetalleintrag aus Kompost in den Boden (Zahlen aus Scheithauer et al., 2003; Lazar et al., 2012 und KompostVO, 2001)

in mg/(kg TM)	Grenzwerte für A+ laut KompostVO (2001)	Wertebereich Bayr. Landesamt f. Umweltschutz (2003)	Mittelwert aus Jahr 2000 (Bayr. Landesamt f. Umweltschutz, 2003)	Mittelwert aus Jahr 2002 (Bayr. Landesamt f. Umweltschutz, 2003)	Lazar et al. (2012)
Cd	0,7	0,25-0,66	0,42	0,4	0,43
Cr	70	15,9-43,7	27,1	24,7	22
Hg	0,4	0,08-0,98	0,2	0,17	0,12
Ni	25	9,1-38,5	18,5	16,2	13
Pb	45	17,2-82,8	38,4	34,8	33
Cu	70	25,3-193	60,8	53,3	47
Zn	200	98-360	178	171	170

Über die Komposte wird OBS in den Boden eingebracht. Diese trägt zusätzlich zu den Tonmineralen und Oxiden zur Festlegung unerwünschter Schadstoffe bei, wodurch sich die Sorptionsfähigkeit des Bodens gegenüber Schadstoffen erhöht (Wessolek et al., 2008). Der pH-Wert der Komposte liegt im basischen Bereich (Tabelle 4), weshalb in den Boden basisch wirkende Kationen eingetragen werden. Durch die über den Kompost aufgebrauchten basischen Substanzen, wie zum Beispiel Calcium (Ca) und Magnesium (Mg), wird der pH-Wert des Bodens angehoben, was sich positiv auf die Sorptionsfähigkeit gegenüber anorganischen Schadstoffen auswirkt (Lazar et al., 2012). Ca und Mg wirken wie Kalkdünger und sorgen für die pH-Pufferung im Boden (Müller et al., 2010). Relevant für die Mobilität der Schadstoffe ist der Grenz-pH-Wert, bei dessen Überschreiten die adsorbierten Schwermetalle mobil werden, in den gelösten Zustand übergehen und somit leichter ins Grundwasser ausgetragen oder von Pflanzen aufgenommen werden können. Die einzelnen Schwermetalle haben spezifische Grenz-pH-Werte. Während der Grenz-pH-Wert von Cadmium (Cd) bei 6 liegt und dieses Metall somit bereits bei schwach sauren Böden mobil wird, ist die Adsorption bei Blei (Pb) und Quecksilber (Hg) (Grenz-pH-Wert von 4) am stärksten. Die Metalle Zink (Zn), Nickel (Ni), Kupfer (Cu) und Chrom (Cr) liegen im mittleren Bereich (Lazar et al., 2012). Somit ist bei einem pH-Wert des Bodens von 7 und darüber die Bindung der Schwermetalle an Fe- und Al-Oxiden sehr stark (Wessolek et al., 2008).

In den Feldversuchen von Kluge et al. (2008) gibt es keine Zunahme der Schwermetallgehalte nach einer neun- und zwölfjährigen Kompostdüngung, auch bei einer Ausbringungsmenge von jährlich 20 t TM/ha kommt es zu keinem Anstieg. Die mobile Schwermetallfraktion im Boden bleibt für Pb und Cr unverändert und der Gehalt von Cd, Ni und Zn nimmt aufgrund der herabgesetzten Löslichkeit wegen höherer pH-Werte sogar ab. Auch in den Ernteprodukten haben sich durch die Kompostgaben keine Schwermetalle zusätzlich angereichert. Neben den anorganischen Schadstoffen werden im Rahmen des Projekts auch organische Schadstoffe (PCB, PCDD/F, PAK etc.) untersucht. Auch diese Bodenproben bringen keine erhöhten Werte durch die langjährige Kompostdüngung, verglichen mit den Hintergrundwerten des Bodens (Kluge et al., 2008).

Für eine Ökobilanz bedeutet das, dass bei Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft die Grenz-pH-Werte nicht unterschritten werden und durch die Kompostgaben der pH-Wert des Bodens leicht angehoben wird, weshalb es zu keiner zusätzlichen Freisetzung von Schadstoffen kommt, weder in Grund- und Oberflächenwässer noch in Ernteprodukte.

2.8.3 Austrag klimarelevanter Gase

Die Emission klimarelevanter Gase spielt bei der Ausbringung am Feld eine untergeordnete Rolle, da im Sinne einer guten fachlichen Praxis Komposte nur oberflächlich in den Boden eingebracht und somit aerobe Milieubedingungen vermieden werden. Deshalb sind Methanfreisetzungen von geringer Bedeutung (Lazar et al., 2012). Ein Anteil von etwa 1 % des gasförmig entweichenden Stickstoffs wird laut IPCC (2007) in Form von N_2O als Folge von Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen freigesetzt (Lazar et al., 2012). NH_3 -N-Verluste sind unter anderem abhängig vom pH-Wert des Bodens (Amlinger et al., 2003) und betragen etwa 1 %. Sie treten vor allem bei Böden mit pH-Werten von ca. 7 und darüber auf. Eine Bearbeitung des Bodens gemäß der guten fachlichen Praxis führt jedoch hauptsächlich zur Entstehung von Nitrat und weniger zur Bildung und zum Austrag von Lachgas und Ammoniak (Lazar et al., 2012).

2.9 Ableitung des Forschungsbedarfs

Die bisher dargestellten Erkenntnisse bilden bereits eine gute Grundlage für Forschungen zum Thema Emissionen und Ökobilanzen in der Kompostierung, jedoch besteht die Notwendigkeit, auf den Forschungsstand dieser Arbeiten aufzubauen und etwaige Wissenslücken zu schließen. Viele der genannten Werke behandeln spezifische Aspekte der Kompostierung, allerdings bestehen Defizite im Wissensstand bezüglich einer umfassenden Analyse aller umweltrelevanten Stoffflüsse im Rahmen einer Ökobilanz.

So führen zum Beispiel Amlinger et al. (2008) in der Studie „Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment“ ebenso wie Cuhls et al. (2015) in „Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen“ eigene THG Emissionsmessungen an Kompostierungsanlagen durch und präsentieren die gewonnenen Emissionsfaktoren in ihren Arbeiten, verzichten aber auf die Erstellung einer Ökobilanz. Cadena et al. (2009) vergleichen in „Environmental impact of two aerobic composting technologies using Life Cycle Assessment“ zwei verschiedene Verfahren der Kompostierung und führen ebenfalls Emissionsmessungen durch. Die AutorInnen erstellen zwar eine Ökobilanz, in die auch Energieverbräuche einbezogen werden, allerdings wird nicht der gesamte Lebenszyklus der Abfallbehandlung in den Bilanzraum einbezogen.

Trotz dieser Werke und der daraus gewonnenen Erkenntnisse sind Primärdaten zur Entstehung von Treibhausgasemissionen bei der Behandlung biogener Reststoffe rar und Zahlen, die für eine umfassende Analyse aller umweltrelevanten Stoffflüsse im Rahmen einer Ökobilanz notwendig sind, schwer zu finden. Ungenaue Daten und mangelhafte technische Bezugssysteme in einer Ökobilanz können diese unzulänglich machen, möglicherweise auch verfälschen und im schlimmsten Fall dazu führen, falsche Schlüsse zu ziehen. Daher ist es erforderlich, Stoffflüsse und Umweltauswirkungen über den gesamten Lebenszyklus realitätsgetreu zu quantifizieren und darzustellen und vor allem die vorhandenen Daten genau zu analysieren und kritisch zu beleuchten. Mit den gewonnenen Erkenntnissen könnten Maßnahmen ergriffen werden, dort Verbesserungen vorzunehmen und Effizienzen zu steigern, wo die größten Potentiale verfügbar sind.

3. Zielsetzung

Aus der Problemstellung heraus ergeben sich für die vorliegende Arbeit folgende Forschungsschwerpunkte:

Das Globalziel der Arbeit ist eine vergleichende Ökobilanzierung ausgewählter Kompostierungsverfahren für agrarische Reststoffe und kommunale Abfälle und die Identifikation der besten Alternative nach ökologischen Gesichtspunkten unter besonderer Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten. Folgende Verfahren werden verglichen:

- Offene, gering technologisierte Mietenkompostierung
- Teilgeschlossene, gekapselte Kompostierung (statische Reaktorkompostierung)
- Geschlossene, eingehauste Mietenkompostierung in Hallen

Um diese Fragestellung hinreichend zu beantworten, ergeben sich folgende Teilziele:

- (1) Wissenschaftliche Literaturrecherche zu Ökobilanzen und Emissionsmessungen in der Kompostierung
- (2) Auswahl geeigneter Kompostierungsverfahren und Analyse der Technologien
- (3) Beschreibung der zu modellierenden Systeme und Implementierung in LCA Software
- (4) Auswertung der Ergebnisse und Vergleich der Systeme
- (5) Identifikation des Systems mit dem niedrigsten Emissionspotential und Analyse der wichtigsten Beiträge

4. Material und Methode

Um die ökologischen Auswirkungen der verschiedenen Kompostierungssysteme zu ermitteln und zu analysieren, wird im Rahmen dieser Arbeit eine Ökobilanz erstellt, um anschließend emissionsvermindernde Maßnahmen ableiten zu können. In Kapitel 4.1 wird die Methode der Ökobilanz mit ihren vier Phasen beschrieben und in Kapitel 4.2 die Software, mit der die Modellierung durchgeführt wird. Darüber hinaus beinhaltet Kapitel 4 den Modellaufbau und die Beschreibung der Input- und Outputdaten für die

Sachbilanz und der Datenerhebung und -qualität sowie die verwendeten Schwankungsbreiten der Daten.

4.1 Die vier Schritte der Ökobilanz

Die Ökobilanzierung (engl. Life Cycle Assessment, LCA), ist ein Instrument zur Abschätzung von potentiellen Umweltauswirkungen, die von einem Produkt oder einer Dienstleistung im Laufe des gesamten Lebenszyklus ausgehen. Es handelt sich um eine ganzheitliche Betrachtung aller relevanten Eingangs- und Ausgangsflüsse beginnend bei der Rohmaterialbeschaffung über die Produktions- und Nutzungsphase hinweg bis zur Entsorgung; also um die Betrachtung und Analyse aller in Zusammenhang stehenden Umweltauswirkungen (ISO 14040:2006). Sie unterscheidet sich dabei von der LCCA („life-cycle cost analysis“ oder „Lebenszykluskostenrechnung“), welche eine monetäre Bewertung über den gesamten Lebenszyklus, von der Produktentwicklung bis zur Rückgabe am Markt, vornimmt (Asiedu und Gu, 1998). Ein Gegenstück zur LCA und zur LCCA ist die S-LCA („social life cycle assessment“), die sich auf soziologische und sozioökonomische Gesichtspunkte konzentriert (Jørgensen et al., 2008). Ein umfassendes life cycle sustainability assessment (LCSA) müsste in Anlehnung an die drei Säulen der Nachhaltigkeit neben dem LCA auch das LCC sowie das S-LCA inkludieren.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden ausschließlich ökologische Kriterien für die Betrachtung herangezogen, ökonomische und soziale Bewertungen werden ausgeklammert. Die Methode wird in den Normen ISO 14040 (DIN EN ISO 14040:2009-11) und ISO 14044 (DIN EN ISO 14044:2006-10) beschrieben und in vier verschiedene Schritte gegliedert:

1. Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen
2. Sachbilanz
3. Wirkungsabschätzung
4. Auswertung

(Frischknecht, 2013, Goedkoop et al., 2016).

4.1.1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

Die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens ist immer der erste Schritt beim Erstellen einer Ökobilanz und hat erheblichen Einfluss auf den weiteren Verlauf.

Neben der Formulierung des Ziels und des Zeithorizonts werden hier auch die Systemgrenzen sowie die Funktionelle Einheit, also der Untersuchungsgegenstand, definiert (Frischknecht, 2013, Goedkoop et al., 2016).

Das Hauptziel der vorliegenden Arbeit ist der Vergleich der ökologischen Auswirkungen verschiedener Kompostierungssysteme und die Identifikation der Option mit dem geringsten Emissionspotential sowie die Determinierung von Emissionshotspots und Potentialen für zukünftige Verbesserungen. In Kapitel 4.4.1 sind die explizite Beschreibung der funktionellen Einheit und der Systemgrenzen für das betrachtete Modell zu finden.

4.1.2 Die Sachbilanz

Die zweite Phase der Ökobilanz wird als Sachbilanz bezeichnet und umfasst die Summe aller Inputs und Outputs des gesamten Systems, die für die Modellierung notwendig sind. In dieser Arbeit beinhaltet sie die

- Daten zur Abfallsammlung und zum -transport sowie zur Kompostausbringung
- gasförmige Emissionen, die durch den Abbau des organischen Materials entstehen
- Energieverbräuche und abiotischen Emissionen
- Ressourcenverbräuche durch den Bau und Betrieb der Anlage
- Entsorgung der Störstoffe.

Eine detaillierte Aufstellung dieses Inventars sowie alle Annahmen und Berechnungen werden prozessspezifisch im Ökoinventar in Kapitel 4.4.5 dargelegt.

4.1.3 Wirkungsabschätzung

Als dritte Phase werden auf der Ebene der Wirkungsabschätzung die Daten aus der Sachbilanz aggregiert und die Emissionen verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet. Dadurch kann das Schadenspotential einer „impact category“ oder eines Prozessschrittes diesbezüglich ermittelt werden (DIN EN ISO 14040:2009-11).

Um die Daten vergleichbar zu machen, werden verschiedene Schadstoffe einer oder mehrerer dieser Kategorien zugeordnet. Diese tragen aufgrund eines gewissen Wirkungspotentials in äquivalenten Mengen eines Referenzstoffes zu den Wirkungskategorien bei (Edelmann und Schleiss, 2001). Deshalb werden für die Wirkungsabschätzung alle Schadstoffe je nach Bedeutung mit einem Äquivalenzfaktor

multipliziert. Die Wirkungskategorien für diese Arbeit werden im Folgenden kurz beschrieben:

Treibhauseffekt – diese Wirkungskategorie wird in Form von CO₂-Äquivalenten zum Ausdruck gebracht. Dabei werden unter anderem die wichtigsten Treibhausgase Kohlendioxid, Methan und Lachgas, aber auch hochpersistente perfluorierte Gase und hydrierte Fluorverbindungen über einen Äquivalenzfaktor aggregiert (Klöpffer und Grahl, 2009). Nach IPCC (2013) wird das Treibhauspotential (engl. global warming potential, GWP) aller klimarelevanten Gase über einen Zeitraum von 20, 50 und 100 Jahren festgelegt. Einbezogen wird dabei die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre (Dehoust et al., 2008). Um auch die mittelfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes einzubeziehen, empfiehlt sich die Betrachtung über 100 Jahre, was auch für die Modellierung in dieser Arbeit vorgenommen wird. Die CO₂-Äquivalenzfaktoren über einen Zeitraum von 100 Jahren werden mit 1 für CO₂, 34 für biogenes und 36,75 für fossiles CH₄ und 295 für N₂O angegeben und auch in dieser Arbeit verwendet (IPCC, 2013).

Eutrophierung – Überdüngung wird durch übermäßige Nährstoffzufuhr in Gewässer und Böden verursacht. Gemessen wird das Eutrophierungspotential (engl. eutrophication potential, EP) in PO₄³⁻-Äquivalenten (Phosphatäquivalenten) bzw. P-Äquivalenten (Phosphoräquivalenten). Dabei können die Schad-/Nährstoffe sowohl über den Luftpfad als auch über den Wasserpfad wirksam werden. Über das Wasser verursachte Eutrophierungen gehen u.a. von den Stoffen Phosphat, P als P₂O₅, Phosphorverbindungen als P, Stickstoffverbindungen als N, Ammonium, Nitrat, Nitrit und dem chemischen Sauerstoffbedarf, CSB, aus. Relevante Luftemissionen sind Stickoxide (NO_x als NO₂) und Ammoniak (Vogt et al., 2002, Dehoust et al., 2008, Klöpffer und Grahl, 2009).

Versauerung – Versauerung kann sich sowohl auf Böden als auch auf Gewässer beziehen; diese Arbeit behandelt allerdings nur die terrestrische Versauerung (terrestrial acidification). Relevante Schadstoffe sind neben Schwefeldioxid auch Stickoxide, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff und Ammoniak. Diese Wirkungskategorie wird über das Säurebildungspotential (engl. acidification potential, AP) zum Ausdruck gebracht (Vogt et al., 2002, Dehoust et al., 2008). Charakterisiert wird der Wirkungsindikator über die Freisetzung von Protonen und die Berechnung

von Versauerungsäquivalenten (SO₂-Äquivalenten) (Edelmann und Schleiss, 2001, Klöpffer und Grahl, 2009, Dehoust et al., 2008, Vogt et al., 2002).

Toxizitätsbezogene Wirkungskategorien – Die Schwierigkeit bei den Kategorien „Ökotoxizität“ und „Humantoxizität“ ist, „dass es keinen streng wissenschaftlich ableitbaren Sammelindikator [...] in der Effekthierarchie [...] gibt“ (Klöpffer und Grahl, 2009, 290f). Es gibt eine Vielzahl an Wirkungsmechanismen, die große Unsicherheiten aufweisen und die nur schwer quantifizierbar sind (Klöpffer und Grahl, 2009). „Das Schutzgut der Ökotoxizität [ist] die „Gesundheit“ und Funktionsfähigkeit der Systemgemeinschaften (Ökosysteme) als Ganzes, sowie die Vielfalt der Arten“ (Klöpffer et al., 2001, 27). Grundsätzlich wird zwischen der aquatischen und der terrestrischen Ökotoxizität unterschieden, wobei in dieser Arbeit der Fokus ausschließlich auf die aquatische Ökotoxizität gelegt wird. Dabei werden anthropogen verursachte Schäden an den Strukturen und der Funktionalität der Ökosysteme bewertet. Da ökologische Wirkungsgefüge oft sehr komplex sind, wird in der Praxis das System oft vereinfacht und in diesem Fall durch den Indikator „kg 1,4-DCB-Äquivalente“ vergleichbar gemacht (Klöpffer und Grahl, 2009). Die Kategorie Humantoxizität bezieht sich auf die persönliche Gesundheit des Menschen (Klöpffer et al., 2001). Die toxische Schädigung von Menschen wird zum Beispiel durch kanzerogene oder erbgutverändernde Schadstoffe oder Schwermetalle bewirkt (Vogt et al., 2002). Das Humantoxizitätspotential (HTP) wird auch hier über die Referenzsubstanz 1,4-Dichlorbenzol (DCB) vereinheitlicht (Klöpffer und Grahl, 2009).

Fossiler und nuklearer Energieverbrauch – darunter fallen die Energieträger Braunkohle, Erdgas, Erdöl und Steinkohle (Vogt et al., 2002), aber auch die Kernenergie wird berücksichtigt. Ausgedrückt wird diese Kategorie in MJ-Äquivalenten.

4.1.4 Auswertung

In einem letzten Schritt geht es um die Interpretation der Resultate und die Bewertung der Gesamtperformance sowie um die Evaluierung der Methodik, Daten und Ergebnisse in Bezug auf die Zielsetzung (Frischknecht, 2013, Goedkoop et al., 2016). Bei der LCA handelt es sich nicht um eine isolierte Durchführung der einzelnen Schritte, sondern um einen iterativen Prozess. Zwischenergebnisse werden regelmäßig ausgewertet und interpretiert, um so die Relevanz einzelner Parameter

feststellen zu können. Dadurch wird aufgezeigt, in welchen Bereichen eine Sensitivitätsanalyse notwendig ist (Edelmann und Schleiss, 2001). Aufgrund von Datenunsicherheiten und Inkonsistenzen sowie Datenlücken empfiehlt es sich, eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen. Dabei werden verschiedene Prozesse geringfügig abgeändert, um zu beobachten, wie stark das Ergebnis darauf reagiert. Dadurch können Rückschlüsse auf die Aussagekraft der Resultate gezogen werden.

4.2 Software, Bewertungsmethode und Datenbank

Modelliert werden die Systeme mit der open source Software „openLCA“ (GreenDelta GmbH, 2017), Version 1.7. Zahlreiche sowohl kostenlose als auch kostenpflichtige Datenbanken stehen zur Verfügung und können direkt in openLCA importiert werden. Für diese Arbeit wird die Ecoinvent Datenbank (Ecoinvent Version 3.4, 2017) gewählt, da sie über eine hohe Transparenz dank einer guten Dokumentation aller Prozessdaten verfügt. Ecoinvent ist eine der weltweit führenden Ökobilanzdatenbanken und verfügt über mehr als 13.300 Datensätze, unter anderem zu den Sektoren Energie, Landwirtschaft, Abfallentsorgung, Transport, Rohstoffe und Baustoffe (Wernet et al., 2016).

Für die Wirkungsabschätzung wird die Wirkungsabschätzungsmethode „ReCiPe 2008, midpoint (H)“ (Goedkoop et al., 2008) gewählt. Sie wurde an die IPCC Guidelines (2013) angepasst und durch die Cumulative Energy Demand (CED) Methode (Wolf et al., 2012) ergänzt. Diese adaptierte Methode beinhaltet 20 Wirkungskategorien. Eine detaillierte Analyse all dieser Kategorien wäre für diese Arbeit allerdings zu umfangreich. Deshalb wird der Fokus auf die für die Landwirtschaft besonders relevanten Wirkungskategorien gelegt:

- Globale Erwärmung
- Terrestrische Versauerung
- Aquatische Eutrophierung
- Aquatische Ökotoxizität
- Humantoxizität
- Fossiler und nuklearer Energieverbrauch

(Goedkoop et al., 2016, Klöpffer und Grahl, 2009)

Erfahrungen aus bisherigen Ökobilanzen haben gezeigt, dass diese Kategorien die wichtigsten Emissionen in Luft, Boden und Gewässer durch die Abfallwirtschaft und die Landwirtschaft abdecken (Dehoust et al., 2008, Nemecek et al., 2007).

Statistische Auswertungen in dieser Arbeit werden mittels Statistikprogramm SPSS (IBM SPSS Statistics for Windows, Version 24.0) durchgeführt.

4.3 Datenerhebung und -qualität

Jegliche Inputdaten für die Ökobilanz, Emissionsfaktoren, Material- und Energieflüsse sowie Informationen zur LCA Methode entstammen einer fundierten Literaturrecherche. Dabei werden wissenschaftliche Papers von online-Plattformen wie „ScienceDirect“, „Scopus“ und „Google Scholar“ sowie Werke der Universität für Bodenkultur Wien inkludiert. Für Treibstoffverbräuche landwirtschaftlicher Tätigkeiten wird der KTBL-Feldarbeitsrechner (KTBL, 2008-2017) herangezogen. Wenn vorhanden, wird für die Sachbilanz auf Literatur mit Primärdaten zurückgegriffen. Wenn diese nicht verfügbar sind, werden auch Sekundärdaten verwendet, wie zum Beispiel Prozesse der Ecoinvent Datenbank (Ecoinvent, 2017). Diese werden teilweise übernommen oder angepasst. Es werden keine eigenen Messungen und Probenahmen vorgenommen.

Da je nach Literaturquelle unterschiedliche (Mess)methoden für die Erhebung der Emissionsfaktoren verwendet werden, sind diese Faktoren häufig divergierend und zeigen eine gewisse Bandbreite. Die meisten Daten für gasförmige biotische Emissionen durch den Abbau organischen Materials der für diese Arbeit zugrunde liegenden Ökobilanz beruhen auf der Studie von Cuhls et al. (2015) „Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen“. Um die Plausibilität der Daten zu gewährleisten, werden diese mit jenen aus anderen Quellen verglichen.

In Bezug auf Angaben zum Energieverbrauch und zu den abiotischen Emissionen, die für die vorliegende Arbeit und die Modellierung verwendet werden, werden ebenfalls verschiedene wissenschaftliche Studien herangezogen und verglichen. Die wichtigsten Quellen für Daten zum Energieverbrauch bei der Kompostierung sind (1) die Studie des österreichischen Umweltbundesamts „Praxis großer Kompostierungsanlagen in Österreich“ von Lampert und Neubauer (2015), (2) „Energie- und CO₂-Bilanz von Kompostierungsanlagen – die Basis für einen

Effizienzpass“ von Springer (2011) und (3) „Ökobilanz Bioabfallverwertung“ von Vogt et al. (2002).

Die wichtigsten Grundlagen für den Prozess der landwirtschaftlichen Kompostnutzung sind die Werke von Lazar et al. (2012) „Optimierung der Verwertung organischer Abfälle“ und Kluge et al. (2008) „Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft“ sowie die vom Lebensministerium im Jahr 2010 herausgegebene „Richtlinie für die Anwendung von Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft“ und der vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz im Jahr 2003 herausgegebene Abschlussbericht „Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen“.

4.4 Modellaufbau

Dieses Kapitel beschreibt den Aufbau des Produktsystems „Kompostierung“. Die Massenbilanz gibt einen Überblick über den Störstoffanteil im Bioabfall und die Massenverluste während Aufbereitung und Behandlung. Eine vollständige Auflistung der Sachbilanzen für die jeweiligen Prozessschritte findet sich in Kapitel 4.4.5.

4.4.1 Systemgrenzen und Funktionelle Einheit

Die Funktionelle Einheit ist eine Tonne biogenes Reststoffmaterial, das über eine Kompostierung verwertet und behandelt wird. Die Systemgrenzen hierfür werden von der Sammlung und dem Antransport der Reststoffe über die Behandlung bis hin zur Verwendung und Ausbringung des entstandenen Komposts gezogen. Das Systemfließbild (Abbildung 7) gibt einen Überblick über die Systemgrenzen und die Prozessschritte. Der Prozessschritt „Rotteprozess“ wird in Kapitel 4.4.4.3 noch einmal für jedes System getrennt aufgeführt, um die Unterschiede der drei betrachteten Verfahren aufzuzeigen und herauszustreichen.

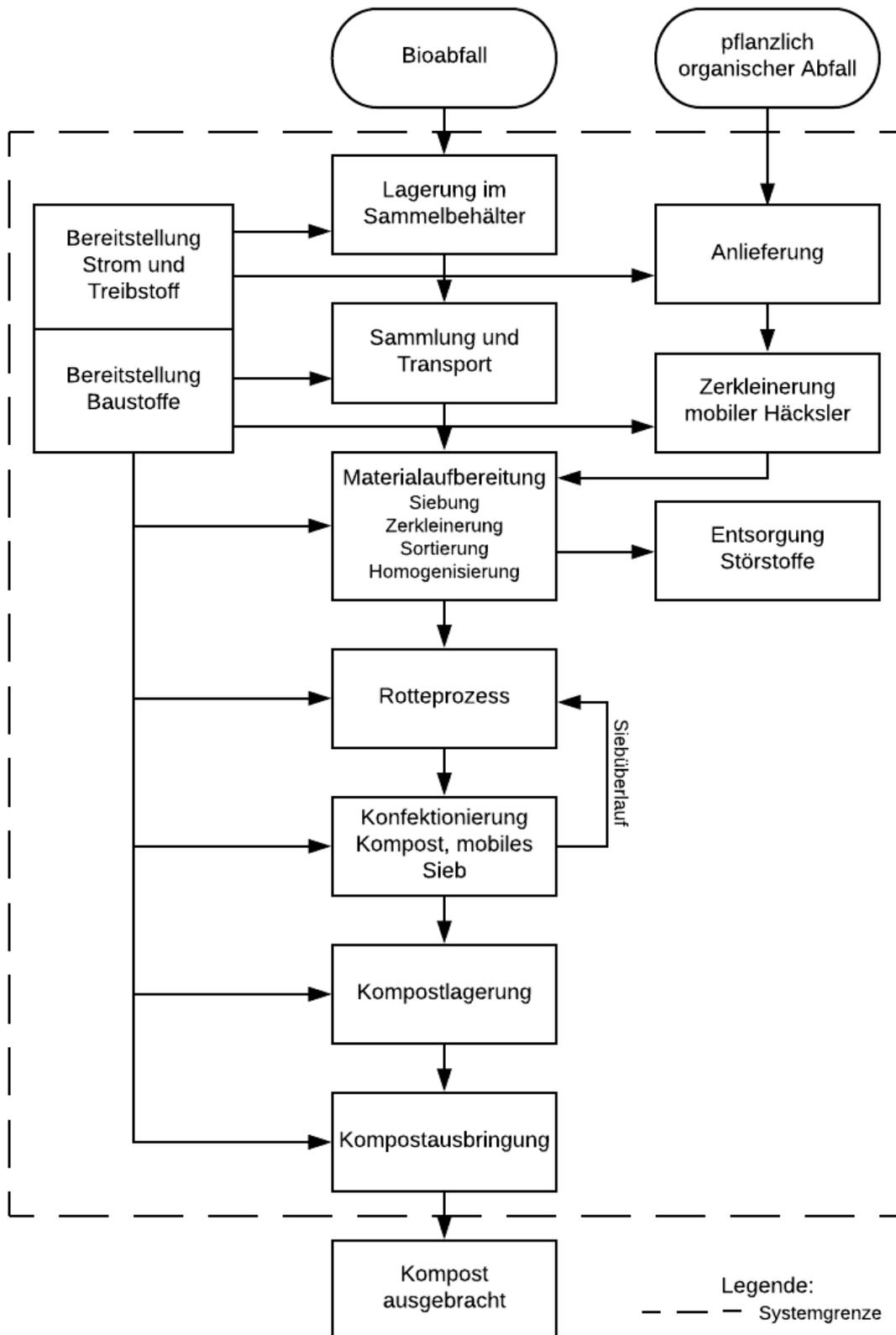


Abbildung 7: Systemfließbild Kompostierung (eigene Abbildung; Abfallbezeichnung nach ÖKL-Merkblatt (2018))

Der organische Abfallstrom wird zum einen Teil kommunal gesammelt und transportiert (60 % Bioabfall) und zum anderen Teil sofort privat angeliefert (40 % Grünschnitt). In einem Aufbereitungsschritt werden Störstoffe aussortiert und anschließend thermisch verwertet. Dieser Vorgang liegt ebenfalls innerhalb der Systemgrenzen und wird deshalb bilanziert. Der aufbereitete Abfall wird anschließend dem Kompostierungsprozess zugeführt. Hierfür stehen drei unterschiedliche Technologien zur Verfügung, die auch Hauptbetrachtungsgegenstand der vergleichenden Ökobilanz sind. Es handelt sich dabei um die

- offene, gering technologisierte Kompostierung
- teilgeschlossene, gekapselte Kompostierung (statische Reaktorkompostierung)
- geschlossene, eingehauste Kompostierung in Hallen.

Anschließend durchläuft der entstandene Kompost eine Konfektionierung und wird dann zwischengelagert. In einem letzten Schritt wird er auf landwirtschaftlichen Flächen als Bodenverbesserungsmittel eingesetzt. Durch die Kompostierung entsteht kein Abfall, sondern ein neues Produkt, das in die Natur rückgeführt und somit stets im natürlichen Kreislauf gehalten wird (Edelmann und Schleiss, 2001). Am Beginn des Systems stehen der Ressourceneinsatz für die Gewinnung der Rohstoffe und die Belastungen durch die Verwendung der Baustoffe und die Bereitstellung der Energie. Mit der landwirtschaftlichen Ausbringung endet die Betrachtung.

4.4.2 Art und Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien für die Kompostierung

Das Inputmaterial für die Kompostierung besteht im Idealfall aus einer Mischung aus Bioabfällen und pflanzlichen organischen Abfällen (=Grünschnitt/Grünabfälle). Getrennt gesammelte biogene Abfälle inkludieren Obst- und Gemüsereste, Speisereste, verdorbene Lebensmittel und Ähnliches. Bei den Grünabfällen handelt es sich üblicherweise um kommunale Garten- und Parkabfälle, Straßenbegleitgrün, Friedhofsabfälle, Grünabfälle aus dem privaten Bereich und landwirtschaftliche Abfälle. Struktureiche Materialien sind notwendig, um Luftporenvolumen und folglich eine ausreichende Sauerstoffversorgung zu gewährleisten (Weißenfels, 2001). Laut Edelmann und Schleiss (2001) setzt sich die optimale Inputmischung aus 60 % Bioabfall und 40 % Grünschnitt zusammen und erfüllt so die Voraussetzungen für

einen guten Rotteprozess. Der optimale Wassergehalt von 60-70 % ist bei dieser Zusammensetzung gewährleistet sowie das notwendige C/N-Verhältnis, das in diesem Zusammenhang von entscheidender Bedeutung ist. Während sich Bioabfälle durch einen hohen Stickstoffgehalt auszeichnen, ist bei den Grünabfällen hingegen der Kohlenstoffgehalt höher. Das ideale C/N-Verhältnis liegt im Bereich von 35:1 (Emberger, 1993). Tabelle 6 zeigt die Zusammensetzung des biogenen Ausgangsmaterials unter der Annahme, dass 60 % Bioabfall und 40 % Grünschnitt dem Prozess zugeführt werden.

Tabelle 6: Abfallzusammensetzung unter der Annahme 60 % Bioabfall und 40 % Grünschnitt (verändert nach: Edelmann und Schleiss, 2001)

Verbindung/Element	Gehalt	Element	Gehalt
Wasser	60,00 %	Aluminium	1,00 %
Kohlenstoff (org. plus anorg.)	16,24 %	Stickstoff	0,40 %
Sauerstoff (exkl. O im Wasser)	12,74 %	Chlor	0,40 %
Silizium	4,00 %	Kalium	0,35 %
Calcium	2,18 %	Magnesium	0,28 %
Wasserstoff (exkl. H im Wasser)	2,00 %	Natrium	0,15 %

Wenn das Ausgangssubstrat gemischt wird und zum Beispiel agrarische Reststoffe beigegeben werden, kann sich das positiv auf die Qualität des Endproduktes auswirken. Grund dafür sind verbesserte Abbauleistungen durch optimierte Nährstoffrelationen, zum Beispiel im C/N-Verhältnis, oder die Schaffung von zusätzlichem Luftporenvolumen durch strukturreiche Materialien und somit die Verbesserung des Gasaustausches und der Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen (Helm, 1995). Im Rahmen dieser Masterarbeit wird allerdings, wie in der Literatur empfohlen, von einem Mischungsverhältnis von 60 % Bioabfall und 40 % Grünschnitt ausgegangen.

4.4.3 Die Massenbilanz bei der Kompostierung

Die Massenbilanz einer Kompostierungsanlage hängt von verschiedenen Parametern ab. Neben der Art und Eigenschaften des Inputmaterials (Feuchtegehalt, Zusammensetzung, Fremdstoffanteile etc.) spielt auch die Aufbereitungstechnik (Zerkleinerung, Siebung, Störstoffentfrachtung etc.) eine Rolle. Das Ausmaß, in dem

die organische Substanz abgebaut wird, wird darüber hinaus entscheidend von der Rotteführung beeinflusst. Wasser- oder Sauerstoffzufuhr sind Parameter, die je nach Bedarf beliebig steuerbar sind (Kranert et al., 2017).

Ausgangspunkt der Massenbilanz ist eine Tonne noch nicht aufbereitetes biogenes Reststoffmaterial mit einem Wassergehalt von 60 %. Laut Vogt et al. (2002) kann bei der Materialaufbereitung ein Störstoffanteil von 5 % abgeschieden werden. Auch in Kranert et al. (2017) sowie in Dehoust et al. (2010) beträgt die Störstoffentfrachtung 5 % des Inputmaterials. Bei diesen Resten aus der Sortierung handelt es sich vor allem um Metalle, Kunststoffe und Inertabfälle. Diese werden extern stofflich und thermisch verwertet (Vogt et al., 2002). Bei einer Inputmasse von einer Tonne entspricht der abgeschiedene Fremdstoffanteil daher 50 kg (Kranert et al., 2017).

Der größte Massenverlust geschieht während der Rottephase bis zur Herstellung von Fertigkompost. Reduktionen von bis zu 60 % bezogen auf die Inputmasse sind hauptsächlich das Ergebnis von Wasseraustragungen. Die größten Wasseraustragungen geschehen über die Verdunstung des freien Wassers des Ausgangssubstrates. Dabei werden bis zu 45 % des Wassergehalts des Rottegutes über die Abluft ausgetragen. Die restlichen 15 % gehen auf den aeroben Abbau der organischen Substanz zurück, wobei hier im Wesentlichen CO_2 zu bilanzieren ist (Kranert et al., 2017). Weitere gasförmige Kohlenstoffemissionen beinhalten TOC (Summe des gesamten organischen Kohlenstoffs) und CH_4 , deren Anteil allerdings nur sehr gering ist. Im Allgemeinen verbleiben etwa 30 Gew.-% des gebundenen Kohlenstoffs des Ausgangsmaterials im Endprodukt, während etwa zwei Drittel durch den aeroben Abbau zu Kohlendioxid oxidiert werden, wovon ein Teil im Biofilter (bei Vorhandensein dieser Technologie) zurückbleibt und ein geringer Teil zu Methan bzw. sonstigen Kohlenstoffverbindungen umgewandelt wird. Stickstoffverluste werden hauptsächlich durch die gasförmigen Stickstoffverbindungen NH_3 und N_2O verursacht (Gronauer et al., 1997). Das für die Bewässerung des Rottegutes eingetragene Wasser kann in der Bilanz wieder zur Gänze als Austrag verzeichnet werden. Für die Feinaufbereitung wird ein Anteil von 9 % durch Siebung ausgeschieden. Da es sich hierbei allerdings zum Großteil um biogenes Strukturmaterial handelt, kann dieses wieder dem Prozess als Input zugeführt werden (Kranert et al., 2017).

Werden alle diese Reduktionen und Stoffeinträge und -austräge zusammengefasst, verbleibt etwa ein Drittel der Masse bezogen auf die Inputmasse als organische Trockenmasse im ausgetragenen Endprodukt. Das sind etwa 340 kg entstandener Fertigkompost, welcher einen Wassergehalt von etwa 35 % aufweist (Kranert et al., 2017). Tabelle 7 fasst alle Inputs und Outputs der Massenbilanz zusammen.

Tabelle 7: Massenbilanz Bioabfallkompostierung (Kranert et al., 2017, Gruber, 2013, Edelmann und Schleiss, 2001, Vogt et al., 2002)

	Faktor	Quelle
Bioabfall	0,6	Gruber, 2013, Edelmann und Schleiss, 2001
Grünschnitt	0,4	Gruber, 2013, Edelmann und Schleiss, 2001
Siebreste aus Aufbereitung	0,05	Kranert et al., 2017, Vogt et al., 2002
Sortierreste, Metalle aus Aufbereitung	0,03	Kranert et al., 2017
Austrag Wasser ohne Abbau organ. Substanz	0,65	Kranert et al., 2017
Abbau organ. Substanz	0,41	Kranert et al., 2017
<i>davon CO₂</i>	0,3	Kranert et al., 2017
<i>davon H₂O</i>	0,1	Kranert et al., 2017
<i>davon Sonstiges</i>	0,01	Kranert et al., 2017
Eintrag Luftsauerstoff	0,27	Kranert et al., 2017
Eintrag Wasser	0,3	Kranert et al., 2017
Ausscheidung Feinaufbereitung	0,09	Kranert et al., 2017
Fertigkompost	0,34	Kranert et al., 2017

Laut Vogt et al. (2002) sind Abbaugrade und Abbauleistung bei allen Kompostierungsverfahren gleich. Auch Edelmann und Schleiss (2001) gehen davon aus, dass bei identischer Abfallzusammensetzung die verglichenen Anlagen sehr ähnliche Abbaugrade und gleiche Endprodukte vorweisen. Deshalb wird auch in dieser Arbeit bei den drei betrachteten Verfahren von einer einheitlichen Massenbilanz ausgegangen.

4.4.4 Beschreibung der untersuchten Rottesysteme

Das Verfahren der Kompostierung lässt sich im Wesentlichen in vier Arbeitsschritte unterteilen: Materialaufbereitung, Intensivrotte (Hauptrotte), Nachrotte und

Konfektionierung (Feinaufbereitung) (Weißenfels, 2001). Die einzelnen Verfahrensschritte der Kompostierung werden im Folgenden beschrieben.

Nach der Anlieferung wird der Grünabfall zerkleinert und der Bioabfall durch eine Siebung auf 80 mm klassiert. Die Zerkleinerung dient der Vergrößerung der spezifischen Oberfläche des Materials, um es für Mikroorganismen besser angreifbar zu machen (Weißenfels, 2001). Der Siebüberlauf wird ebenfalls zerkleinert und anschließend werden Siebdurchgang und Siebüberlauf weiter mechanisch aufbereitet (Bidlingmaier, 2000). In großtechnischen Kompostieranlagen kommt bei diesem Schritt ein Magnetabscheider zum Einsatz, um metallische Wertstoffe zu entfernen. Eine händische Sortierung soll weitere Störstoffe wie Kunststoffe auslesen. In einer Mischtrommel werden der geschredderte Grünschnitt und der aufbereitete Bioabfall homogenisiert und dann zu Mieten aufgesetzt bzw. dem Rotteverfahren zugeführt (Binner et al., 2004).

Die Materialaufbereitung ist ein verfahrensabhängiger Schritt. Erst für den Rotteprozess finden verschiedene Systeme Anwendung und auch deren Steuerung variiert (Weißenfels, 2001). Es wird zwischen der offenen Mietenkompostierung, der teilgeschlossenen, statischen Reaktorkompostierung und der geschlossenen Hallenkompostierung unterschieden (Binner et al., 2004). Der wesentliche Unterschied zwischen den genannten Verfahren liegt in der Anlagentechnik und in der Dauer der Hauptrotte. Die Nachrotte läuft bei der offenen und der teilgeschlossenen Kompostierung ähnlich in Form einer offenen Mietenkompostierung ab, beim System der geschlossenen Kompostierung in der Halle findet keine Nachrotte im Freien statt (Vogt et al., 2002).

4.4.4.1 Offene Kompostierung

Die offene Kompostierung beschreibt einen weitgehend ungesteuerten Rotteprozess mit geringen Investitionskosten, der häufig in ländlichen Gebieten Anwendung findet (Weißenfels, 2001). Deshalb handelt es sich dabei um ein dezentrales Konzept mit einfacher Verfahrenstechnik (Gronauer et al., 1997). Die Mietenoberfläche ist mit der Umgebung im Austausch und Gase sowie Wasserdampf können in die Außenluft entweichen. Die Belüftung und somit die Sauerstoffzufuhr erfolgt durch Diffusion und Konvektion, also passiv über den Frischluftzustrom seitlich der Mietenbasis und durch regelmäßiges Umsetzen mit zumeist dieselgetriebener Technik. Nach der

Aufbereitung wird das Material per Radlader auf einer befestigten asphaltierten Fläche zu Zeilenmieten (Abbildung 9) aufgesetzt und regelmäßig mit einem Umsetzgerät umgesetzt (Binner et al., 2004). Abbildung 8 skizziert eine selbstfahrende Umsetzmaschine für Dreiecks- und Trapezmieten.

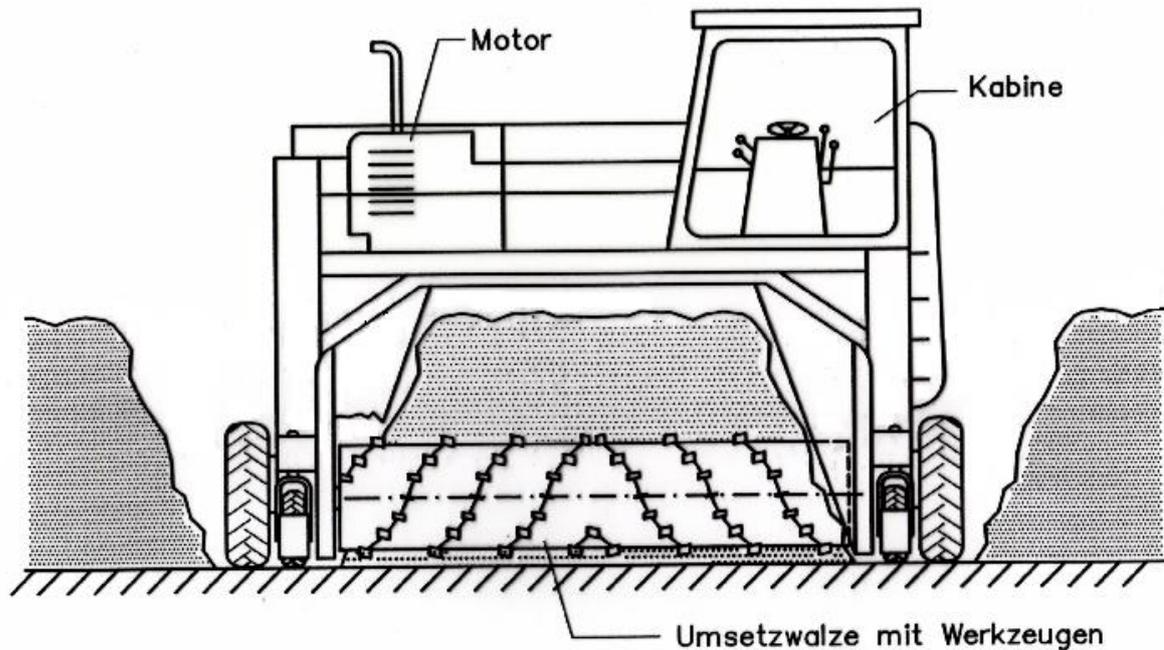


Abbildung 8: Selbstfahrendes Umsetzgerät für Dreiecks- und Trapezmieten (Gronauer et al., 1997)

Nach ungefähr einem Monat wird das Material zur Tafelmiete (= flächige Materialschüttung mit trapezförmigem Querschnitt) umgeschichtet, wo es für ca. vier Monate verbleibt und einmal pro Monat per Radlader umgesetzt wird. Der gesamte Rotteprozess ist nach ca. vier bis fünf Monaten abgeschlossen und der fertige Kompost kann abgeseibt und auf einem Reifelager bis zur Verwertung gelagert werden (Binner et al., 2004). Zum Schutz vor Niederschlag können die Mieten mit einem Kunststoffvlies abgedeckt werden. Belastetes Sickerwasser muss gesammelt und in einer Abwasserreinigungsanlage behandelt werden bzw. kann für die Bewässerung der Mieten verwendet und somit im Kreislauf geführt werden (Edelmann und Schleiss, 2001, Gronauer et al., 1997). Abbildung 9 zeigt eine Funktionsskizze einer Dreiecksmieten-Kompostierung im Freien für Bioabfälle und Grünschnitt mit einer Jahresinputleistung von 650-3.000 t.

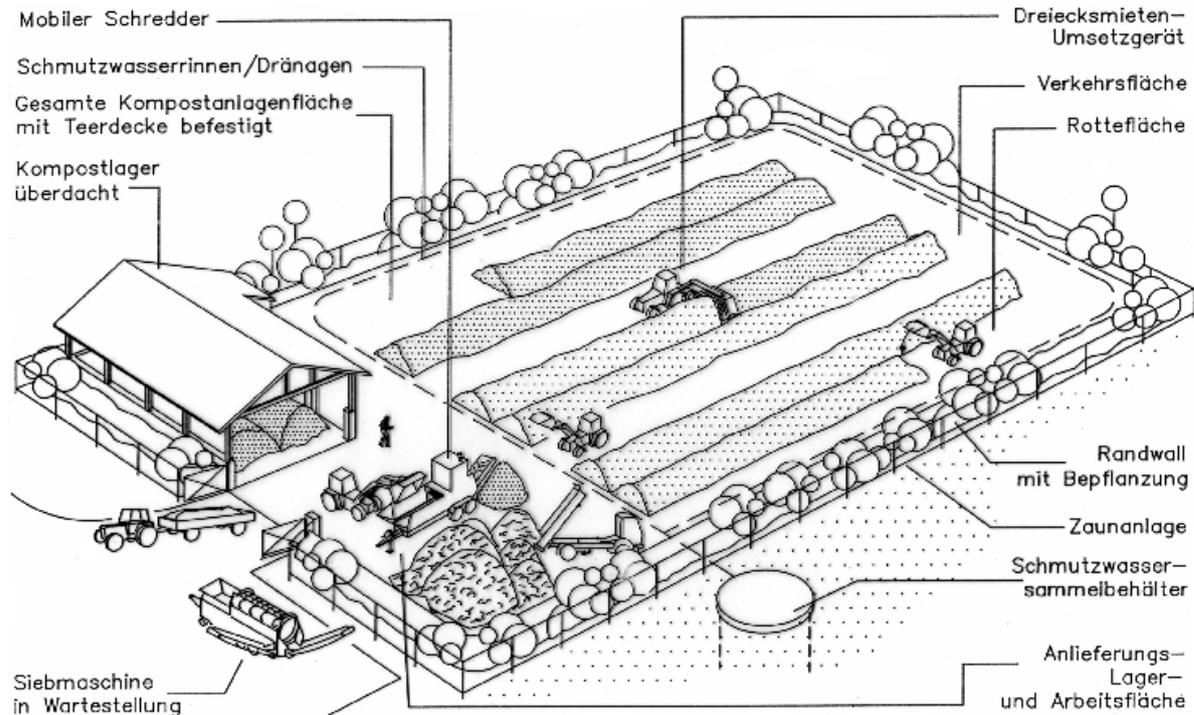


Abbildung 9: Skizze einer Dreiecksmieten-Kompostierungsanlage für Bioabfälle und Grünschnitt (Gronauer et al., 1997)

4.4.4.2 (Teil)geschlossene, automatisierte Kompostierung

In diesem System findet die Intensivrotte in einer geschlossenen Halle oder in Rotteboxen bzw. Rottetunneln statt, was zum Vorteil hat, dass der Prozess besser steuer- und optimierbar ist und intensiver und schneller abläuft (Binner et al., 2004). Die Belüftung erfolgt aktiv, entweder saugend oder drückend, und die Abluft in der Halle wird abgesaugt und durch einen Biofilter gereinigt (Kranert et al., 2017).

Bei der **geschlossenen Hallenkompostierung** wird das aufbereitete Rottegut über ein Band eingetragen und zu Tafelmieten aufgesetzt. Der Eintrag des Rottegutes sowie das Auf- und Umsetzen erfolgt automatisch mit meist elektrisch betriebenen Einrichtungen. Ein Eintrags- und Umsetzgerät fährt seitlich an den Mieten entlang und setzt diese um (Abbildung 12) (Weißenfels, 2001). Durch dessen Schneckenwelle wird das Material während des Durchlaufens der Intensivrottephase langsam ausgetragen. Bei der Belüftung wird die gesamte Halle miteingeschlossen. Das entstehende Kompostsickerwasser wird für die Bewässerung der Mieten verwendet (Edelmann und Schleiss, 2001). Das kompostierte Material wird nach der Rotte abgesiebt und bis zur Ausbringung in ein Lager befördert. Insgesamt beträgt die Rottedauer sechs bis zwölf

Wochen (Springer, 2011). In Abbildung 10 ist das Verfahren mit belüfteter Tafelmiete in geschlossener Halle dargestellt.

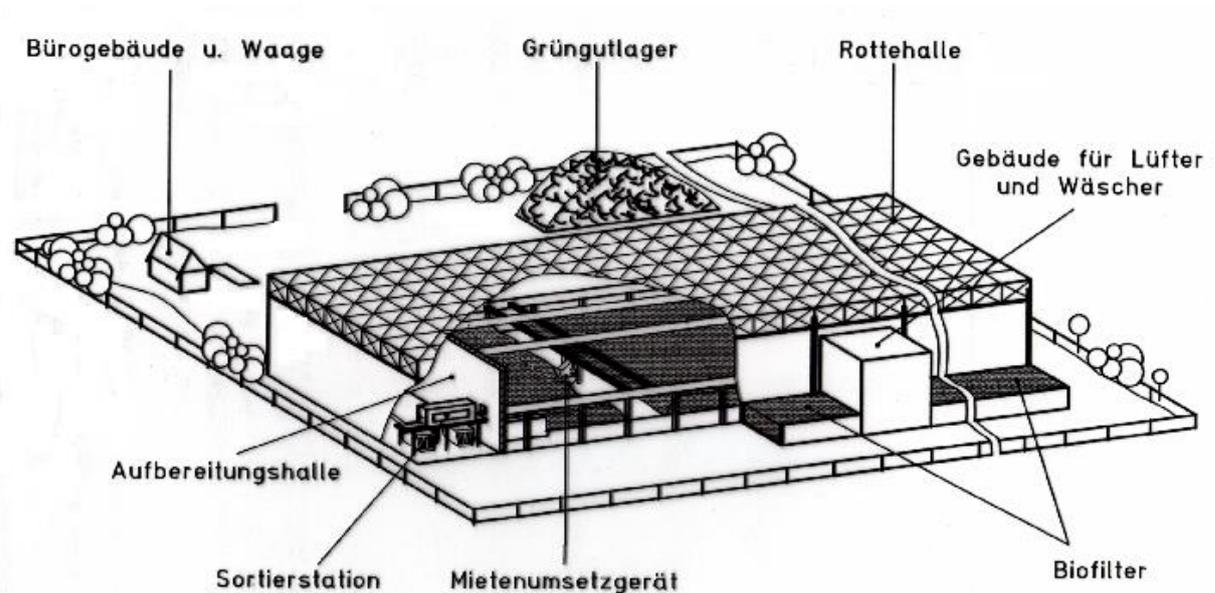


Abbildung 10: Funktionsskizze einer Hallenkompostierung (Gronauer et al., 1997)

Als Beispiel für ein Verfahren dieser Anlagentechnik wird kurz die gekapselte Mietenrotte der Firma Bühler GmbH beschrieben. Es handelt sich hierbei um zwangsbelüftete und umgesetzte Tafelmieten in Hallen mit Abluftreinigung. Biogene Abfälle werden nach einer Klassierung im Trommelsieb und der anschließenden Zerkleinerung des Siebüberlaufes in der Schneckenmühle mit dem Grünschnitt homogenisiert. Ein automatisch ausgeführtes Förderband setzt die Mieten zu Tafelmieten auf und durch ein kranbahngeführtes Umsetzsystem, „Wendelin“ genannt, werden sie umgeschichtet. Das geschieht, indem schwenkbare Schaufelräder das Rottegut von unten nach oben befördern, bei gleichzeitigem Entlangfahren über das gesamte Rottefeld (Abbildung 12). Auf diese Weise wird das Rottegut ständig durchlüftet und homogenisiert und die Höhe automatisch angepasst, um den Rotteverlust zu kompensieren. Hat „Wendelin“ die gesamte Zeile durchlaufen, fährt es wieder an den Start zurück. Das Rottegut der „Endrotte“ wird anschließend automatisch über ein stationäres Förderband aus der Halle ausgetragen und dann einer Feinaufbereitung zugeführt. Dieses System ist für größere Anlagen konzipiert, zum Beispiel für Durchsätze von 25.000 t pro Jahr. Abbildungen 11 und 12 zeigen das Umsetzgerät „Wendelin“ in einer Rottehalle (Emberger, 1993).



Abbildung 11: Umsetzgerät "Wendelin" (BÜHLER) für Tafelmieten (Kranert et al., 2017)

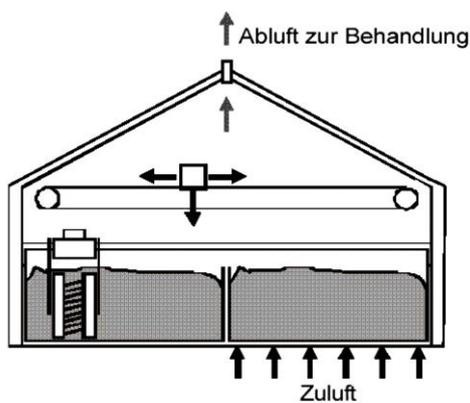


Abbildung 12: Verfahrensschema eingehauste Kompostierung - System „Wendelin“ (Amlinger et al., 2005)

Statische Reaktorsysteme, auch „Bioreaktoren“ genannt, können in Form von Tunneln, Boxen oder Containern ausgeführt sein. Üblicherweise sind mehrere Tunnel aneinandergereiht. Der Betrieb erfolgt statisch und üblicherweise im Batch (Binner et al., 2004). Rottespezifische Parameter können sehr genau überwacht und bei Bedarf angepasst werden. In den Zellen findet eine intensive Rotte bis zur Herstellung von

Frischkompost statt; höhere Rottegrade können nur durch eine Nachrotte auf Mieten erzielt werden (Emberger, 1993).

Das Rottegut wird durch automatische Fördereinrichtungen in die Rottetunnel ein- und ausgetragen (Bidlingmaier, 2000, Binner et al., 2004). Die Belüftung erfolgt von unten durch einen Spaltenboden. Allerdings werden hier nur die umschlossenen Zellen, in denen der Rotteprozess stattfindet, belüftet. Das Material verweilt in der Regel etwa eine Woche im Tunnel, dann ist die Intensivrotte abgeschlossen. Meist entstehen große Mengen an Prozesswasser, welche zur Befeuchtung des Materials rückgeführt werden (Binner et al., 2004).

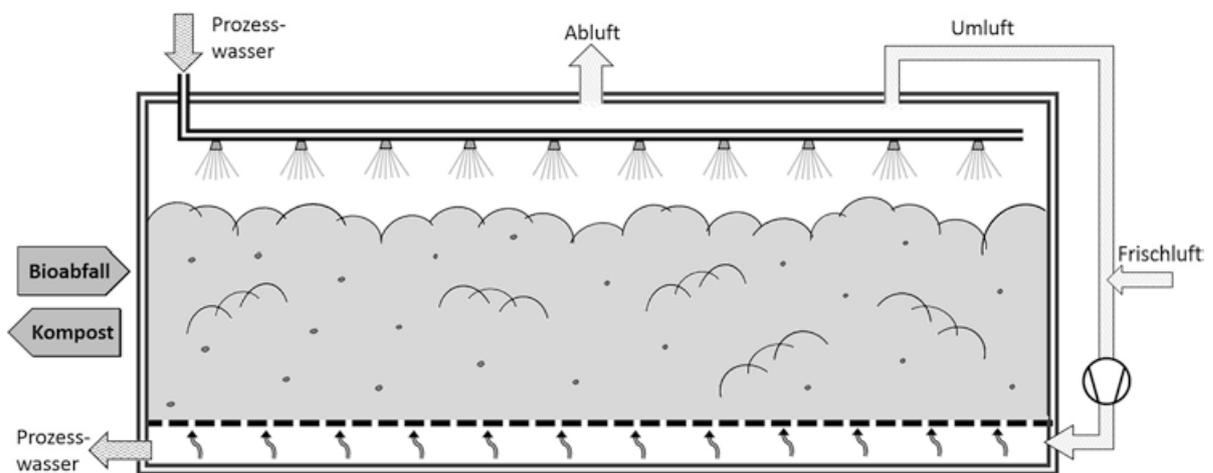


Abbildung 13: Skizze einer Tunnelkompostierung (Kranert et al., 2017)

Die Nachrotte findet, wie bei der offenen Kompostierung, im Freien auf einer befestigten Fläche unter passiver Belüftung statt (Lampert et al., 2011). Auch hier wird das ausgereifte Material anschließend abgeseibt und bis zur Ausbringung auf ein Reifelager gebracht.

Ein Beispiel für eine stationäre Reaktorkompostierung ist das BAS-Tunnelverfahren, das in Abbildung 13 dargestellt ist. Hierbei handelt es sich um in Betonbauweise ausgeführte Tunnel mit einer Länge von bis zu 30 m und einem quadratischen Querschnitt von etwa 3 x 3 m. Daran angrenzend befindet sich ein Maschinenraum mit der Belüfungsstation und dem Speichertank für das Sickerwasser. Der Tunnelboden ist doppelt ausgeführt, der Oberboden als Spaltenboden, durch den die drückende Belüftung erfolgt. Dabei wird die Zuluft meist über einen Wärmetauscher vorgewärmt. Prozesswasser gelangt durch die Spalten auf den unteren Boden und dann in den Speichertank, wo es für die Bewässerung des Rotteguts zur Verfügung steht. Jegliche

Prozessparameter, wie Temperatur der Zu- und Abluft und des Rottematerials sowie Emissionen, Feuchtegrade und Luftmengen werden permanent überwacht. Die Dauer der Rotte beträgt meist 1-2 Wochen, ehe das Rottegut über ein Schleppnetz, das sich über dem Spaltenboden befindet, abgezogen wird. Bis zur Herstellung von Fertigkompost wird es in einer Nachrotte zu Mieten aufgesetzt und danach wie bei allen anderen Verfahren feinaufbereitet. Diese Verfahren eignen sich eher für geringere Kapazitäten. Ein Tunnel kann etwa 140 t Rottematerial aufnehmen und bei einer Aufenthaltszeit von zwei Wochen können pro Jahr etwa 3.500 t kompostiert werden (Emberger, 1993).

4.4.4.3 *Verfahrenstechnischer Vergleich*

Um die Verfahren besser vergleichen zu können, werden in Tabelle 8 für die dezentralen und zentralen Anlagenkonzepte (offene Kompostierung, KO, geschlossene Kompostierung, KG, teilgeschlossene Kompostierung, KTG) typische Parameter der Kompostierung, wie Angaben zur Kapazität oder zu den eingesetzten Techniken und Technologien, differenziert beleuchtet.

Tabelle 8: Allgemeiner Vergleich von offener (KO), geschlossener (KG) und teilgeschlossener (KTG) Kompostierung (in Anlehnung an Gronauer et al., 1997)

	KO	KG	KTG
Jahresinput	650-3.000 t	ab 10.000 t	3.500 t
Aufbereitung	Absieben, Störstoffentfrachtung, Zerkleinerung	Absieben, Störstoffentfrachtung, Zerkleinerung	Absieben, Störstoffentfrachtung, Zerkleinerung
Hauptrotte	Im Freien	In geschlossener Halle	Im Rottetunnel
Mietenform	Dreiecks- oder Zeilenmiete	Tafelmiete	Rottezeilen
Umsetzgerät	Selbstfahrendes oder schleppergezogenes Umsetzgerät	„Wendelin“	Kein Umsetzen
Umsetzhäufigkeit	Etwa 2x/Woche	Alle 10 Tage	-
Zwangsbelüftung	Nein	Ja	Ja
Abluftreinigung	Nein	Biofilter	Biofilter
Verweildauer (Wochen)	3-4	8-12	1-2
Nachrotte	Im Freien	Nicht von Hauptrotte getrennt	Im Freien (oder überdacht)
Mietenform	Tafelmiete	-	Tafelmiete
Umsetzgerät	Radlader	-	Radlader
Umsetzhäufigkeit	Alle 14 Tage	-	Alle 7-14 Tage
Verweildauer (Wochen)	3-16	-	8
Belüftung	Nein	-	Nein
Abluftreinigung	Nein	Biofilter	Nein
Konfektionierung	Absiebung	Absiebung	Absiebung

Der Bereich „Rotteprozess“ des Systemfließbilds in Kapitel 4.4.1 wird in folgender Abbildung (Abbildung 14) je nach Anlagentechnik weiter untergliedert, da hier die größten Unterschiede zu finden sind. Die eingesetzten Umsetz- sowie Eintrags- und Austragstechnologien für das Rottegut sind differenziert zu betrachten.

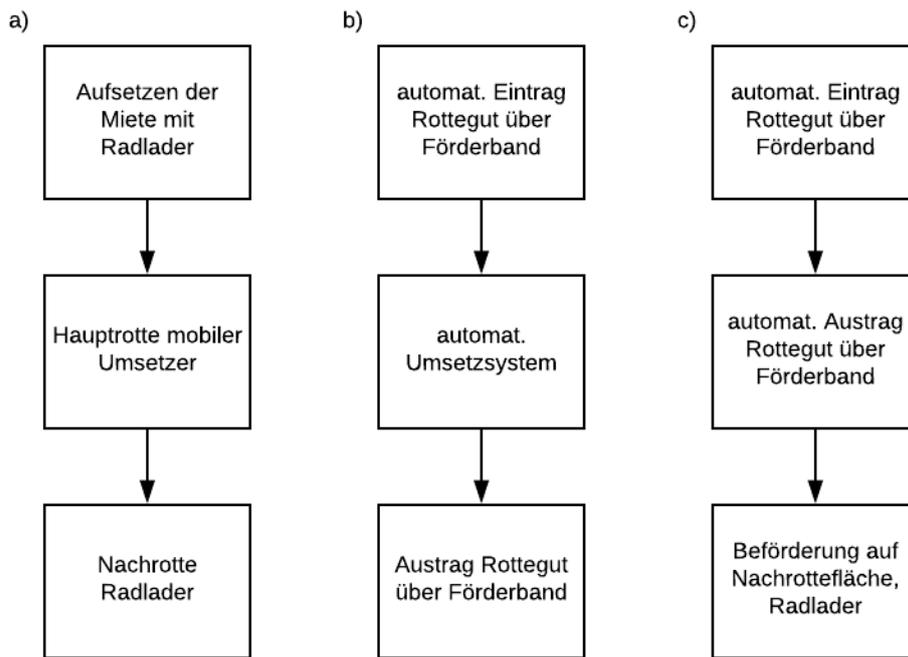


Abbildung 14: Vergleich der Verfahrensschritte im Rotteprozess von (a) offener Kompostierung, (b) geschlossener Kompostierung und (c) teilgeschlossener Kompostierung

4.4.5 Aufstellung des Ökoinventars

Dieses Kapitel behandelt jegliche Prozesse und Daten, die in die Berechnung der Ergebnisse einfließen. Ressourceneinsatz für Energie und Baustoffe, Abfallsammel- und -transportdistanzen sowie Belastungen durch die Entsorgung der Störstoffe und die landwirtschaftliche Nutzung werden berücksichtigt. Die gasförmigen Emissionen, die durch den biologischen Abbau des Abfalls freigesetzt werden, werden in Kapitel 4.4.5.2 beschrieben. Ziel dieses Kapitels ist die Ermittlung von Emissionsfaktoren direkt und indirekt wirksamer klimarelevanter Emissionen, die bei der Bio- und Grünabfallkompostierung entstehen. Dabei wird nach dem Behandlungsschritt, der nicht nur die biologische Behandlung selbst, sondern auch die Kompostlagerung und -ausbringung umfasst, und nach dem eingesetzten Behandlungsverfahren differenziert.

4.4.5.1 Abfallsammlung und -transport

Die in Kapitel 2.7 genannten Zahlen für die Sammlung und den Transport von Bioabfällen und Grünschnitt werden für diese Arbeit gemittelt und mit einer Verteilung behaftet. Folgende Werte werden für die Ökobilanz verwendet: Ein Sammelfahrzeug sammelt biogene Abfälle aus Haushalten, wird mit 0,6 t (siehe Funktionelle Einheit)

beladen und legt für die Abfallsammlung sowie den Transport zur Kompostierungsanlage eine Strecke von insgesamt 17 km zurück. Struktureiche biogene Materialien, wie Baum- und Strauchschnitt oder landwirtschaftliche Abfälle, werden per PKW über eine Distanz von 10 km angeliefert. Für die kommunale Sammlung der biogenen Abfälle und den Grünschnitttransport werden jeweils die Ecoinvent Prozesse „municipal waste collection service by 21 metric ton lorry“ und „transport, freight, light commercial vehicle“ verwendet (Ecoinvent, 2017).

4.4.5.2 Gasförmige Emissionen

Im Rahmen dieser Arbeit werden drei Anlagentypen unterschieden und der Fokus auf die Inputmischung „Bio + Grün“ gelegt. Dieselben Betriebsbereiche wie in Cuhls et al. (2015) werden auch in dieser Arbeit differenziert betrachtet. Zusätzlich dazu werden auch jene Emissionen berücksichtigt, die bereits entstehen, bevor das biogene Material von der kommunalen Abfallsammlung abgeholt wird, also während es noch im Sammelbehälter verweilt.

Im Folgenden wird aus den von Cuhls et al. (2015) entnommenen Daten der Median angegeben, aber der gesamte Schwankungsbereich (Min-Max) aller Messungen einbezogen. Unsicherheiten werden in der Software berücksichtigt und in Kapitel 4.5.1 beschrieben. Werte beziehen sich in dieser Arbeit immer auf die Funktionelle Einheit, also 1 t biogene Reststoffe und deren Verarbeitung zu 340 kg Fertigkompost.

(1) Sammelbehälter

Cuhls et al. stellen im Juni 2008 während einer Messphase Methanemissionen von 18 g und Lachgasemissionen von 1,4 g je t Abfall im Anlieferungsbereich einer Kompostierungsanlage fest. Da jeden Tag ein vollständiger Materialdurchsatz erfolgt, handelt es sich bei diesen Werten um Emissionsfaktoren, die pro Tag bei der Lagerung des Bioabfalls im Sommer entstehen. Diese Faktoren werden auch für die Lagerung der Bioabfälle im Sammelbehälter angenommen. Es ist zwar davon auszugehen, dass Methanemissionen anfangs höher sind; um auf der sicheren Seite zu sein, wird aber die konservative Annahme von 18 g Methan und 1,4 g Lachgas pro t Bioabfall und Tag getroffen.

Laut Magistrat der Stadt Wien, MA 48, findet in Wien die Entleerung der Biotonne im Winter alle zwei Wochen und während der Vegetationsperiode wöchentlich statt (MA 48, s.a.). Werden diese Werte mit den Emissionsfaktoren für einen Tag aus Cuhls et

al. (2015) multipliziert und auf 600 kg Bioabfall bezogen, erhält man für die Ökobilanz Methan- und Lachgasemissionsfaktoren für einen Behandlungszeitraum im Sommer von jeweils 0,0756 kg/t und 0,00588 kg/t. Für Grünschnitt werden keine Sammelbehälteremissionen angenommen.

(2) Behandlungsprozess

Wie bereits erwähnt, werden auch bei der Anlieferung und Aufbereitung Emissionen freigesetzt. Diese hängen davon ab, wie lange das Material, nachdem es angeliefert wurde, gelagert wird, bevor es dem Kompostierungsprozess zugeführt wird. Eine permanente Materialbevorratung emittiert größere Emissionsmengen als ein vollständiger Materialdurchsatz pro Arbeitstag. Emissionsfaktoren für die Lagerung der Abfälle im Anlieferungsbereich/ die permanente Materialbevorratung und die mechanische Aufbereitung als Median nach Cuhls et al. (2015) sind in Tabelle 9 angeführt.

Tabelle 9: biotische Emissionsfaktoren bei der Anlieferung und Aufbereitung (Cuhls et al., 2015)

Substanz	Einheit	Emissionsfaktor
CH₄	kg/t	0,15
NH₃	kg/t	0,0056
N₂O	kg/t	0,012
NMVOC	kg/t	0,078

Aufgrund der Tatsache, dass diese Emissionsfaktoren der Anlieferung und Aufbereitung teilweise an anderen Anlagen erhoben wurden als jene des Rotteprozesses, werden sie in der Ökobilanz nicht separat abgebildet, sondern gehen in den Prozessschritt „Behandlungsprozess“ (Tabelle 10) mit ein.

Anschließend folgen Emissionen durch den Abbau des organischen Materials während Hauptrotte, Nachrotte, Konfektionierung (Absiebung) und Zwischenlagerung am Areal der Anlage. Tabelle 10 fasst die Emissionsfaktoren für diese Bereiche zusammen (Emissionen aus Anlieferung und Aufbereitung sind inkludiert).

Tabelle 10: Emissionsfaktoren für Anlieferung und Aufbereitung, Rotteprozess der Haupt- und Nachrotte, Konfektionierung und Zwischenlagerung, jeweils für die offene (KO), geschlossene (KG) und teilgeschlossene (KTG) Behandlung von Bioabfällen und Grünschnitt (Cuhls et al. 2015)

Substanz	Einheit	Emissionsfaktor KO	Emissionsfaktor KG	Emissionsfaktor KTG
CH₄	kg/t	1,8	0,79	1,2
NH₃	kg/t	0,37	0,015	0,023
N₂O	kg/t	0,053	0,041	0,062
NMVOC	kg/t	0,37	0,095	0,14

Für alle drei Betriebsweisen werden die Daten ausschließlich Cuhls et al. (2015) entnommen, da diese Studie als einzige für alle Prozesse den Median angibt, allerdings wird mit Messergebnissen anderer Studien verglichen. Ein Vergleich der Daten für KG mit den mittleren Emissionsfaktoren aus Vesenmaier und Reiser (2016), die an drei Messtagen für eine geschlossene Kompostierungsanlage erhoben werden, zeigt, dass diese bei Methan mit 0,14 kg/t im Wertebereich von Cuhls et al. (2015) liegen. Für Lachgas wird an einer Anlage ein Mittelwert von 0,14 kg/t erhoben, ein höherer Wert als jener von Cuhls et al. (2015). Für Ammoniak wird ein mittlerer Wert von 0,17 kg/t gemessen. Dieser liegt somit ebenfalls deutlich über den Werten von Cuhls et al. (2015), was daran liegen könnte, dass die untersuchte Kompostierungsanlage auch Gärreste verarbeitet.

Ein Vergleich der Daten für KTG mit Martínez-Blanco et al. (2009), die mittlere Emissionsfaktoren in einer Tunnelkompostierung angeben, zeigt, dass die von Martínez-Blanco et al. (2009) angenommenen Werte für Methan (0,885 kg/t) und Lachgas (0,00005 kg/t) deutlich unter jenen von Cuhls et al. (2015) liegen, allerdings der Wert für Ammoniak mit 0,258 kg/t jenen von Cuhls et al. (2015) deutlich überschreitet. Der Grund für diese niedrigen bzw. diesen hohen Wert wird nicht angegeben.

Die gemessenen Emissionsfaktoren von Phong (2012) für die offene Kompostierung fließen ebenfalls nicht in die Ökobilanz ein, befinden sich aber mit 1,26 kg/t für CH₄, 0,41 kg/t für NH₃ und 0,07 kg/t für N₂O (Werte aus Anlagen mit zweimal wöchentlicher Umsetzfrequenz) recht gut im Spektrum jener aus Cuhls et al. (2015).

(3) Kompostlagerung

Laut Cuhls et al. (2015) wird der Kompost, nachdem er das Zwischenlager verlässt, meist noch bis zum Zeitpunkt der Anwendung auf Flächen außerhalb der Kompostierungsanlage gelagert. Dabei werden ebenfalls Emissionen, abhängig vom Zeitraum der Lagerung und der Substratzusammensetzung, freigesetzt. Die durchschnittliche Lagerzeit hierfür wird mit zwei Monaten bemessen. Emissionsfaktoren für die Produktlagerung sind in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Emissionsfaktoren für die Kompostlagerung (Cuhls et al., 2015)

Substanz	Einheit	Emissionsfaktor
CH ₄	kg/t	0,0001
NH ₃	kg/t	0,01378
N ₂ O	kg/t	0,00351

(4) Kompostausbringung

Der letzte behandelte Prozessschritt ist die Ausbringung der Fertigkomposte auf landwirtschaftlichen Flächen. Folgende Werte (Tabelle 12) sind Emissionsfaktoren für biotische Emissionen, die nach deren Ausbringung über sechs Jahre hinweg freigesetzt werden.

Tabelle 12: Gasförmige Emissionen bei der Kompostausbringung (Cuhls et al., 2015)

Substanz	Einheit	Emissionsfaktor
CH ₄	kg/t	0,00062
NH ₃	kg/t	0,08268
N ₂ O	kg/t	0,02106

Diese Werte werden von Cuhls et al. (2015) nicht durch Emissionsmessungen erhoben, sondern nach IPCC (2007) und Kluge (2008) berechnet.

4.4.5.3 Energiebedarf

In Anlehnung an die in der Literatur und in Kapitel 2.6 genannten Daten werden im Rahmen dieser Ökobilanz folgende Mittelwerte (Tabelle 13) für den Energieverbrauch verwendet:

Tabelle 13: Strom- und Dieselverbrauch für Materialaufbereitung, Auf- und Umsetzen der Mieten und Konfektionierung, jeweils für die offene, geschlossene und teilgeschlossene Kompostierung (Lechner et al., 2005, Springer, 2011, Lampert und Neubauer, 2015, Vogt et al., 2002, UEC, 2010, Quirós et al., 2013, Cadena et al., 2009)

Betriebsweise	Einheit	Strom	Diesel
Offene Kompostierung	kWh/t	2,89	37,39
Geschlossene Kompostierung	kWh/t	51,5	12,75
Teilgeschlossene Kompostierung	kWh/t	31,5	42,53

Hierfür werden jene Literaturdaten gewählt, deren zugrundeliegende Systemkomponenten und Verfahrensschritte am besten jenen dieser Arbeit entsprechen. Davon werden jeweils Mittelwerte gebildet und eine Dreiecksverteilung zur Modellierung herangezogen. Die zugrunde liegenden Daten dieser Unsicherheitsverteilung werden in Kapitel 4.5.1 angeführt. In openLCA wird dafür der Ecoinvent Prozess „market for electricity, high voltage | electricity, high voltage“ gewählt, der auf dem österreichischen Strommix aus dem Jahr 2014 basiert (Ecoinvent, 2017).

4.4.5.4 Entsorgung Störstoffe

Differenziert betrachtet werden auch die entstandenen Belastungen bei der Verwertung der Siebreste und Störstoffe. In der von Zeiner (2010) untersuchten Anlage wird geschätzt, dass der anfallende Störstoffanteil zu 80 % aus Kunststoffen und der Rest von etwa 20 % aus kleinen Holzstücken besteht. Laut Gronauer et al. (1997) setzt sich die hausmüllähnliche Fraktion der Siebreste mit 30 % zu einem Großteil aus Papier, zu 8 % aus Folien, zu 6 % aus sonstigen Abfällen, wie Textilien oder Windeln, und zu 4 % aus Metallen zusammen, während Verbundstoffe, Hartplastik und Glas nur einen geringen Anteil ausmachen.

In Zeiner (2010) wird dieser Abfall über eine Distanz von 13 km zur nächsten thermischen Abfallbehandlungsanlage gebracht und dort verbrannt. Auch laut Gronauer et al. (1997) wird diese Störstofffraktion als Restmüll in einer Abfallverbrennungsanlage entsorgt. Aufgrund eines Mangels an Daten zur Störstoffverwertung bei der Kompostierung in Österreich und zur durchschnittlichen Distanz bis zur nächsten thermischen Verwertungsanlage, bedingt durch die geographische und infrastrukturelle Heterogenität des Landes, werden die Zahlen zur Transportdistanz von Zeiner (2010) übernommen. In openLCA wird für die Verbrennung der Ecoinvent Prozess „treatment of municipal solid waste, incineration“

verwendet und auf die Funktionelle Einheit dieser Arbeit bezogen. Das Transportfahrzeug wird durch den Ecoinvent Prozess „transport, freight, lorry, unspecified“ abgebildet (Ecoinvent, 2017).

4.4.5.5 *Landwirtschaftliche Kompostnutzung*

Der Prozess „Landwirtschaftliche Nutzung“ umfasst folgende Tätigkeiten:

- Anhängen der Maschinen
- Beladung des Kompoststreuers mit Fertigkompost
- Transport von Maschinen und Kompost zum Feld
- Ausbringung des Komposts
- Transport der Maschinen zurück zum Hof.

Dabei entstehen Emissionen durch:

- Herstellung von Kompoststreuer, Traktor und Geräteschuppen
- Verbrennungsmotoren
- Dieselproduktion
- Reifenantrieb
- Nährstoffeintrag über den Kompost in den Boden.

Um den Dieserverbrauch für die Kompostausbringung ab Hof auf landwirtschaftliche Flächen zu berechnen, wird der KTBL-Feldarbeitsrechner verwendet. Es wird angenommen, dass ein Stalldungstreuer mit einer Kapazität von 4,5 t und einer Leistung von 37 kW durch einen Frontlader mit Kompost beladen wird. Derselbe Streuer mit einer Leistung von 45 kW würde den Dieselbedarf nur geringfügig erhöhen (von 6,38 l/ha auf 7,17 l/ha) (KTBL, 2008-2017). Für die Hof-Feld-Entfernung wird 1 km angenommen, da sich auch Ecoinvent Datensatz „solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader“ auf eine Transportdistanz bis zum Feld von 1 km bezieht (Ecoinvent, 2017).

Interessant für die Landwirtschaft ist die Aufbringung der Komposte auf ackerbaulich genutzten Böden, was auch für diese Arbeit angenommen wird. Dabei wird von guter fachlicher Praxis in der Landwirtschaft ausgegangen (Einhaltung der Fruchtfolge, Einsatz der Komposte nach Bedarf der Böden und Pflanzen, Einhaltung von Mindestabständen zu Gewässern etc.). Die Wirkungen der Kompostgaben im Boden sind neben der Kompostqualität stark abhängig von den standortspezifischen

Witterungsbedingungen sowie den vorherrschenden Bodeneigenschaften (Lazar et al., 2012). Da die Ökobilanz üblicherweise keinen spezifischen Standortbezug hat, sondern in diesem Fall für das Bundesgebiet Österreich gelten soll, wird deshalb von typischen Standorteigenschaften und mittleren Niederschlagsmengen im Ackerbaugebiet ausgegangen.

Für die Ökobilanz in vorliegender Arbeit wird in Anlehnung an den Wissensstand bezüglich Nitratauswaschung durch die Nutzung des Komposts in der Landwirtschaft (Kapitel 2.8.2.1) von keinem erhöhten Nitrataustrag ins Grundwasser ausgegangen, da die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft angenommen wird und auch das C/N-Verhältnis des Komposts von üblicherweise > 14 einer Auswaschung entgegenwirkt. Deshalb wird der Einfluss von Nitratfreisetzung ins Grundwasser lediglich auf Sachbilanzebene diskutiert.

4.4.5.6 *Infrastruktur*

Alle Aufwendungen zum Bau der Kompostierungsanlage sind Teil des Ökoinventars. Befestigte und abgedichtete Untergründe für die Kompostierung beinhalten Flächen zur Sammlung und Lagerung des angelieferten Materials, Rotteflächen für Kompostmieten und Lagerflächen für den Fertigkompost. Die Betriebsflächen müssen für die Befahrung durch die notwendigen Maschinen ausgelegt sein. Die auf der Anlage anfallenden Oberflächen- und Sickerwässer sind entsprechend abzuleiten und zu sammeln (Emberger, 1993). Notwendig dafür ist eine geschlossene Basisabdichtung. Dabei handelt es sich meistens um Dichtungsschichten aus Beton oder um Bitumen- und Asphaltabdichtungen (Bidlingmaier, 2000). Das gesammelte Abwasser kann für die Befeuchtung der Kompostmieten dienen und somit im Kreislauf geführt werden (Emberger, 1993).

Bei den Bauteilen wird eine Abschreibungsdauer von 25 Jahren angenommen, stationäre Maschinen werden über zehn Jahre und mobile Maschinen über fünf Jahre abgeschrieben. Stationäre Maschinen werden aus Gusseisen hergestellt und für Stahleinbauten wird niedrig legierter Stahl verwendet. Edelmann und Schleiss (2001) unterscheiden nur zwischen offen und geschlossen ausgeführten Anlagen, wobei sich die beiden dahingehend unterscheiden, dass für die offene Bauweise weniger Baustoffe und stationäre Maschinen eingesetzt werden, aber aufgrund der geringen Mietenhöhe der Bedarf an asphaltierter Fläche höher ist. Der Energieverbrauch für den

Konstruktionsprozess wird in Edelman und Schleiss (2001) nicht bilanziert, da dieser ohnehin vergleichsweise sehr gering ist und nicht mit vertretbarem Aufwand berechnet werden konnte.

Der spezifische Flächenbedarf hängt stark vom eingesetzten Rottesystem und von der Verarbeitungskapazität ab. Er liegt laut Bidlingmaier (2000) bei 1,2-2,5 m²/(t.a) für einfache Kompostierungsanlagen und bei 1-2,2 m²/(t.a) für Intensivrotteverfahren mit größeren Durchsatzmengen. Laut Amlinger et al. (2005) beträgt der spezifische Flächenverbrauch bei verschiedenen österreichischen Anlagen 1,5 m²/(t.a) für kleine, offene Anlagen, 0,75 m²/(t.a) für die Reaktorkompostierung (exklusive Nachrottefläche) und 0,12 m²/(t.a) für eine eingehauste Kompostierungsanlage mit einer Jahreskapazität von 10.000 t.

Aus Tabelle 14 können Flächen- und Baustoffbedarf, bezogen auf 10.000 t Inputmaterial, entnommen werden. Eingabedaten für die Modellierung werden angesichts der Funktionellen Einheit auf 1 t heruntergerechnet.

Tabelle 14: Eingabedaten Flächenverbrauch und Baustoffe, bezogen auf 10.000 t Verarbeitungskapazität pro Jahr (verändert nach: Edelman und Schleiss, 2001)

	Einheit	KO	KG
Fläche	m ²	750	550
Aluminium (0% Recycling)	kg	0	25
Beton (ohne Armierungseisen)	kg	32.280	240.000
Schotter	kg	865.100	291.970
Gusseisen	kg	2.000	10.300
Holzbaustoff Brettschichtholz	kg	5.000	5.200
Kupfer	kg	15	300
Polystyrol schlagfest	kg	0	391,5
PVC schlagfest	kg	0	159
Sand für Bau	kg	46.650	15.750
Stahl niedriglegiert	kg	1.500	1.000
Armierungsstahl	kg	850	8.000
Bitumen ab Raffinerie CH	t	4,90	1,65

Um den Aufwand für die Modellierung der Infrastruktur in einem vertretbaren Rahmen zu halten, werden die Daten der geschlossenen Kompostierung aus Edelman und

Schleiss (2001) für diese Arbeit sowohl für die geschlossene als auch für die teilgeschlossene Anlage verwendet.

4.5 Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse

Dieses Kapitel gibt einen Überblick über jene für die Ökobilanz verwendeten Eingangsparameter, die einer gewissen Schwankungsbreite unterliegen. Zudem werden in dieser Arbeit vier Sensitivitätsanalysen durchgeführt, deren Auswertung im folgenden Abschnitt beschrieben und diskutiert wird.

4.5.1 Unsicherheiten

Angesichts der großen Bandbreite an Daten, die aus der Literatur zu entnehmen ist, empfiehlt es sich, nicht nur einen Mittelwert oder Median als einzigen Wert für die Analyse heranzuziehen, sondern zusätzlich auch Unsicherheiten und Schwankungsbreiten einzubeziehen. In einer Unsicherheitsanalyse werden Unsicherheitsverteilungen berücksichtigt und über Gleich- und Dreiecksverteilungen Minimum-, Maximum- und Modalwerte erfasst. Unsicherheiten ergeben sich zum Beispiel in Bezug auf THG Emissionsfaktoren, da diese sehr stark vom Ausgangsmaterial, der Rottetemperatur, dem C/N-Verhältnis, dem Wassergehalt und der Umsetzhäufigkeit abhängen. Auch Diesel- und Stromverbrauch sind mit Unsicherheiten behaftet. Folgende Schwankungsbreiten und die zugrunde gelegten Verteilungen werden für die Ökobilanz angenommen (Tabelle 15).

Tabelle 15: Überblick über die Schwankungsbreite der Daten und die Unsicherheitsanalyse für kritische Modellparameter

Kategorie	Unsicherheitsverteilung	min, modus, max	Mittelwert	Median	Einheit	Quelle
Energie						
Strom KO	Dreiecksverteilung	min 0,42 modus 2,89 max 7	2,89		kWh/t	Lechner et al., 2005, Springer, 2011 Lampert und Neubauer, 2015
Diesel KO	Dreiecksverteilung	min 31,6 modus 37,39 max 47,56	37,39		kWh/t	Lechner et al., 2005, Springer, 2011, Vogt et al., 2002
Strom KG	Dreiecksverteilung	min 11 modus 51,5 max 65,5	51,5		kWh/t	Cadena et al., 2009, Vogt et al., 2002, Springer, 2011
Diesel KG	Gleichverteilung	min 9,7 max 15,8	12,75		kWh/t	Springer, 2011
Strom KTG	Dreiecksverteilung	min 2 modus 31,5 max 92	31,5		kWh/t	Springer, 2011, Lampert und Neubauer, 2015, UEC, 2010
Diesel KTG	Dreiecksverteilung	min 9,7 modus 42,53 max 88,3	42,53		kWh/t	Quirós et al., 2013, Springer, 2011, Lampert und Neubauer, 2015
Biogene Emissionen						
Sammelbehälter - CH ₄	Dreiecksverteilung	min 0,068 modus 0,076 max 0,083	0,076		kg/t	Cuhls et al., 2015, eigene Annahme
Sammelbehälter - N ₂ O	Dreiecksverteilung	min 0,0053 modus 0,0059 max 0,0065	0,0059		kg/t	Cuhls et al., 2015, eigene Annahme

Kategorie	Unsicherheitsverteilung	min, modus, max	Mittelwert	Median	Einheit	Quelle
Rotte KO - CH ₄	Dreiecksverteilung	min 0,24 modus 1,8 max 5,5		1,8	kg/t	Cuhls et al., 2015, Gronauer et al., 1997
Rotte KO - NH ₃	Dreiecksverteilung	min 0,012 modus 0,37 max 1,4		0,37	kg/t	Cuhls et al., 2015
Rotte KO - N ₂ O	Dreiecksverteilung	min 0,0021 modus 0,053 max 0,27		0,053	kg/t	Cuhls et al., 2015
Rotte KO - NMVOC	Dreiecksverteilung	min 0,19 modus 0,37 max 0,69		0,37	kg/t	Cuhls et al., 2015
Rotte KG - CH ₄	Dreiecksverteilung	min 0,05 modus 0,79 max 1,53		0,79	kg/t	Cuhls et al., 2015, eigene Annahme
Rotte KG - NH ₃	Dreiecksverteilung	min 0,0034 modus 0,015 max 0,0266		0,015	kg/t	Cuhls et al., 2015, eigene Annahme
Rotte KG - N ₂ O	Dreiecksverteilung	min 0,0077 modus 0,041 max 0,0743		0,041	kg/t	Cuhls et al., 2015, eigene Annahme
Rotte KG - NMVOC	Dreiecksverteilung	min 0,00065 modus 0,095 max 0,18935		0,095	kg/t	Cuhls et al., 2015, eigene Annahme
Rotte KTG - CH ₄	Dreiecksverteilung	min 0,83 modus 1,2 max 4,8		1,2	kg/t	Cuhls et al., 2015

Kategorie	Unsicherheitsverteilung	min, modus, max	Mittelwert	Median	Einheit	Quelle
Rotte KTG - NH ₃	Dreiecksverteilung	min 0,016 modus 0,023 max 0,061		0,023	kg/t	Cuhls et al., 2015
Rotte KTG - N ₂ O	Dreiecksverteilung	min 0,043 modus 0,062 max 0,15		0,062	kg/t	Cuhls et al., 2015
Rotte KTG - NMVOC	Dreiecksverteilung	min 0,1 modus 0,14 max 0,75		0,14	kg/t	Cuhls et al., 2015
Sammlung und Transport						
Bioabfall	Dreiecksverteilung	min 8 modus 10 max 32	17		km	Zeiner, 2010, ecoinvent report no. 13, v2.1, Vogt et al., 2002
Grünschnitt	Dreiecksverteilung	min 5,6 modus 8 max 17	10,2		km	Edelmann und Schleiss, 2001, Zeiner, 2010, Vogt et al., 2002
Sensitivitätsanalyse						
Rotte KO - CH ₄	Dreiecksverteilung	min 0,03 modus 4 max 8	4 [+ 222 %]		kg/t	IPCC, 2006
Rotte KO – N ₂ O	Dreiecksverteilung	min 0,06 modus 0,24 max 0,6	0,24 [+ 453 %]		kg/t	IPCC, 2006

Zusätzlich dazu beinhalten die Sekundärdaten der Ecoinvent Datenbank weitere Unsicherheitsinformationen.

Die gasförmigen Emissionen, die bereits im Sammelbehälter im Haushalt entstehen, werden mit einer Schwankungsbreite von +/- 10 % behaftet. Es handelt sich dabei um eine eigene Annahme, da keine Daten für diesen Prozess verfügbar sind. Bezüglich biogener Emissionen aus dem Behandlungsprozess der geschlossenen Kompostierung werden nicht die Max-Werte aus Cuhls et al. (2015) verwendet, da bei einer Anlage Prozessstörungen vorlagen und es zu überhöhten Wassergehalten in der Miete kam. Deshalb sind die gemessenen Emissionsfaktoren dieser Anlage viel zu hoch und liegen außerhalb der guten fachlichen Praxis. Um das Problem zu lösen, wird für alle vier betrachteten Gase der Max-Wert korrigiert, indem die Differenz von Median und Min-Wert zum Median addiert wird. Zuverlässige und brauchbare Daten aus anderen Studien sind nicht vorhanden. Auch beim teilgeschlossenen Kompostierungsverfahren wird aufgrund eines Mangels an Daten für die Freisetzung von Gasen durch biologische Abbauprozesse eine Dreiecksverteilung mittels der Daten von Cuhls et al. (2015) gebildet, allerdings werden hier die Emissionsfaktoren wahrscheinlich leicht überschätzt. Für die offene Mietenkompostierung werden für die Gase Lachgas, Ammoniak und NMVOC der Median sowie Min- und Max-Werte wieder Cuhls et al. (2015) entnommen, für Methan allerdings der Min-Wert aus Gronauer et al. (1997) herangezogen, welcher mit 0,2366 kg/t angegeben wird. Dieses Messergebnis bezieht sich auf einen Strukturanteil in der Ausgangsmischung von 40 % (derselbe Anteil wird auch für diese Arbeit angenommen) und auf ein Umsetzintervall von drei Mal wöchentlich. Es handelt sich dabei um eine konservative Betrachtung, da dadurch eine große Bandbreite der möglichen Methanemissionen abgedeckt wird.

Die Kompostlagerung wird ohne Unsicherheiten angegeben, da erste Simulationen ergeben haben, dass dieser Prozessschritt nur einen sehr geringen Anteil an den Gesamtemissionen einnimmt und die Schwankung deshalb vernachlässigbar ist.

In dieser Studie werden Monte-Carlo-Simulationen durchgeführt, um die Robustheit der LCA Ergebnisse hinsichtlich streuender Modellparameter zu testen. Bei der Monte-Carlo-Simulation handelt es sich um eine Technik zur Generierung von Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktionen einer Zielgröße in Bezug auf eine potentiell große Anzahl an Unbestimmtheitsfaktoren unter den Modelleingangsgrößen. So wird

versucht, möglichst gute Näherungswerte für den tatsächlichen Zielwert zu ermitteln (Kral et al., 2016). Je nach angenommener Verteilungsfunktion für kritische Eingangsparameter wird eine gewisse Anzahl an Monte-Carlo-Iterationen durchgeführt, in denen zufällige Werte für jeden Parameter verwendet werden. Für Gesamtemissionen sowie für die Beitragsanalyse werden Monte-Carlo-Simulationen mit jeweils 1.000 Iterationen durchgeführt. Die statistische Signifikanz der Unterschiede zwischen den drei verschiedenen Kompostierungsszenarien sowie für die einzelnen Beiträge wird anschließend mit einem Kruskal-Wallis-Test geprüft. Es handelt sich dabei um einen nichtparametrischen Test für unabhängige Stichproben und mehr als zwei Gruppen. Das Signifikanzniveau α beträgt 0,05. Es wird durch die Bonferroni-Korrektur für multiple Tests angepasst.

4.5.2 Sensitivitätsanalysen

Neben der Berücksichtigung verschiedener Unsicherheitsparameter mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen werden auch Auswirkungen von Veränderungen an ausgewählten Modellparametern auf das Ergebnis durch vier Sensitivitätsanalysen getestet. Dabei werden primär jene Parameter ausgewählt, die einen großen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben. Folgende Sensitivitätsanalysen werden im Rahmen dieser Ökobilanz durchgeführt und deren Auswertung in Kapitel 5.3 diskutiert:

- (1) Um zu testen, wie robust die Ergebnisse gegenüber einer anderen Wirkungsabschätzungsmethode sind, wird anstatt von „ReCiPe 2008, midpoint (H)“ die Bewertungsmethode „ILCD 2011, midpoint“ [v1.0.10, August 2016] verwendet.
- (2) Es wird ein weniger umweltfreundlicher Strommix, jener von Tschechien aus dem Jahr 2014, zugrunde gelegt.
- (3) Für die gasförmigen Emissionen des Rotteprozesses der geschlossenen Kompostierung werden neue Max-Werte gebildet, indem dieselben Bandbreiten für den positiven Fehlerwert wie bei KTG angenommen werden. Dadurch soll getestet werden, inwiefern die selbst gewählten Max-Werte für KG das Ergebnis beeinflussen. Als neue Max-Werte erhält man 4,39 kg/t für CH₄, 0,053 kg/t für NH₃, 0,129 kg/t für N₂O und 0,705 kg/t für NMVOC.
- (4) Für die gasförmigen Treibhausgasemissionen des Rotteprozesses der offenen Kompostierung werden die IPCC 2006 Default Werte verwendet: 4 kg/t für CH₄

(0,03-8) und 0,24 kg/t (0,06-0,6) für N₂O (IPCC, 2006). Diese Werte sind um ein Vielfaches höher als jene, die in dieser Arbeit angenommen werden und befinden sich im oberen Spektrum der Schwankungsbreiten von Cuhls et al. (2015).

5. Ergebnisse und Diskussion

Dieses Kapitel beinhaltet die Auswertung der Modellierung. Dabei werden für jede Wirkungskategorie die gesamten Emissionen jedes Anlagentyps vergleichend dargestellt sowie die wichtigsten Beiträge zu den Gesamtemissionen für jede Kategorie diskutiert. Angaben beziehen sich immer auf die Funktionelle Einheit, 1 t behandelten Abfall. Fehlerbalken in den Grafiken zeigen den 5-95 %igen Interpercentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen. Die Buchstaben über den Balken geben Aufschluss über die statistische Signifikanz der Unterschiede zwischen den Beiträgen.

Die Auswertung und Interpretation der Sensitivitätsanalyse wird in Kapitel 5.3 behandelt. Darüber hinaus werden in Kapitel 5.5 die Ergebnisse der Arbeit mit jenen der Literatur vergleichend diskutiert und aus diesen Erkenntnissen in Kapitel 5.6 Potentiale zur Emissionsreduktion abgeleitet.

5.1 Auswertung der Gesamtemissionen

Tabelle 16 zeigt die Gesamtemissionen der offenen Mietenkompostierung, der geschlossenen Hallenkompostierung und der teilgeschlossenen Tunnelkompostierung für jede Wirkungskategorie. In den Abbildungen 16-21 sind diese Ergebnisse für jede Wirkungskategorie grafisch dargestellt. Die Gesamtemissionen beziehen sich dabei auf den gesamten Lebenszyklus von einer Tonne biogenem Abfall, der über die Kompostierung behandelt und am Feld verwertet wird. Abbildung 15 gibt einen Überblick über die relativen Beiträge jedes Anlagentyps zu einer Wirkungskategorie.

Tabelle 16: Vergleich der Gesamtemissionen von KO, KG und KTG je Wirkungskategorie

Wirkungskategorie	Einheit	KO	KG	KTG
GWP100	kg CO ₂ -Eq	204,057	134,736	205,712
Terrestrische Versauerung	kg SO ₂ -Eq	2,048	0,581	0,824
Aquatische Eutrophierung	kg P-Eq	0,009	0,032	0,031
Aquatische Ökotoxizität	kg 1,4-DCB-Eq	11,413	11,343	11,032
Humantoxizität	kg 1,4-DCB-Eq	41,824	73,800	68,811
Fossiler und nuklearer Energieverbrauch	MJ-Eq	594,233	643,081	808,882

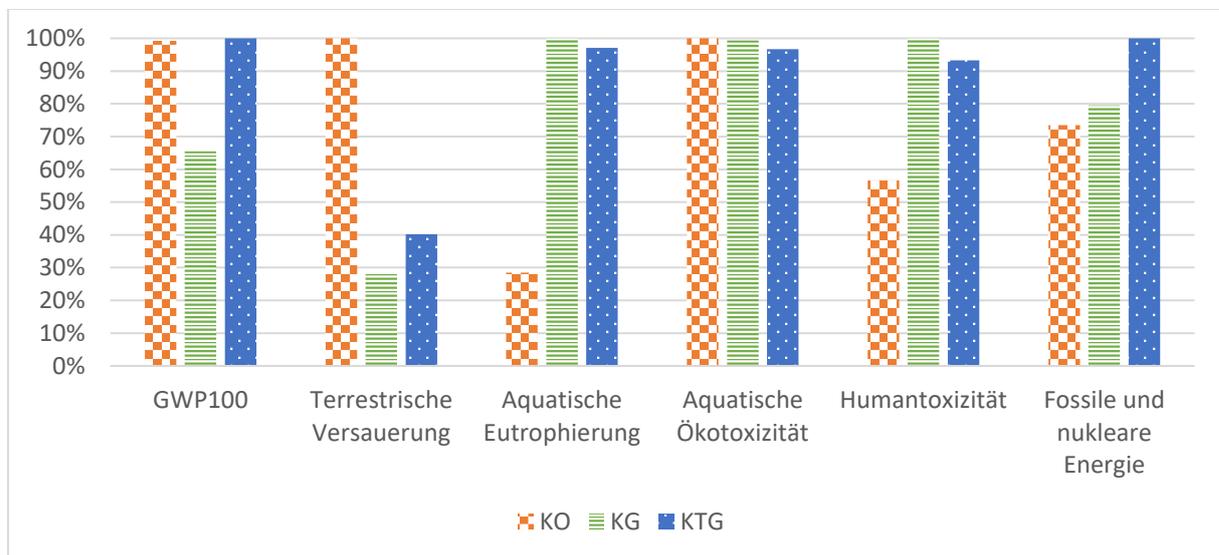


Abbildung 15: Relativer Beitrag von KO, KG und KTG je Wirkungskategorie

Es zeigt sich, dass die gekapselte Reaktorkompostierung (teilgeschlossene Kompostierung, KTG) beim GWP mit gerundet 206 kg CO₂-Äquivalenten (CO₂-eq)/t zwar knapp, aber statistisch signifikant vor der offenen Mietenkompostierung mit 204 kg CO₂-eq/t am schlechtesten abschneidet. Ein deutlich besseres Ergebnis erzielt mit rund 135 kg CO₂-eq/t die geschlossene Kompostierung in der Halle (Abbildung 16). Bei der terrestrischen Versauerung (TAP) schneidet KG mit 0,58 kg SO₂-Äquivalenten (SO₂-eq)/t wieder am besten ab, während KO mit 2 kg SO₂-eq/t hier das größte Emissionspotential aufweist. KTG befindet sich mit 0,82 kg SO₂-eq/t im Mittelfeld (Abbildung 17). Das aquatische Eutrophierungspotential (FEP) hingegen ist mit 0,009 kg P-Äquivalenten (P-eq)/t für KO am niedrigsten, während hier KG mit 0,032 kg/t am

schlechtesten abschneidet. Zwischen KG und KTG bestehen allerdings keine statistisch signifikanten Unterschiede, wie in Abbildung 18 ersichtlich ist. Ein ähnliches Ergebnis zeigt sich bei der Humantoxizität (HTP), wo ebenfalls KO mit 42 kg 1,4-DCB-Äquivalenten (1,4-DCB-eq)/t am besten abschneidet und KG und KTG mit jeweils 74 und 69 kg 1,4-DCB-eq/t keine signifikanten Unterschiede aufweisen (Abbildung 20). Bei der aquatischen Ökotoxizität (FETP) können generell keine Unterschiede bei der Höhe der Gesamtemissionen festgestellt werden (Abbildung 19). Allgemein sind die drei letztgenannten Wirkungskategorien mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Beiträge zum fossilen und nuklearen Energieverbrauch belaufen sich auf 594 MJ-Äquivalente (MJ-eq)/t für KO, 643 MJ-eq/t für KG und 809 MJ-eq/t für KTG. KO verzeichnet somit den geringsten Verbrauch nicht erneuerbarer Energieressourcen und KTG den höchsten, während sich KG im Mittelfeld bewegt (Abbildung 21).

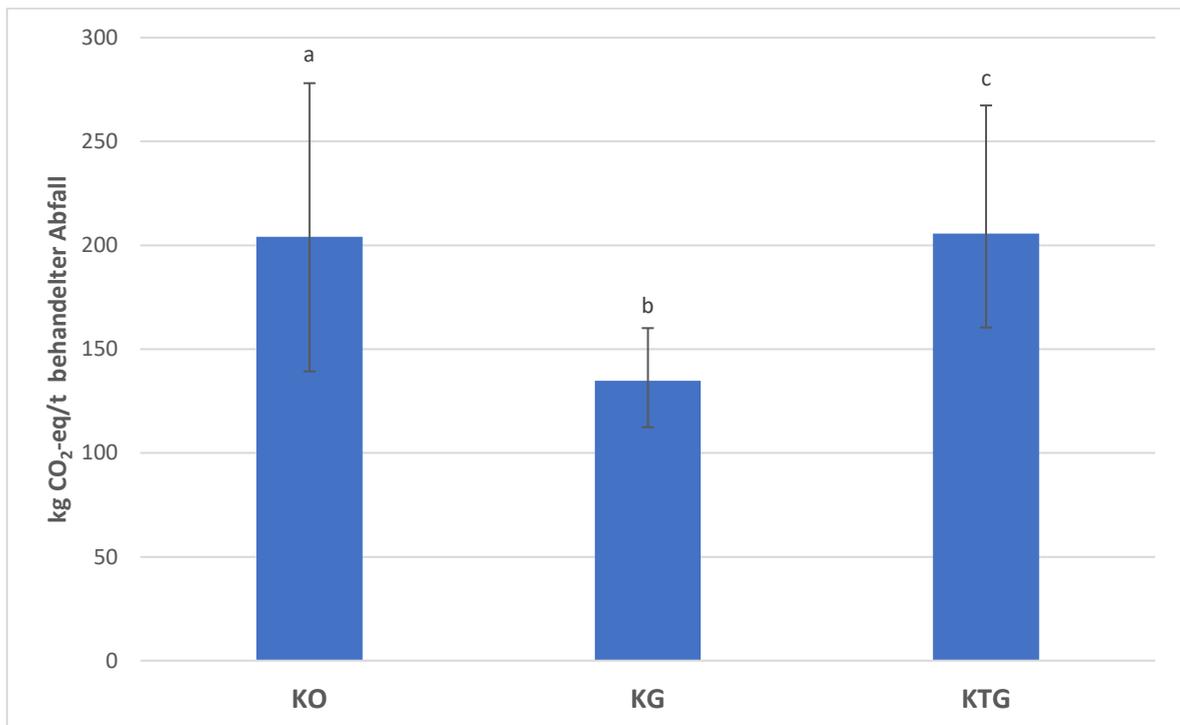


Abbildung 16: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur globalen Erwärmung (GWP100). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interpercentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

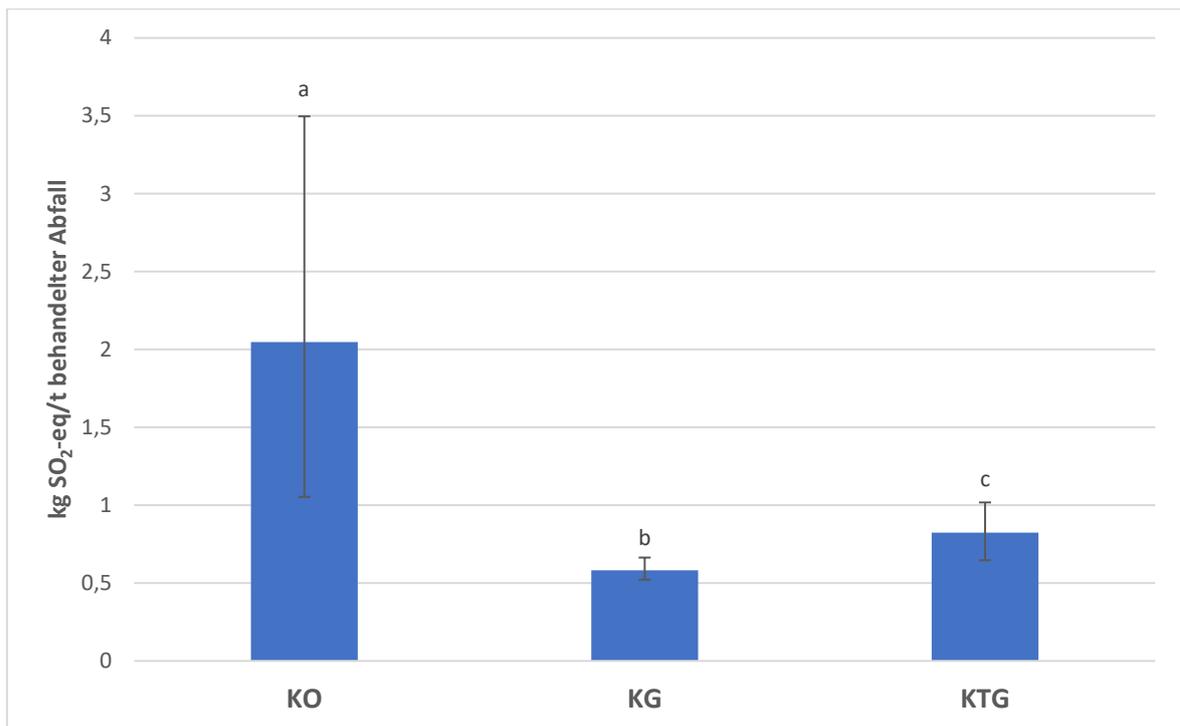


Abbildung 17: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur terrestrischen Versauerung (TAP100). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

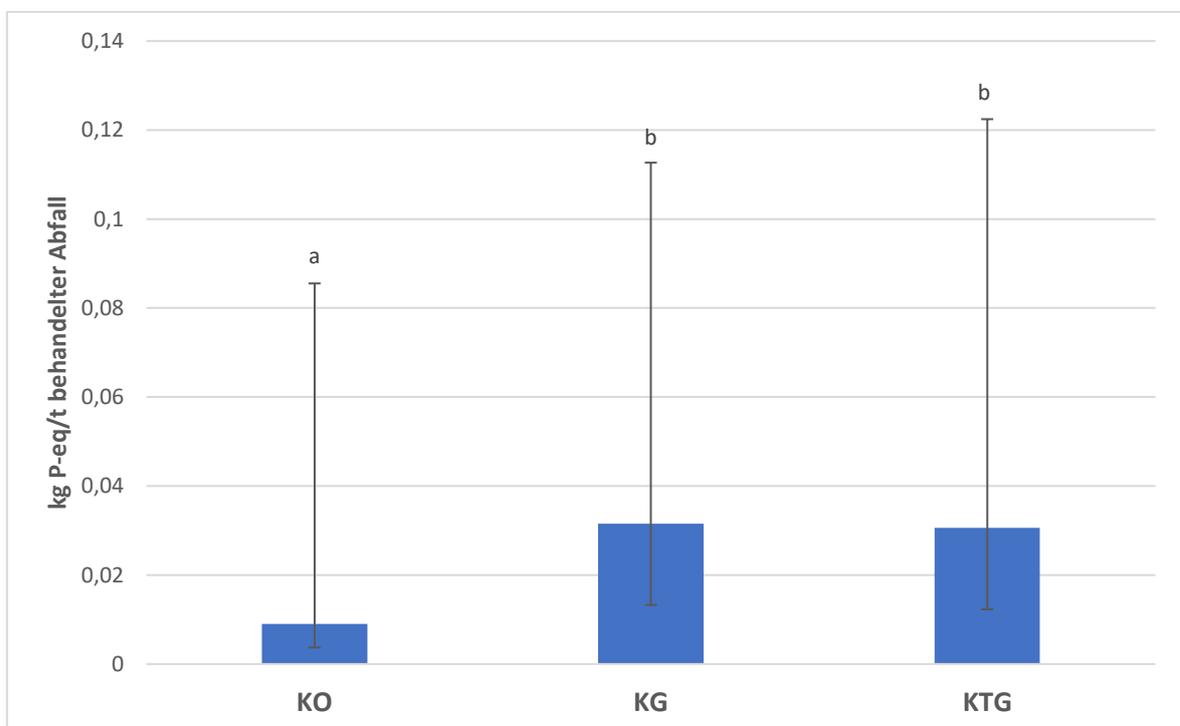


Abbildung 18: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur aquatischen Eutrophierung (FEP). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

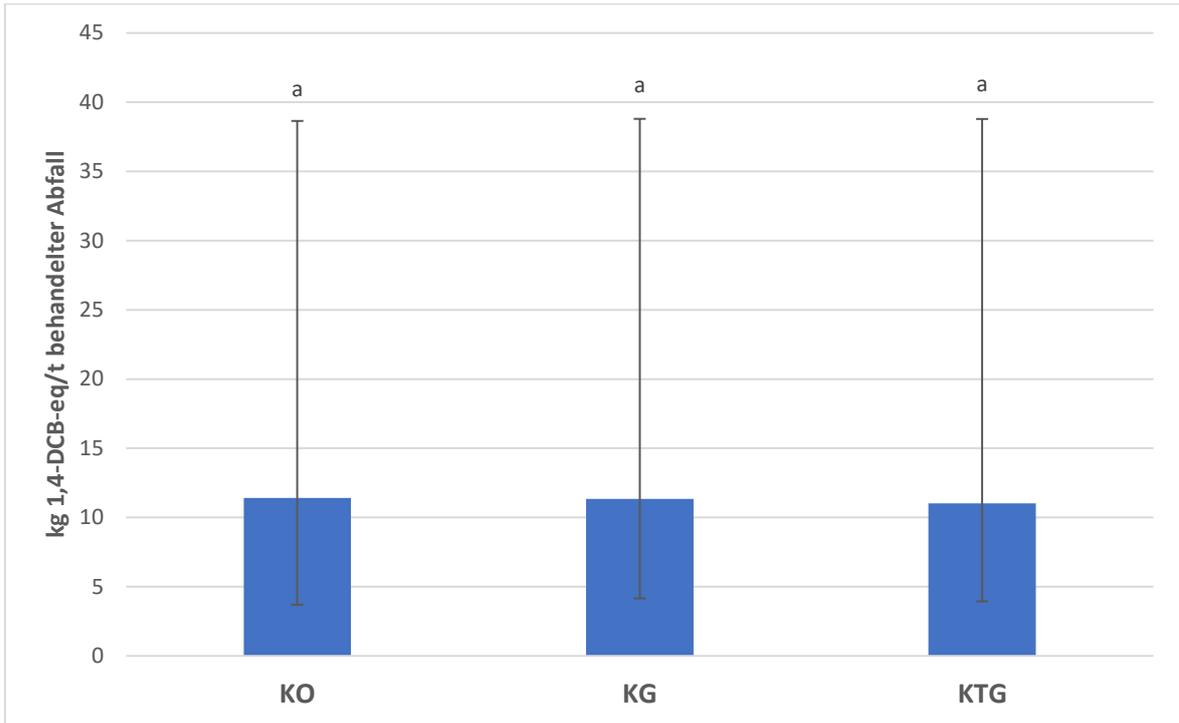


Abbildung 19: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur aquatischen Ökotoxizität (FETPinf). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

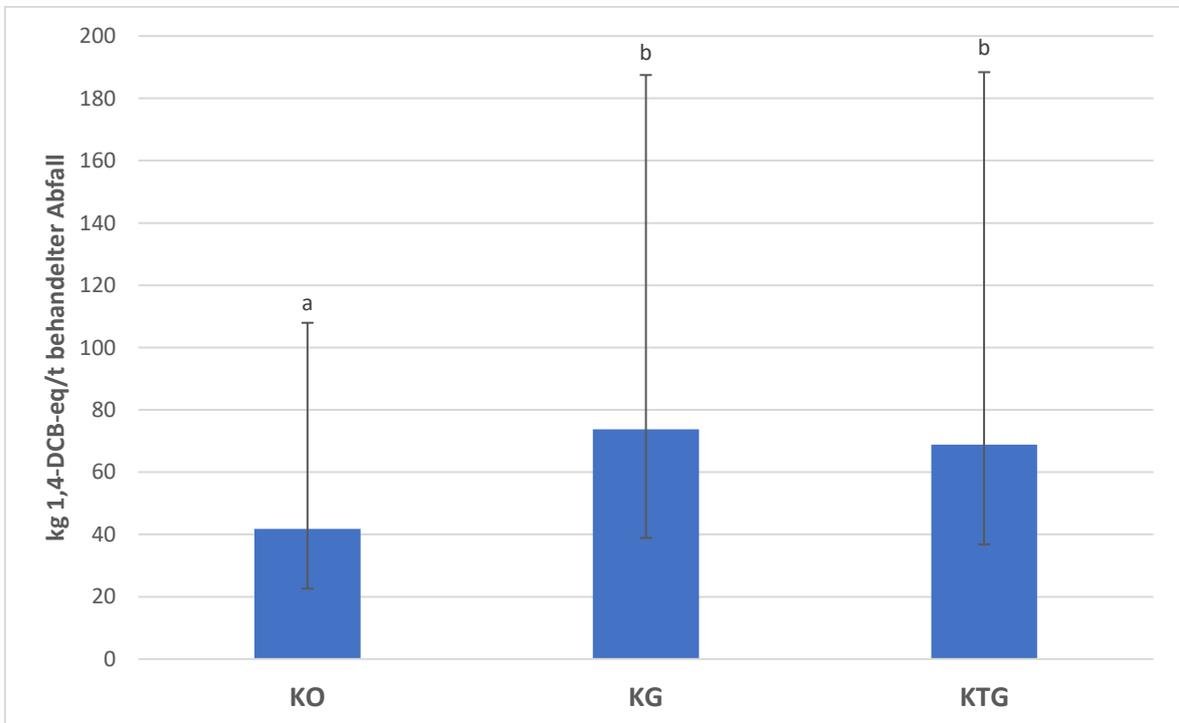


Abbildung 20: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zur Humantoxizität (HTPinf). Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

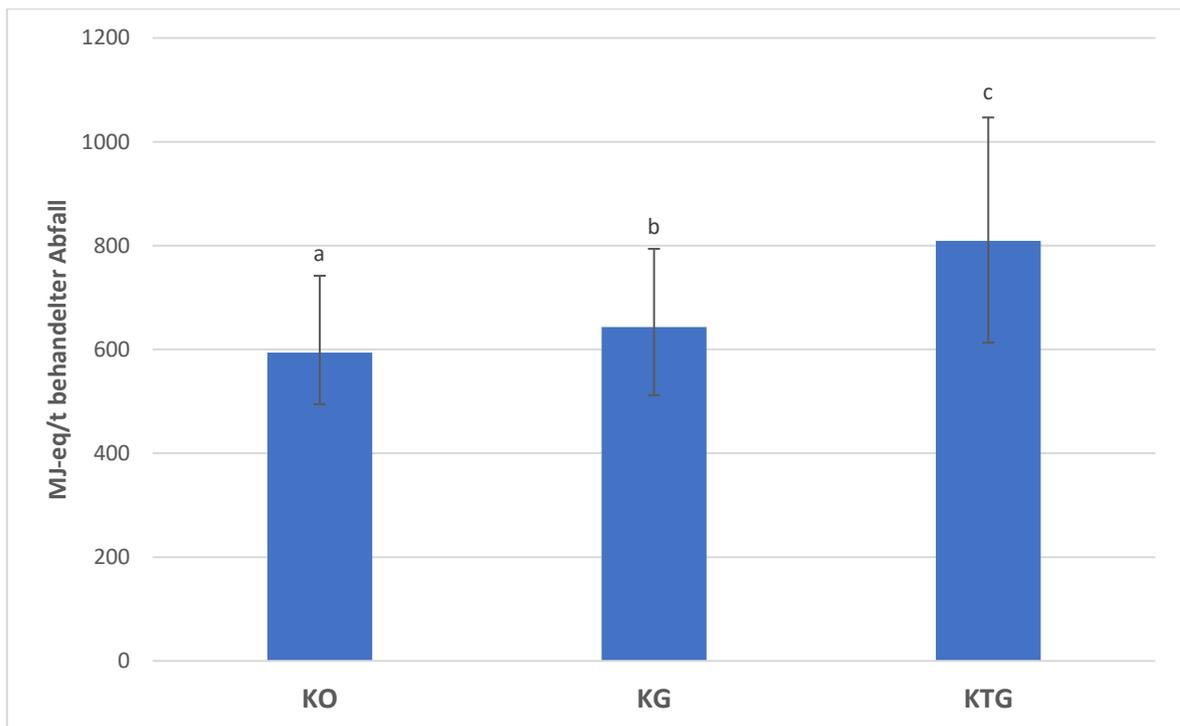


Abbildung 21: Gesamtbeitrag von KO, KG und KTG zum fossilen und nuklearen Energieverbrauch. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interpercentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

Da sich die drei verglichenen Systeme lediglich durch die Ausführung des Rotteprozesses voneinander abheben, weisen die Gesamtemissionen oft keine statistisch signifikanten Unterschiede auf. Abgesehen davon gibt es keinen Anlagentyp, der über alle Kategorien hinweg am besten abschneidet. Demnach hängt die Bestimmung der Anlage mit dem geringsten Emissionspotential davon ab, auf welcher/n Wirkungskategorie/n der Fokus liegt.

5.2 Beitragsanalyse

Dieses Kapitel beschreibt die Beiträge der Kategorien „THG Emissionen Sammelbehälter“, „Sammlung und Transport von Bioabfällen und Grünschnitt“, „Störstofftransport und -entsorgung“, „Behandlungsprozess“ der drei Verfahren sowie „Kompostlagerung“ und „Kompostausbringung“ zu den sechs Wirkungskategorien. Der Behandlungs- bzw. Rotteprozess („KO Prozess“, „KG Prozess“ und „KTG Prozess“) beinhaltet die Subprozesse „Treibhausgasemissionen Rotte“, „Dieselbedarf“, „Stromverbrauch“ sowie „Infrastruktur“ und wird ausführlicher diskutiert.

5.2.1 Globale Erwärmung – GWP100

Die Beitragsanalyse (Abbildung 22) zeigt, dass der größte Anteil am Treibhauspotential bei allen drei Kompostierungssystemen vom Behandlungsprozess selbst ausgeht. Diese Erkenntnis ist naheliegend, da letztere Kategorie die notwendige Infrastruktur, Strom- und Dieselpreparierung und -verbräuche sowie die gasförmigen Emissionen des Rotteprozesses während der gesamten Rottephase enthält. Emissionen aus dem Behandlungsprozess sind bei der offenen Kompostierung und der teilgeschlossenen Kompostierung mit jeweils 63 bzw. 65 % der Gesamtemissionen in einer ähnlichen Größenordnung angesiedelt und es besteht auch keine statistisch signifikante Unterscheidung, wie in Abbildung 22 ersichtlich ist, während bei der geschlossenen Kompostierung diese nur etwa 49 % am Gesamt-GWP ausmachen. Eine genaue Aufschlüsselung dieser Behandlungsprozessbeiträge in die Subprozesse „Treibhausgasemissionen“, „Dieselbedarf“, „Stromverbrauch“ und „Infrastruktur“ ist in Abbildung 23 grafisch dargestellt.

Der zweitgrößte Beitrag zum GWP stammt von der Störstoffentsorgung (inklusive Transport). Er beträgt etwa 27,34 kg CO₂-eq/t und macht somit am GWP etwa 20 % bei KG sowie 13 % bei KO und KTG aus. Der Großteil davon wird vom fossilen Kohlendioxid, das durch die Verbrennung entsteht, verursacht. Den drittgrößten Beitrag zum GWP liefert mit 13 kg CO₂-eq/t die kommunale Sammlung der Bioabfälle. Insgesamt machen Sammlung und Transport von Bioabfällen und Grünschnitt zusammen mit rund 19 kg CO₂-eq/t bei KO und KTG etwa knapp 10 % des gesamten GWP aus, bei KG sind es 14 %. Lachgas- und Kohlendioxidemissionen bei der Kompostausbringung folgen anteilmäßig. Emissionen, die bereits im Sammelbehälter entweichen und jene, die bei der Kompostlagerung entstehen, liefern nur noch einen sehr geringen Beitrag zum GWP.

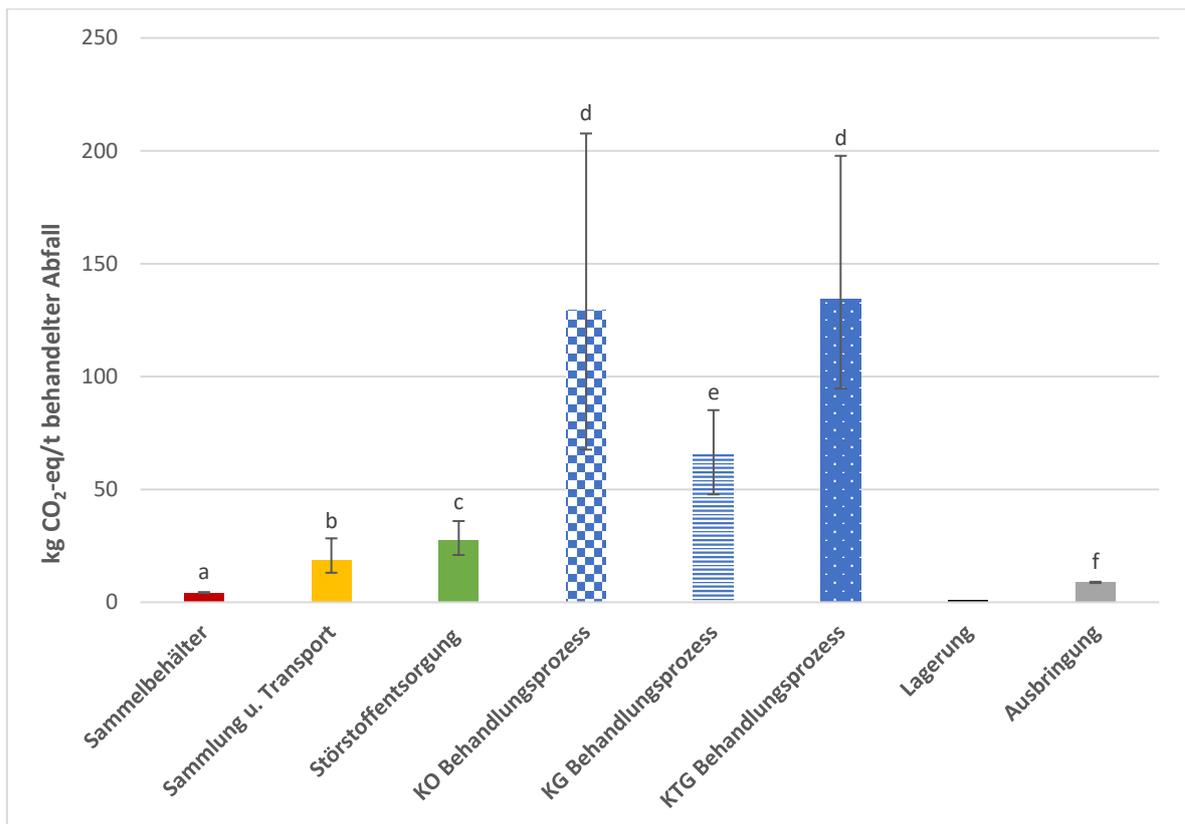


Abbildung 22: Beiträge der Subsysteme zum GWP100. Fehlerbalken zeigen den 5-95%igen Interpercentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

Wie in Abbildung 23 zu erkennen ist, machen die Treibhausgasemissionen der Rotte bei allen drei Kompostierungsverfahren den größten Teil am GWP aus. Bei der offenen Kompostierung tragen die Treibhausgase Methan (79 %) und Lachgas (21 %) mit einem Anteil von 55 % (rund 113 kg CO₂-eq/t) zum Gesamt-GWP bei. Da die Höhe des GWPs von diesen beiden Treibhausgasen bestimmt wird, ist es wichtig, deren Einfluss in einer Sensitivitätsanalyse (Kapitel 5.3) zu testen. Auch bei KTG bewegen sie sich mit 98 kg CO₂-eq/t (48 % am Gesamt-GWP) in einer ähnlichen Größenordnung. Mit 39 kg CO₂-eq/t (29 % am Gesamt-GWP) machen diese bei KG nur etwa ein Drittel der Emissionen von KO aus. KG hat zwar einen deutlich höheren Stromverbrauch als KO und KTG, dieser schlägt sich aber in der Beitragsanalyse zum GWP wenig nieder, da der österreichische Strommix aus dem Jahr 2014 zugrunde liegt und dieser mit etwa 71 % Wasserkraft (Stand 2012) und 7 % Windkraft (Stand 2012) zum Großteil aus erneuerbaren Energieträgern besteht. Fossile Kohlendioxidemissionen stammen hauptsächlich von deutschen und tschechischen

Stein- und Braunkohlekraftwerken, deren Strom zu einem geringen Teil nach Österreich importiert wird. Da KG das stromintensivste Verfahren ist, macht der elektrische Energiebedarf 11 % (14 kg CO₂-eq/t) am Gesamt-GWP aus, während es bei KTG 6 % (12 kg CO₂-eq/t) und bei KO nur 1 % (1 kg CO₂-eq/t) sind. Bei KTG besteht diesbezüglich eine große Schwankungsbreite und tendenziell wird der Wert für den Stromverbrauch dieses Anlagentyps in dieser Arbeit überschätzt. THG Emissionen durch den Dieserverbrauch liegen bei KTG mit 15 kg CO₂-eq/t (7 % am Gesamt-GWP) knapp über jenen von KO mit 12 kg CO₂-eq/t (6 % am Gesamt-GWP). Durch die zum Großteil elektrisch betriebenen automatischen Ein- und Austrags- sowie Umsetzvorrichtungen verzeichnet KG den geringsten Dieselbedarf mit etwa 4 kg CO₂-eq/t bzw. 3 % am Gesamt-GWP. THG Emissionen durch die Bereitstellung der Infrastruktur sind bei den geschlossenen bzw. teilgeschlossenen Einrichtungen aufgrund der aufwendigeren Gebäudetechnik deutlich höher (2,5 vs. 8,6 kg CO₂-eq/t).

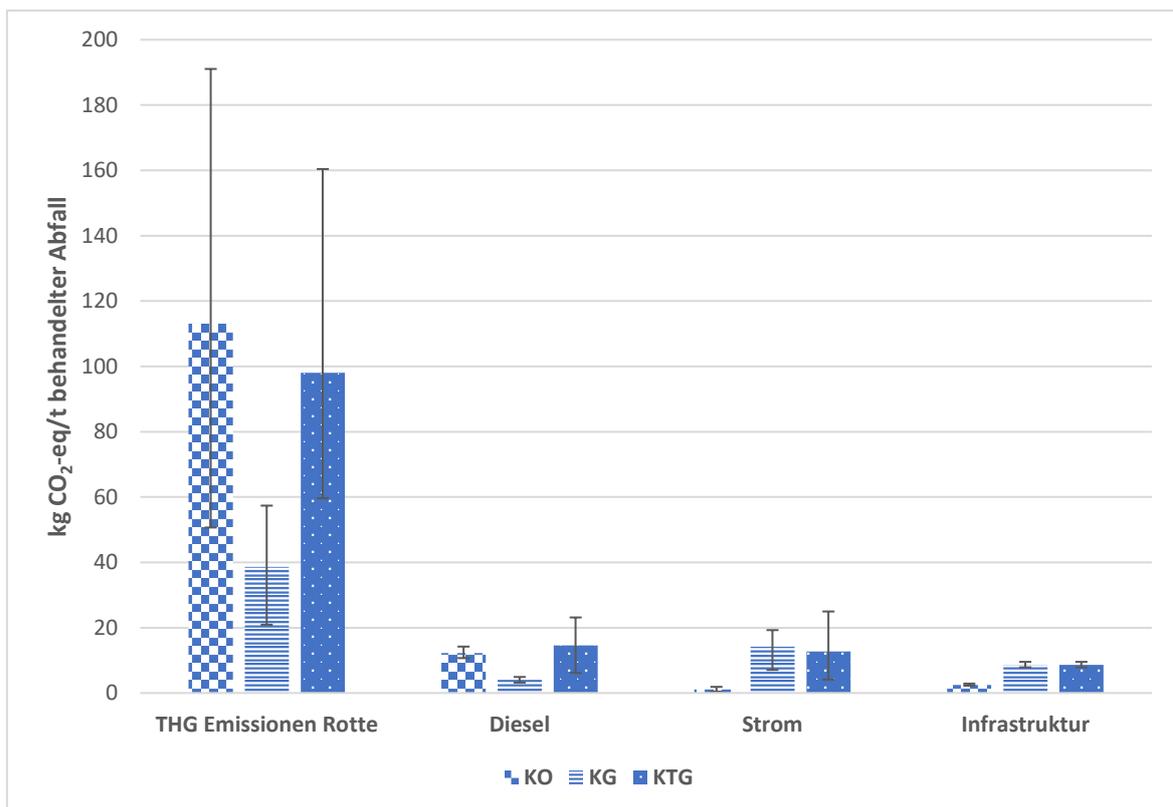


Abbildung 23: Beiträge der Behandlungsprozesse von KO, KG und KTG zum GWP100, untergliedert in THG Emissionen Rotte, Diesel, Strom und Infrastruktur. Fehlerbalken zeigen den 5-95%igen Interpercentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

5.2.2 Terrestrische Versauerung

Der größte Beitrag zum terrestrischen Versauerungspotential (TAP) stammt von Ammoniak. Da der Rotteprozess die größten Ammoniakfreisetzungen verursacht, trägt dieser als Hauptverursacher zum TAP bei (siehe Abbildungen 24 und 25). Bei KO schlagen Rotteemissionen mit 65 % bzw. 1,34 kg SO₂-eq/t am meisten zu Buche, gefolgt von Ammoniakemissionen, die nach der Kompostausbringung am Feld entweichen (11 % bzw. 0,22 kg SO₂-eq/t) sowie Stickoxide (NO_x) und Schwefeldioxid (SO₂) durch den Dieselmotor, die zusammen ebenfalls 11 % bzw. 0,22 kg SO₂-eq/t ausmachen. Mit 5 % tragen die Abfallsammlung und der -transport zum TAP bei, wobei hier wieder NO_x und SO₂ ausschlaggebend sind. Die große Unsicherheit bei diesem Anlagentyp lässt sich durch die große Schwankungsbreite der NH₃-Messungen für KO erklären (siehe Abbildung 25). Im Vergleich zu KO ist bei KG und KTG der Beitrag des Rotteprozesses am TAP deutlich geringer, da diese Systeme mit einem Biofilter zur Abluftreinigung ausgestattet sind und dieser den Großteil des Ammoniaks zurückhält. Bei KG stammt der größte Beitrag an der Versauerung (38 %) vom Ammoniak, der durch die Kompostausbringung am Feld emittiert, gefolgt von der Sammlung und dem Transport der Abfälle (16 %) sowie dem Verbrennungsprozess des Dieselmotors (13 %). KTG trägt hauptsächlich durch den Dieserverbrauch (33 %) zum TAP bei, gefolgt von den Feldemissionen (27 %) und dem Abfalltransport (12 %).

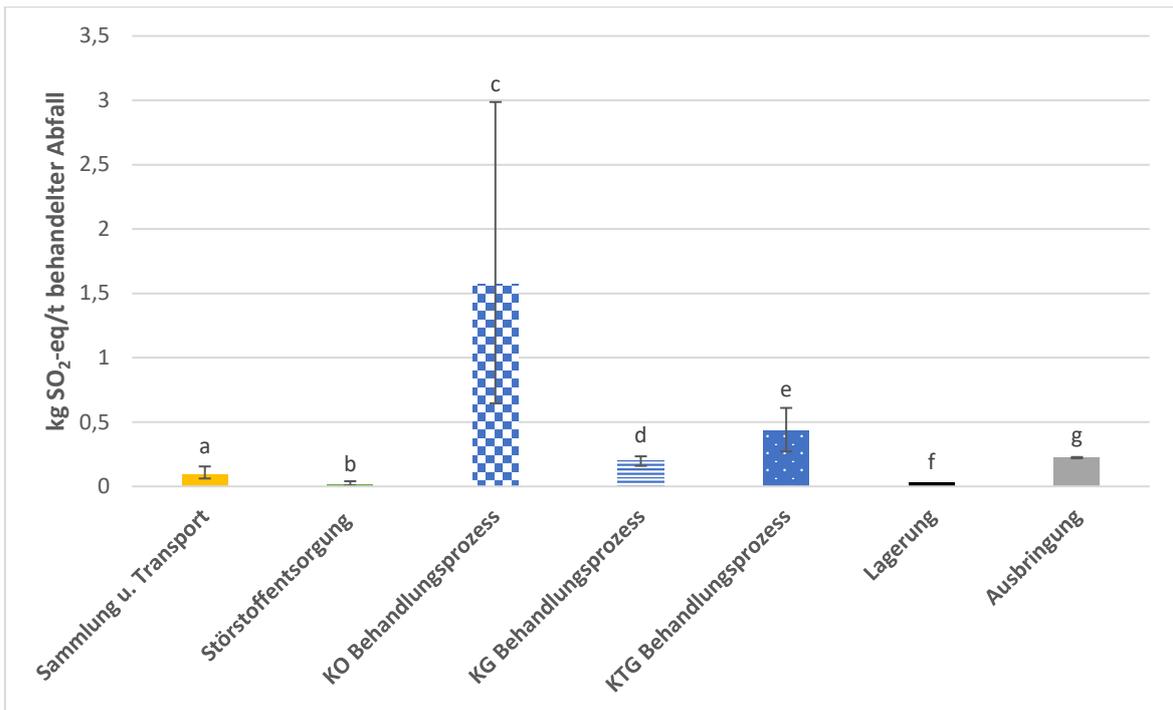


Abbildung 24: Beiträge der Subsysteme zur terrestrischen Versauerung. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

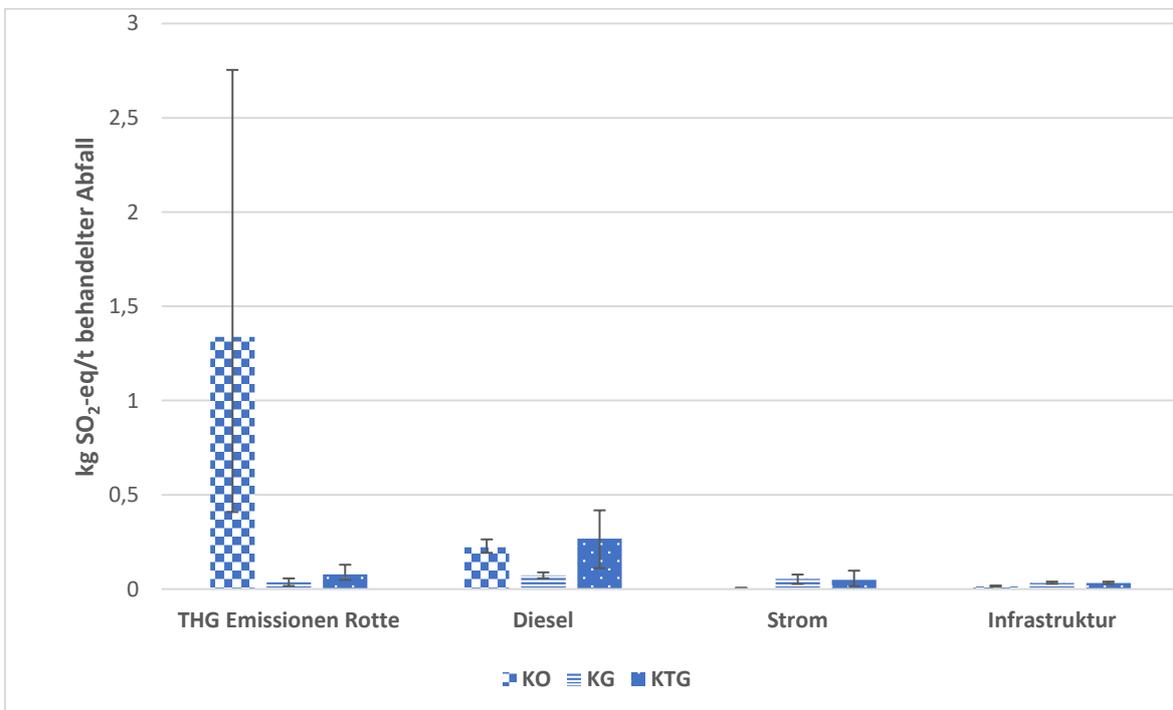


Abbildung 25: Beiträge der Behandlungsprozesse von KO, KG und KTG zur terrestrischen Versauerung, untergliedert in THG Emissionen Rotte, Diesel, Strom und Infrastruktur. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

5.2.3 Aquatische Eutrophierung

Wie den Abbildungen 26 und 27 zu entnehmen ist, ist das aquatische Eutrophierungspotential (FEP) der Kompostierung generell sehr gering und wird hauptsächlich durch den Stromverbrauch verursacht. Diese Emissionen des Strombedarfs stammen von Phosphatauswaschungen ins Grundwasser, die durch die Behandlung des Abraummateriale entstehen, das beim Braun- und Steinkohleabbau entfernt und entsorgt wird. In die Ökobilanz fließen sie über den Anteil an Braun- und Steinkohle, der aus Nachbarländern über das Stromnetz nach Österreich importiert wird, ein (Doka, 2009).

Da KG den größten Strombedarf aufweist, trägt dieser Anlagentyp am meisten zu den Phosphatemissionen und folglich auch zum FEP bei. Dem Stromverbrauch werden 51 % an der Eutrophierung bei KG zugeschrieben. Eine weitere wichtige Phosphatquelle ist die Behandlung der Rückstände aus der Aufbereitung von Erzen. Diese fallen zum Beispiel beim Abbau von Kupfer an, welcher für die Errichtung der Kompostierungsanlage benötigt wird. Infrastrukturelle Aufwendungen tragen bei KG mit 16 % zum FEP bei. Weitere Phosphatemissionen treten bei der Verbrennung der Störstoffe auf und tragen bei KG mit 7 % zum FEP bei. Beinahe identisch verhält sich die Situation mit KTG, wie in den Abbildungen 26 und 27 ersichtlich ist. Die wichtigsten Einflussgrößen auf das FEP bei KO sind die Störstoffentsorgung (23 %), der Abfalltransport (22 %), der Stromverbrauch (15 %) und der Bau der Anlage (11 %).

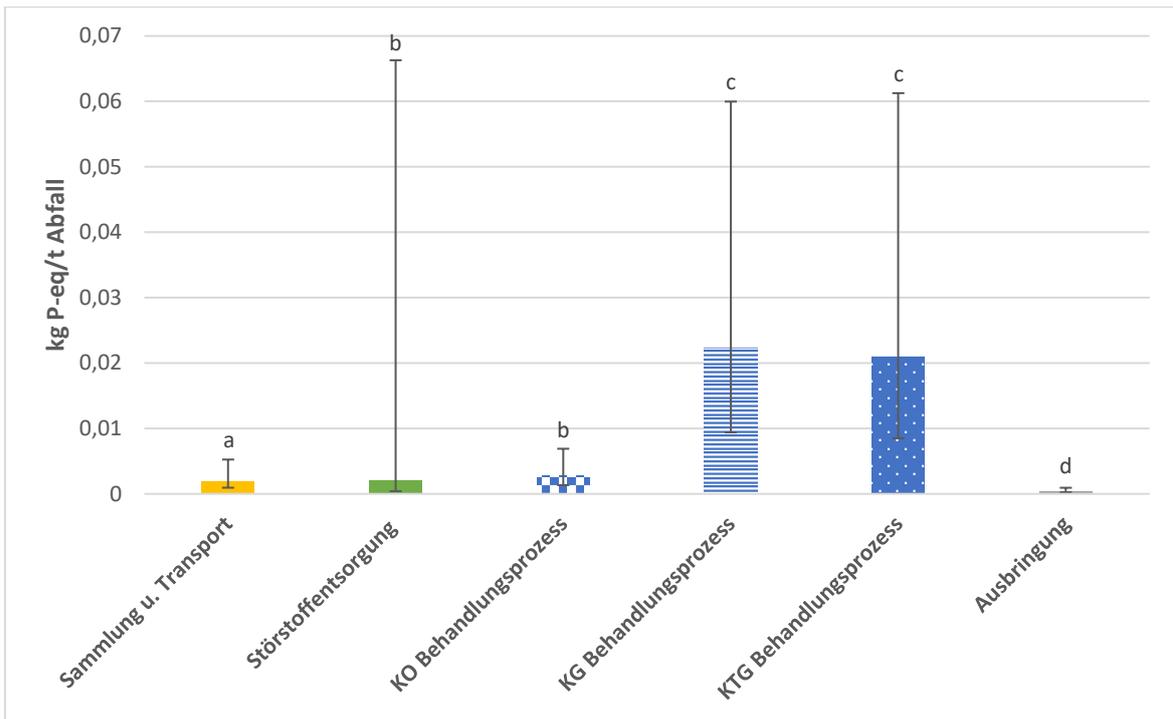


Abbildung 26: Beiträge der Subsysteme zur aquatischen Eutrophierung. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

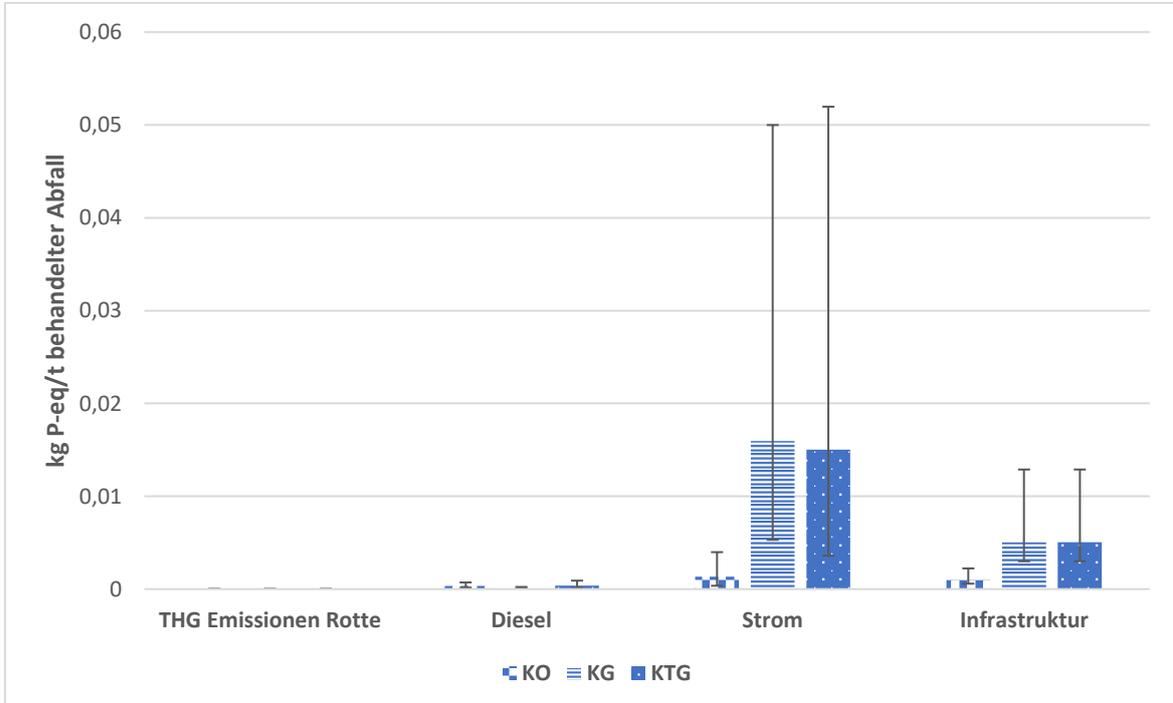


Abbildung 27: Beiträge der Behandlungsprozesse von KO, KG und KTG zur aquatischen Eutrophierung, untergliedert in THG Emissionen Rotte, Diesel, Strom und Infrastruktur. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interperzentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

Werden Nitratauswaschungsprozesse ins Grundwasser durch die landwirtschaftliche Kompostausbringung in der Ökobilanz inkludiert, hieße das für das Bilanzergebnis, dass sich das aquatische Eutrophierungspotential entsprechend erhöhen würde. Eine solche Bilanzierung wird in der vorliegenden Arbeit allerdings nicht vorgenommen, da die verwendete Wirkungsabschätzungsmethode eine Auswaschung in das spezifische Medium Grundwasser nicht berechnen kann. Die Methode wird zwar laufend adaptiert und weiterentwickelt, jedoch ist eine solche Bilanzierung nach derzeitigem Stand nicht möglich. Deshalb werden mögliche Nitratauswaschungsprozesse hier lediglich auf Sachbilanzebene diskutiert. Darüber hinaus wird in der Literatur davon ausgegangen, dass Nährstoffeinträge in Grund- und Oberflächenwässer bei Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft durch die Kompostdüngung nicht stattfinden, wie in Kapitel 2.8.2.1 bereits diskutiert wird. Soll dennoch der Einfluss möglicher Nitratauswaschungen bei ungünstigen Randbedingungen auf das Ergebnis getestet werden, kann als Grundlage dazu die Studie von Chodak et al. (2001) herangezogen werden, in der Bioabfallkomposte mit Sand vermischt werden und der Einfluss der Temperatur auf die Nitratauswaschung durch Versuche getestet wird. Dabei werden im Mittel 10 % des initialen N-Gehalts des Fertigkomposts freigesetzt. Die Schwankungsbreite beläuft sich gemäß der Studie auf 1,8 bis 14,3 %. Bei einem mittleren N-Gesamtgehalt im Fertigkompost von 1,4 %_{TM} (Kluge et al., 2008, Cuhls et al., 2015, Lazar et al., 2012, Müller et al., 2010, Al-Bataina et al., 2016) ergibt dies eine Punktschätzung für die Nitratauswaschung ins Grundwasser von 0,476 kg und eine Schwankungsbreite von 0,086 bis 0,681 kg, bezogen auf die Funktionelle Einheit dieser Arbeit.

5.2.4 Aquatische Ökotoxizität und Humantoxizität

Den größten Anteil an der aquatischen Ökotoxizität (FETP) hat mit rund 11 kg 1,4 DCB-eq/t der Störstoffverbrennungsprozess. Die wichtigste Einflussgröße hierfür sind das Leichtmetall Beryllium und weitere Schwermetalle, wie Nickel und Zink. Mit etwa 3 % trägt der Stromverbrauch, mit 2 % der Bau der Anlage und mit knapp 1 % der Abfalltransport zum FETP bei KG und KTG bei. Bei KO machen diese Beiträge nur einen sehr geringen Anteil am FETP im Vergleich zum Verbrennungsprozess aus.

Die Humantoxizität (HTP) wird mit rund 30 kg 1,4-DCB-eq/t bzw. 72 %, 41 % und 44 % jeweils für KO, KG und KTG ebenfalls größtenteils durch die Verbrennung der

Störstoffe beeinflusst, wobei hier die Metalle Mangan und Barium sowie die Schwermetalle Blei und Zink maßgebend sind. Auch die Erzaufbereitung und der Kohleabbau spielen eine Rolle. Sichtbar sind diese Beiträge im Anteil des Strombedarfs an der Wirkungskategorie, der bei KG, der stromintensivsten Technologie, etwa 23 % bzw. 17 kg 1,4-DCB-eq/t ausmacht. Der Bau der Anlage wird mit rund 12 kg 1,4-DCB-eq/t bzw. anteilmäßig 16-17 % für KG und KTG belastet; bei KO sind es nur 2,5 kg 1,4-DCB-eq/t bzw. 6 %. Die Beiträge der Abfallsammlung und des -transports belaufen sich bei allen Systemen auf unter 10 %.

5.2.5 Fossiler und nuklearer Energieverbrauch

Erdöl ist der wichtigste Energieträger dieser Kategorie. Für die Abfallsammlung und den -transport wird der meiste Diesel benötigt (Abbildung 28) und Transporte schlagen mit 282 MJ-eq/t bzw. anteilmäßig mit 48 %, 44 % bzw. 34 % jeweils für KO, KG und KTG zu Buche. Der zweitgrößte Beitrag stammt vom Auf- und Umsetzen der Kompostmieten und beläuft sich bei KO als dieselintensivste Technologie auf 186 MJ-eq/t bzw. 31 % des gesamten Energieverbrauchs. KG zeichnet sich durch größtenteils elektrisch betriebene Technologie aus, weshalb der Dieselbedarf für den Rotteprozess dieser Verfahrensvariante nur etwa 10 % ausmacht, allerdings der Strombedarf mit 152 MJ-eq/t mit einem Anteil von 24 % zum fossilen Energieverbrauch beiträgt. Im Vergleich dazu trägt der Strombedarf von KO nur zu 2 % zu dieser Wirkungskategorie bei. KTG liegt jeweils im Mittelfeld. Fossile Energieträger werden auch für die Errichtung der Infrastruktur benötigt. 52 MJ-eq/t für die offen ausgeführte und 84 MJ-eq/t für (teil)geschlossen ausgeführte Anlagen sind hierfür erforderlich, was einen Beitrag zu dieser Wirkungskategorie von 9-13 % für alle Anlagen ergibt. Etwa 5 % bzw. 35 MJ-eq/t werden durch die Kompostausbringung benötigt, wie in Abbildung 28 zu erkennen ist.

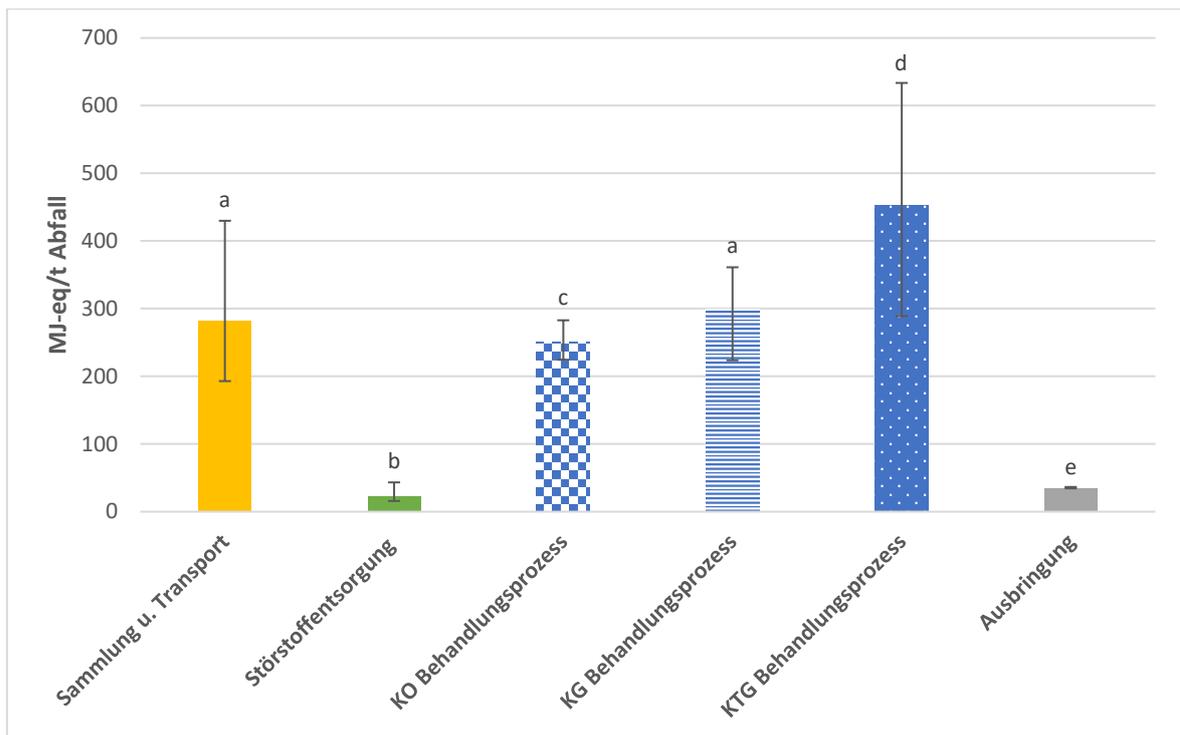


Abbildung 28: Beiträge der Subsysteme zum fossilen und nuklearen Energieverbrauch. Fehlerbalken zeigen den 5-95 %igen Interpercentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

5.3 Auswertung und Interpretation der Sensitivitätsanalyse

Im folgenden Abschnitt wird der Einfluss der in Kapitel 4.5.2 vorgestellten Änderungen verschiedener Eingangsparameter auf das Ergebnis diskutiert.

- (1) Die Durchführung der Simulation mit der Wirkungsabschätzungsmethode „ILCD 2011, midpoint“ ergibt Großteiles dieselbe Reihung der aggregierten Emissionen für alle Wirkungskategorien. Lediglich die aquatische Ökotoxizität zeigt für KO das beste Ergebnis, während diese Anlage unter „ReCiPe 2008, midpoint (H)“ knapp am schlechtesten abschneidet. In der Kategorie der Ökotoxizität sind sowohl KG als auch KTG die emissionsstärksten Anlagentypen unter der ILCD Methode. Im Vergleich dazu ist unter ReCiPe KG knapp die emissionsstärkste Anlage der Kategorie FETP. Die Auswertung dieser Sensitivitätsanalyse bestätigt die Robustheit der Ergebnisse gegenüber einer anderen Bewertungsmethode.
- (2) Der Betrieb der Anlage mit tschechischem Strom hätte für das Ergebnis zur Folge, dass das stromintensivste Verfahren, nämlich KG, in fast allen

Wirkungskategorien ein viel schlechteres Ergebnis erzielen würde. 1 kWh des tschechischen Stroms geht mit 0,78 kg CO₂-eq einher, im Vergleich zu 0,32 kg CO₂-eq des österreichischen. Das GWP erhöht sich dementsprechend um 21 kg CO₂-eq/t bzw. um 16 %. In anderen Wirkungskategorien zeigt sich diese Steigerung noch drastischer: Der fossile Energieverbrauch allgemein steigt um 25 %, die Humantoxizität um 40 % und die aquatische Eutrophierung sogar um 132 % von 0,031 auf 0,073 kg P-eq/t. Die aquatische Ökotoxizität verschlechtert sich um 12 % und die terrestrische Versauerung um 11 %. Im Vergleich dazu wirkt sich der tschechische Strommix bei der offenen Kompostierung, dem Verfahren mit dem niedrigsten Strombedarf, weniger stark aus. Hier sind das aquatische Eutrophierungspotential (+ 44 %) und das Humantoxizitätspotential (+ 14 %) am stärksten betroffen. Anhand der Sensitivitätsanalyse lässt sich erkennen, dass gewisse Wirkungskategorien sensibler auf Änderungen im Strommix reagieren als andere. Darüber hinaus sind in Ländern mit weniger umweltfreundlicher Stromerzeugung dezentrale Kompostierungssysteme mit geringem elektrischem Energiebedarf zu favorisieren.

- (3) Um den Einfluss der getroffenen Annahmen bezüglich der Max-Werte der Rotteemissionen von KG auf die Gesamtemissionen abzuschätzen, werden sie an die positiven Fehlerwerte von KTG angepasst. Diese sind höher als die für die Ökobilanz angenommenen Werte und spiegeln deshalb die Realität möglicherweise besser wider. Das Ergebnis dieser Sensitivitätsanalyse ist für das GWP in Abbildung 29 dargestellt.

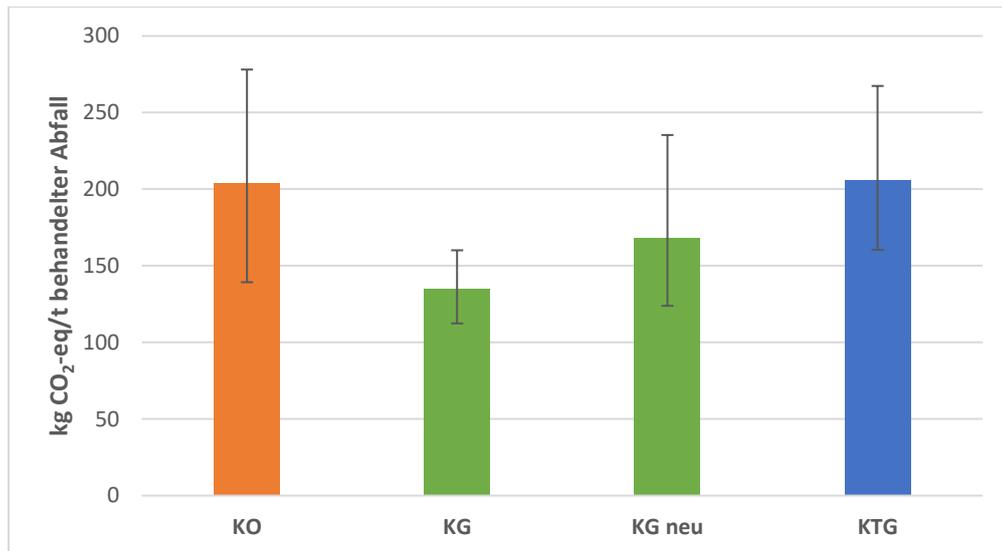


Abbildung 29: Auswertung der Sensitivitätsanalyse für das GWP mit veränderten Max-Werten für die Rotteemissionen von KG. Fehlerbalken zeigen den 5-95%igen Interpercentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

Es ergibt sich ein um 25 % erhöhtes GWP, was die Reihenfolge der Gesamtemissionen jeder Anlage nicht verändert, allerdings würde KG um einiges näher an KO und KTG heranrücken. Dieses Ergebnis zeigt, dass die für die Modellierung gewählten Max-Werte aufgrund der Monte-Carlo-Simulation durchaus von großer Bedeutung sind. Weniger stark ist der Einfluss auf andere Wirkungskategorien: Die aquatische Ökotoxizität erhöht sich um 2 % und das terrestrische Versauerungspotential um rund 4 %.

- (4) Die Verwendung der IPCC 2006 Default Werte anstatt der Werte von Cuhls et al. (2015) und Gronauer et al. (1997) für die gasförmigen Emissionen CH₄ und N₂O des Rotteprozesses der offenen Mietenkompostierung lässt das GWP für diesen Anlagentyp um 50 % (von 204 auf 307 kg CO₂-eq/t) steigen (siehe Abbildung 30). Somit wird KTG von KO als emissionsstärkste Betriebsweise weit „überholt“. Dieses Analyseergebnis bestätigt die Annahme, dass im Sinne eines emissionsarmen Betriebes das Hauptaugenmerk auf die Treibhausgasemissionen der Rotte gelegt werden muss. Die IPCC Default Werte sind weder standort- noch anlagengebunden und werden in dem Fall nur für KO verwendet, da getestet werden soll, wie sich diese allgemeinen Werte auf die Gesamtemissionen dieses Anlagentyps auswirken. Es kann allerdings

davon ausgegangen werden, dass die IPCC Emissionsfaktoren für österreichische Verhältnisse und den hierzulande vorzufindenden Stand der Technik in der Kompostierung zu hoch sind.

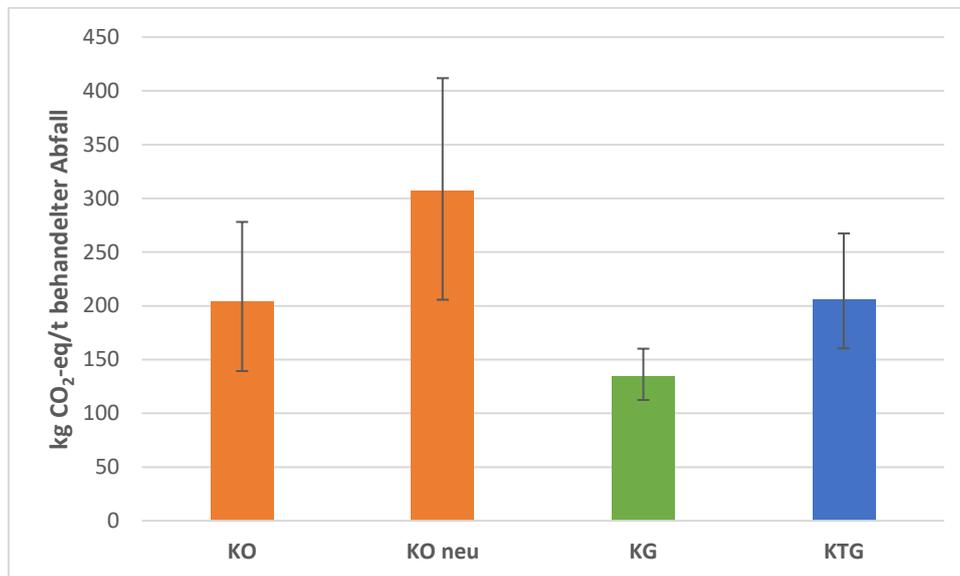


Abbildung 30: Auswertung der Sensitivitätsanalyse mit veränderten THG Emissionen für KO nach IPCC 2006. Fehlerbalken zeigen den 5-95%igen Interpercentilabstand der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, basierend auf 1.000 Monte-Carlo-Iterationen

5.4 Robustheit der Ergebnisse

Es ist wichtig zu betonen, dass die Ergebnisse der Ökobilanz nur eine Annäherung an die Realität sein können und eine punktgenaue Bestimmung und Quantifizierung aller Umweltauswirkungen nicht möglich ist. Ziel ist es, eine Tendenz zu erhalten, wo die größten Emissionsquellen liegen und, daraus ableitbar, der größte Hebeleffekt für Emissionsminderungspotentiale erzielt werden kann.

Aufgrund der unzureichenden Datenlage müssen in dieser Arbeit zahlreiche Annahmen getroffen werden, was die Aussagekraft der Ergebnisse beeinflusst. Wie in den vorherigen Kapiteln erörtert, hängt das Gesamtergebnis sehr stark von den freigesetzten THG Emissionen während des Rotteprozesses ab. Diese Daten werden hauptsächlich aus Cuhls et al. (2015) entnommen. Da es sich hierbei um eine der wenigen Quellen handelt, in der umfassende Emissionsmessungen durchgeführt und in der Arbeit offen dargelegt werden, nimmt diese Studie in der vorliegenden Arbeit eine wichtige Rolle ein. Ein Vergleich mit weiteren literarischen Werken ist oft nicht möglich, da die gemessenen Emissionen sehr stark von der Zusammensetzung des

Ausgangsmaterials abhängen. Für ein plausibles Ergebnis der Ökobilanz dürften nur Studien herangezogen werden, in denen die Emissionsmessungen ausschließlich in Anlagen mit einheitlichem Inputmaterial durchgeführt wurden. Diese Forderung ist aber sehr schwer umzusetzen, da in der Realität je nach Standort oder Jahreszeit die Abfallzusammensetzung teilweise stark variiert und deshalb nicht alle Kompostierungsanlagen mit demselben Material gespeist werden. Zudem wird in Cuhls et al. (2015) die Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien in der veröffentlichten Studie nicht angeführt, was die Auswertung der Ergebnisse erschwert und deren Aussagekraft zusätzlich in Frage stellt.

Was die Beurteilung der Plausibilität der Messergebnisse aus der Primärliteratur betrifft, muss außerdem angemerkt werden, dass neben der verwendeten Messmethode der Zeitpunkt der Emissionsmessung sowie die vorherrschenden Witterungsbedingungen eine entscheidende Rolle spielen. Auch Vesenmaier und Reiser (2016) betonen, dass aufgrund der Diskontinuität des Kompostierungsprozesses Emissionsmessungen schwierig sind und die gemessenen Werte über den Behandlungszyklus hinweg gemittelt und oftmals extrapoliert werden müssen. Es ist deshalb naheliegend, dass die Emissionsmessung in der Kompostierungsanlage mit Schwierigkeiten verbunden ist und folglich in teilweise großen Schwankungsbreiten bzw. Unsicherheiten resultiert, wie die Grafiken in Kapitel 5.1 und 5.2 zeigen.

Allgemein liegt die Vermutung nahe, dass das Emissionspotential von KG in dieser Arbeit unterschätzt und jenes von KTG überschätzt wird. Bei KG handelt es sich um eine sehr aufwendige und energieintensive Bau- und Betriebsweise der Kompostierung, was sich in den Emissionen deutlicher niederschlägt, wenn in einem Land mit umweltschädlicher Stromproduktion kompostiert wird, wie die Sensitivitätsanalyse bestätigt. Darüber hinaus müsste der Energieverbrauch von KTG um einiges niedriger sein als jener von KO, da im statischen Batch-Betrieb des Rottetunnels keine Strom- und Dieselaufwendungen für das Umsetzen des Rotteguts anfallen; lediglich der Ein- und Austrag des Materials und die Umsetzungsvorgänge während der Nachrotte (die auch bei KO anfallen) sowie Be- und Entlüftung sind energetisch zu verzeichnen. Die hohen Werte für KTG resultieren primär aus der großen Schwankungsbreite der Eingabewerte für den Energieverbrauch (Kapitel 4.5.1). Wenn alle Anlagen mit demselben Ausgangsmaterial betrieben werden, sollten

die Rotteemissionen je Anlage nicht stark voneinander abweichen. Geschlossene Einrichtungen sind zwar mit einem Biofilter zur Abluftreinigung ausgestattet; dieser erzielt allerdings lediglich für Ammoniak- und NMVOC-Emissionen eine gute Reinigungsleistung, während die Abbauleistungen für die Treibhausgase Methan und Lachgas üblicherweise gering sind (siehe Kapitel 2.3). Deshalb ist möglicherweise nicht die Art der Kompostierungsanlage (offen, geschlossen oder teilgeschlossen ausgeführte Systeme), sondern sind vielmehr die Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien sowie die Prozessführung die wichtigsten Faktoren im Hinblick auf die Umweltauswirkungen der Kompostierung. Auch Kehres et al. (2010) bestätigen diese Erkenntnis und weisen auf die Bedeutung der optimalen Einstellung aller Prozessbedingungen und eine fachgerechte Steuerung der Anlage im Sinne einer Minimierung klimawirksamer Emissionen hin. Aufgrund der Bedeutung dieser Erkenntnisse beschäftigt sich Kapitel 5.6 mit den wichtigsten verfahrenstechnischen Parametern der Rotteführung und chemisch-physikalischen Eigenschaften des Ausgangsmaterials.

5.5 Diskussion und Vergleich der Ergebnisse mit der Literatur

Wie bereits anfangs erwähnt wird, liegen in der Literatur keine Studien vor, die die ökologischen Auswirkungen der biogenen aeroben Abfallbehandlung ähnlich umfangreich bilanzieren wie die vorliegende Arbeit. Ein Vergleich der Ergebnisse dieser Arbeit mit jenen aus anderen Werken wird trotzdem vorgenommen.

So kommen zum Beispiel Edelmann und Schleiss (2001) in ihrer umfangreichen Studie auf ein von jenem der vorliegenden Arbeit abweichendes Ergebnis. Wie anfangs erwähnt, nehmen die Autoren bei den Kompostierungsverfahren lediglich eine differenzierte Betrachtung der offenen (KO) und der geschlossenen Kompostierung (KG) vor, jedoch vergleichen sie diese auch mit diversen vergärungstechnologischen Verfahren. Die Beiträge zum **Treibhauseffekt** erweisen sich in Edelmann und Schleiss (2001) bei allen Verfahren als wesentlich. Im Vergleich mit biotechnologischen Verfahren verursacht die Kompostierung „größere Volumenströme mit kleinerer Methanbelastung“ (Edelmann und Schleiss, 2001, 56). KG verzeichnet hier eine Treibhausbilanz von 541 kg CO₂-eq pro Jahr und Tonne Abfall. KO kommt auf einen Wert von 384 kg/t und schneidet somit besser ab. Diese Werte sind deutlich höher als jene der vorliegenden Arbeit und wahrscheinlich zum Großteil auf den Einbezug von

biogenen Kohlendioxidemissionen zurückzuführen, was für diese Arbeit, wie bereits in Kapitel 2.3 begründet, nicht berücksichtigt wird. Dass unter den Kompostierungsverfahren die offene Variante besser abschneidet als die geschlossene, unterscheidet sich ebenfalls vom Ergebnis der vorliegenden Arbeit. KO weist zwar deutlich höhere Gasemissionen auf (NMVOC werden in der Ökobilanz nicht berücksichtigt), allerdings schlägt der Energieverbrauch von KG bei den Emissionen stark zu Buche. In Edlmann und Schleiss beträgt der Stromverbrauch von KG 100 kWh (KO nur 11,8 kWh/t), was entsprechende Umweltbelastungen mit sich bringt. Das Ergebnis ist allerdings stark abhängig vom bilanzierten Strommix. In Edlmann und Schleiss (2001) wird der europäische Strommix, UCPTe, angenommen. Die vorliegende Arbeit bilanziert den durchschnittlichen österreichischen Strommix aus dem Jahr 2014 (ecoinvent Datensatz), welcher aufgrund des großen Anteils an Wasserkraft am österreichischen Strommarkt geringere Umweltauswirkungen aufweist. Edlmann und Schleiss (2001) fassen zusammen, dass diese Wirkungskategorie (GWP) zum größten Teil durch Methanfreisetzungen während der Kompostierung beeinflusst wird, weshalb methanreduzierende Maßnahmen einen großen Mitigationseffekt haben können.

Ein weiterer Vergleich mit Ergebnissen aus der Literatur zur Wirkungskategorie GWP zeigt weniger divergierende Ergebnisse wie jener mit Edlmann und Schleiss (2001). In vielen Werken liegt das GWP des Kompostierungsprozesses zwischen 123 und 300 kg CO₂-eq pro t Abfall (Bong et al., 2016). Die Erkenntnis, dass geschlossene und teilgeschlossene Einrichtungen mit aktiver Belüftung und Biofilter eine geringere Menge an gasförmigen Emissionen in die Atmosphäre freisetzen, deckt sich mit Ergebnissen der Literatur (Phong, 2012).

In Lampert et al. (2011) belaufen sich die THG-Emissionen der teilgeschlossenen Kompostierung auf 60 kg CO₂-eq/t und jene der offenen Kompostierung auf 72 kg CO₂-eq/t. Inkludiert sind hier die gasförmigen Emissionen aus dem Behandlungsprozess und die Energieverbräuche abzüglich der erzielten Gutschriften für das Endprodukt. Transportaufwendungen werden nicht inkludiert. Im Gegensatz zu Edlmann und Schleiss weist hier KO eine höhere THG-Bilanz auf als KTG, allerdings ist die Gesamtbelastung wesentlich niedriger, was auf die Berücksichtigung von Nährstoffgutschriften sowie eine verkürzte Darstellung der Lebenszyklusemissionen zurückzuführen ist.

Zhong et al. (2013) erhalten in ihrer Ökobilanz zur Schweinemistkompostierung einen THG Emissionsfaktor für den gesamten Prozess von 240 kg CO₂-eq pro t Trockenmasse. Diese vergleichsweise sehr hohe Zahl ist begründet in der hohen Methanfracht von 4,51 kg/t, die vom Schweinemist während des Behandlungsprozesses freigesetzt wird. Aus diesem Grund trägt CH₄ mit 53 % zum größten Teil zum GWP bei, gefolgt von fossilem CO₂ (31 %) und N₂O (16 %). Dieses Ergebnis zeigt, dass die Höhe der Gesamtemissionen wesentlich von der Art und Beschaffenheit der Ausgangsmaterialien abhängt. Ähnlich konsistent wie in anderen Werken macht der Behandlungsprozess in Zhong et al. (2013) mit 48 % den größten Teil der THG Emissionen aus. Die landwirtschaftliche Kompostausbringung schlägt mit 20 % zu Buche; die Stromversorgung wird mit einem 7 %igen Anteil am THG Emissionspotential belastet. Der Abfalltransport liefert den größten Beitrag zum Dieselkonsum (Zhong et al., 2013).

Boldrin et al. (2009) stellen fest, dass Emissionen während des Behandlungsprozesses und jene des Energieverbrauchs eine geringe Rolle spielen im Vergleich zu den Emissionen am Feld, die durch die positive Wirkung des Komposts sogar negative Werte annehmen können und zu signifikanten Einsparungen von 145 kg CO₂-eq pro t Feuchtmasse bzw. bis zu 800 kg CO₂-eq/t beim Ersatz von mineralischen Düngern beitragen können. Da in der vorliegenden Arbeit lediglich Feldemissionen durch die Kompostdüngung berücksichtigt und Emissionsgutschriften nicht bilanziert werden, ist ein Vergleich mit Boldrin et al. (2009) deshalb wenig aussagekräftig. Allerdings wird dadurch die Bedeutung der Feldemissionen durch die Kompostdüngung und die Notwendigkeit weiterer Forschungen zu diesem Thema hervorgehoben.

In der Ökobilanz von Cadena et al. (2009) berechnen die AutorInnen ein GWP von ca. 63 kg CO₂-eq/t Bioabfall sowohl für die Tunnelkompostierung mit Abluftreinigung als auch für die teilgeschlossene Mietenkompostierung ohne Abluftreinigung. Diese Zahl ist vergleichsweise niedrig und könnte dadurch begründet sein, dass die Systemgrenzen lediglich auf der Kompostierungsanlage gezogen werden, während Sammlung und Transport sowie die Kompostnutzung nicht mitbilanziert werden. Werden auch in der vorliegenden Arbeit lediglich jene Emissionen inkludiert, die auf der Anlage entstehen, erhält man je nach Anlage Werte zwischen 57 und

126 kg CO₂-eq/t für das GWP. Der Wert von Cadena et al. (2009) befindet sich innerhalb dieser Bandbreite im unteren Bereich.

Das GWP in Martínez-Blanco et al. (2009) einer Tunnelkompostierung wird mit 103 kg CO₂-eq/t berechnet, was etwa der Hälfte jenem für KTG dieser Arbeit entspricht. Einbezogen werden, ähnlich wie in dieser Arbeit, die Abfallsammlung und der -transport, die Abfallbehandlung (Aufbereitung, Hauptrotte, Nachrotte und Konfektionierung) und die Kompostausbringung am Feld als Dünger für Tomaten. Von den 103 kg stammen etwa 58 %, also der größte Teil, aus dem Behandlungsprozess selbst, 33 % werden von der landwirtschaftlichen Nutzung und etwa 9 % vom Abfalltransport verursacht. Beim Behandlungsprozess entfällt der Großteil der verursachten Emissionen auf den Stromverbrauch, gefolgt von den gasförmigen Emissionen. Der Grund für dieses niedrige GWP liegt möglicherweise in der von Martínez-Blanco et al. (2009) getroffenen Annahme, dass die Reinigungsleistung eines Biofilters für CH₄ 80 % und für N₂O 85 % ausmacht, weshalb die Treibhausgasemissionen der Rotte somit niedriger ausfallen. Im Vergleich dazu kommt vorliegende Arbeit auf wesentlich geringere Biofiltereffizienzen.

Bezüglich des Beitrags zur **Versauerung** weist KG mit 0,46 kg SO_x-eq/t in Edelmann und Schleiss (2001) im Einklang zur vorliegenden Arbeit geringe Kompostemissionen auf, KO, wie auch in dieser Arbeit, mit 1,14 kg SO₂-eq/t etwas höhere. Das Versauerungspotential in Cadena et al. (2009) ist mit 7,13 kg SO₂-eq/t bzw. 3,7 kg SO₂-eq/t jeweils für Tunnel- und Mietenkompostierung im Vergleich zu den Ergebnissen dieser Arbeit als hoch einzustufen. Grund dafür sind die hohen NH₃-Emissionen der Bioabfallkompostierung. Beide Arbeiten haben gemeinsam, dass jene Anlage ohne Abluftreinigung durch einen Biofilter ein höheres Versauerungspotential aufweist, da NH₃ als wesentliches Gas zum Versauerungspotential beiträgt, was auch von Bong et al. (2016) und Saer et al. (2013) bestätigt wird, und dieses Gas im Biofilter effizient zurückgehalten wird. Diese Erkenntnis unterstreicht die Bedeutung des Biofilters für diese Wirkungskategorie, was einen Nachteil offener Kompostierungsverfahren darstellt. Allerdings wirkt sich auch ein hoher Energieverbrauch negativ aus, was wiederum für geschlossene Verfahren nachteilig ist. Ein hoher Stromverbrauch trägt aufgrund des Einsatzes thermischer Kraftwerke wesentlich zum Versauerungspotential bei, während ein Biofilter die Freisetzung von Ammonium durch dessen Oxidation im Filtermaterial vermindert (Edelmann und

Schleiss, 2001). Das Versauerungspotential der untersuchten Tunnelkompostierung in Martínez-Blanco et al. (2009) beträgt etwa 1 kg SO₂-eq/t und liegt somit etwa im Bereich von jenem dieser Arbeit.

Wie die Versauerung wird auch die **Eutrophierung** vom Vorhandensein eines Biofilters sowie vom vorliegenden Strommix stark beeinflusst (Edelmann und Schleiss, 2001). Gasförmige Ammoniak-Emissionen schlagen auch hier stark zu Buche. Aus diesem Grund schneiden geschlossene Verfahren mit Biofilter besser ab als offene. So tragen zum Beispiel in Cadena et al. (2009) Ammoniakemissionen mit 97 % zu den 1,47 kg PO₄³⁻-eq/t der Tunnelkompostierung und mit 91 % zu den 0,70 kg PO₄³⁻-eq/t der Mietenkompostierung bei. Diese Werte belaufen sich auf ein Vielfaches jener aus der vorliegenden Arbeit. Das Eutrophierungspotential in Martínez-Blanco et al. (2009) fällt mit 0,15 kg PO₄³⁻-eq/t ebenfalls etwas höher aus im Vergleich zu jenem dieser Arbeit.

Die Werte der Wirkungskategorie **Humantoxizität** befinden sich in Cadena et al. (2009) mit rund 16 bzw. 15 kg 1,4-DCB-eq/t weit unter jenen dieser Arbeit. Laut Cadena et al. (2009) werden diese fast ausschließlich vom Strom- und Treibstoffverbrauch beeinflusst. In dieser Arbeit wird das HTP maßgeblich von der Verbrennung der Störstoffe bewirkt, welche allerdings in Cadena et al. (2009) keine Berücksichtigung findet.

Zusammengefasst ist festzuhalten, dass alle betrachteten Studien den klimarelevanten Gasen einen bedeutenden Anteil an der Umweltperformance der Kompostierungsanlagen zuschreiben (Saer et al., 2013, Oliveira et al., 2016, Quirós et al., 2013, Volkart, 2011, Bong et al., 2016, Zhong et al., 2013). Andere Prozesse, wie die Sammlung und der Transport des Abfalls, die Bereitstellung der Infrastruktur und der Baustoffe und der Energieverbrauch, fallen in Bezug auf GWP nur weniger stark ins Gewicht. Vor allem Methan und Lachgas sind ausschlaggebende Treibhausgase, während Ammoniakemissionen größeren Einfluss auf Boden und Gewässer hinsichtlich der Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung ausüben (Saer et al., 2013).

5.6 Ableitung von emissionsvermindernden Maßnahmen

Diese Arbeit sowie viele weitere Studien zeigen, dass die Emissionen der Kompostierung weniger von den eingesetzten Technologien bzw. Rottesystemen als viel mehr von den Eigenschaften des Ausgangsmaterials sowie von der Betriebsführung abhängen und dass folglich die größten Reduktionspotentiale in der Prozesssteuerung liegen. Eine Bandbreite an Maßnahmen zur Emissionsminderung steht zur Verfügung, um die ökologische Bilanz der Kompostierung zu verbessern. Einflussnehmende Größen im Sinne einer Minimierung von THG Emissionen umfassen:

- Materialeigenschaften des Ausgangssubstrates (Wassergehalt, Strukturanteil, C/N-Verhältnis, Additive)
- Verfahrenstechnische Parameter zur Prozesssteuerung (Umsetzen, Belüftung, Temperaturführung, Mietengeometrie)
- Die eingesetzten Anlagentypen/Kompostierungsverfahren (geschlossen, teilgeschlossen oder offen ausgeführte Systeme)
- Die bauliche Gestaltung der Anlage

(Bong et al., 2016, Cuhls et al., 2015)

Da das größte Treibhauspotential während des Kompostierungsprozesses durch Treibhausgasemissionen von NH_3 , N_2O und CH_4 verursacht wird, wird in den folgenden Absätzen das Hauptaugenmerk auf Mitigationsstrategien zur Minimierung von THG Emissionen gelegt.

5.6.1 Eigenschaften des Rottegutes

- C/N-Verhältnis: Ein niedriges C/N-Verhältnis des Ausgangssubstrates bewirkt hohe NH_3 Emissionen während des Kompostierungsprozesses, insbesondere unter hohen Belüftungsraten und der Aufrechterhaltung hoher Temperaturen. Daher ist ein C/N-Verhältnis von über 25 wesentlich, um NH_3 und N_2O Emissionen zu minimieren. Ein zu großes Verhältnis von über 35 würde bewirken, dass der verfügbare Nitratpool den optimalen Abbau und Humifizierungsprozess limitiert. Materialien, die reich an Stickstoff sind (zum Beispiel Klärschlamm, Gärreste, Küchenabfälle oder Geflügelmist), sollten

deshalb mit ausreichend zellulosem und lignosem Material (Baum- und Strauchschnitt) vermischt und homogenisiert werden (Amlinger et al., 2008).

- Wassergehalt: Die Ausgangsfeuchte in der Miete sollte 65/70 % nicht überschreiten und ein Wassergehalt von etwa 50 % während der weiteren Phasen beibehalten werden (Amlinger et al., 2008). Zu hohe Wassergehalte von über 70 % führen zur Vernässung der Mieten und folglich zu einer Hemmung der Luftzufuhr, was anaerobe Bedingungen und eine Methanbildung zur Folge hat. Zu niedrige Wassergehalte von unter 30 % schränken den Nährstofftransport in den Mieten ein und bremsen die mikrobielle Abbautätigkeit (Lampert und Neubauer, 2015).
- Strukturmaterialien: Struktureiche Materialien sollten mindestens 30 % des Volumens des Ausgangsgemisches ausmachen (Cuhls et al., 2015), um ein ausreichendes Porenvolumen während des Kompostierungsprozesses zu gewährleisten und anaerobe Abbauvorgänge zu vermeiden (Amlinger et al., 2008). So wird auch der Emission von CH₄ vorgebeugt. Vor allem agrarische Reststoffe, wie Hackschnitzel oder Stroh, sind hier geeignete Materialien (Bong et al., 2016).
- Additive: Amlinger et al. (2008) empfehlen eine Beimischung von etwa 10 % Reifekompost, um eine frühe Formierung humifizierender Substanzen und effektive Bindung löslicher und volatiler Kohlenstoff- und Stickstoffquellen zu ermöglichen. Auch Sägespäne stellen ein geeignetes Additiv dar und können zu einer CH₄ und N₂O Reduktion von jeweils über 97 bzw. 72 % beitragen (Bong et al., 2016).

5.6.2 Verfahrenstechnische Parameter der Prozesssteuerung

- Belüftung: Hohe Belüftungsraten vor allem zu Beginn der thermophilen Phase reduzieren die N₂O Formation (Amlinger et al., 2008). Geringe kontinuierliche Belüftungsmengen zeigen gute Ergebnisse in Bezug auf eine CH₄ Verminderung, während hohe Belüftungsraten die wenigste Reduktion aufweisen. Im Vergleich dazu verhält es sich mit NH₃ genau umgekehrt: Zwangsbelüftung mit hohen Belüftungsraten liefert hier bessere Ergebnisse als geringe Belüftungsraten (Bong et al., 2016). Eine gute Sauerstoffversorgung ist

vor allem während der thermophilen Phase notwendig, um die Methanfrachten gering zu halten (Lampert et al., 2011).

- Temperatur: Die Temperatur auf 40-55/60°C zu halten unterdrückt Nitrifikationsprozesse und eine N₂O Bildung (Amlinger et al., 2008). Temperaturen über 60 °C wirken prozesshemmend und bedingen die Entstehung von unerwünschten Stoffwechselprodukten (Lampert und Neubauer, 2015).
- Mietenhöhe: Grundsätzlich ist ein großes Oberflächen-Volumen-Verhältnis vorzuziehen. Mit zunehmender Mietenfußbreite kann auch die Mietenhöhe größer ausfallen. Bei offener Prozessführung und einer mehrmaligen wöchentlichen Umsetzhäufigkeit kann die Miete auf eine Höhe von bis zu 2 m aufgesetzt werden. Für größere Mietenhöhen ist zumindest eine Zwangsbelüftung erforderlich. In Gebieten mit hohen Jahresniederschlagsmengen ist eine Mietenhöhe von mindestens 1,5 m einzuhalten, damit die Mieten nicht vernässen (Lampert und Neubauer, 2015).
- Umsetzen: Häufiges Umsetzen führt in der Regel zu einer THG Reduktion. Nichtsdestotrotz wird bei der Kompostierung von Kuhmist durch häufiges Umsetzen ein erhöhter THG Ausstoß beobachtet (Bong et al., 2016). Vor allem während der Nachrotte sollte die Umsetzhäufigkeit im Sinne einer N₂O Minimierung reduziert werden, da in dieser Phase häufiges Umsetzen eine Erhöhung der Lachgasbildung bewirkt (Lampert et al., 2011). Da der Emissionsverlauf von CH₄ und N₂O gegensätzlich verläuft, ist zwangsläufig ein Kompromiss in der Prozesssteuerung zwischen verschiedenen emissionsvermindernden Maßnahmen notwendig. So ist zum Beispiel im Sinne einer CH₄ Minimierung häufiges Umsetzen während der Hauptrotte vorteilhaft, während die Umsetzhäufigkeit in der Nachrotte reduziert werden soll, um Lachgasemissionen gering zu halten (Cuhls et al., 2015).

5.6.3 Die eingesetzten Anlagentypen

- Geschlossene und teilgeschlossene Systeme mit Biofilter: Bei eingehausten und gekapselten Anlagen sind für die gesamte Phase der Hauptrotte die verschiedenen Parameter (Temperatur im Mietenkern sowie der Abluft und der Sauerstoffgehalt der Abluft) kontinuierlich zu überwachen und zu messen. Der

Sauerstoffgehalt der Abluft soll als Richtwert über 14 % betragen (Lampert und Neubauer, 2015). Es zeigt sich in der Literatur ein großes Spektrum an Emissionswerten, zum Beispiel reicht die Bandbreite für Methanemissionsfaktoren für den Kompostierprozess von 0,050 kg/t bis zu Werten über 11 kg/t. Sehr stark abhängig sind diese Werte von der unterschiedlichen Betriebsführung der einzelnen Anlagen. Das unterstreicht die Bedeutung der eingesetzten Technik und Prozesssteuerung für die Emissionsverminderung (Amlinger et al., 2008, Cuhls et al., 2015, Lampert und Neubauer, 2015). Laut Cuhls et al. (2015) erzielen Druckbelüftungen die besten Ergebnisse. Zudem haben geschlossene und teilgeschlossene Systeme den Vorteil einer Abluftreinigung, die für Keim-, Staub-, Geruchs-, NH₃- und NMVOC-Reduktionen sorgt. Allerdings ist die Reinigungsleistung für Methan und Lachgas vernachlässigbar bzw. kann es sogar zu einer zusätzlichen Bildung von Lachgas im Biofilter kommen. Dieser Prozess wird bedingt durch hohe Ammoniakkonzentrationen im Rohgas, weshalb diese durch prozesstechnische Maßnahmen und, wenn notwendig, durch einen vorgeschalteten sauren Wäscher zu vermeiden sind (Cuhls et al., 2015). Ammoniakwerte von > 50 ppm sind bereits als negativ einzustufen und Konzentrationen > 200 ppm können eine wesentliche Hemmung der Reinigungsleistung des Biofilters bewirken. In diesem Fall ist die Zuleitung des Ammoniaks über einen sauren Wäscher zu empfehlen (Lampert und Neubauer, 2015).

- Offene Systeme: Auch wenn diese Anlagen über keine Belüftungs- und Reinigungssysteme verfügen, sind sie im Hinblick auf die Luftschadstoffbildung nicht als schlechter einzustufen. Auch hier ist die optimale Betriebsführung von entscheidender Bedeutung, vor allem auch deshalb, weil offen betriebene Systeme sehr stark äußeren Einflüssen und Witterungsbedingungen ausgesetzt sind. Wichtige Parameter sind eine geringe Mietenhöhe, um so eine große Oberfläche im Verhältnis zum Volumen herzustellen und die natürliche Belüftung zu gewährleisten, die Beigabe von ausreichend strukturreichen Materialien sowie kurze Umsetzintervalle (Cuhls et al., 2015). Während der Hauptrotte sind hier vor allem Temperatur-, CO₂-, CH₄- und O₂-Konzentration im Mietenkern täglich zu messen. Eine Überwachung der in die Umgebungsluft

emittierten Schadstoffe ist bei der offenen Prozessführung allerdings nicht möglich (Lampert und Neubauer, 2015).

5.6.4 Anforderungen an die Anlage

- Lagerung: Das angelieferte biogene Abfallmaterial ist auf einer befestigten, abgedichteten Fläche zu lagern. Vor allem bei sehr feuchten Bioabfällen ist das Sickerwasser abzuleiten und zu sammeln, verholzte, strukturreiche Materialien können auch auf offenem Boden gelagert werden. Diese können auch unter freiem Himmel problemlos vorrätig gelagert werden, während strukturarme Bioabfälle bei offener Lagerung unverzüglich aufzuarbeiten sind, um eine Sickerwasser-, Fäulnis-, Methan-, Ammoniak- und Geruchsbildung zu vermeiden (Lampert und Neubauer, 2015).
- Abwassermanagement: Der Mietenuntergrund muss so ausgeführt sein, dass Prozess- und Niederschlagswässer problemlos abfließen können, um somit die Vernässung der Mieten zu verhindern. Dafür ist für offene Anlagen je nach Jahresniederschlag ein entsprechendes Quergefälle von 1-3 % und ein Längsgefälle von etwa 0,5 % erforderlich (Lampert und Neubauer, 2015).

6. Schlussfolgerungen

Dem Wissensstand der Autorin zufolge liegen keine Arbeiten zur Erfassung der Umweltauswirkungen der drei untersuchten Verfahren zur Behandlung von biogenen Abfällen und Grünschnitt in einem ähnlich umfassenden Rahmen vor. Ziel der Arbeit war es, die Verfahrensvarianten der offenen Mietenkompostierung, der gekapselten Kompostierung im Rottetunnel und der eingehausten Mietenkompostierung in Hallen hinsichtlich ökologischer Kriterien zu vergleichen und alle Umweltauswirkungen von der Abfallentstehung bis zur Anwendung des Komposts zu bilanzieren.

Aufgrund der großen Schwankungsbreite der Eingabewerte und der Schwierigkeiten, verlässliche und einheitliche Daten in der Literatur zu finden, ist der Vergleich der drei verschiedenen Kompostierungsverfahren mit großen Unsicherheiten behaftet. Aussagekräftiger hingegen ist die Beitragsanalyse, die eine Tendenz gibt, auf welcher Ebene des Verwertungsprozesses die größten Emissionsquellen liegen. So konnten

kritische Parameter identifiziert und Emissionsminderungspotentiale sowie Maßnahmen zur Emissionsreduktion diskutiert werden.

Basierend auf den Ergebnissen dieser Arbeit sind in Österreich in Bezug auf den Beitrag zum Klimawandel Kompostierungsverfahren in geschlossenen Hallen mit großer Durchsatzleistung und automatisierter Belüftung sowie Ablufferfassung und -reinigung zu favorisieren. In Gebieten mit einem hohen Potential zur terrestrischen Versauerung sind ebenfalls geschlossene Einrichtungen mit Abluftbehandlung zu bevorzugen, da dadurch die Freisetzung des für diese Wirkungskategorie wichtigsten Gases, Ammoniak, gehemmt wird. Die Ergebnisse sind allerdings stark standortbezogen, da in Ländern mit weniger umweltfreundlicher Stromerzeugung möglicherweise andere Anlagenkonzepte zu wählen sind, vor allem im Hinblick auf das Potential zur aquatischen Eutrophierung und zur Humantoxizität, wie auch die Sensitivitätsanalyse (2) gezeigt hat. Das Emissionspotential dieser beiden Wirkungskategorien ist nämlich stark abhängig vom jeweiligen Strommix. Eine weitere Erkenntnis dieser Arbeit ist außerdem, dass die wichtigsten Beiträge zu manchen Wirkungskategorien oft nicht in direktem Zusammenhang mit dem Kompostierprozess an sich stehen. So wird zum Beispiel das Potential zur Human- und Ökotoxizität maßgeblich durch Schwermetalle beeinflusst, die bei der Verbrennung der Störstoffe freigesetzt werden, oder die aquatische Eutrophierung durch Phosphatauswaschungen, die bei der Entsorgung des durch den Kohleabbau entstandenen Abraummaterials oder durch die Aufbereitung von Erzen zum Zweck der Baustoffherzeugung entstehen. Bei der Abschätzung der potentiellen Umweltauswirkungen der Verfahren muss berücksichtigt werden, dass nur wenige Studien mit Primärdaten zum Thema verfügbar sind und deshalb einige wenige Arbeiten gewichtig zum Ergebnis beitragen. Wenn die Datenlage unzureichend ist und folglich eigene Annahmen getroffen werden müssen, kann dies das Ergebnis beeinflussen, wie die Auswertung der Sensitivitätsanalyse (3) zeigt, und sogar verzerren. Deshalb ist es wichtig, auch Schwankungsbreiten und Unsicherheiten darzustellen, um die Variabilität der Ausgangsmaterialien, Prozesssteuerung und Messmethoden hinreichend zu berücksichtigen und zu diskutieren.

Im Zuge der Ableitung emissionsvermindernder Maßnahmen ist der Fokus unter anderem auf den Energieverbrauch und die Freisetzung gasförmiger Emissionen zu legen. Dabei ist das Verhältnis des Energiebedarfs für das häufige Umsetzen der

Mieten und die erhöhte THG Emissionsfreisetzung durch zu seltenes Umsetzen sorgfältig abzuwägen. Unbestritten ist, dass eine gute Sauerstoffversorgung der Miete notwendig ist, um ein aerobes Milieu für den Rotteprozess zu gewährleisten und dadurch Methanemissionen gering zu halten. Das kann zum Beispiel durch die Beigabe von ausreichend strukturreichen Materialien erleichtert werden. Allgemein unterstreicht diese Arbeit die Bedeutung der Verringerung von Umweltauswirkungen, die mit CH_4 , N_2O und NH_3 Emissionen einhergehen. Um die Auswirkungen auf Human- und Ökotoxizität gering zu halten, soll der Fokus auf der Verbrennung bzw. Verwertung der Störstoffe liegen, die bei der Material- und Kompostaufbereitung anfallen. Eine Verringerung des Verbrauchs nicht erneuerbarer Energieträger ist vor allem über die Optimierung der Abfallsammlung und des -transports zu erzielen.

7. Weiterführende Arbeiten

Aufgrund der Tatsache, dass zu einigen genannten Themen nicht ausreichend Datenmaterial vorhanden ist, mussten eigene Annahmen getroffen werden, um die Ergebnisse vergleichbar zu machen. Es ist schwer abschätzbar, inwiefern diese Annahmen die Realität widerspiegeln oder möglicherweise die Resultate verzerren. So konnten zum Beispiel die Methan- und Lachgasemissionen, die noch vor der kommunalen Bioabfallsammlung im Haushalt anfallen, nur geschätzt werden. Fundamental ist auch die Annahme, dass das Ausgangsmaterial jeder Anlage dasselbe ist bzw. auch dieselben Eigenschaften aufweist. Da nicht davon ausgegangen werden kann, dass in der Realität die Abfallzusammensetzung an jedem Ort und zu jedem Zeitpunkt vergleichbar ist, wie bereits in Kapitel 5.4 diskutiert wird, ist für zukünftige Arbeiten zum Thema die Substratzusammensetzung wenigstens anzugeben. Auch wird in der Literatur von gleichen Abbaugraden ausgegangen, unabhängig von der Art der Anlage. Zudem werden bei allen Anlagen eine gute Betriebsführung und der Stand der Technik zugrunde gelegt. Auch wenn in Österreich größtenteils von einer guten fachlichen Praxis in der Kompostierung ausgegangen werden kann, könnten in der Realität Prozessstörungen auftreten, welche nicht in der Ökobilanz abgebildet werden. Diese Aspekte sollten für zukünftige Forschungsarbeiten berücksichtigt werden.

Die Entsorgung der Störstoffe wird lediglich durch einen Ecoinvent Prozess als thermische Reststoffverwertung in der Ökobilanz abgebildet. Eine differenziertere Betrachtung etwaiger Recycling- und Entsorgungsströme wäre für zukünftige Ökobilanzen aufgrund ihres großen Einflusses auf das Human- und Ökotoxizitätspotential zu begrüßen und würde möglicherweise auch zu anderen Ergebnissen führen.

Darüber hinaus werden auch der Bau und der Abbruch der Anlage ungenügend bilanziert. Der Baustoffbedarf der geschlossen und teilgeschlossen ausgeführte Anlagen wird als einheitlich angenommen und der Abbruch der Anlage nicht inkludiert. Deren Beitrag zu den Gesamtemissionen ist in dieser Arbeit zwar ohnehin eher gering, allerdings sind diese Mängel für weiterführende Arbeiten zu beheben.

Zusätzlich dazu besteht ein Bedarf an Primärmessdaten für die post-Applikationsphase der Komposte in der Landwirtschaft, insbesondere in Bezug auf die Zeitspanne und Höhe der emittierten Treibhausgase am Acker. In dieser Arbeit werden ausschließlich die von Cuhls et al. (2015) mit Hilfe des IPCC (2007) und Kluge (2008) berechneten Werte verwendet. Hierzu sind kaum vergleichbare Daten auffindbar. Für zukünftige Arbeiten ist der landwirtschaftlichen Kompostnutzung eine größere Aufmerksamkeit zu widmen.

Allgemein stützt sich diese Arbeit in Bezug auf Treibhausgasemissionen zu einem großen Teil auf die Studie von Cuhls et al. (2015) und ein Literaturvergleich ist sowohl aufgrund der Heterogenität der Ausgangsmaterialien als auch wegen der unterschiedlichen Messmethoden sowie -zeitpunkte oft schwierig. Aus diesem Grund sind für statistisch aussagekräftigere Ergebnisse weitere Messungen notwendig. Die Lukrierung eigener Daten soll dabei helfen, die Streuung zu verringern oder verlässlicher abzubilden und anzugeben. Der Zeitpunkt der Emissionsmessungen, die entweder während des Umsetzvorganges oder der Ruhephase stattfinden und der abhängig sein kann von den Witterungsbedingungen, der Jahreszeit und dem Rottestadium, ist dabei zu beachten und differenziert zu betrachten. Um vergleichbare verlässliche Emissionsfaktoren für CH_4 , N_2O , NH_3 und NMVOC zu erhalten, wird die Durchführung eigener Versuche und Messungen empfohlen. Um die verschiedenen Kompostierungssysteme besser vergleichen zu können, sind die Unterschiede der Varianten tiefgreifender ausdifferenzieren, als es in dieser Arbeit vorgenommen

wird. Für künftige Forschungsarbeiten könnten auch dieselben Anlagen wie jene aus der vorliegenden Arbeit verglichen werden, allerdings mit anderen Inputmischungen, um zu analysieren, wie sich diese auf die Emissionen auswirken. Interessant wäre auch ein Vergleich der Umweltauswirkungen zwischen Kompostierungssystemen in Österreich und jenen im Ausland. Insgesamt ergeben sich auf Basis dieser Arbeit zahlreiche Forschungsfelder für zukünftige Arbeiten, die auf den Erkenntnissen dieser Studie aufbauen könnten.

Zusammenfassung

Jährlich entstehen in Österreich etwa 2,2 Millionen t biogene Abfälle und etwa 1,3 Millionen Tonnen Grünschnitt (Müller et al., 2010). Der Kompostierung als einer Art der stofflichen Verwertung der biogenen Reststoffe ist im Sinne des Umweltschutzes ein hoher Stellenwert beizumessen. Jedoch ist auch die Verarbeitung der biogenen Reststoffe zu Komposten mit Emissionen verbunden. (Klimarelevante) Emissionen können dabei auf allen Stufen des Verwertungszyklus gebildet werden, was deren Analyse zu einer Notwendigkeit werden lässt. Vor diesem Hintergrund ist es Ziel dieser Arbeit, die Verfahrensvarianten der offenen, gering technologisierten Mietenkompostierung, der gekapselten (teilgeschlossenen) Kompostierung im Rottetunnel und der eingehausten (geschlossenen) Mietenkompostierung in Hallen hinsichtlich ökologischer Kriterien zu vergleichen und alle Umweltauswirkungen von der Abfallentstehung bis zum Abfallende zu bilanzieren. Im Zuge dessen wird eine Ökobilanz nach den ISO Standards ISO 14040 und ISO 14044 aufgestellt.

Modelliert werden die Systeme mit der open source Software „openLCA“ (GreenDelta GmbH, 2017), Version 1.7 unter Verwendung der Ecoinvent Datenbank (Ecoinvent Version 3.4, 2017). Mit einer adaptierten Version der Wirkungsabschätzungsmethode „ReCiPe 2008, midpoint (H)“ werden folgende Wirkungskategorien untersucht: Globale Erwärmung (GWP100), terrestrische Versauerung (TAP100), aquatische Eutrophierung (FEP), aquatische Ökotoxizität (FETPinf), Humantoxizität (HTPinf) und fossiler und nuklearer Energieverbrauch. Sachbilanzdaten, die nicht Ecoinvent entnommen werden, entstammen einer fundierten Literaturrecherche. Neben der Berücksichtigung verschiedener Unsicherheitsparameter mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen werden auch Auswirkungen von Veränderungen an ausgewählten Modellparametern auf das Ergebnis durch Sensitivitätsanalysen getestet.

Die Funktionelle Einheit ist eine Tonne biogenes Reststoffmaterial (60 % Bioabfall und 40 % Grünschnitt), das über eine Kompostierung verwertet und behandelt wird. Emissionen ergeben sich durch die Bereitstellung von Infrastruktur und Maschinen, die zurückgelegten Abfallsammel- und -transportstrecken, die Entsorgung der Störstoffe, die Bereitstellung und den Verbrauch von Elektrizität und Diesel für betriebliche Abläufe, gasförmige Emissionen durch den biologischen Abbau des Rottematerials und die landwirtschaftliche Nutzung des Komposts am Feld.

Das Ergebnis zeigt, dass nicht bei allen Wirkungskategorien mit signifikanten Umweltauswirkungen zu rechnen ist und dass es kein Verfahren gibt, das in allen Kategorien am besten bzw. am schlechtesten abschneidet.

- Beim **GWP100** schneidet die geschlossene Hallenkompostierung mit 134 kg CO₂-eq/t deutlich am besten ab, während das Treibhauspotential der offenen und teilgeschlossenen Verfahren jeweils um etwa ein Drittel höher ausfällt. In allen drei verglichenen Systemen trägt die Freisetzung der Treibhausgase Methan und Lachgas durch den biologischen Abbau des Rottematerials am meisten zum GWP bei. Die Verwendung der IPCC 2006 Default Werte in einer Sensitivitätsanalyse lässt das GWP für die offene Kompostierung um 50 % steigen und bestätigt somit die Annahme, dass im Sinne eines emissionsarmen Betriebes das Hauptaugenmerk auf die Treibhausgasemissionen der Rotte gelegt werden muss.
- Auch beim **TAP100** schneidet die geschlossene Kompostierung am besten ab, gefolgt von der teilgeschlossenen und der offenen. Ammoniakfreisetzungen während der Rotte und am Acker sowie der Dieselverbrauch tragen maßgeblich zu dieser Wirkungskategorie bei.
- Nitrat- und Phosphatauswaschungen ins Grundwasser durch die Kompostierung sind gering und dementsprechend befindet sich die Höhe der Emissionen beim **FEP** im Dezimalbereich. Eine wichtige Größe in Bezug auf das Potential zur aquatischen Eutrophierung ist der Stromverbrauch, weshalb die geschlossene Kompostierung als stromintensivste Technologie am schlechtesten abschneidet.
- Die Beiträge zum **FETPinf** befinden sich bei allen drei Verfahren in einem ähnlich niedrigen Bereich.
- Beim **HTPinf** kommen vor allem Schwermetallemissionen durch die Verbrennung der Störstoffe und Emissionen durch den Stromverbrauch zum Tragen und dementsprechend wird die geschlossene Kompostierung mit 17 kg 1,4-DCB-eq/t vor der teilgeschlossenen und der offenen am stärksten belastet. Allgemein schlägt die Verbrennung der Störstoffe in den toxizitätsbezogenen Wirkungskategorien stark zu Buche.
- Die **nicht erneuerbaren Energieverbräuche** bewegen sich im Bereich zwischen 594 und 808 MJ-eq und die offene Kompostierung verzeichnet den geringsten

Beitrag. Er wird hauptsächlich durch den Dieselbedarf der Abfallsammlung und des -transports beeinflusst, gefolgt von Auf- und Umsetzungsvorgängen während des Behandlungsprozesses. Allgemein ist der elektrische Energieverbrauch bei unbelüfteten Verfahren vergleichsweise vernachlässigbar, während diesem bei belüfteten Verfahren ein großer Anteil am Gesamtverbrauch zukommt. Der Betrieb der Anlage mit tschechischem Strom würde für das Ergebnis bedeuten, dass das stromintensivste Verfahren, nämlich die geschlossene Hallenkompostierung, in fast allen Wirkungskategorien ein viel schlechteres Ergebnis erzielen würde.

Bei der Abschätzung der potentiellen Umweltauswirkungen der Verfahren muss berücksichtigt werden, dass nur wenige Studien mit Primärdaten zum Thema verfügbar sind und dass in der Primärliteratur sehr divergierende durch Messungen erhobene Emissionsbereiche vorliegen, weshalb teilweise große Schwankungsbreiten und Unsicherheiten entstehen.

Die LCA Ergebnisse zeigen zum einen, dass die Verringerung von Umweltauswirkungen über die Minimierung der CH_4 , N_2O und NH_3 Emissionen erfolgen muss und zum anderen, dass nicht die Art der Kompostierungsanlage (offen, geschlossen oder teilgeschlossen ausgeführte Systeme), sondern vielmehr die Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien sowie die Prozessführung die ausschlaggebenden Kriterien im Hinblick auf die Umweltauswirkungen bei der Kompostierung sind. Letztere Erkenntnis unterstreicht die Bedeutung der optimalen Einstellung aller Prozessbedingungen und einer fachgerechten Steuerung der Anlage im Sinne einer Emissionsminimierung.

Anhang

Anhang A – Betriebsparameter der von Cuhls et al. (2015) untersuchten Kompostierungsanlagen

Tabelle 17: Beschreibung der geschlossenen und teilgeschlossenen Kompostierungsanlagen der Studie von Cuhls et al., 2015

		KOA g 1	KOA g 2	KOA g 3	KOA tg 01	KOA tg 02	KOA tg 03	KOA tg 1	KOA tg 2
Rotte I	Verfahren	Mieten, eingehaust, Druckbelüftung	Mieten, eingehaust, Saugbelüftung	Mieten, eingehaust, Saugbelüftung	Mieten, eingehaust, Belüftung	Tunnel, Druckbelüftung	Boxen, Belüftung	Tunnel, Saugbelüftung	Mieten, eingehaust, Druckbelüftung
	Anzahl	8 Mietenfelder	13 Mietenfelder	12 Mietenfelder	10 Mietenfelder	6 Tunnel	6 Boxen	15 Tunnel	3 Mietenfelder
	Behandlungszeit	8 Wochen	3 bis 4 Wochen	6 Wochen	8 bis 10 Wochen	10 Tage	ca. 5 Wochen	2 Wochen	2,5 bis 3 Wochen
	Umsetzen	1 Mal je Woche; kontinuierlicher Umsetzerbetrieb	1 Mal je Woche; kontinuierlicher Umsetzerbetrieb	1 Mal je Woche; kontinuierlicher Umsetzerbetrieb		kein Umsetzen	2 - 3 Mal Auflockerung in der Box	kein Umsetzen	2 Mal je Woche; diskontinuierlich per Radlader
Rotte II	Verfahren	---	---	Mieten, eingehaust, Saugbelüftung	Mieten, überdacht	Mieten, offen, keine Belüftung (Landwirtschaft)	Mieten, offen	Mieten, überdacht, keine Belüftung	Mieten, überdacht, Druckbelüftung
	Anzahl	---	---	6 Mietenfelder	8 Mietenfelder	unterschiedlich	unterschiedlich	3 Mietenfelder	3 Mietenfelder
	Behandlungszeit	---	---	7 Wochen	ca. 3 Monate	unterschiedlich	unterschiedlich	ca. 1 bis 2 Wochen	4 Wochen
	Umsetzen	---	---	1 Mal je Woche; kontinuierlicher Umsetzerbetrieb				1 Mal; diskontinuierlich per Radlader	2 Mal je Woche; diskontinuierlich per Radlader
Abgasreinigung		Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Saurer Wäscher, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter	Luftbefeuchter, Biofilter

Tabelle 18: Beschreibung der offenen Kompostierungsanlagen der Studie von Cuhls et al., 2015

	KOA o (Bio+Grün) DrM 1	KOA o (Bio+Grün) DrM 2	KOA o (Bio+Grün) DrM 3	KOA o (Bio+Grün) TrM 1	KOA o (Bio+Grün) TrM 2
Verfahren	Dreiecksmieten, unbelüftet	Dreiecksmieten, unbelüftet	Dreiecksmieten, unbelüftet, überdacht	Trapezmieten, unbelüftet	Trapezmieten, unbelüftet
Anzahl	16 Mieten	12 Mieten	10 Mieten	3 Mieten	5 Mieten
Rottezeit	ca. 14 Wochen	ca. 16 Wochen	5 bis 10 Wochen	16 bis 24 Wochen	ca. 12 Wochen
Umsetzen	ca. 2 Mal pro Monat	ca. 1 Mal pro Monat	2 Mal pro Woche	nach der 8. - 9. Rotteweche und nach der 13. - 15. Rotteweche	nach der 6. Rotteweche und nach der 12. Rotteweche

Literaturverzeichnis

- Al-Bataina, B. B., Young, T. M. und Ranieri, E. (2016): Effects of compost age on the release of nutrients. In: *International Soil and Water Conservation Research*, 4(3), pp. 230-236.
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J. und Weissteiner, C. (2003): Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability—a review. In: *European Journal of Soil Biology*, 39(3), pp. 107-116.
- Amlinger, F., Lechner, P., Raninger, B., Gerzabek, M., Kandeler, E., Maier, R., Baumgarten, A., Katter, R. und Klein, F. (1993): *Handbuch der Kompostierung. Ein Leitfaden für Praxis - Verwaltung - Forschung*. Wien: Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- Amlinger, F., Peyr, S. und Cuhls, C. (2008): Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. In: *Waste Management Resources*, 26(1), pp. 47-60.
- Amlinger, F., Peyr, S., Hildebrandt, U., Müsken, J., Cuhls, C. und Clemens, J. (2005): *Stand der Technik der Kompostierung. Grundlagenstudie*. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- ARGE Kompost & Biogas Österreich (s.a.): *Humus statt Asche. Erläuterungen zur Grün- und Strauchschnitt-Verwertung*. Wien.
- Asiedu, Y. und Gu, P. (1998): Product life cycle cost analysis: State of the art review. In: *International Journal of Production Research*, 36(4), pp. 883-908.
- [BAWP 2017] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW): *Bundesabfallwirtschaftsplan 2017*. Wien.
- Bidlingmaier, W. (2000): *Biologische Abfallverwertung*. Stuttgart: Ulmer.
- Binner, E., Lechner, P. und Smidt, E. (2004): *Biologische Behandlung. Kommunale Abfallentsorgung*. Wien: Facultas Universitätsverlag.
- Boldrin, A., Andersen, J. K., Møller, J., Favoino, E. und Christensen, T. H. (2009): Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. In: *Waste Management and Research*, 27(8), pp. 800-812.
- Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Ho, W. S., Lim, J. S., Klemeš, J. J., Towprayoon, S., Ho, C. S. und Lee, C. T. (2016): A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. In: *Journal of Cleaner Production*, 146, pp. 149-157.

-
- Böhm, R. (1993): Fragen der Hygiene bei der Sammlung und Kompostierung von Bioabfällen. Bioabfall Kompostierung in Österreich. Salzburg: Premier Public Relations GmbH.
- Cadena, E., Colón, J., Artola, A., Sánchez, A. und Font, X. (2009): Environmental impact of two aerobic composting technologies using Life Cycle Assessment. In: International Journal of Life Cycle Assessment, 14(5), pp. 401-410.
- Chodak, M., Borken, W., Ludwig, B. und Beese, F. (2001): Effect of temperature on the mineralization of C and N of fresh and mature compost in sandy material. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 164(3), pp. 289-294.
- Cuhls, C., Mähl, B. und Clemens, J. (2015): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. Dessau-Roßlau: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.
- Dehoust, G., Schüler, D., Bleher, D., Seum, S., Süß, K., Idelmann, M., Turk, T., Wöbbing, K. H., Wollny, V. und Schaubruch, W. (2008): Optimierung der Abfallwirtschaft in Hamburg unter dem besonderen Aspekt des Klimaschutzes. Darmstadt: Öko-Institut/IGW-Pöyry/FH-Mainz.
- Dehoust, G., Schüler, D., Vogt, R. und Giegrich, J. (2010): Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft - Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz. Darmstadt/Heidelberg/Berlin: Öko-Institut e.V., Institut für Energie- und Umweltforschung.
- Doka, G. (2009): Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Data v2.1, ecoinvent report No. 13. St. Gallen: Doka Life Cycle Assessments.
- [Ecoinvent 3.4] Swiss centre for life cycle inventories (2017): Ecoinvent data v3.4. Verfügbar unter www.ecoinvent.org [Zugriff am 18.02.2018].
- Edelmann, W. und Schleiss, K. (2001): Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe. Bundesamt für Energie und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Emberger, J. (1993): Kompostierung und Vergärung. Umweltschutz Entsorgungstechnik, 1. Auflage. Würzburg: Vogel.
- EPEA Internationale Umweltforschung GmbH (2008): Ökologisches Leistungsprofil von Verfahren zur Behandlung von biogenen Reststoffen. Kompass für die Entscheidungsfindung vor dem Hintergrund der Überarbeitung des Erneuerbaren-Energien-Gesetzes. Hamburg.
- Fricke, K., Turk, T. und Vogtmann, H. (1990): Grundlagen der Kompostierung. (Technik, Wirtschaft, Umweltschutz). Berlin: EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH.
- Frischknecht, R. (2013): Analyse und Beurteilung der Umweltverträglichkeit. Teil 2: Ökobilanzen. ETH Zürich.

-
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J. und Van Zelm, R. (2013): ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First Edition. Report I: Characterisation.
- Goedkoop, M., Oele, M., Leijting, J., Ponsioen, T. und Meijer, E. (2016): Introduction to LCA with SimaPro. PRé.
- GreenDelta GmbH: openLCA (Version 1.7, 2017). Berlin. Verfügbar unter www.openlca.org [Zugriff am 09.05.2018].
- Gronauer, A., Claassen, N., Ebertseder, T., Fischer, P., Gutser, R., Helm, M., Popp, L. und Schön, H. (1997): Bioabfallkompostierung, Verfahren und Verwertung. München: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Gruber, S. (2013): Sachbilanz von Technologien und Verfahrenskombinationen für ausgewählte biogene Abfallfraktionen (Vergärung, Kompostierung, Hydrothermale Carbonisierung und Pyrolyse). Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien.
- Gudladt, U. (2001): Emissionsminderungspotentiale prozessintegrierter Maßnahmen bei der Kompostierung von Bioabfall. Dissertation an der Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- Hannauer, C. (2014): Optimierung der Sammlung und Behandlung von Grün- und Bioabfällen aus der kommunalen Sammlung in Niederösterreich. Wien: Springer-Verlag.
- Helm, M. (1995): Prozessführung bei der Kompostierung von organischen Reststoffen aus Haushalten. Darmstadt: KTBL.
- Hupe, K., Heyer, K. U. und Stegmann, R. (1997): Biologische Bioabfallverwertung - Kompostierung kontra Vergärung.
- [IPCC, 2006] Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): Biological Treatment of Solid Waste. In: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 5, Chapter 4.
- [IPCC, 2013] Intergovernmental Panel on Climate Change (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, pp. 1535.
- Iqbal, H., Garcia-Perez, M. und Flury, M. (2015): Effect of biochar on leaching of organic carbon, nitrogen, and phosphorus from compost in bioretention systems. In: Science of The Total Environment, 521-522, pp. 37-45.
- [ISO 14040] DIN EN ISO 14040:2009-11 Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen.
- [ISO 14044] DIN EN ISO 14044:2006-10 Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen.

-
- Jensen, M., Møller, J., Mønster, J. und Scheutz, C. (2017): Quantification of greenhouse gas emissions from a biological waste treatment facility. In: Waste Management, In Press.
- Jensen, M., Møller, J. und Scheutz, C. (2016): Comparison of the organic waste management systems in the Danish-German border region using life cycle assessment (LCA). In: Waste Management, 49, pp. 491-504.
- Jørgensen, A., Le Bocq, A., Nazarking, L. und Hauschild, M. (2008): Methodologies for social life cycle assessment. In: The International Journal of Life Cycle Assessment. [Online Version] p. 96.
- Kluge, R., Deller, B., Flaig, H., Schulz, E. und Reinhold, J. (2008): Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft. Abschlussbericht April 2008. Karlsruhe: Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg – LTZ.
- Klöpffer, W. und Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA): ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim: Wiley-VCH Verlag.
- Klöpffer, W., Renner, I., Schmidt, E., Tappeser, B., Gensch, C. O. und Gaugitsch, H. (2001): Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) gentechnisch veränderter Pflanzen. Wien: Umweltbundesamt.
- Knappe, F. und Vogt, R. (2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Heidelberg: ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH.
- [KompostVO 2001] Verordnung betreffend Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (BGBl. II Nr. 292/2001). Bundesrecht konsolidiert: Gesamte Rechtsvorschrift für Kompostverordnung, Fassung vom 11.01.2018.
- Kral, I., Piringer, G., Saylor, M. K., Gronauer, A. und Bauer, A. (2016): Environmental Effects of Steam Explosion Pretreatment on Biogas from Maize—Case Study of a 500-kW Austrian Biogas Facility. In: BioEnergy Research, 9(1), pp. 198-207.
- Kranert, M., Cimatoribus, C. und Fischer, K. (2017): Biologische Verfahren. Einführung in die Kreislaufwirtschaft. Planung - Recht - Verfahren. 5. Ausgabe. Stuttgart: Springer Vieweg.
- [KTBL] Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (2008-2017): KTBL-Feldarbeitsrechner. Darmstadt. Verfügbar unter www.daten.ktbl.de/feldarbeit/home.html [Zugriff am 20.12.2018]
- Lampert, C. und Neubauer, C. (2015): Praxis großer Kompostierungsanlagen und wesentliche Anforderungen an einen emissionsarmen Betrieb. Wien: Umweltbundesamt.
- Lampert, C., Tesar, M. und Thaler, P. (2011): Klimarelevanz und Energieeffizienz der Verwertung Biogener Abfälle. Wien: Umweltbundesamt.

-
- Lazar, S., Höke, S., Knappe, F. und Vogt, R. (2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. In: Materialband "Wirkungsanalyse Boden". Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Lechner, P. (1993): Verfahrenstechnik unter besonderer Berücksichtigung geschlossener Rottesysteme. Bioabfall Kompostierung in Österreich. Salzburg: Premier Public Relations GmbH.
- Lechner, P., Linzer, R., Mostbauer, P., Binner, E. und Smidt, E. (2005): Klimarelevanz der Kompostierung unter Berücksichtigung der Verfahrenstechnik und Kompostanwendung (KliKo). Endbericht.
- Leikam, K. (2002): Bilanzierung der Stickstoff- und Kohlenstoffemissionen bei der biologischen Restabfallbehandlung und der Deponierung der Rotteendprodukte. Hamburger Berichte Stuttgart: Verlag Abfall aktuell.
- Martínez-Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A. und Rieradevall, J. (2009): Life cycle assessment of the use of compost from municipal organic waste for fertilization of tomato crops. In: Resources, Conservation and Recycling, 53(6), pp. 340-351.
- Molt, C. und Müller, F. (2015): Rahmenbedingungen für den nachhaltigen Einsatz von Kompost unter den Vorgaben der geplanten Novellierung der Düngeverordnung. VHE Verband der Humus- und Erdenwirtschaft e. V.
- Mühlenhoff, J. (2013): Reststoffe für Bioenergie nutzen, Potentiale, Mobilisierung und Umweltbilanz. In: Renew Spezial, 64.
- Müller, H., Spatny, N., Feichtinger, F., Tulnik, R., Strebl, H., Humer, J. und Swoboda, M. (2010): Richtlinie für die Anwendung von Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft. Wien: Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz beim Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Nemecek, T., Kägi, T. und Blaser, S. (2007): Life cycle inventories of agricultural production systems. Final report ecoinvent v2.0 No. 15.
- ÖKL-Arbeitskreis Landwirtschaftsbau (2018): Grünschnittkompostierung, Planung und Genehmigung für Standard- und Kleinmengen-Anlagen. In: ÖKL Merkblatt 24b (1): Österreichisches Kuratorium für Landtechnik und Landentwicklung.
- Oliveira, L. S. B. L., Oliveira, D. S. B. L., Bezerra, B. S., Pereira, B. S. und Battistelle, R. A. G. (2016): Environmental analysis of organic waste treatment focusing on composting scenarios. In: Journal of Cleaner Production, 155, pp. 229-237.
- Phong, N. T. (2012): Greenhouse Gas Emissions from Composting and Anaerobic Digestion Plants. Dissertation an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.

-
- Quirós, R., Villalba, G., Muñoz, P., Font, X. und Gabarrell, X. (2013): Environmental and agronomical assessment of three fertilization treatments applied in horticultural open field crops. In: *Journal of Cleaner Production*, 67, pp. 147-158.
- Saer, A., Lansing, S., Davitt, N. H. und Graves, R. E. (2013): Life cycle assessment of a food waste composting system: environmental impact hotspots. In: *Journal of Cleaner Production*, 52, pp. 234-244.
- Scheithauer, M., Bittl, T., Köhler, R. und Veit, N. (2003): Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen. Augsburg: Bayrisches Landesamt für Umweltschutz.
- Schwarz, T., Rübenbauer, W. und Kreindl, G. (2015): Abfallsammlung und -transporte: eine gesamtheitliche Umweltbetrachtung für Österreich. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 67, pp. 384-390.
- Springer, C. (2011): Energie- und CO₂-Bilanz von Kompostierungsanlagen - die Basis für einen Effizienzpass. Manuskripte zur Abfallwirtschaft. Berlin: Rhombos-Verlag.
- UEC - Umwelt- und Energie-Consult GmbH (2010): Bewertung der vorhandenen Bioabfallbehandlungsstandorte in Schleswig Holstein in Hinblick auf eine Ergänzung um Vergärungsstufen.
- Umweltbundesamt (2015): Kompost und Klärschlamm. Verfügbar unter www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/kompost-klärschlamm#textpart-1 [Zugriff am 03.03.2018].
- Vesenmaier, A. und Reiser, M. (2016): Untersuchungen zu klimarelevanten Emissionen bei Anlagen zur Bioabfallbehandlung als Kriterium einer hochwertigen Verwertung. Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft.
- Vogt, R., Knappe, F., Giegrich, J. und Detzel, A. (2002): Ökobilanz Bioabfallverwertung. Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. Initiativen zum Umweltschutz, Band 52. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- Volkart, E. (2011): Environmental Impact of different Treatment Options for Municipal Organic Waste. A Case Study from Bolivia. Masterarbeit, ETH Zürich.
- Weißenfels, W. D. (2001): Verfahrenstechnik der aeroben Behandlung organischer Abfälle. Biologische Behandlung organischer Abfälle. Berlin Heidelberg New York: Springer-Verlag.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E. und Weidema, B. (2016): The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), pp. 1218-1230.

- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., Dominik, P., Ilg, K., Schmitt, A., Zeitz, J., Gahre, F., Schulz, E., Ellerbrock, R., Utermann, J., Düwel, O. und Siebner, C. (2008): Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. Technische Universität Berlin. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- [MA 48] Magistrat der Stadt Wien, Magistratsabteilung 48. (s.a.): Sammlung von biogenem Abfall. Verfügbar unter www.wien.gv.at/umwelt/ma48/beratung/muelltrennung/biogener-abfall/sammlung.html [Zugriff am 05.03.2018].
- Wolf, M.-A., Pant, R., Chomkhamsri, K., Sala, S. und Pennington, D. (2012): Characterisation factors of the ILCD recommended life cycle impact assessment methods. Database and supporting information. First edition. Luxembourg.
- Yay, A. S. E. (2015): Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. In: Journal of Cleaner Production, 94, pp. 284-293.
- Zeiner, E. R. (2010): Abschätzung der Treibhausgasemissionen für eine Kompostanlage in Peru. Kritische Betrachtung der CDM-Methodologie AMS III.F. der UNFCCC. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien.
- Zhong, J., Wei, Y., Wan, H., Wu, Y., Zheng, J., Han, S. und Zheng, B. (2013): Greenhouse gas emission from the total process of swine manure composting and land application of compost. In: Atmospheric Environment, 81, pp. 348-355.