

Emissionsminderungspotentiale prozessintegrierter Maßnahmen bei der Kompostierung von Bioabfall



Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität
zu Kiel

vorgelegt von

Ulrich Gudladt

Kiel 2001

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	5
2. Einführung und Versuchsansatz	9
2.1 Grundlagen der Kompostierung.....	9
2.1.1 Biologie der Kompostierung.....	10
2.1.2 Stoffabbau im heterogenen System.....	11
2.1.3 Sauerstoffversorgung.....	12
2.1.4 Belüftung und Wärmetransport.....	13
2.1.5 Aerober Abbau organischer Substanz.....	13
2.1.6 Anaerober Abbau organischer Substanz.....	14
2.1.7 Emissionen.....	15
2.2 Versuchsansatz für die Rotteexperimente.....	16
2.2.1 Variation des Verhältnisses Bioabfall/ Strukturmaterial.....	16
2.2.2 Variation der Art des Strukturmaterials.....	16
2.2.3 Variation der Korngröße.....	17
2.2.4 Einfluss von Zuschlagstoffen.....	18
2.3 Versuchsansatz für die Bioabfall-Analyse.....	19
3. Material und Methoden	20
3.1 Kompostierung im Labormaßstab.....	20
3.1.1 Versuchsaufbau.....	20
3.1.2 Versuchsdurchführung.....	21
3.1.3 Rottegemische.....	22
3.1.4 Versuchsdauer, Messprogramm.....	23
3.2 Kompostierung im technischen Maßstab.....	23
3.2.1 Technische Beschreibung und prinzipielle Betriebsweise.....	23
3.2.2 Technische Modifikationen für den Versuchsbetrieb.....	26
3.2.3 Versuchsdurchführung.....	28
3.3 Emissionsuntersuchungen am Bioabfall.....	31
3.3.1 Versuchsaufbau.....	31
3.3.2 Versuchsdurchführung.....	31
3.4 Probenahme und Analysemethoden.....	33
3.4.1 Feststoffe.....	33
3.4.2 Kondensat.....	36
3.4.3 Abluft.....	37
3.5 Instrumentelle Analytik.....	40
3.5.1 Gaschromatographie.....	40

3.5.2	Headspace-Chromatographie	41
3.5.3	Methodenvalidierung.....	41
3.5.4	HPLC	43
4.	Ergebnisse der Laborversuche	46
4.1	Allgemeiner Rotteverlauf	46
4.1.1	Charakterisierung der Rottegemische	46
4.1.2	Temperatur	50
4.1.3	Respiratorische Daten	53
4.1.4	pH-Wert im Kondensat.....	57
4.2	Emissionen.....	59
4.2.1	Stickstoff	59
4.2.2	VOC.....	65
5.	Ergebnisse der Praxisversuche	75
5.1	Allgemeiner Rotteverlauf	75
5.1.1	Charakterisierung der Rottegemische	75
5.1.2	Temperatur	77
5.1.3	Respiratorische Daten	79
5.1.4	pH-Wert im Kondensat.....	82
5.2	Emissionen.....	83
5.2.1	Stickstoff	83
5.2.2	VOC.....	89
6.	Ergebnisse der Bioabfall-Analytik.....	101
6.1	Stoffe und Frachten im Bioabfall.....	101
6.1.1	Einzelstoffe im Bioabfall	101
6.1.2	Gesamtfrachten im Bioabfall	102
6.1.3	Vergleich der Frachten im Bioabfall mit den Emissionen aus der Rotte.....	103
6.2	Temperaturabhängigkeit der Freisetzung von Einzelstoffen	105
6.2.1	Theoretische Grundlagen.....	105
6.2.2	Messergebnisse.....	108
6.2.3	Berechnete Konzentrationen.....	110
6.2.4	Berechnete Frachten	111
7.	Diskussion	112
7.1	Auswirkungen der Rottegemischmodifikationen auf den Prozessverlauf	112
7.2	Emissionen während der Kompostierung	116
7.2.1	Qualitative Ergebnisse	116
7.2.2	Emissionsverlauf während der Rotte.....	117

7.2.3 Einflussmöglichkeiten auf das Emissionsgeschehen.....	120
7.2.4 Auswirkungen der Rottegemischmodifikationen auf die Emissionen	121
7.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung	125
8. Literatur	128
9. Glossar.....	133
Anhang Messdaten	135
Laborversuche	135
Praxisversuche.....	148

1. Einleitung

Im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/ AbfG) hat der Gesetzgeber die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur "Schonung der natürlichen Ressourcen" festgeschrieben und gleichzeitig den Grundsatz 'Vermeidung vor Verwertung vor Beseitigung' aufgestellt [KrW, 1994]. Die Kompostierung als eine Form der stofflichen Verwertung ermöglicht dabei ein 'echtes' Recycling, vorausgesetzt, die erzeugten Komposte erfüllen höchste Anforderung hinsichtlich ihrer Qualität. Vor diesem Hintergrund hat sich die getrennte Sammlung und Kompostierung der organischen Fraktion des Hausmülls¹ sowie des Grünschnitts aus Gärten und öffentlichen Anlagen in Deutschland flächendeckend als Bestandteil der kommunalen Abfallwirtschaftskonzepte etabliert. Derzeit werden etwa $7 \cdot 10^6$ Mg der potentiell $9 \cdot 10^6$ Mg Bioabfall getrennt gesammelt und einer biologischen Abfallbehandlung zugeführt [Barth, 2000]. Der verbleibende Anteil organischen Abfalls kann aus technischen, infrastrukturellen, Qualitäts- oder Kostengründen nicht sinnvoll erfasst werden.

Der Stand der biologischen Abfallbehandlung sowie die politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen sind in den Ländern der Europäischen Union sehr unterschiedlich und reichen von Ländern wie Österreich, Belgien, Deutschland, Schweiz, Luxemburg und den Niederlanden mit einer weit entwickelten Kompostwirtschaft bis zu Ländern wie Irland, Portugal, Griechenland und Teilen Spaniens, in denen noch unsortierter Hausmüll kompostiert wird [Barth, 2000]. Immer mehr Länder unternehmen jedoch Anstrengungen, die organische Fraktion separat zu erfassen und biologisch zu behandeln. Neben dem Ziel des Stoff-Recyclings und der Notwendigkeit vermarktungsfähige Komposte zu erzeugen, schafft vor allem die Harmonisierung der gesetzlichen Rahmenbedingungen innerhalb der EU den Zwang zum Handeln. Bedeutsam für die Abfallwirtschaft sind dabei die EU-Abfall-Richtlinie, die EU-Deponie-Richtlinie sowie der Richtlinienvorschlag über die Verbrennung von Abfällen. Insgesamt ist in den nächsten Jahren europaweit mit einer starken Zunahme des getrennt gesammelten Bioabfalls und damit auch der Anlagen zur Kompostierung zu rechnen.

Die Kompostierung organischer Abfälle verursacht vor allem im ersten Behandlungsschritt, der Intensivrotte, prozessbedingte Emissionen flüchtiger, organischer² und anorganischer

¹ Im folgenden wird der Begriff Bioabfall verwendet. Damit wird der organische Anteil des Hausmülls bezeichnet, der einem biologischen Abbau zugänglich ist und in sogenannten 'Biotonnen' getrennt erfasst wird. Dazu gehören Küchenabfälle wie Gemüse, Obst, Fleisch, Brot, Nudeln usw. sowie Gartenabfälle bestehend aus Strauchschnitt, Blättern, Gras, Holz u.ä.. Ausgenommen sind nicht abbaubare, organische Störstoffe wie Kunststoffe u.ä..

Der nach Abtrennung des Bioabfalls verbleibende Anteil wird als Restmüll bezeichnet und als Inputmaterial in Mechanisch-Biologische-Abfallbehandlungsanlagen (MVA) verarbeitet.

² VOC (volatile organic compounds); Das Akronym VOC beschreibt eine große Anzahl von Stoffen, die unter den gegebenen Bedingungen freigesetzt werden. Dazu gehören Stoffe biologischen Ursprungs und organische Fremdstoffe, sogenannte Xenobiotika.

Stoffe auf dem Wasser- und Luftpfad, die eine aufwendige, technische Nachbehandlung von Abwässern und Abluft erzwingen. Über den allgemeinen Umweltschutzgedanken hinaus ergibt sich die Notwendigkeit zur Abluftbehandlung und allgemein zur Emissionsminderung von VOC aus den Anforderungen des Bundesimmissionsschutzgesetzes (BImSchG), der daraus abgeleiteten Bundesimmissionsschutzverordnung (30. BImSchV), sowie der TA-Luft an 'die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von Kompostieranlagen'. Darüber hinaus wurde zusätzlich die Freisetzung geruchsintensiver Stoffe durch die Geruchsimmissionsrichtlinie (GIRL) gesetzlich beschränkt.

Im Gegensatz zu *End of Pipe*-Technologien zur Abluftreinigung bietet die Verfahrensführung grundsätzlich die Möglichkeit, die Entstehung und die Freisetzung von flüchtigen Stoffen bereits während des Rotteprozesses zu beeinflussen. Dabei hat die Zusammensetzung und Aufbereitung des Rottegemisches eine große Bedeutung für die Qualität und Quantität der Emissionen. Auf diesen Umstand wurde bisher vor allem im Zusammenhang mit Geruchsemissionen hingewiesen. In der Literatur (s. **Kap. 2.1.7**) finden sich eine Reihe von Arbeiten, in denen Emissionen bei der Kompostierung unterschiedlicher, organischer Feststoffe unter verschiedenen Aspekten einzelstofflich untersucht wurden. Diese Arbeiten gaben erste Hinweise auf das zu erwartende Stoffspektrum sowie den Verlauf der Emissionen während der Rotte. Dabei ist jedoch zu beachten, dass sich Emissionsuntersuchungen an unterschiedlichen Inputmaterialien, wie Restmüll, Hausmüll, synthetischem Bioabfall, Grünschnitt, Klärschlamm, Gewerbeabfall, Bioabfall sowie von unterschiedlichen Rotteverfahren nur eingeschränkt miteinander vergleichen lassen. Selbst Untersuchungen mit gleichartigem Bioabfall sind nicht ohne weiteres vergleichbar, da die Zusammensetzung des Bioabfalls regional und saisonal starken Schwankungen unterliegt [Krogmann, 1994], [Weppen, 1998 A, B]. Spezielle Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Rottegemischzusammensetzung, Prozessverlauf und Emissionen organischer und anorganischer Stoffe bei der Kompostierung von Bioabfall liegen nicht vor. Vor dem Hintergrund der zunehmenden Bedeutung der Kompostierung und den gleichzeitig verschärften Anforderungen des Gesetzgebers an den Emissionsschutz, sind Kenntnisse dieser Zusammenhänge zur Messung, Bewertung und Optimierung der Emissionen jedoch unerlässlich.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es deshalb, die Auswirkungen gezielter Eingriffe in die Rottegemischaufbereitung auf den Prozessverlauf und die Emissionen ausgewählter Einzelstoffe während der Intensivrotte von Bioabfall zu untersuchen, basierend auf einer statischen Boxenrotte. Darüber hinaus wurde der Frage nachgegangen, welche Bedeutung die als Bestandteil des Bioabfalls in den Prozess eingebrachte VOC-Fracht für die Emissionen hat, im Vergleich zu der während der Rotte gebildeten. Folgende Modifikationen der Zusammensetzung und der Aufbereitung des Rottegemisches wurden untersucht:

- Variation des Verhältnisses Bioabfall /Strukturmaterial
- Variation der Art des Strukturmaterials (Holz, Stroh)
- Variation der Korngröße des Bioabfalls (geschreddert, ungeschreddert)
- Einfluss von Zuschlagstoffen (Frischkompost, Reifkompost, Bentonit)

Dazu wurde zunächst eine technische Boxenrotte im Labormaßstab nachgebildet und in simultanen Vergleichsrotten die Wirkung abgestufter Modifikationen im direkten Vergleich zu einer Referenzmischung untersucht. Neben der Beurteilung des Rotteverlaufes anhand von Summenparametern wurden zur Bewertung der Emissionen aus der großen Anzahl emittierter Stoffe prozessrelevante Einzelstoffe ausgewählt und deren Auftreten in der Abluft, sowie im Kondensat während der Rotte qualitativ und quantitativ verfolgt. Dabei wurden ausschließlich biogene Stoffe und keine organischen Fremdstoffe betrachtet. Des weiteren wurden nur solche Stoffe betrachtet, die einen wesentlichen Beitrag zur Emissionsfracht leisten. Ein umfassendes qualitatives und quantitatives Stoffscreening in den Emissionen bei der Kompostierung von Bioabfall wird derzeit von BARTELS (in prep.) bearbeitet. In einer zweiten Untersuchungsphase wurde überprüft, inwieweit sich die Laborergebnisse in der Praxis einer technischen Boxenrotte reproduzieren lassen.

Angeregt durch die Ergebnisse der durchgeführten Versuche sowie durch Hinweise in der Literatur [Pöhle, 1994], [Eitzer, 1995], [Fricke, 1997] und [Jäger, 1997] hat sich als weiterer Schwerpunkt der Arbeit die Untersuchung der Frage ergeben, welchen Anteil bereits im Bioabfall enthaltene Stoffe am Emissionsgeschehen haben. Zur Untersuchung dieser Frage wurde eine qualitative und quantitative Analyse der Freisetzung von VOC aus dem Bioabfall vorgenommen und mit den Emissionen einer parallel durchgeführten Rotte des gleichen Materials verglichen.

Anhand der Ergebnisse können die Effekte der verschiedenen Modifikationen des Rottegemisches auf das Emissionsgeschehen sowie deren Relevanz für die betriebliche Praxis bewertet werden. Darüberhinaus soll die Frage diskutiert werden, welche Chancen eine prozessintegrierte Minimierung des Emissionspotentials hat, wenn die potentielle Quellstärke des Input-Materials in Betracht gezogen wird.

2. Einführung und Versuchsansatz

2.1 Grundlagen der Kompostierung

Die Kompostierung ist der mikrobielle Abbau der metabolisierbaren organischen Substanz im Bioabfall unter aeroben Bedingungen mit dem Ziel, ein stabileres Produkt zu erzeugen, das nur noch einem langsamen Ab- oder Umbau unterliegt und als Dünger und Bodenverbesserer in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden kann. Unter aeroben Bedingungen folgt die Kompostierung dem generalisierten Schema [Finstein, 1986]:



Im Idealfall wird die leicht abbaubare organische Substanz dabei vollständig zu Kohlendioxid und Wasser umgesetzt, wobei die aus dem mikrobiellen Stoffwechsel freigesetzte Reaktionsenthalpie ΔH_m einen Temperaturanstieg des Rottegemisches verursacht. Dabei werden Temperaturen von 60 bis 80 °C erreicht. Durch die erhöhten Temperaturen und die Belüftung wird Wasserdampf aus dem Prozess ausgetragen, der sich in den Abluftleitungen als Kondensat sammelt. Trotz ausreichender Belüftung können in dem heterogenen, grobkörnigen Gemisch und innerhalb der Substratpartikel anaerobe Mikrohabitate entstehen, in denen als Endprodukte eines anaeroben Stoffwechsels niedermolekulare Carbonsäuren, Carbonylverbindungen und Alkohole entstehen, deren möglicher Beitrag zum Emissionsgeschehen im Rahmen dieser Arbeit untersucht wird. Im Folgenden sollen einige grundlegende Aspekte des Kompostierprozesses erläutert werden, die für die Bildung und Freisetzung flüchtiger organischer Stoffe von Bedeutung sind.

Auf Grund des hohen Gehaltes an leicht metabolisierbaren Stoffen im frischen Bioabfall erfolgt zu Beginn der Kompostierung ein rascher Anstieg der mikrobiellen Stoffwechselaktivität und der Temperatur. Häufig tritt eine Haltephase im Temperaturanstieg auf, die durch einen Wechsel von einer mesophilen auf eine thermophile Mikroflora verursacht wird. Als leicht abbaubare Inhaltstoffe sind im Bioabfall Kohlenhydrate, Fette und Proteine enthalten sowie die bereits genannten niedermolekularen Stoffe, die als Produkte eines meist anaeroben Stoffwechsels während der Sammlung entstehen. Dieser erste Teil der Kompostierung bis zum Abklingen des Temperaturmaximums wird als Intensivrotte bezeichnet und erfordert besondere Aufmerksamkeit in der Prozessführung, um optimale Bedingungen für die Mikroflora im Hinblick auf Temperatur und Sauerstoffgehalt aufrechtzuerhalten. Nach dem Abbau der leicht metabolisierbaren Fraktion sinkt die Temperatur und es erfolgt ein Wechsel der dominierenden Mikroflora, verbunden mit einem verstärkten Abbau höhermolekularer Bestandteile aus dem pflanzlichen Stützgewebe, wie

Hemizellulose und Zellulose [de Bertoldi, 1988], [Krogmann, 1994]. In der folgenden, mehrere Wochen bis Monaten dauernden Nachrotte, erfolgt eine allmähliche Reifung des Kompostes, bei der ein Ab- und Umbau auch schwer verwertbarer Gerüstsubstanzen, wie der Lignozellulosen erfolgt. Am Ende eines Monate bis Jahre dauernden Reifungsprozesses steht eine vollständige Humifizierung der organischen Substanz [ZVO, 1992]. Der entstehende Humus besteht aus aliphatischen und aromatischen Bausteinen mit zahlreichen funktionellen Gruppen und ist aufgrund seiner Struktur ein wichtiger Bestandteil für die Qualität der Bodenstruktur und die Fruchtbarkeit des Bodens [Senesi, Brunetti, 1996]. In den hier durchgeführten Untersuchungen ist nur die Intensivrotte Gegenstand der Betrachtungen.

2.1.1 Biologie der Kompostierung

Der Hauptabbau bei der Kompostierung wird von chemoorganotrophen, aeroben Organismen geleistet. Die dominierenden Mikroorganismen variieren während der Dauer des Kompostierprozesses in Abhängigkeit von den sich ändernden chemisch-physikalischen Gegebenheiten. Während der Anfangsphase nimmt die Zahl der thermophilen, heterotrophen, aeroben Bakterien und Pilze bis zum Erreichen des Temperaturmaximums von ca. 60 °C stark zu, während die Zahl der mesophilen Bakterien und Pilze zurückgeht. In dieser Phase werden die leicht abbaubaren Substrate metabolisiert. Der optimale Temperaturbereich für thermophile Pilze und Bakterien liegt bei 45-55 °C mit einer maximalen Temperatur von ca. 60 °C [de Bertoldi, 1983]. Steigt die Temperatur durch die hohe Stoffwechselaktivität über 60 °C, tritt eine Selbsthemmung auf [Weppen, 2001 A]. Nach dem Verbrauch der leicht zugänglichen und metabolisierbaren Substanzen kühlt das Rottegemisch wieder ab, und eine gegenläufige Entwicklung der dominierenden Mikroorganismen tritt auf. Zusätzlich nimmt die Zahl der Actinomyceten stark zu, die sich nach BEFFA et al. (1996) langsamer entwickeln und deshalb in der frühen Phase bei hoher Substratkonzentration weniger konkurrenzfähig sind. Darüberhinaus beobachteten DE BERTOLDI et al. (1988) eine Zunahme der Zahl zellulolytischer Pilze und Bakterien sowie ligninolytischer Pilze in dieser Rottephase. Diese mesophile Mikroflora der späteren Rottephase ist für den folgenden, langsamen Abbau der langkettigen Polymere wie Zellulose, Stärke und Pektin verantwortlich. Lignin wird von einer kleinen Gruppe von Pilzen und Actinomyceten frühestens einen Monat nach Rottebeginn langsam abgebaut [de Bertoldi, 1983]. Nach einer anfänglichen Inhibierung durch die thermophile Phase nimmt die Zahl der Ammonium produzierenden Bakterien stark zu [de Bertoldi, 1988]. Autotrophe Nitrifikation wird ebenfalls durch Temperaturen über 40 °C inhibiert, so dass die Nitrifikationsrate während der Intensivrotte sehr niedrig ist [Spiek, Bock, 1998]. Aufgrund der aeroben Bedingungen ist die Zahl und Bedeutung von denitrifizierenden Mikroorganismen

klein, so dass der Stickstoffverlust aus dem Prozess überwiegend durch flüchtiges Ammoniak verursacht wird. Eine Stickstofffixierung während der Intensivrotte wird von DE BERTOLDI et al. (1988) ebenfalls für irrelevant erachtet.

Der optimale Temperaturbereich für einen maximalen Substanzabbau liegt zwischen 45 und 55 °C. Temperaturen über 60 °C führen zu einer Abnahme der mikrobiellen Aktivität und führen zu einer Rotteverzögerung [Finstein, 1983]. Über 70 °C zeigen nur noch sehr wenige Arten der Gattungen *Bacillus*, *Clostridium sp.* und *Thermus* metabolische Aktivität [de Bertoldi, 1983], [Beffa, 1996]. Bei der Kompostierung sollten deshalb Temperaturen über 65 °C über einen längeren Zeitraum vermieden werden, wobei jedoch zur Abtötung pathogener Keime wie *Salmonella* während der Intensivrotte Temperaturen von 60 °C für 3 Tage erforderlich.

2.1.2 Stoffabbau im heterogenen System

Bei der Kompostierung liegt ein heterogenes Rottegemisch vor, in dem das Substrat in Form fester, unlöslicher Partikel vorliegt. Die wässrige Phase ist limitiert und an die Oberfläche der Substratpartikel gebunden. Die Mikroorganismen wachsen auf der Oberfläche der Substratpartikel in Form von Biofilmen. Der Abbau der organischen Substanz durch die Mikroorganismen erfordert eine komplexe Folge von Lösungs-, Transport- und Diffusionsvorgängen, die nach HAUG (1993) folgendermaßen zusammengefasst werden können:

- Freisetzung und Transport extrazellulärer, hydrolytischer Enzyme zur Substratoberfläche
- Hydrolyse des polymeren Substrates in niedermolekulare, lösliche Bestandteile
- Diffusion der gelösten Substrate zur Zelle
- Diffusion und Transport des Substrates in die Zelle
- Transport von Sauerstoff in die Makroporen des Rottegemisches
- Transport des Sauerstoffes durch die Gas-Flüssigkeits-Grenzschicht
- Diffusion des Sauerstoffs durch die Flüssigphase
- Transport des Sauerstoffs in die Zelle
- aerober Metabolismus in der Zelle

Für die Emissionen flüchtiger, organischer Stoffe, die als Zwischen- oder Endprodukte des mikrobiellen Stoffwechsels entstehen, sind weiterhin folgende Schritte erforderlich:

- Transport der Stoffwechselprodukte aus der Zelle
- Diffusion durch die Flüssigphase
- Transport durch die Grenzschicht Flüssigkeit-Gas
- Transport aus dem Porenraum

Welcher dieser Schritte für den Kompostierprozess geschwindigkeitsbestimmend ist, hängt von den Bedingungen im Rottegemisch, wie Temperatur, Wassergehalt, Porenvolumen,

Abbaugeschwindigkeit und Konzentrationsgradienten ab. Deshalb ist das Ziel einer Prozesssteuerung, die Bedingungen im Rottegemisch so zu gestalten, dass optimale Bedingungen für einen schnellen mikrobiellen Abbau geschaffen werden und gleichzeitig ein Austrag der flüchtigen, organischen Stoffe aus dem Rottegemisch vermindert wird.

2.1.3 Sauerstoffversorgung

Sauerstoff dient in der aeroben Atmung als terminaler Elektronenakzeptor bei der Oxidation der organischen Substrate durch die Mikroorganismen und in geringerem Maße auch der abiotischen Oxidation im Rottegemisch. Der Sauerstoffverbrauch durch die Nitrifikation von Ammoniak kann für die Intensivrotte vernachlässigt werden, worauf bereits hingewiesen wurde. Einflussgrößen für die Sauerstoffversorgung der Mikroflora sind die mechanische Struktur des Rottegemisches, d.h. die Luftgängigkeit des Materials, der Wassergehalt, der Sauerstoffpartialdruck im Porenvolumen sowie der Sauerstofftransport in den Biofilm. Um eine optimale Belüftung des Rottegemisches zu gewährleisten, müssen eine ausreichende Porosität sowie ein ausreichendes freies Luftporenvolumen vorhanden sein. Die Porosität n ist definiert als das Verhältnis des Porenvolumens V_v zu dem Gesamtvolumen V_t ($n = V_v / V_t$). Das freie Luftporenvolumen f ist das Verhältnis des freien Gasvolumens V_g in den Poren zum Gesamtvolumen V_t ($f = V_g / V_t$). Der Wassergehalt in den Poren verringert das freie Luftporenvolumen des Rottegemisches. Eine zunehmende Porosität und ein zunehmendes freies Luftporenvolumen verringern den Strömungswiderstand und ermöglichen eine bessere Belüftung des Materials. HAUG (1993) nennt ein optimales freies Luftporenvolumen von ~30 % für die meisten Substrate und Kompostierverfahren.

Neben dem freien Luftporenvolumen beeinflusst ein hoher Wassergehalt auch den Sauerstofftransport in den Biofilm. Der Diffusionskoeffizient von Sauerstoff in Wasser ist etwa um den Faktor 10^4 kleiner als in der Gasphase, so dass mit zunehmender Dicke des Wasserfilms auf den Substratpartikeln die Diffusionswege länger werden und die Sauerstoffversorgung verringert wird. Während für die Sauerstoffversorgung ein niedriger Wassergehalt erstrebenswert ist, muss für die Mikroorganismen eine ausreichende Flüssigphase als Lebensraum zu Verfügung stehen, so dass diese beiden Aspekte im Widerstreit stehen. Als optimal wird ein Wassergehalt von 40 bis 60 Gew.%, bei einem maximal tolerierbaren Wert von 70 % angegeben [Krogmann, 1994].

Für die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen innerhalb der wässrigen Phase ist grundsätzlich ein hoher Sauerstoffgehalt im Porenvolumen vorteilhaft, da der Sauerstofftransport in der flüssigen Phase neben der Temperatur von der Dicke der flüssigen Phase und vom Konzentrationsgradienten abhängt. Angaben über den notwendigen Sauerstoffgehalt in der Umluft sind in der Literatur sehr unterschiedlich. So wird von einem ausreichenden Sauerstoffgehalt zwischen 10 und 18 % ausgegangen z. B.

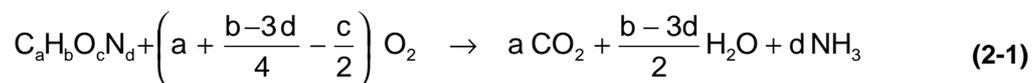
[Suler, Finstein, 1977], der bei einer guten Prozesssteuerung ohne Schwierigkeiten gewährleistet werden kann.

2.1.4 Belüftung und Wärmetransport

Neben dem Aspekt der Sauerstoffversorgung ist die Belüftung des Materials auch für den Wärmetransport wichtig. Beim mikrobiellen Abbau der organischen Substanz wird im Durchschnitt 13.8 kJ/g O₂-Konsum in Form von Wärme freigesetzt, die ein Aufheizen des Rottegemisches zur Folge hat. Ein Wärmeaustrag aus dem Prozess erfolgt durch Wärmestrahlung über die Oberfläche des Rottegefäßes oder der Miete, über Wärmetransport durch die Abluft und durch die Verdunstung und den Austrag von Wasser über die Abluft. Den größten Anteil am Wärmeaustrag hat dabei der Wasserdampf: FINSTEIN et al. (1983) gibt für einen Laborreaktor Anteile am Wärmeaustrag von 88 % über Verdampfung, 10 % durch Konvektion der trockenen Luft und 2 % über Wärmeleitung an. Für eine detaillierte Betrachtung der kalorimetrischen Verhältnisse in den Laborreaktoren sei auf [Weppen, 2001 B] verwiesen.

2.1.5 Aerober Abbau organischer Substanz

Der Stoffumsatz für den aeroben Abbau lässt sich verallgemeinert durch folgende Reaktionsgleichung beschreiben:



Bei bekanntem Verhältnis der Elemente C, H, O und N durch eine Elementaranalyse des organischen Materials, lässt sich damit ein Zusammenhang zwischen der abgebauten Menge organischer Substanz und dem stöchiometrischen Sauerstoffbedarf sowie der mikrobiell im Prozess gebildeten Menge CO₂ und H₂O herstellen. In **Tab. 2.1** sind die Verhältnisse der genannten Elemente für einige leichtabbaubare Substrate sowie für verschiedene Mischfraktionen im Bioabfall angegeben. Mit Ausnahme der Fette und Öle unterscheiden sich die Werte nicht stark. Für die organische Fraktion des Hausmülls ergibt sich mit obiger Formel pro kg abgebauter organischer Substanz ein Sauerstoffbedarf von 1.53 kg O₂, wobei 0.62 kg Wasser sowie 1.91 kg Kohlendioxid durch den mikrobiellen Stoffwechsel gebildet werden. Mit diesen Zahlen kann aus Wiegedaten und Abgasanalysen ein Netto-Stoffabbau errechnet werden.

Tab. 2.1: Elementar-Zusammensetzung einiger Bestandteile des Bioabfalls [Haug, 1993]

Bestandteil	Chemische Zusammensetzung	stöch. O ₂ -Bedarf [kg O ₂ /kg OS _{abg}] ^{1.)}	H ₂ O gebildet [kg H ₂ O/kg OS _{abg}]	CO ₂ gebildet [kg CO ₂ /kg OS _{abg}]
Kohlenhydrat	(C ₆ H ₁₀ O ₅) _x	1,19	0,56	1,62
Protein	C ₁₆ H ₂₄ O ₅ N ₄	1,50	0,31	2,00
Fett und Öl	C ₅₀ H ₉₀ O ₆	2,83	1,03	2,80
org. Fraktion Hausmüll	C ₆₄ H ₁₀₄ O ₃₇ N	1,53	0,62	1,91
Essenreste	C ₁₈ H ₂₆ O ₁₀ N	1,44	0,50	1,90
Holz	C ₂₉₅ H ₄₂₀ O ₁₈₆ N ₄	1,39	0,53	1,86

^{1.)} OS_{abg}: abgebaute organische Substanz

2.1.6 Anaerober Abbau organischer Substanz

Neben dem aeroben Abbau kann bei unzureichender Sauerstoffversorgung von Kompartimenten innerhalb des Rottegemisches eine anaerobe Fermentation stattfinden. Dabei wird die organische Substanz über eine Vielzahl möglicher Stoffwechselwege abgebaut, wobei als Endprodukte niedermolekulare Aldehyde, Alkohole und Ketone gebildet werden, weshalb den anaeroben Teilprozessen im Hinblick auf die VOC-Emissionen eine größere Bedeutung zukommt als dem aeroben Abbau (**Abb. 2.1**) [Schlegel, 1992], [Brock, 1997].

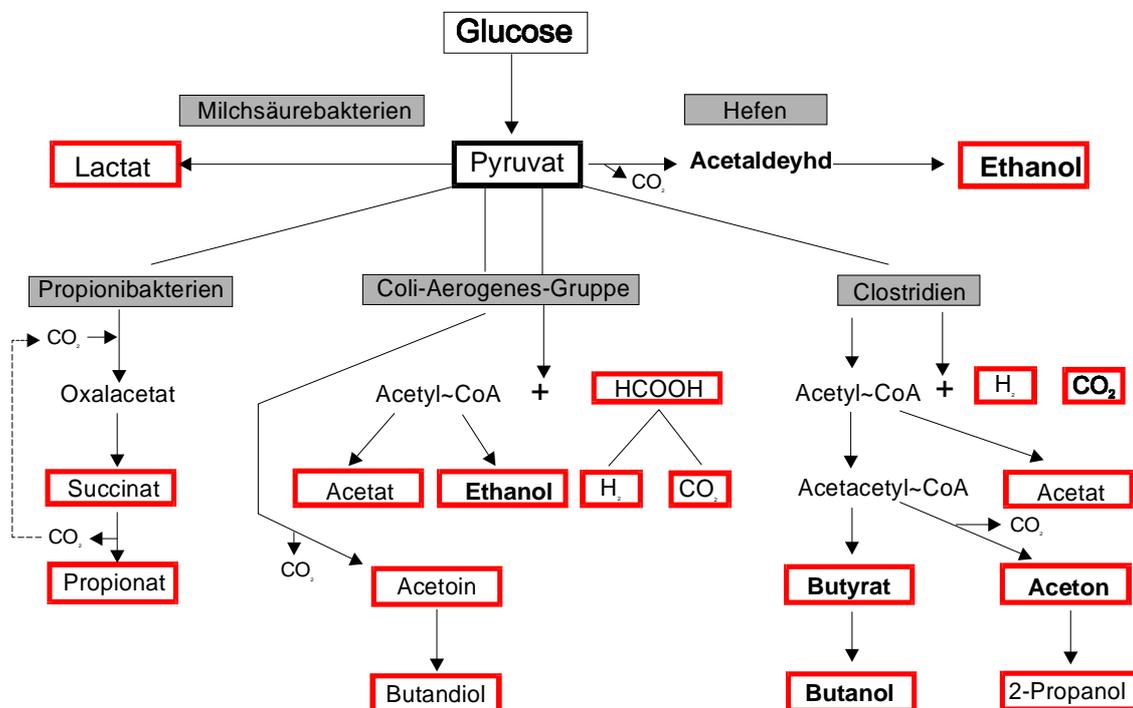


Abb. 2.1: Zusammenfassende Übersicht über Verlauf und Produkte einiger wichtiger Gärungen nach [Schlegel, 1992].

Nach PÖHLE et al. (1993) entstehen diese Stoffe vor allem in der Anfangsphase der Kompostierung durch eine Kombination aus anaeroben Gärungsprozessen durch die stets nachgewiesene Gruppe der fakultativen Anaerobier und durch sekundäre oxidative Umsetzungsreaktionen. Ketone und vor allem 2-Butanon treten in der Anfangsphase und in der thermophilen Phase auf, wobei PÖHLE et al. (1993) die sekundäre Entstehung als Oxidationsprodukte der Alkohole, Produkte des oxidativen Aminosäureabbaus sowie Intermediate der β -Oxidation von langkettigen Fettsäuren für wahrscheinlicher halten als die Bildung im anaeroben Stoffwechsel.

2.1.7 Emissionen

Bei dem mikrobiellen Abbau organischer Substanz wird eine Vielzahl von flüchtigen, organischen Stoffen gebildet, die bei der Kompostierung zusammen mit den im Rottegemisch enthaltenen flüchtigen Stoffen (z.B. ätherischen Ölen oder organischen Fremdstoffen) als Emissionen im Kondensat und in der Abluft auftreten. In der Literatur finden sich eine Reihe von Arbeiten, in denen Emissionen bei der Kompostierung von unterschiedlichen, organischen Feststoffen unter verschiedenen Aspekten einzelstofflich untersucht wurden: DOEDENS (1997), FRICKE (1997) und JAGER (1997) untersuchten Emissionen aus mechanisch-biologischen-Abfallbehandlungsanlagen, in denen Restmüll kompostiert wurde. BRINTON (1998) hat v. a. flüchtige, organische Säuren in unterschiedlich alten Komposten untersucht, bei KISSEL (1992) und EITZER (1995) finden sich Ergebnisse aus Untersuchungen über synthetische VOC und Gerüche auf Kompostieranlagen für städtischen Müll und HENTZ (1996) untersuchte flüchtige, organische Schadstoffe auf Kompostieranlagen für Biomüll. Die vier letztgenannten Autoren haben Kompostieranlagen in Amerika untersucht, deren Inputmaterial aufgrund der unterschiedlichen Sammelstruktur eine andere Zusammensetzung und deutlich höhere Fremdstoffgehalte aufweist, so dass der Schwerpunkt der Arbeiten auf den Emissionen anthropogener Schadstoffe lag. In der Einleitung wurde bereits auf die Problematik der Vergleichbarkeit von Ergebnissen aus unterschiedlichen Studien eingegangen. PÖHLE (1994) untersuchte den Zusammenhang von Geruch und Einzelstoffen in der Abluft einer Laborrotte von Bio- und Gartenabfällen sowie von Biomüll der Stadt Leipzig, so dass dessen Ergebnisse aufgrund eines ähnlichen Ausgangssubstrates am ehesten vergleichbar sind mit dem in dieser Arbeit untersuchten Bioabfall. Gleiches gilt für die Untersuchung einer Mischung aus Gemüse, Früchten, Gartenabfällen und Papier von SMET et al. (1999). Eine zusammenfassende Übersicht über verschiedene Arbeiten zum Thema Emissionen findet sich zudem in [Epstein, 1997] und [Stegmann, 1997]. Zusammenfassend können die bisher bei der Rotte von Bioabfall und Hausmüll identifizierten Stoffe den folgenden wichtigen Stoffklassen zugeordnet werden:

- niedere Fettsäuren
- niedermolekulare Alkohole, Aldehyde, Ketone, Ester
- Terpene
- schwefelhaltige Verbindungen
- stickstoffhaltige aliphatische und heterozyklische Verbindungen
- Kohlenwasserstoffe, chlorierte Kohlenwasserstoffe
- sonstige organische Fremdstoffe

2.2 Versuchsansatz für die Rotteexperimente

Aus den oben erläuterten biologisch-chemisch-physikalischen Zusammenhängen des Kompostierprozesses ergeben sich verschiedene Möglichkeiten, durch die Variation der Rottegemische auf die Bildung und Freisetzung von Emissionen Einfluss zu nehmen, die im Folgenden diskutiert werden sollen.

2.2.1 Variation des Verhältnisses Bioabfall/ Strukturmaterial

Die Zugabe von meist holzigem Strukturmaterial bei der Kompostierung von Bioabfall ist heute Stand der Technik. In der betrieblichen Praxis einer Kompostieranlage sind der Anteil Strukturmaterial und die Korngröße des Bioabfalls sowie des Strukturmaterials Parameter, die in weiten Bereichen schwanken. Beide können aber bei der Aufbereitung des Inputmaterials mit der betriebsüblichen Infrastruktur leicht auf optimale Werte eingestellt werden. Die Strukturmaterialzugabe ist erforderlich, um die mechanische Stabilität des Rottegemisches zu gewährleisten. Durch Art und Menge lässt sich die Schüttdichte des Rottegemisches, die Porosität, das Luftporenvolumen und der Feuchtigkeitsgehalt beeinflussen. Auf die Bedeutung dieser Faktoren für die Kompostierung wurde bereits eingegangen. Neben dem Aspekt eines beschleunigten Rotteprozesses wird von verschiedenen Autoren auf den positiven Einfluss einer verbesserten Substratstruktur auf die Geruchsemissionen durch Vermeidung anaerober Zonen hingewiesen [Vogtmann, 1989], [Walker, 1991]. Aus dem gleichen Grund sollte auch die Bildung und Freisetzung anaerober Stoffwechselprodukte im Allgemeinen vermindert werden. Über den geruchlichen Aspekt hinaus sollen die Versuche zur Variation des Anteils Strukturmaterial deshalb den quantitativen Einfluss auf das Emissionsgeschehen flüchtiger, organischer Verbindungen klären.

2.2.2 Variation der Art des Strukturmaterials

Üblicherweise wird Holzschredder als Strukturmaterial für die Kompostierung zugemischt, weil es als Strauchschnitt aus Gärten und öffentlichen Anlagen und speziell in Schleswig-Holstein aus der Knickpflege in ausreichenden Mengen zur Verfügung steht. Wichtig für den

mikrobiellen Abbau ist das C/N-Verhältnis des Substrates. Als optimal haben sich Werte von ca. 20-35 herausgestellt, wobei nicht der Gesamtkohlenstoff, sondern der biologisch verfügbare Anteil entscheidend ist [de Bertoldi, 1983], [Kayhanian, 1992], [Haug, 1993], [Epstein, 1997]. Zu hohe C/N-Verhältnisse können über eine Stickstofflimitierung zu einer Hemmung des Abbaus führen, während ein niedriges C/N-Verhältnis < 20 zwar keinen hemmenden Einfluss auf den aeroben Stoffwechsel hat, jedoch durch eine zu geringe Kohlenstoffverfügbarkeit die Freisetzung von Ammoniak aus dem Abbau stickstoffhaltiger Verbindungen, wie z.B. Proteinen, zur Folge haben kann. Aufgrund der Mineralisierung der organischen Substanz, kommt es während der Rotte zu einer Einengung des C/N-Verhältnisses. Holz ist in dem kurzen Zeitraum der Intensivrotte und der meist nur wenige Wochen dauernden Nachrotte wegen seines hohen Anteils an Lignozellulosen weitgehend inert. Anders verhält sich Stroh, das mit bis zu 30 % leicht abbaubarem Xylan und einem geringeren Anteil Lignin [Schlegel, 1992], [Körner, 1996], schon während der Intensivrotte, vor allem aber in der Nachrotte, merklich abgebaut wird. Stroh bewirkt deshalb eine deutliche Aufweitung des effektiven, bioverfügbaren C/N-Verhältnisses und sollte deshalb vor allem einen Einfluss auf die Stickstoff-Emissionen in Form von Ammoniak haben. Aufgrund seines stabilen Halmquerschnittes ist es als Strukturmaterial für die Intensivrotte gut geeignet, verringert die Schüttdichte und hat darüber hinaus den Vorteil, im Laufe des Rotteprozesses in die Kompostmatrix überzugehen, wobei allerdings seine Funktion als Strukturmaterial verloren geht.

2.2.3 Variation der Korngröße

In der betrieblichen Praxis wird die Zerkleinerung des Materials durch Schreddern häufig eingesetzt, um durch die vergrößerte Schüttdichte mehr Material in die Rotteboxen einfüllen zu können. Abgesehen von dieser eher pragmatischen Überlegung hat die Zerkleinerung des Substrates vor der Rotte verschiedene Auswirkungen auf die physikalischen Gegebenheiten im Rottegemisch. Neben einer allgemeinen Homogenisierung des Materials, verringert sich dadurch einerseits die Porosität und das freie Luftporenvolumen des Materials, andererseits vergrößert sich die aktive Oberfläche und damit die Angriffsfläche für die Mikroorganismen. Dies hat Einfluss auf die Zahl der Mikroorganismen und damit auf die Abbaurate, die Wärmeproduktion und den Sauerstoffverbrauch. Eine höhere Besiedlungsdichte führt zu einem höheren Substanzabbau und damit zu einer beschleunigten Kompostierung [Golueke, 1977], [de Bertoldi, 1983], [Haug, 1993]. Darüber hinaus bedeutet eine größere Oberfläche aber auch veränderte Bedingungen für den Austausch gasförmiger Stoffe wie VOC, O_2 und CO_2 zwischen Biofilm und Gasphase. EPSTEIN (1997) berichtet von erhöhter Produktion von geruchsintensiven Mercaptanen als Folge des Schredderns, dessen Ursache eine unzureichende Sauerstoffversorgung sei.

Durch Versuche zur Variation der Korngröße soll der qualitative und quantitative Einfluss dieser zum Teil gegenläufigen Effekte auf die Emissionen bestimmt werden.

2.2.4 Einfluss von Zuschlagstoffen

Die Rückführung von Reifkompost in den Beginn der Intensivrotte dient als mikrobielles Impfgut (Inoculum) mit einer dem Rotteprozess angepassten Biozönose. Im Allgemeinen ist sowohl im Bioabfall als auch im Strukturmaterial eine qualitativ und quantitativ ausreichende Biozönose vorhanden. Schon GOLUEKE (1972) weist auf den zweifelhaften Nutzen vor allem kommerzieller Inocula für den Rotteprozess hin. Auch sollte man bedenken, dass der Kompostierprozess schon hinter mancher Ladentheke beginnt und bis zur Anlieferung am Kompostwerk meist mehr als weniger fortgeschritten ist, so dass sich bereits eine an das Substrat angepasste Biozönose entwickelt hat. Auf den Verlauf des Gesamtprozesses und das Endprodukt dürfte eine Impfung deshalb kaum einen Einfluss haben. Dennoch gibt es Hinweise auf eine positive Wirkung von Rücklaufgut auf die Geruchsentwicklung [Haug, 1993]. Untersuchungen von WEPPEL et al. (mündliche Mitteilungen) haben in Laborversuchen gezeigt, dass schon durch die Rückführung geringer Mengen Reif- oder Frischkompost ein sofortiger Rottebeginn einsetzt und die Haltephase im Temperaturanstieg beim Übergang von mesophilen auf thermophile Bedingungen ausbleibt. Dies ist ein Hinweis darauf, dass unter den häufig anaeroben Bedingungen in den Sammelgefäßen eine andere Mikroflora vorherrscht als während der Intensivrotte. Es sollte überprüft werden, ob sich die Rückführung von Reif- oder Frischkompost in den Rottebeginn, mit der entsprechend angepassten Biozönose, in einer beschleunigten, bzw. verbesserten Abbauleistung für intermediäre Stoffwechselprodukte bemerkbar macht und damit auf die Emissionen auswirkt. Neben seiner Eigenschaft als Impfgut verfügt das Rücklaufgut über Sorptionskapazitäten in Form von Humifizierungsprodukten. Diese können flüchtige intermediäre Stoffwechselprodukte durch ionische und nichtionische Wechselwirkungen im Prozess fixieren und einen anschließenden Abbau ermöglichen [Kissel, 1992].

Die gleiche Funktion hat auch die Zugabe von Bentonit. Tonminerale zeichnen sich durch eine große spezifische Oberfläche (nass 300-400 m²/g), Kationenaustauschkapazität (bis 80 mval/ 100 g) und die Fähigkeit zur Einlagerung von Wasser und anderen Stoffen durch innerkristalline Quellung aus [IKO-Erbslöh, 1997], [Holleman, 1985]. Aufgrund dieser Eigenschaften werden in der Literatur verschiedene positive Effekte auf die mikrobielle Aktivität, wie höhere Keimzahlen, größere Wachstumsraten, effizientere Huminstoffbildung und bessere Hitzetoleranz von Mikroorganismen, u. a. beschrieben [Grundmann, 1990]. Abweichend davon fand GRUNDMANN (1990), dass der Zusatz von 15 Gew.% Tonmineralien bei der Biomüllkompostierung zu einem verminderten Abbau an hochmolekularen Kohlenhydraten (Hemizellulosen) und zu einer verminderten Humifizierung

aufgrund der sorptiven Eigenschaften führte. Beide Effekte kommen aber nicht während der Intensivrotte zum Tragen. Ein Einfluss auf das Emissionsgeschehen ist deshalb hauptsächlich aufgrund der Austauschkapazität für Ammoniumionen und der sorptiven Eigenschaften für Stoffwechselprodukte zu erwarten.

2.3 Versuchsansatz für die Bioabfall-Analyse

In Laboruntersuchungen sollte die potentielle Emissionsfracht des Bioabfalls untersucht werden. Während der Sammlung und der Lagerung setzt im Bioabfall bereits ein Abbauprozess ein, der mit der Bildung von flüchtigen, organischen Stoffe verbunden ist. Darüberhinaus enthält der Bioabfall eine große Zahl von Stoffe die Bestandteil des organischen Gewebes sind. Diese Stoffe werden als potentielle Emissionsfracht mit dem Bioabfall in den Prozess eingebracht und können zu Rottebeginn, unabhängig von dem mikrobiellen Stoffwechselgeschehen, durch den Temperaturanstieg und die Belüftung aus dem Prozess ausgetragen werden. Folgende Fragen werden untersucht:

- Wie groß ist die Fracht der emissionsrelevanten Stoffe, die bereits mit dem Bioabfall in den Prozess eingebracht wird?
- Welcher Anteil dieser Fracht wird während der Rotte freigesetzt?
- Wie groß ist der Beitrag dieser Fracht zu der Gesamtfracht aus dem Prozess?
- Wie ist das Freisetzungsverhalten dieser Stoffe aus der Matrix Bioabfall in Abhängigkeit von der Temperatur?

Die Bestimmung der Emissionsfracht im Bioabfallinput erfolgte durch Ausblasen der Stoffe unter Bedingungen, die hinsichtlich Temperatur und Belüftung denen zu Beginn des Kompostierprozesses entsprachen. Der Bioabfall sollte dabei weitgehend in einem originären Zustand verbleiben, um die Neubildung oder den Abbau von Stoffen durch chemische Reaktionen oder biologischen Abbau zu vermeiden, so dass der Untersuchungszeitraum möglichst kurz gehalten werden musste. Aufgrund dieser Zielsetzung erfolgte die Bestimmung der Emissionsfracht im Bioabfallinput zusammen mit der Untersuchung der temperaturabhängigen Freisetzung der Stoffe. Der Bioabfall wurde in einem geschlossenen Gefäß stufenweise erwärmt und nach der Einstellung eines Gleichgewichtes zwischen Gasphase und Bioabfall bei der jeweiligen Temperatur, wurden die Gleichgewichtskonzentrationen in der Gasphase über dem Bioabfall gemessen. Nach der letzten Beprobung bei 70°C wurde die Stofffracht im Bioabfall ausgeblasen, bis nur noch ein niedriges Emissionsniveau vorhanden war. Zur Frachtbestimmung wurde der Abluftstrom während des Ausblasens kontinuierlich beprobt. Zum Vergleich der aus dem Bioabfall freigesetzten Fracht mit der Gesamtfracht aus dem Rotteprozess, wurde parallel mit dem gleichen Material eine Intensivrotte im Laborreaktor durchgeführt und deren Emissionen bestimmt.

3. Material und Methoden

3.1 Kompostierung im Labormaßstab

3.1.1 Versuchsaufbau

Die Laborkompostierungen wurden in drei parallel betriebenen 32 l-Bioreaktoren aus VA-Stahl durchgeführt. Die Reaktoren sind wärmeisoliert und mit einer umfangreichen Messtechnik zur Erfassung aller prozessrelevanten Größen ausgestattet (**Abb. 3.1**).

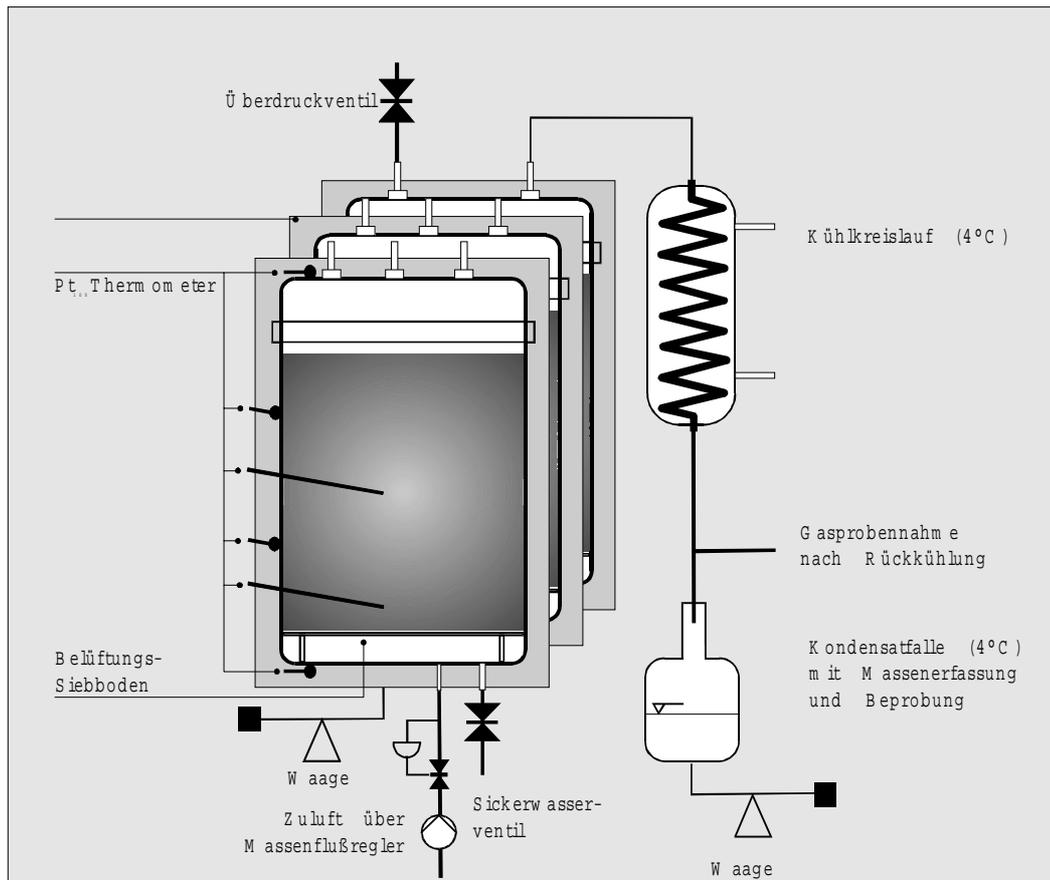


Abb. 3.1: Rottereaktoren für die Kompostierung im Labormaßstab

Technische Daten; Messtechnik:
Außenmaße Reaktor: 320 mm x 400 mm
effektives Nutzvolumen 28 l
Isolierung: Wolle, ca. 3 cm
NDIR-Betriebsphotometer: Hartmann&Braun URAS 10e
Data-Logger: Campbell-Scientific CR 10
Massenflussregler für Zuluft: Brooks Massflow-Controller 5850E
Thermostat: LAUDA RC 6 CS
Temperaturfühler: Heraeus Pt100 1/3 DIN B;
Temperaturmesspunkte Außen: Deckel, Boden, Mantel (2x)
Temperaturmesspunkte Innen: Wandabstand 45 mm, Tiefe: 120 + 250 mm

Es wurden jeweils kontinuierlich die Reaktortemperatur, O_2 , CO_2 in der Abluft, sowie die Belüftungsrate erfasst. Ein elektromagnetischer Messstellenumschalter ermöglichte die zyklische Messung der Abluft der drei Reaktoren. Ein vierter Messkanal war mit

Umgebungsluft als Referenz für die drei Gase belegt. Alle 20 min wurde ein Messwert/ Kanal gespeichert. Darüber hinaus wurden in regelmäßigen Abständen manuell die Kondensatmenge und das Reaktorgewicht bestimmt. Um definierte Bedingungen für die Abluftbeprobung einzuhalten und ein Durchschlagen der feuchtigkeitsgesättigten Abluft in die Messtechnik zu verhindern, wurde die Abluft der Reaktoren durch Schlangenkühler geleitet, die mit einem Thermostaten auf 4 °C gekühlt wurden. Das aufgefangene Kondensat wurde bis zur Probenahme in einem Wasserbad ebenfalls auf 4 °C gekühlt. Zwischen Kühlfalle und Messtechnik befanden sich zusätzliche Auffanggefäße, die bei unerwartet hohem Kondensatanfall ein Überlaufen in die Messtechnik verhinderten. Die Beprobung der Abluft auf flüchtige organische Verbindungen und Ammoniak erfolgte in regelmäßigen Abständen hinter der Kühlfalle.

Das thermische Verhalten der Reaktoren wurde in umfangreichen Messungen ermittelt [Weppen, 2001 B]. Aus den daraus gewonnen Kenngrößen ließen sich mit den aufgezeichneten Temperaturen Wärmebilanzen berechnen, die in Kombination mit den Gasdaten Aufschluss über die biochemische Leistung während der Rotte geben.

3.1.2 Versuchsdurchführung

Für die Rotteversuche wurde Bioabfall von der Kompostieranlage der Fa. oar/Altenholz (Versuch 1 und 2) und des Zweckverbandes Ostholstein in Lensahn (Versuch 3 bis 7) verwendet. Es wurde für alle Versuche (Labor und Praxis) Bioabfall aus demselben Sammelgebiet verwendet, um Schwankungen in der Qualität durch unterschiedliche Siedlungsstrukturen zu vermeiden. Das Rohmaterial wurde für die Laborkompostierungen manuell auf < 30 mm geschnitten und von Störstoffen befreit. Diese Materialaufbereitung war erforderlich, da sich Inhomogenitäten bei den kleineren Materialmengen in den Laborreaktoren (ca. 12 kg/ Reaktor) sehr nachteilig auf die Aussagekraft der Ergebnisse ausgewirkt hätte. Zuschlagstoffe wie Holz oder Stroh wurden ebenfalls auf < 30 mm zerkleinert.

Die Zusammensetzung und die Qualität des täglich in Lensahn angelieferten Bioabfalls unterliegt starken Schwankungen [Weppen, 1998]. Um trotz dieser hohen Varianz des Rohmaterials verschiedene Versuchsansätze vergleichen zu können, wurden simultane Vergleichsrotten durchgeführt. Die Rottemischungen einer Versuchsserie wurden jeweils aus derselben Charge aufbereiteten Materials (Bioabfall und Zuschlagstoffe) repräsentativ hergestellt. Einer der drei Reaktoren jeder Versuchsserie diente als Referenz, der eine Standardmischung mit dem üblichen Strukturstoffanteil, der üblichen Korngröße und keinen Zuschlagstoff enthält. Die anderen beiden Reaktoren einer Versuchsserie enthielten eine modifizierte Mischung (**Abb. 3.2**).

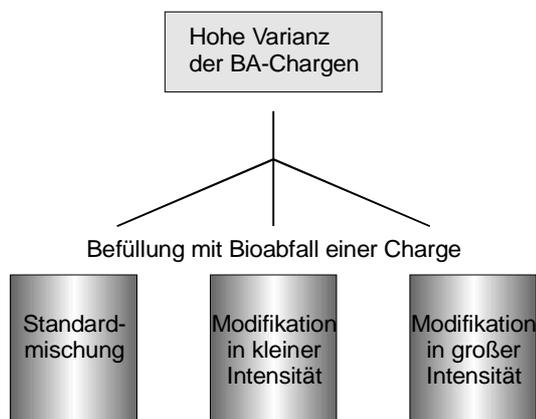


Abb. 3.2: Prinzip der simultanen Vergleichsrotte von drei Versuchsansätzen in einer Versuchsserie. Diese Verfahrensweise ermöglichte die direkte, vergleichende Bewertung der Ergebnisse innerhalb einer simultanen Versuchsserie. Durch die Normierung der Emissionsfrachten auf die eingebrachte Menge Bioabfall und den Vergleich der modifizierten Varianten mit dem Referenzreaktor, lassen sich Wirkungsvektoren für die Stelleingriffe ermitteln. Der direkte Vergleich von Ergebnissen aus unterschiedlichen Versuchsserien ist nur eingeschränkt möglich.

3.1.3 Rottegemische

Tab. 3.1: Variationen der Rottegemische in den Laborversuchen. Der erste Versuchsansatz jeder Serie war der Referenzreaktor.

Versuch	Variante	Menge in % der Frischmasse
1-1	Strukturmaterial Stroh	9,9
1-2	Strukturmaterial Stroh	17,9
1-3	Strukturmaterial Stroh	34,9
2-4	Holz	5,0
2-5	Stroh	5,0
2-6	Rottes Stroh	5,0
3-7	Reifkompost Zusatz	0
3-8	Reifkompost Zusatz	8,7
3-9	Reifkompost Zusatz	31,7
4-10	Strukturmaterial Holz	6,8
4-11	Strukturmaterial Holz	18,2
4-12	Strukturmaterial Holz	37,0
5-13	Bioabfall Korngröße	grob
5-14	Bioabfall Korngröße	mittel
5-15	Bioabfall Korngröße	fein
6-16	Bentonit Zusatz	0
6-17	Bentonit Zusatz	1,6
6-18	Bentonit Zusatz	7,8
7-19	Altkompost	0
7-20	Altkompost	7,8
7-21	Altkompost	38,8

Zu allen Versuchsansätzen (**Tab. 3.1**) wurde ca. 5 % Reifkompost als mikrobielles Startermaterial zugegeben (Ausnahme Versuch 3). Die als Inoculum verwendeten Reifkomposte hatten je nach Verfügbarkeit ein unterschiedliches Alter. Für Versuch 3, 4 und 5 wurde etwa drei Monate alter Reifkompost von der Anlage in Lensahn verwendet, für Versuch 6 und 7 wurde der Frischkompost aus Versuch 5 zugemischt. In Versuch 6 wurde Bentonit der Firma W. Neudorff GmbH KG, Emmerthal verwendet. Die Zusammensetzung ist laut Herstellerangaben: Montmorillonit mind. 50 %, Illit 15-20 %, Begleitminerale (Feldspat, Glimmer, Quarz), Spurenelemente (Ca, Mg, Fe, Mn, B). Das Bentonit wurde vor der Einmischung abgesiebt.

3.1.4 Versuchsdauer, Messprogramm

Die Laborversuche dauerten je nach Rotteverlauf ca. 3 Wochen. Wenn die Reaktortemperatur annähernd auf Raumtemperatur gefallen war, in der Regel nach ca. 7-9 Tagen, wurde der Rotteprozess unterbrochen. Das Material wurde neu durchmischt und zur Einstellung optimaler Rottebedingungen befeuchtet. Durch die fortlaufend berechnete Massen- und Wasserbilanz, konnte die notwendige Wassermenge zu den Umsetzterminen bereits rechnerisch ermittelt werden. Anschliessend wurde die Rotte für ca. 14 Tage fortgeführt.

Die Reaktoren wurden mit 150 l/h belüftet. Nach dem Umsetzen und dem Rückgang der Temperatur in der zweiten Rottephase wurde die Belüftung auf 75 l/h halbiert.

Nach der Befüllung der Reaktoren wurden die ersten Abluftproben 1 h nach Einschalten der Belüftung (entsprechend fünf Luftwechseln) genommen. Im weiteren Verlauf der Versuche wurde ca. alle 24 h ein umfangreiches Messprogramm durchgeführt. Eine Übersicht der gemessenen Parameter gibt **Kap. 3.4**. Die Kondensatmenge wurde zu jedem Probenahmezeitpunkt bestimmt. Kondensatproben wurden aber nur abgefüllt, wenn ausreichend Kondensat (ca. 200 ml) für das Messprogramm angefallen war. Bei jeder Kondensatprobenahme wurde auch das Reaktorgewicht bestimmt. Das Rottegemisch wurde vor Versuchsbeginn und nach Versuchsende beprobt, wobei sowohl die Einzelkomponenten, als auch die fertige Rottemischung beprobt wurden.

3.2 Kompostierung im technischen Maßstab

3.2.1 Technische Beschreibung und prinzipielle Betriebsweise

Die Kompostierungen im technischen Massstab wurden auf der Humifizierungsanlage des Zweckverbandes Ostholstein in Lensahn durchgeführt. Die Anlage hat eine Verarbeitungskapazität von 12000 Mg Inputmaterial/a. Auf der Anlage kommt die zwangsbelüftete Boxenkompostierung nach dem System der Firma Herhof für die Hygienisierung und den ersten Abschnitt der Intensivrotte zum Einsatz. Die Anlage ist mit

neun Rotteboxen ausgerüstet. Die einzelnen Behandlungsschritte gliedern sich in die Bereiche Anlieferung, Störstoffentfrachtung, Aufbereitung, Intensivrotte, Nachrotte, Produktaufbereitung und Vermarktung (**Abb. 3.3**).

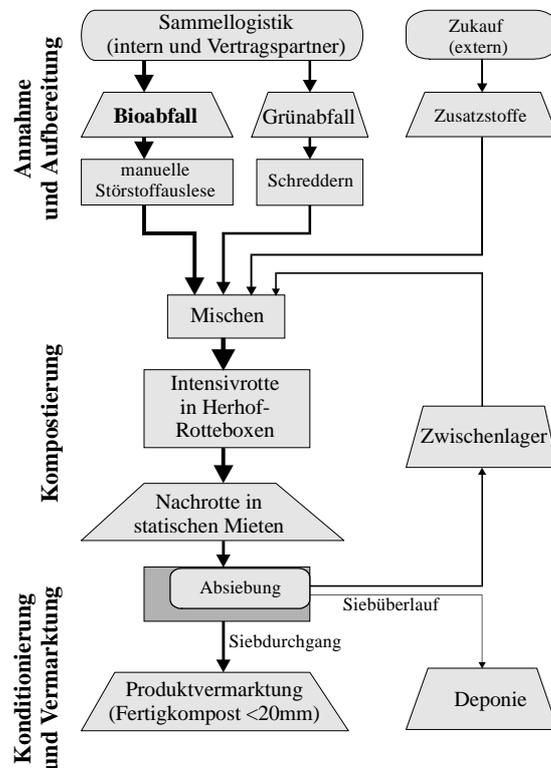


Abb. 3.3: Ablaufschema für den Betrieb der Kompostierungsanlage des ZVO in Lensahn. (Gültig bis 1998, danach erfolgte eine Direktverwertung des Frischkompostes durch einen Vertragspartner)

Bei den Rotteboxen handelt es sich um geschlossene Systeme mit einer gesteuerten Zwangsbelüftung und einer Abluffterfassung. Die Boxen haben einen definierten Emissionsaufpunkt für die Abluftbeprobung und eine Prozesssteuerung mit kontinuierlicher Datenerfassung der Parameter CO_2 und Umlufttemperatur im primären Abgasstrom der Box. Darüber hinaus wird der Volumenstrom der Abluft erfasst und in m^3/h ausgegeben sowie die Stellungen der Lüfterklappen protokolliert. Die Boxen eignen sich aufgrund dieser Ausstattung gut für die Übertragung der Laborversuche in den technischen Maßstab (**Abb. 3.4** Abb. 3.). Die Boxen sind aus Beton hergestellt und mit einer wärmedämmenden Isolation versehen, so dass die Rottevorgänge im Inneren der Box unabhängig von der Umgebungstemperatur ablaufen können. Die Boxen haben ein Gesamtvolumen von 50 m^3 , so dass bis zu 30 Mg Material in einer Box behandelt werden können. Ein Druckluftgebläse versorgt das Rottegut über einen Lochboden mit Frischluft.

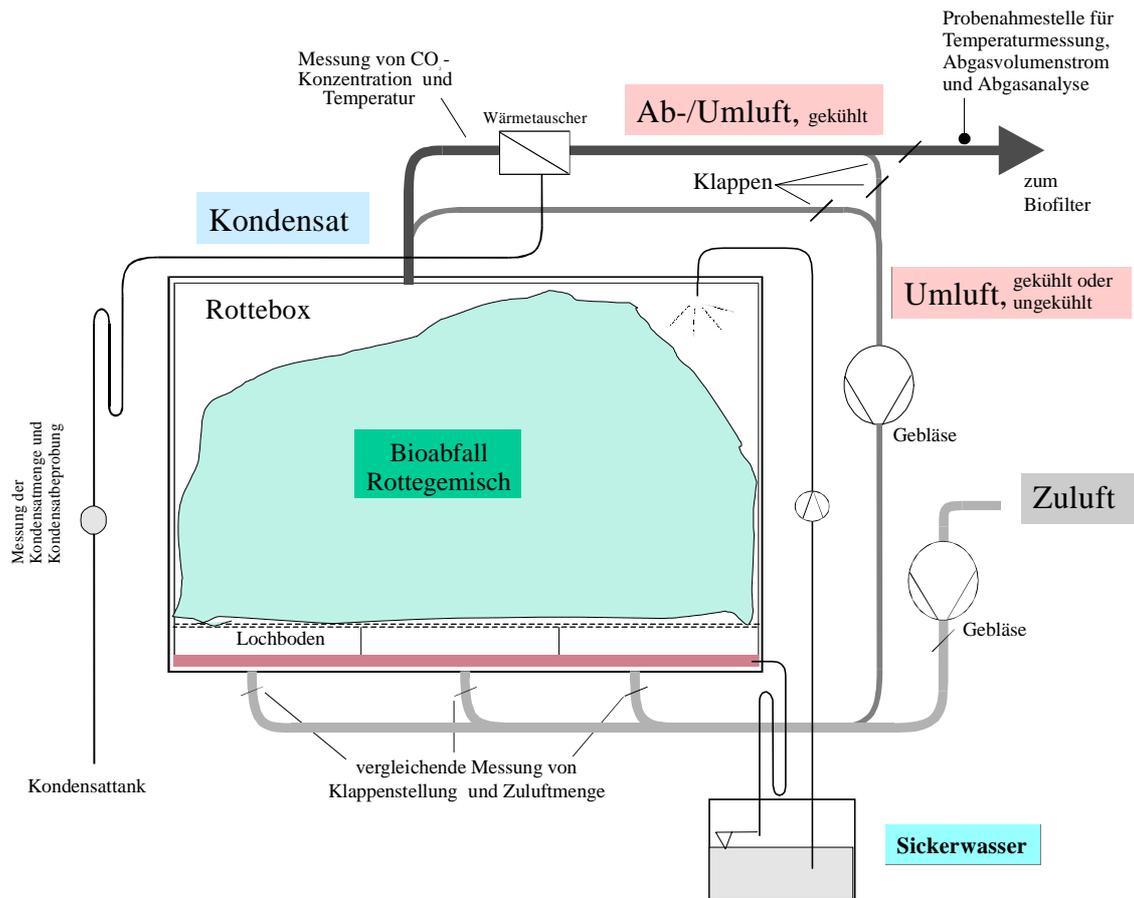


Abb. 3.4: Schematische Darstellung einer Rottebox

Dabei wird das Material von unten nach oben durchströmt. Der Lochboden ist in drei Segmente unterteilt, die von der SPS über Klappen getrennt angesteuert werden können. Durch unterschiedliche Klappenstellungen soll der unterschiedlichen Schüttdichte des Materials über den drei Bodensegmenten Rechnung getragen und so eine gleichmässige Durchlüftung des Rottegutes sichergestellt werden. Anfallendes Sickerwasser wird in die Rottebox rückgeführt, indem es direkt auf die warmen Betonwänden versprüht wird. Zur Reduktion des Abluftvolumens, besteht die Möglichkeit, die Box im Umluftbetrieb zu betreiben, wobei die Abluft bzw. Umluft zusätzlich über einen Wärmetauscher gekühlt oder erwärmt werden kann [Grünekle, 1993], [Herhof, 1997], [Nordhaus, 1992]. Dies ermöglicht eine Entkopplung der Temperatursteuerung von der Frischluftzufuhr. Die Steuerung des Rotteprozesses übernimmt eine EDV - gestützte Regeltechnik anhand der Leitparameter CO₂ und Temperatur. Die CO₂ - Konzentration wird über die Variation der Zuluftmenge auf einen voreingestellten Wert von 4,5 Vol.% begrenzt. Die Steuerung des Temperaturprofils (s.u.) erfolgt durch Zirkulation mit oder ohne Wärmetauscher. Als Folge des mikrobiellen Stoffwechsels wird die das Rottegemisch durchströmende Luft erwärmt und mit Feuchtigkeit gesättigt. Das in den Lüftern und im Wärmetauscher anfallende Kondensat wird gefasst und

in einem Tank gesammelt. Das Abgas aller Boxen mit den darin enthaltenen Emissionen wird zur Abluftreinigung über einen gemeinsamen Biofilter geleitet und gelangt anschließend in die Atmosphäre.

Die Intensivrotte wird auf der Lensahner Anlage im Normalbetrieb als einstufiger Prozess mit einem Boxendurchgang von 7 Tagen praktiziert, der neben einem ersten Substanzabbau in erster Linie der Hygienisierung dient. Die Intensivrotte gliedert sich in vier Phasen (vergl.

Abb. 3.5):

1. Phase: Anstieg auf die Betriebstemperatur von 40 °C
2. Phase: Hauptabbauphase bei Temperaturen um 40 °C, Dauer 24 – 48 h
3. Phase: Hygienisierung bei einer Umlufttemperatur von 60 °C über 72 h
4. Phase: Abkühlen zum Austrag aus der Box

Während der Praxisversuche folgte im Anschluss an den ersten Boxendurchgang, nach einem dynamischer Zwischenschritt mit Durchmischen und Bewässern des Materials, ein zweiter Boxendurchgang (s. u.).

3.2.2 Technische Modifikationen für den Versuchsbetrieb

Für die Versuchsdurchführung standen jeweils zwei Boxen zur Verfügung, die für die Versuche mit zusätzlicher Messtechnik ausgerüstet wurden.

3.2.2.1 Emissionsmessung

Für die Emissionsmessungen wurde in die Abluftleitung hinter dem Kühlregister ein Anschlussstutzen geschraubt (**Abb. 3.5**). Die Probenahmestelle befand sich etwa 1 m hinter der Messblende für die Abluftvolumenstrommessung. Die noch davor angeordnete Abluftklappe war auch im Umluftbetrieb nicht vollständig geschlossen, so dass die Probenahme bei jedem Betriebszustand möglich war. Die Probenahme erfolgte über einen HDPE-Schlauch, dessen Ende sich in der Mitte des Rohrdurchmessers befand. Die Probeluft wurde über zusätzliche, luftgekühlte Fallen geleitet, um zu verhindern, dass in den Schläuchen kondensierte Feuchtigkeit bis in die Adsorptionskartuschen gelangt.

In unmittelbarer Nähe zur Probenahmestelle wurde ein Temperaturfühler (Heraeus Pt100 1/3 DIN B) installiert und die Ablufttemperatur an der Messstelle kontinuierlich mit einem mobilen Data-Logger (Campbell-Scientific CR 10) aufgezeichnet.

3.2.2.2 Externe CO₂ – und O₂ – Messung

Während der ersten drei Versuche im ersten Block traten wiederholt Probleme mit der Prozesssteuerung auf, deren Ursache eine bauartbedingte, fehlerhafte CO₂-Messung war. Vor dem boxeninternen CO₂-Messgerät befand sich zur Kondensatabscheidung ein

einfaches PE-Schraubdeckelgefäß mit ca. 500 ml Volumen, das sich nach dem Siphonprinzip entleeren sollte. Der Siphon wurde regelmässig durch den anstehenden Druck aus der Abluftleitung leergeblasen, so dass die Messluft aus der Box durch den offenen Siphon verfälscht wurde. Zudem hat eine Überprüfung ergeben, dass die internen Pumpen in den CO₂-Messgeräten, entgegen den Angaben im Betriebshandbuch, eingeschaltet werden mussten, um bei jedem Betriebszustand einen Durchfluss durch die Messzellen zu gewährleisten.

Für den zweiten Versuchsblock wurde zur Kontrolle ein zweites Messsystem (URAS 10e) für die CO₂ – und O₂ – Messung installiert. Die Gasmessung erfolgte parallel zu den boxeneigenen Messgeräten. Das Gas wurde zusätzlich über Kühlfallen (4 °C, vgl. Laboraufbau) und einen elektromagnetischen Messstellenumschalter mit vier Messkanälen für Hallenluft (Reaktor-Input), Außenluft (als Referenzgas für O₂ und CO₂) und die beiden Boxen, geleitet. Die Steuerung und Datenerfassung wurde mit dem mobilen Loggersystem so vorgenommen, dass für jeden Messkanal alle 20 min ein Analysenwert abgelegt wurde.

3.2.2.3 *Kondensat*

Zur quantitativen Erfassung des Kondensates wurde an jeder Box ein Zwischenspeicher (600 l) installiert, aus dem das Kondensat mit einer Tauchpumpe über eine Wasseruhr abgepumpt wurde. Die Anzeige der Wasseruhren wurde in regelmäßigen Abständen manuell abgelesen. Dieses Verfahren hat sich wegen der geringen Datendichte nicht bewährt und wurde im zweiten Versuchsblock durch eine kontinuierliche Datenerfassung ersetzt. Dazu wurde in der Kondensat-Sammelleitung jeder Box ein Siphon-System installiert und die Durchflussmenge mit einem Flügelrad-Durchflussmesser (Fa. Kobold, Miniturbine Typ DPL-060) bestimmt. Die Impulse wurden vom Loggersystem ausgewertet und zu aktuellen Flussraten l/h bzw. Volumenelementen l mit einer Erfassungsdichte von drei Werten/ Stunde und einem kumulierten Volumenwert verarbeitet.

Die Kondensatprobenahme erfolgte zeitgleich zu den Emissionsmessungen mit Hilfe von Schlauchpumpen (Watson-Marlow 503U), die über eine Zeitschaltuhr so geschaltet waren, dass über einen Zeitraum von 20 min etwa 2 l Probe aus der Kondensatsammelleitung abgepumpt wurden. Da die Versuche im Winter durchgeführt wurden, waren die Kondensatproben bis zum Transport ins Labor ausreichend gekühlt.

Zwischen den beiden Boxendurchgängen und nach zwei Wochen Nachrotte wurde das Material zur Einstellung der optimalen Feuchte bewässert. Zur Bewässerung wurde das gesammelte Kondensat aus dem betriebseigenen Speichertank verwendet. Das zugegebene Volumen wurde mit Hilfe von Wasseruhren ermittelt. Bei einigen Umsetzterminen standen die Wasseruhren wegen technischer Probleme nicht zu Verfügung. In dem Fall wurde das

Volumen aus der Bewässerungszeit und dem im Nachhinein gemessenen Durchfluss berechnet.

3.2.2.4 Massenbilanzierung

Zur Massenbilanzierung erfolgte eine Verwiegung der Inputmaterialien entsprechend der Versuchsrezeptur, eine Gewichtsbestimmung des tatsächlichen Inputs, des Outputs nach dem ersten und zweiten Boxendurchgang und nach Abschluss der vierwöchigen Nachrotte. Gewogen wurde das Material auf einer geeichten Fahrzeugwaage bei der Firma Nordkorn in Lensahn.

3.2.3 Versuchsdurchführung

Die Versuche auf der Anlage in Lensahn wurden in zwei Blöcken zu je vier Versuchen in den Monaten Dez. 1996 bis Apr. 1997, sowie Dez. 1997 bis Mai 1998, durchgeführt. Analog zu den Laborversuchen, wurde das Prinzip der simultanen Vergleichsrotte angewandt (**Abb. 3.2** Seite 22). Eine Box wurde als Referenz mit einer Standardmischung (75 % Bioabfall, 25 % Strukturmaterial) und die zweite Box mit einer modifizierten Variante befüllt. Wie bei den Laborversuchen wurden Inputmaterialien derselben Charge verwendet. Durchschnittlich wurden die Rotteboxen mit 25.5 Mg Material befüllt. Abweichend davon wurde Reaktor 1-R1 mit 38.8 Mg und Reaktor 1-R2 mit 33.7 Mg befüllt.

3.2.3.1 Rottegemische

Tab. 3.2: Zusammensetzung der Rottegemische für die Praxisversuche. Reaktor R1 jeder Versuchsserie war der Referenzreaktor.

Versuch	Variante	Menge in % der Frischmasse	Bioabfall-vorbehandlung
1-R1	Holzschredder	25,2	geschreddert
1-R2	Stroh	4,2	geschreddert
2-R1	Holzschredder	31,0	ungeschreddert
2-R2	Holzschredder + Reifkompost	33,9 + 5,4	ungeschreddert
3-R1	Holzschredder	27,0	ungeschreddert
3-R2	Holzschredder + Reifkompost	21,5 + 22,9	ungeschreddert
4-R1	Holzschredder	19,2	ungeschreddert
4-R2	Holzschredder	22,7	geschreddert
5-R1	Holzschredder	26,6	ungeschreddert
5-R2	Holzschredder	58,4	ungeschreddert
6-R1	Holzschredder	25,4	ungeschreddert
6-R2	Stroh	6,2	ungeschreddert
7-R1	Holzschredder	24,7	ungeschreddert
7-R2	Holzschredder + Reifkompost	19,6 + 21,5	ungeschreddert
8-R1	Holzschredder	24,1	ungeschreddert
8-R2	Holzschredder + Bentonit	20,9 + 8,8	ungeschreddert

Aufgrund technischer Probleme bei den ersten drei Versuchen und einer schrittweisen Verbesserung der Messdatenerfassung, wurden diese Varianten nochmal wiederholt. Jede Modifikation konnte deshalb nur in einer Intensitätsstufe ausprobiert werden, und die Untersuchung von Wirkungsrichtungen der Modifikationen war infolge dessen nicht mehr möglich. Die Zusammensetzung der Rottegemische ist in **Tab. 3.2** angegeben. Ergänzend dazu werden im Folgenden einige Besonderheiten der Inputmaterialien diskutiert:

Versuch 1-R1

Der verwendete geschredderte Bioabfall war, bedingt durch den Schreddervorgang, sehr naß und strukturarm. Bei dem verwendeten Strukturmaterial handelte es sich nicht um reinen Holzschredder, sondern um feuchtes, erdiges Material, mit einem Wassergehalt von 47 %, das darüber hinaus eine beträchtliche Eigenwärme produzierte. Aufgrund dieser ungünstigen Materialeigenschaften wurde der Anteil an Strukturmaterial bei Reaktor 1-R1 auf 25 % erhöht (geplant waren ursprünglich gleiche Anteile Strukturmaterial), um eine ausreichende Stabilität des Rottegemisches zu gewährleisten.

Versuch 2

Der Bioabfall war teilweise gefroren und stark mit Störstoffen verunreinigt. Trotz manueller Aussortierung von Weihnachtsbäumen, enthielt das Material überdurchschnittlich viel Nadelbaumanteile. Der Holzschredder war qualitativ hochwertig mit wenig erdigen Anteilen. Als Reifkompost wurde Material aus Versuch 1/96 zugegeben. Der Kompost war stark verpilzt und sehr trocken (WG 27.3 %).

Versuch 3

Es wurde ungeschredderter Bioabfall und hochwertiger Holzschredder verwendet. Als Zuschlagstoff für Reaktor 3-R2 wurde 2 Wochen alter, noch in der Heißrotte befindlicher Kompost von Reaktor 2-R1 zugegeben.

Versuch 4

Das beigemengte Strukturmaterial war weniger holzig als bei den vorherigen Versuchen und enthielt sehr viele Blätter und Tannennadeln.

Reaktor 8-R2

Es wurde Na-Bentonit der Fa. IKO-Erbslöh, Neuss mit dem Handelsnamen AGROMONT B2N verwendet. Die Mineralogische Zusammensetzung nach Angaben des Lieferanten beträgt: Montmorillonit mind. 70 %, andere Tonminerale bis 25 %, Quarz bis 5 % und sonstige Minerale bis 5%.

3.2.3.2 Regelgrößen für die Boxensteuerung

Für die Praxisversuche wurde in Anlehnung an die durchgeführten Laborversuche nach einem dynamischem Zwischenschritt ein zweiter Boxendurchgang angeschlossen. Der Rotteverlauf konnte so über einen Zeitraum von 14 Tagen umfassend beprobt werden.

Zur Steuerung des Prozesses mit doppeltem Boxendurchgang wurde das Sollprofil für Temperatur und CO₂-Gehalt um eine zweite Woche ergänzt (**Abb. 3.5**).

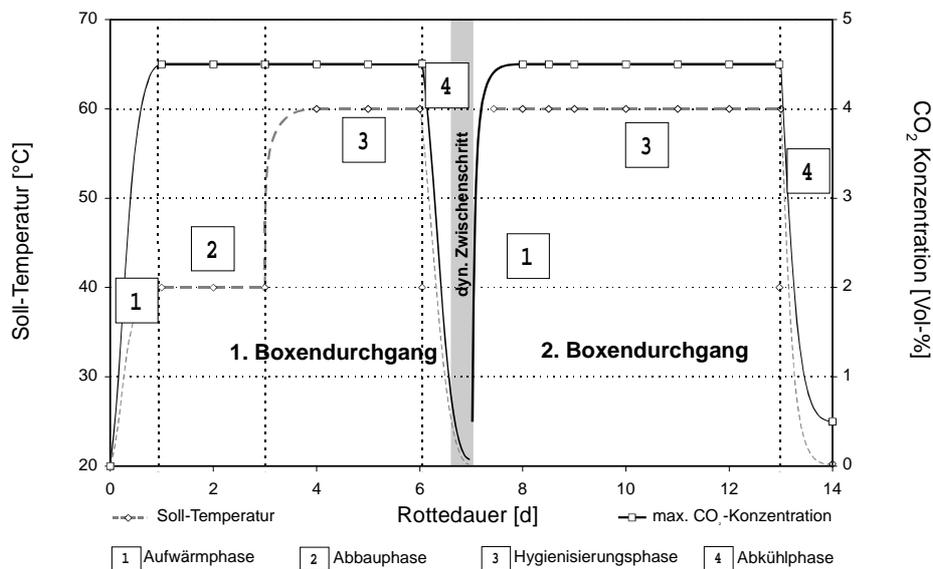


Abb. 3.5: Regelgrößen bei der Boxenkompostierung mit dynamischem Zwischenschritt.

Die Vorgaben des ersten Durchganges entsprechen den üblichen Einstellungen für einen einfachen Boxendurchgang (**Kap. 3.2.1**). Bei Versuch 1 und 2 betrug die Dauer der Phase 2 48 h, bei den weiteren Versuchen 24 h. Die Sollvorgabe für Phase 2 war bei Reaktor 4-R2 versehentlich auf 45 °C eingestellt worden. Im zweiten Durchgang schließt sich eine weitere Heißrottephase (65 °C bei Versuch 1; 60 °C bei Versuch 2 bis 6) für einen Zeitraum von fünf Tagen an. Die Steigungen der Aufwärm- bzw. Abkühlphase (Phase 1 und 4) sind jeweils von der Beschaffenheit des Inputmaterials abhängig. Im Gegensatz zu der auf der Kompostieranlage üblichen 'gesteuerten Abkühlung', wurde für die Praxisversuche die Dauer der Phase 4 durch Aktivierung des Modus 'Handbetrieb' verkürzt. In dieser Betriebsweise wird die maximale Zuluftmenge in die Boxen geleitet. Dadurch ist sichergestellt, dass das Material ausreichend abgekühlt ist, so dass eine geringere Wasserdampfbildung auch weniger Aerosole und eine geringere Geruchsentwicklung beim Austrag aus der Box zur Folge hat. Zudem sinkt der CO₂-Gehalt in der Abluft unter den MAK-Wert von 5000 ppm (entsprechend 0,5 Vol.%).

Im Anschluss an die Intensivrotte in der Box, wurde eine vierwöchige, überdachte Nachrotte auf Trapezmieten durchgeführt und messtechnisch begleitet, um die Auswirkungen der

unterschiedlichen prozesstechnischen Maßnahmen auch im Hinblick auf den Rotteprozess und die Emissionen für die Phase der offenen Mietenkompostierung zu beurteilen. Das aus den Boxen ausgetragene Material wurde separat zu Mieten aufgeschüttet. Die Abmessungen betragen ca. 1,8 m Höhe x 6 m Länge x 3 m Breite am Mietenfuß. Im Rahmen dieser Arbeit werden nur einige Kenndaten der Feststoffe aus der Beprobung der Nachrottemieten zur Auswertung herangezogen.

3.3 Emissionsuntersuchungen am Bioabfall

3.3.1 Versuchsaufbau

Das temperaturabhängige Emissionsverhalten des Bioabfalls wurde in einem Reaktionsgefäß mit Heizmantel aus Glas untersucht (**Abb. 3.6**). Das Reaktionsgefäß hatte ein temperierbares Nutzvolumen von 2 Litern (Durchmesser außen 160 mm, Durchmesser innen 120 mm, Höhe des temperierbaren Bereiches 190 mm, Höhe gesamt 250 mm, Flansch NW120; Deckel: Flansch NW120, 4 x NS 29/32, Höhe 125 mm). Ein in der Position variabler PT100-Fühler ermöglichte die Temperaturmessung an beliebigen Stellen des Bioabfalls. Einer der Deckelauslässe führte über eine isolierte Abluftleitung zu einem Schlangenkühler, der mit einem Thermostaten (LAUDA RC 6 CS) auf 4 °C temperiert wurde. Das im Kühler auskondensierte Wasser wurde in einer ebenfalls auf 4 °C gekühlten Kondensatfalle gesammelt. Hinter der Kondensatfalle konnten Gasproben entnommen werden (Probenahmestelle 2). Ein zweiter Auslass im Deckel, ermöglichte die direkte Beprobung des Gasraumes über dem Bioabfall (Probenahmestelle 1). Der Doppelmantel wurde mit einem weiteren Umlaufthermostaten (LAUDA RC 6) temperiert. Um den Wärmeverlust gering zu halten, wurde der Reaktor nach außen mit einer Isolierung aus Wolle umhüllt. Ein Ventil an der Unterseite ermöglichte die Belüftung des Reaktors. Die Zuluftmenge wurde mit einem Massenflussregler (Brooks Massflow-Controller 5850E) eingestellt.

Der Versuchsaufbau der parallel durchgeführten Rotte entsprach dem der oben beschriebenen Laborversuche (**Abb. 3.1**, Seite 20), wobei jedoch nur ein Reaktor betrieben wurde. Das Rottegemisch setzte sich aus 75 % Bioabfall und 25 % Holzschredder zusammen.

3.3.2 Versuchsdurchführung

Für die Emissionsuntersuchungen wurde Bioabfall von der Kompostieranlage in Altenholz benutzt. Der Bioabfall stammte aus einer häuslichen Tütensammlung und war weitgehend frei von Störstoffen. Der Bioabfall wurde manuell auf < 20 mm geschnitten. Die geringe Korngröße war erforderlich, um die kleine Teilprobe (~600 g) für die Bioabfalluntersuchung repräsentativ abtrennen zu können.

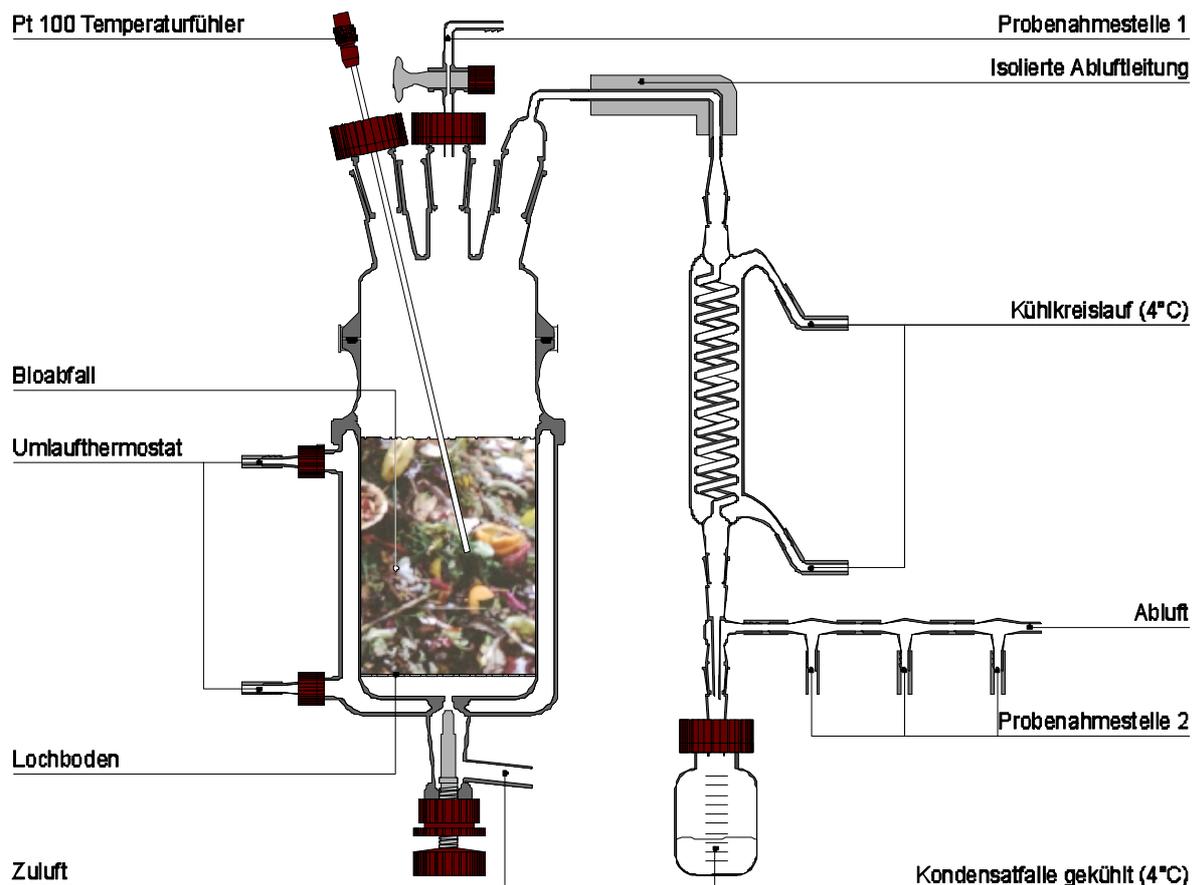


Abb. 3.6: Versuchsaufbau für die Emissionsuntersuchungen am Bioabfall.

Nach Befüllung des Glasreaktors, wurde der Bioabfall stufenweise zwischen Raumtemperatur und 70 °C (Versuch 1 60 °C) in 10 °C-Schritten temperiert. Die Einstellung der jeweiligen Temperatur erfolgte im unbelüfteten Zustand. Das Erreichen der nächsten Temperaturstufe dauerte im Durchschnitt etwa 90 min. Die Temperatur des Bioabfalls wurde mit dem variabel positionierbaren Messfühler an verschiedenen Stellen im Reaktor überprüft. Von außen nach innen bestand ein Temperaturgradient von etwa 2 °C. 30 min nach Erreichen der Solltemperatur (zur Einstellung des Gleichgewichtes zwischen Gasphase und Bioabfall) wurde der Gasraum über dem Bioabfall mit direkter Head-Space GC beprobt. Die Probenahmestelle 1 war dazu mit einer Kanüle versehen, auf die ein verschlossenes Head-Space-Gefäß aufgesteckt wurde. Luft zum Druckausgleich konnte nur von unten einströmen. Die übrige Gasbeprobung wurde an der Probenahmestelle 2 durch Adsorption auf Festphasen (RP18, SiOH und DNP) durchgeführt. Der Gasvolumenstrom durch den Bioabfall beträgt dabei etwa 350-400 ml pro Minute. Im Anschluß an die Gasbeprobung bei 70 °C wurde der Bioabfall zum Ausblasen der VOC über das Zuluftventil mit 150 l/h belüftet. Zeitgleich wurde die Abluft mit geringem Probevolumenstrom von ca. 10 ml/min

kontinuierlich beprobt. Zum Wechsel der Adsorptionskartuschen wurde die Belüftung mehrfach kurzzeitig unterbrochen. Der Versuch wurde beendet, wenn der Bioabfall trockengeblasen war. Während des Ausblasens wurde der Thermostat auf 80 °C eingeregelt, um den hohen Wärmeverlust durch die Zuluft auszugleichen. Es stellten sich dabei Temperaturen von 55 bis 70°C im Bioabfall ein.

3.4 Probenahme und Analysemethoden

Im folgenden Kapitel werden die angewandeten Messmethoden detailliert beschrieben. **Abb. 3.7** gibt einen Überblick über die in den einzelnen Medien erhobenen Messgrößen.

Übersicht Messparameter		
Gas-, Massen- und Wärmebilanzen		
Feststoffe:	Gasphase:	Kondensate:
- Wassergehalt	- niedermolekulare organische Komponenten (Headspace-GC)	- pH Wert
- Glühverlust	- höhermolekulare organische Komponenten (SPE - GC)	- Ammonium-Stickstoff
- Ammoniumstickstoff	- Aldehyde und Ketone (Reaktionsphase-HPLC)	- NPOC (organisch gebundener Kohlenstoff)
- Nitratstickstoff	- Ammoniak (Reaktionsphase)	- flüchtige organische Komponenten (Headspace-GC)
- organisch gebundener Stickstoff	- Olfaktometrie (Praxisversuche)	- Aldehyde und Ketone
- pH Wert		
- Rottegrad		
- Brennwert		
- Fettgehalt		
- metabolisierbare Kohlenhydrate		

Abb. 3.7: Übersicht über die während der Versuche erhobenen Messgrößen

3.4.1 Feststoffe

3.4.1.1 Allgemeines zur Feststoffprobenahme

Die besondere Schwierigkeit bei der Probenahme bestand darin, aus dem sehr inhomogenen Material (besonders dem Bioabfall) eine repräsentative Probe für die Analytik abzutrennen. Bei den Praxisversuchen wurden aus dem mittels Radlader durchmischten und ggf. geschredderten Material mehrere Einzelproben an verschiedenen Stellen des Haufwerkes entnommen und zu einer Sammelprobe von ca. 0,5 m³ vereinigt. Diese Sammelprobe wurde sorgfältig gemischt, viergeteilt, die gegenüberliegenden Teile vereinigt und eine Hälfte der Probe verworfen. Dieser Vorgang wurde wiederholt, bis eine Teilprobe von 30 Litern übrigblieb. Diese Teilprobe wurde manuell auf eine Korngröße von ca. 20 mm geschnitten. Von der zerkleinerte Teilprobe wurden durch wiederholtes Vierteilen und Verwerfen einer Hälfte, zwei Proben von ca. 1000 g abgetrennt. Für die Laborkompostierungen wurden in gleicher Weise Proben aus dem zerkleinerten Material

gewonnen. Eine Teilprobe wurde anschließend bei -18 °C in PE-Beuteln gelagert, die andere Teilprobe wurde im Trockenschrank getrocknet und anschließend auf $< 1\text{ mm}$ gemahlen. Vor dem Mahlen wurden Störstoffe wie Steine, Draht, Knochen oder Glas ausgelesen, die für eine Zerkleinerung in der Schneidmühle (Fa. Fritsch) nicht geeignet waren. Die Trocknung erfolgte bei 60 °C , um Wärmeschäden zu vermeiden, die die weitere Analytik z.B. auf Fette negativ beeinflussen. Gegenüber einer Trocknung bei 105 °C ergab sich ein Restwassergehalt von 2-3 %. Dieser zusätzliche Gewichtsverlust wurde bei der Glühverlustbestimmung ermittelt und bei den Gehaltsberechnungen der Feststoffanalytik berücksichtigt.

3.4.1.2 Wassergehalt

Der Wassergehalt wurde in Anlehnung an DIN 38 414Teil 2 S2 aus den ungemahlenden Proben bestimmt. Es wurde von allen Proben eine Einfach- und vom Bioabfall, wegen der größeren Inhomogenität, eine Doppelbestimmung vorgenommen.

3.4.1.3 Glühverlust

Die Bestimmung erfolgte nach DIN 38 414Teil 2 S3 an den bei 60 °C getrockneten gemahlenden und bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrockneten Proben. Es wurde eine Dreifachbestimmung vorgenommen.

3.4.1.4 Ammonium- und Nitratstickstoff

Die Bestimmung erfolgte durch Ausschüttelung von ca. 10 g der bei 60 °C getrockneten und gemahlenden Probe mit 100 ml 50 mmol KCl-Lösung. 50 ml dieser Lösung wurden im ersten Schritt mit 200-300 mg MgO alkalisiert und der Ammoniumgehalt als Ammoniak abdestilliert. Im zweiten Schritt wurden Nitrat und Nitrit durch Zugabe von 200-300 mg Devardas-Legierung zu Ammonium-N reduziert und in eine zweite Vorlage destilliert. Die Stickstoffbestimmung aus der Vorlage erfolgte wie bei den Kondensaten.

3.4.1.5 Gesamtstickstoff

Die Bestimmung erfolgte an den bei 60 °C getrockneten und gemahlenden Proben mittels Kjeldahl-Aufschluss und anschließender Abtrennung des Ammoniumstickstoffs durch Wasserdampfdestillation. Es wurden ca. 500 mg Probe eingewogen und mit einer Kjeldahltablette (Fa. Gerhardt) und 20 ml konzentrierter Schwefelsäure versetzt. Die Proben wurden im Aufschlussblock (Gerhardt, Kjeldatherm) zunächst vorsichtig auf 200 °C dann auf 360 °C erhitzt (Dauer 3-4 h). Nach dem Abkühlen wurden die Aufschlüsse mit NaOH bis zur alkalischen Reaktion versetzt und freies Ammoniak, wie bei den Kondensaten beschrieben, bestimmt.

3.4.1.6 pH-Wert

Die Messung erfolgte an den entnahmefrischen, naturfeuchten Proben in wässriger Suspension in Anlehnung an DIN 38 414 Teil 5 S5. Die Messung erfolgte mit einer kalibrierten Glaselektrode. Die Gerätekalibrierung wurde mit Standardpufferlösungen mit pH 4,01 und pH 7,00 durchgeführt.

3.4.1.7 Rottegrad

Die Rottegradbestimmung erfolgte nach dem Methodenbuch der Bundesgütegemeinschaft Kompost [BGK, 1994]. Das Material wurde mittels Faustprobe auf eine optimale Feuchte eingestellt. Die Messung erfolgte abweichend vom Methodenbuch in 2 l Dewar-Gefäßen, wobei die Temperaturen kontinuierlich mit einem Data-Logger aufgezeichnet wurden. Die Interpretation erfolgte nach den Richtlinien der Bundesgütegemeinschaft Kompost. Von jeder Probe wurde eine Doppelbestimmung vorgenommen.

3.4.1.8 Brennwert

Der Brennwert der Feststoffproben wurde mittels Verbrennungskalorimetrie (IKA Bombenkalorimeter C4000A) an Presslingen von ca. 1 g des bei 60 °C getrockneten und gemahlten Materials in einer Reinsauerstoff-Atmosphäre in Dreifachbestimmung gemessen. Als Referenzmaterial diente Benzoesäure mit zertifiziertem Brennwert.

3.4.1.9 Fett

Die Messung erfolgte an dem bei 60 °C getrockneten und gemahlten Probengut durch erschöpfende Extraktion der lipophilen Stoffe mit überkritischem CO₂. Es wurden ca. 1g der Probe in eine Extraktionszelle (3,5 ml Volumen) gefüllt. Die Extraktion wurde mit einer SFE-Anlage (DIONEX SFE 703) durchgeführt. Es wurde ein zweistufiges Druckprofil mit 200 bar für 10 Minuten und 320 bar für 70 Minuten bei 50 °C Extraktionstemperatur programmiert. Die Restriktoren wurden auf 180 °C beheizt. Jede Probe wurde mit ca. 25 l CO₂ extrahiert. Das Extrakt wurde in Extraktionsgefäßen mit einer Vorlage von 5 ml n-Hexan als Scavenger gesammelt. Nach dem schonenden Abdampfen des n-Hexan mit Druckluft wurde der Fettgehalt gravimetrisch ermittelt. Mit den eingestellten Bedingungen konnte maximal 200 mg Fett extrahiert werden. Von jeder Probe wurde eine Doppelbestimmung vorgenommen.

3.4.1.10 Leicht hydrolysierbare Kohlenhydrate

Die Bestimmung erfolgte an dem fettfreien Rückstand der CO₂-Extraktion. 1 g Probe wurde im Reagenzglas mit 10 ml 2 m HCl versetzt und 16 Stunden bei 80 °C im Aufschlussblock aufgeschlossen. Die Proben wurden mit Antron-Schwefelsäurereagenz versetzt und photometrisch gemessen. Als Bezugssubstanz diente Stärke.

3.4.2 Kondensat

Die Kondensatproben wurden im Labor auf verschiedene Gefäße verteilt, gegebenenfalls vorbehandelt und anschließend bis zur weiteren Bearbeitung bei -18 °C gelagert.

3.4.2.1 pH-Wert

Der pH-Wert wurde zeitnah zur Probenahme in der Originalprobe mit einer kalibrierten Glaselektrode (Mettler-Toledo mit Knick-pH-Meter 761) ohne weitere Vorbehandlung entsprechend DIN 38 404 Teil 5, DEV C5 bestimmt. Die Gerätekalibrierung wurde mit Standardpufferlösungen mit pH 4.01 und pH 7.00 durchgeführt.

3.4.2.2 Ammonium-Stickstoff

Für die Ammonium-N Bestimmung wurden 20 ml Probe mit 1 ml 20 proz. Schwefelsäure angesäuert und bei -18 °C gelagert. Nach dem Auftauen wurden die Proben mit Natronlauge stark alkalisiert und der flüchtige Ammoniak mit Wasserdampf in eine angesäuerte Vorlage destilliert (Gerhardt Vapodest 3) und auf ein definiertes Volumen aufgefüllt. Aus der Vorlage erfolgte eine photometrische Doppelbestimmung gemäß DIN 38 406, Teil 5, DEV E5 (Photometer: Varian DMS 100S).

3.4.2.3 Organisch gebundener Kohlenstoff

Der organische Kohlenstoffgehalt wurde mit einem TOC-Analysator (Shimadzu TOC 5000) als NPOC (non-purgeable-organic-carbon) nach DIN 38 409-H3-1 bestimmt. Je nach erwartetem Gehalt wurden die Proben verdünnt, mit 0,1m HCl angesäuert und der Carbonat-Kohlenstoff durch fünfminütiges Ausblasen CO_2 -freier synthetischer Luft als CO_2 ausgetrieben. Der organische Kohlenstoff wird anschließend durch katalytische Verbrennung und IR-Detektion des CO_2 quantifiziert. Durch den Ausblasvorgang resultieren Minderbefunde gegenüber der TOC-Bestimmung nach dem Differenzverfahren aufgrund der leicht flüchtigen organischen Stoffe. Die Gerätekalibrierung erfolgte bei jeder Probengruppe mit Kaliumhydrogenphthalat-Lösung und die Purge-Technik wurde mit Natriumhydrogencarbonat-Lösung überprüft. Das TOC-Differenzverfahren erwies sich bei Proben mit niedrigen TOC als nicht anwendbar.

3.4.2.4 Wasserlösliche organische Verbindungen

Die Analyse wasserlöslicher, organischer Verbindungen wurde mit Headspace Chromatographie (Shimadzu GC-14a mit HSS2b-Probengeber) durchgeführt. 5 ml Probe wurden in ein Headspace-Vial abgefüllt, verschlossen und bei -18 °C gelagert. Zur Messung wurden die Proben nach dem Auftauen mit 10 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{ H}_2\text{O}$ und 100 μl 20 proz. H_2SO_4 versetzt. Durch den Aussalzeffekt wird die Flüchtigkeit gut wasserlöslicher Stoffe erhöht. Vor der Messung wurden die Proben bei 60 °C für 30 Minuten unter mehrfachem Schütteln konditioniert. Es erfolgte eine regelmäßige Blindwertkontrolle [Ioffe, Vitenberg, 1984].

3.4.2.5 Bestimmung von Aldehyden und Ketonen

Die Bestimmung niedermolekularer Aldehyde und Ketone erfolgte nach Reaktion zu den entsprechenden 2,4-Dinitrophenylhydrazonen mittels HPLC. 100 µl Kondensat wurden mit 100 µl DNP-Reagenz (siehe Anhang Methodensicherung) gemischt. Nach ca. 1 h Reaktionszeit wurde die Reaktionsmischung mit 1 ml Acetonitril aufgefüllt und ohne weitere Lagerung direkt für die HPLC eingesetzt. Es wurden regelmäßig Blindwerte bestimmt.

3.4.3 Abluft

3.4.3.1 Allgemeines zur Gasprobenahme

Besondere Anforderungen an die Abluftanalytik ergaben sich durch die Komplexität der Stoffgemische, die großen Konzentrationsunterschiede der einzelnen Stoffe, die erhöhten Temperaturen der Abluft und durch die damit verbundene Sättigungsfeuchte. Zur Einhaltung definierter Bedingungen erfolgte die Gasbeprobung aus dem Abluftstrom deshalb nach der Kondensatabscheidung. Das Kondensat wurde gesondert aufgefangen und untersucht. Zur Kondensatabscheidung wurde die Abluft in den Laborversuchen durch Schlangenkühler geleitet, die auf 4 °C thermostatisiert wurden (**Abb. 3.1**, Seite 20). In den Praxisversuchen erfolgte die Probenahme aus der Abluftleitung hinter dem Kühlregister, wobei die Probenahmebedingungen in Abhängigkeit vom Betriebszustand stärkeren Schwankungen unterworfen waren als bei den Laborversuchen. Die Probenahme erfolgte mit einer Vakuumpumpe und Kapillarrestriktoren, die auf einen Volumenstrom von ca. 150 ml/min eingestellt waren. Die Zeitnahme erfolgte mit einer Stoppuhr oder einer Zeitschaltuhr und der Volumenstrom wurde im Anschluß an jede Messung, für jede Probe einzeln, mit einem Schwebekörper-Durchflussmesser (Fa. Gilian), bzw. einem elektronischen Durchflussmesser (Fa. Restek), bestimmt.

3.4.3.2 Sauerstoff und Kohlendioxid

Die Messungen im Labor und im zweiten Versuchsblock auf der Kompostieranlage wurden mit einem NDIR-Betriebsphotometer (Hartmann&Braun URAS 10e) durchgeführt. Die Nullpunkteinstellung für beide Gase wurde regelmäßig überprüft. Kalibriergas (Fa. Messer Griesheim 5 % CO₂, 11 % O₂ in Stickstoff) diente zur periodischen Prüfung der internen Kalibrierdaten des Gerätes. Die Messwerte wurden auf Außenluft als Referenz bezogen. Im ersten Praxisblock wurden im Probenahmezyklus Gasproben in *Linde* – Gasbeutel gefüllt und mit dem URAS 10e im Labor gemessen. Die kontinuierliche CO₂-Messung zur Boxensteuerung erfolgte mit den anlageneigenen Messgeräten, die gemäß den Betriebsanweisungen der Anlage regelmäßig mit Prüfgas kalibriert wurden.

3.4.3.3 Anreicherung organischer Komponenten auf C18ec-Phase

Die Anreicherung organischer Komponenten $>C_5$ erfolgte durch Adsorption an einer RP-18 Phase (Macherey-Nagel, Chromabond C18ec, 500 mg), die mit Methanol vorkonditioniert wurde. Bei den Untersuchungen zum Emissionspotential des Bioabfalls, wurde auf diese Vorkonditionierung verzichtet. Je nach erwarteter Konzentration wurden 2 - 6 l Probegas mit einem Volumenstrom von 100 -150 ml/min über die Kartuschen geführt. Die so angereicherten Proben sind mehrere Tage lagerfähig. Die Kartuschen wurden vor und nach der Messung in geschlossenen Reagenzgläsern mit Schraubdeckel gelagert. Im Labor wurden die adsorbierten Komponenten mit 2 ml Diethylether eluiert, 100 μ l n-Hexan mit innerem Standard (Naphthalin 100 mg/l n-Hexan) zugegeben und die Mischung über K_2SO_4 getrocknet. 1 ml der getrockneten, organischen Phase wurde in ein GC-Vial abgefüllt und bei $-18\text{ }^\circ\text{C}$ gelagert. Vor der GC-Messung wurde die Probe im Luftstrom schonend auf ca. 100 μ l Endvolumen für die gaschromatographische Analyse eingengt. Zur Bestimmung der Blindwerte wurden regelmäßig unbenutzte Kartuschen mitgeführt. Zur Kontrolle der Lagerung wurden gleichbehandelte Standards mitgeführt. Die Durchbruchvolumina wurden mit Hilfe von zwei in Reihe geschalteten Röhrchen bestimmt.

3.4.3.4 Anreicherung organischer Komponenten auf SiOH-Phase

Mit dieser Methode wurden organische Komponenten von C_1 bis C_5 analysiert. Dazu wurden je nach erwarteter Konzentration 1-6 l Probegas mit einem Volumenstrom von 100-150 ml/min über die SiOH-Kartuschen geführt (Macherey-Nagel, Chromabond SiOH, 500 mg). Die so angereicherten Proben sind mehrere Tage lagerfähig. Die Kartuschen wurden vor und nach der Messung in geschlossenen Reagenzgläsern mit Schraubdeckel gelagert. Die adsorbierten Komponenten wurden mit 2 ml Dioxan eluiert. Das Dioxan (Merck 1,4-Dioxan z.A.) wurde vor der Verwendung gereinigt [Organikum, 1990]. Die Eluate wurden direkt für die Gaschromatographie verwendet. Bis zur GC-Messung wurden die Eluate bei $10\text{ }^\circ\text{C}$ gelagert. Zur Bestimmung der Blindwerte wurden regelmäßig unbenutzte Kartuschen mitgeführt. Mit zwei in Reihe geschalteten Röhrchen wurden die Durchbruchvolumina gemessen. Zur Kontrolle der Lagerung wurden gleichbehandelte Standards mitgeführt.

3.4.3.5 Anreicherung organischer Komponenten auf Tenax

Zur Überprüfung der qualitativen GC-Analytik wurden ausgewählte Proben der Anreicherung auf RP18 – Phase auf Tenax-Röhrchen überführt. 1 μ l Probe-Eluat in n-Hexan (s. **Kap. 3.4.3.3**) wurde auf das Tenax aufgegeben und Luft mit einem Volumenstrom von ca. 150 ml/min durch die Röhrchen gesaugt um die Probe auf das Tenax zu überführen. Die Röhrchen wurden mit Teflonkappen verschlossen und vor sowie nach der Messung in geschlossenen Reagenzgläsern mit Schraubdeckel gelagert. Die so vorbereiteten Proben sind mehrere Tage lagerfähig. Die Proben wurden anschließend nach Thermodesorption mit

Kryofokussierung im GC-MS vermessen. Zur Untersuchung des Emissionspotentials des Bioabfalls wurden direkt Proben aus dem Gasraum auf Tenax angereichert. Die Behandlung und Messung erfolgte wie oben beschrieben [Schuchhardt, 2001].

3.4.3.6 Anreicherung von Aldehyden und Ketonen

Die qualitative und quantitative Bestimmung niedermolekularer Aldehyde und Ketone erfolgte durch reaktive Adsorption an einer mit 2,4-Dinitrophenylhydrazin und Phosphorsäure belegten Kieselgelphase in Anlehnung an [DFG, 1992] und [Levin, 1985]. Je nach erwarteter Konzentration wurden 2-6 l Probegas mit einem Volumenstrom von 100-150 ml/min über die Kartuschen geführt (Zur Herstellung der Röhren siehe **Kap. 3.5.4**, Seite 43). An der reaktiven Schicht findet eine Umsetzung zu schwerflüchtigen Hydrazonen statt. Die so angereicherten Proben sind mehrere Tage lagerfähig. Die Kartuschen wurden vor und nach der Messung in geschlossenen Reagenzgläsern mit Schraubdeckel gelagert. Die Hydrazone wurden mit 4 ml Acetonitril eluiert und die Eluate direkt für die HPLC eingesetzt. Die Messung erfolgte ohne weitere Lagerung direkt nach der Eluation. Zur Bestimmung der Blindwerte wurden regelmäßig unbenutzte Kartuschen mitgeführt. Mit zwei in Reihe geschalteten Röhren wurden die Durchbruchvolumina gemessen.

3.4.3.7 Direkte Messung mit Headspace-Gaschromatographie

Die Ergebnisse dieser Methode sind zum Teil redundant mit denen der oben beschriebenen. Die direkte Headspace-Chromatographie ermöglicht aber zusätzlich die Messung von Permanentgasen wie z.B. Methan. Die Probenahme erfolgte in 22 ml Headspace-Vials mit Septum-Crimp-Verschluss. Zur Probenahme während der Laborversuche wurde das Vial in ein Becherglas gestellt und gründlich mit dem Probegas gespült. Anschließend wurde das Vial zügig im Becherglas verschlossen. Es wurden jeweils drei Proben genommen. Für die Probenahme auf der Kompostieranlage wurden die Gefäße vorher im Labor verschlossen. Die Probenahmestelle war mit einer Kanüle versehen, die durch das Septum gestochen wurde. Für die Abluft wurde eine zweite Kanüle durch das Septum gestochen. Die Probenahme dauerte 6 Minuten, wobei der Druck auf der Abluftleitung der Box zum Durchspülen der Gefäße ausreichte. Es wurden jeweils drei Proben genommen. Die Probenahme für die Untersuchungen zum Emissionspotential des Bioabfalls erfolgte ähnlich, wobei die Probeluft mit einer Pumpe über die zweite Kanüle durch das Gefäß gesogen wurde. Die Proben wurden anschließend umgehend im Labor gemessen. Bei jeder Probengruppe wurde der Blindwert bestimmt.

3.4.3.8 Bestimmung von Ammoniak mit Dräger-Röhren

Die Ammoniakkonzentration im Abgas wurden mit direktanzeigenden Dräger-Röhren gemessen. Es wurden Röhren vom Typ 'Ammoniak 5/a' mit einem Messbereich von 5-70 ppm verwendet. Die Probenahme erfolgte mit einem Volumenstrom von 100-150 ml/min.

Die Probevolumen wurde so gewählt, dass bei Anwesenheit von Ammoniak der Ablesewert mindestens 5 Skaleneinheiten betrug.

3.4.3.9 Olfaktometrie

Zusätzlich zu der Konzentrationsbestimmung von Einzelstoffen wurden während der Praxisversuche olfaktometrische Messungen durchgeführt. Die Messungen erfolgten nach VDI-Richtlinie 3881 [VDI, 3881] und wurden bei der Fa. ECOMA in Kiel in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftlichen Verfahrenstechnik der Universität Kiel durchgeführt. Die Proben für die olfaktometrische Bestimmung wurden in PET-Beuteln zur Einmalverwendung genommen und noch am selben Tag gemessen. Die Messungen erfolgten mit einem Olfaktometer T07 (Fa. ECOMA, Kiel). Es wurden pro Reaktor zwei Proben genommen und der Mittelwert zur Auswertung gebracht. Die Angabe der Messwerte erfolgte in dB_{GE} .

3.5 Instrumentelle Analytik

3.5.1 Gaschromatographie

Die temperaturprogrammierte GC-Analyse der angereicherten Proben wurde mit einem Gaschromatographen GC-9a der Firma Shimadzu durchgeführt. Die Probenaufgabe von 1 μl des eingengten Eluates erfolgte über einen Split-Injektor (Splitverhältnis ca. 1:7). Zur qualitativen Analyse war der GC mit zwei parallel geschalteten Säulen bestückt. Die Detektion erfolgte mittels zweier FI-Detektoren.

Trägergas: Stickstoff, Säulenvordruck 2 bar, 40 cm/s bei 50 °C
Trennsäulen: J&W Scientific DB-5ms, 60 m, FD 1 μm , ID 0.32 mm
J&W Scientific DB-Wax, 60 m, FD 0.25 μm , ID 0.32 mm
Injektor, Detektor: 250 °C

Temperaturprogramm RP18-Methode:

50 °C für 5 min
5 °C/ min auf 230 °C
230 °C für 8 min

Temperaturprogramm SiOH-Methode:

50 °C für 5 min
5 °C/ min auf 70 °C
10 °C/ min auf 230 °C
230 °C für 8 min

Nachmessung auf Limonen für hohe Konzentrationen:

100 °C für 3 min
10 °C/ min auf 150 °C
15 °C/ min auf 250 °C
250 °C für 8 min

3.5.2 Headspace-Chromatographie

Die direkte Messung der in Headspace-Vials abgefüllten Probenluft sowie von löslichen organischen Verbindungen im Kondensat erfolgte mit einem Gaschromatographen GC-14a mit Autosampler HSS-2b der Firma Shimadzu mittels FI-Detektion. Die Probenaufgabe von 0.5 ml Kopfraumgas erfolgte splitlos.

Trärgas: Stickstoff, Säulenvordruck 0.55 bar, 45 cm/s bei 30 °C
Trennsäule: J&W Scientific DB-5ms, 60 m, FD 3µm, ID 0.53 mm
Injektor/ Detektor: 220 °C/ 250 °C

Direkte Headspace-GC

Injektionsspritze: 120 °C
Konditionierungszeit: 10 min bei 60 °C
30 °C für 5 min
5 °C/min auf 180 °C
180 °C für 8 min

Lösliche organische Verbindungen im Kondensat

Injektionsspritze: 120 °C
Konditionierungszeit: 30 min bei 60 °C
30 °C für 5 min
5 °C/min auf 210 °C
210 °C für 8 min

3.5.3 Methodvalidierung

Eine Substanz galt als identifiziert, wenn die normierte Retentionszeit (bezogen auf den inneren Standard Naphthalin) auf beiden Trennsäulen (GC-9a) mit den Daten einer Referenzsubstanz übereinstimmte. Als weiteres Prüfkriterium für die Zuordnung von zwei Peaks auf den verschiedenen Säulen zur selben Substanz, wurden gleichartige quantitative Ergebnisse auf den beiden Trennsäulen vorausgesetzt. Zusätzlich wurden von ausgewählten Proben Massenspektren gemessen. Bei den Headspace-Messungen erfolgte ein einfacher Retentionszeitvergleich und Standardaddition mit einer Referenzsubstanz, zusätzlich erfolgte, wegen der gleichartigen Trennbedingungen, ein Abgleich mit den Kenndaten der Substanzen auf dem GC-9a. Die Headspace-Messungen wurden durch externe Kalibrierung quantifiziert.

Methodvalidierung Anreicherung auf RP-18

Zur Quantifizierung wurden Kalibrierkurven für ca. 100 Referenzsubstanzen in sechs Konzentrationen im Bereich 10-500 mg/l in n-Hexan erstellt. Die Peakflächen wurden auf Naphthalin als inneren Standard mit einer Konzentration von 100 mg/l bezogen. Der Substanzpeak für Limonen lag für zahlreiche Proben außerhalb des Messbereiches. Die Proben wurden deshalb mit einem größeren Splitverhältnis (1:100 bis 1:250) und einem eigenen Temperaturprogramm nachgemessen. Die Kalibrierung für Limonen wurde

entsprechend für die hohen Konzentrationen neu erstellt.. Zur Bestimmung der Reproduzierbarkeit der Retentionszeiten und der Peakflächen wurde eine Standardmischung mit 15 Substanzen, die den interessierenden Retentionszeitbereich abdeckten, in zehnfacher Wiederholung gemessen. Die relative Standardabweichung der Peakflächen bezogen auf den inneren Standard war für alle Substanzen $\sigma_{rel} < 1 \%$, die der Retentionszeiten war $\sigma_{rel} < 0.1 \%$. Desweiteren wurde die Langzeitstabilität des chromatographischen Systems sowie die Lagerfähigkeit der Proben bestimmt. Dazu wurde die gleiche Standardmischung mit 15 Einzelsubstanzen über einen Zeitraum von 8 Wochen, was der maximalen Lagerung der Proben bis zur Messung entsprach, in regelmäßigen Abständen gemessen. Die Standardmischung wurde wie die Proben bei $-18 \text{ }^\circ\text{C}$ gelagert. Die relative Standardabweichung der Peakflächen über den gesamten Zeitraum bezogen auf den inneren Standard war kleiner 3 %. Die Wiederfindung der Substanzen bei Adsorption einer Standardlösung in verschiedenen Konzentrationen über die Gasphase im Vergleich mit der Direktmessung liegt für alle Substanzen zwischen 85 und 110 % (Limonen 98 %, α -Pinen 87 %, β -Pinen 109 %).

Methodenvalidierung Anreicherung auf SiOH-Phase

Mit dieser Methode wurden bei der Untersuchung des Emissionspotentials von Bioabfall niedermolekulare Substanzen mit Retentionszeiten von 0 - 7 min analysiert. Zur Kalibrierung und Bestimmung der analytischen Wiederfindung wurden die Referenzsubstanzen in vier Konzentrationsstufen über die Gasphase auf die SiOH-Kartuschen aufgebracht und die Ergebnisse mit einer Direktmessung der Standards verglichen (**Tab. 3.3**). Bei dieser Methode stand kein innerer Standard zur Verfügung, so dass die relative Standardabweichung mit $\sigma_{rel} < 4 \%$ größer ist als bei der Anreicherung mit RP-18-Phase. Zur Bestimmung der Lagerfähigkeit der Proben wurde ein Standardmix aus drei Substanzen über einen Zeitraum von 4 Monaten in regelmäßigen Abständen gemessen. Die relativen Standardabweichungen über den gesamten Zeitraum sind in Klammern angegeben. Zur Qualitätssicherung erfolgte in regelmäßigen Abständen eine Kontrolle der Blindwerte.

Tab. 3.3: Kenndaten für die Anreicherung auf SiOH-Phase

	Retentionszeit [min]	Steigung [ng/PAU] ^{1.)}	σ_{rel}	Wiederfindung
Ethanol	3,15	0,6265	2,6 (12,3)	98,1
Aceton	3,44	0,5743	3,9 (13,5)	96,6
Methanol	2,83	0,8787	1,8 (11,6)	87,9
Diethylether	3,47	0,52620	2,3	87,2
Ethylacetat	5,24	0,66330	2,1	93,3

^{1.)} PAU = Peak Area Units

Methodenvalidierung Headspace-GC Kondensate

Bei der Headspace-GC hängt die Sensitivität der Stoffe von deren Löslichkeit in der wässrigen Phase ab, so dass gut wasserlösliche Stoffe wie Methanol und Ethanol eine niedrige Sensitivität aufweisen. Zur Verbesserung der Nachweisstärke wurde Magnesiumsulfat zugeben, um durch den Aussalzeffekt die Fugazität der Stoffe zu erhöhen. In Vorversuchen wurde die optimale Menge von 10 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ ermittelt [Weppen, 1998]. Zur Quantifizierung wurden Kalibrierkurven für 60 Referenzsubstanzen im interessierenden Konzentrationsbereich in fünf Konzentrationsniveaus erstellt, von denen in der Tabelle nur die zur Auswertung der Versuchsergebnisse herangezogenen Substanzen aufgeführt sind. Die relative Standardabweichung ist kleiner 4 % (Tab. 3.4). Zur Qualitätskontrolle wurden regelmäßig Blindwerte und Standardmischungen gemessen.

Tab. 3.4: Kenndaten für die Headspace Analytik an Kondensaten

	Retentionszeit	Sensitivität [PAU*l/mg]	σ_{rel}
Methanol	2,88	939	0,4
Acetaldehyd	2,92	17426	0,3
Ethanol	3,76	4311	0,6
Aceton	4,59	24597	0,5
Isobutyraldehyd	6,75	153053	2,8
2-Butanon	8,33	47881	3,7
Ethylacetat	9,17	33490	0,8
2-Methyl-1-propanol	9,79	31327	2,1
1-Butanol	11,55	22620	1,8
Valeraldehyd	13,13	164013	2,3

Methodenvalidierung Headspace-GC Abluft

Zur Bestimmung der Konzentrationen von Ethanol in der Abluft der Rotteversuche im Labor und in der Praxis wurden die Ergebnisse der direkten Headspace-GC der Abluft herangezogen, da die Adsorption auf RP-18 Phase für Retentionszeiten unterhalb von 7 min eine analytische Lücke aufweist. Die Kalibrierung zur quantitativen Analyse erfolgte mit einer Einpunktkalibrierung in zehnfacher Wiederholung bei einer Konzentration von 512 mg/m³. Die Sensitivität betrug 538 PAU mg⁻¹ m⁻³ mit einer relativen Standardabweichung von 14 %. Es erfolgte eine regelmäßige Kontrolle der Blindwerte.

3.5.4 HPLC

Die chromatographische Bestimmung der zu 2,4-Dinitrophenylhydrazonen umgesetzten Aldehyde und Ketone wurde mit einer HPLC Anlage der Firma Shimadzu (LC6-Serie) mit einem UV-VIS-Detektor bei $\lambda = 345\text{nm}$ durchgeführt. Die Trennung erfolgte bei einer

Ofentemperatur von 35 °C und einer Flußrate von 1.0 ml/min im Wasser/Methanol-Gradienten.

Trennsäule: Macherey& Nagel ET 250/8/4 Nucleosil 120-5 C₄

Injektionsvolumen: 25 µl

Wasser/Methanol-Gradient [%]:

60/40 für 4 min

in 20 min auf 5/95

5/95 für 2 min

in 1 min auf 60/40

60/40 für 7 min

Die Substanzidentifizierung erfolgte anhand der Retentionszeit. Die Methode ist stoffgruppenspezifisch für Aldehyde und Ketone, wobei aufgrund der geringen Retentionszeitunterschiede der Isomeren oberhalb C₄ keine einzelstoffliche Auswertung vorgenommen wurde. Zur Quantifizierung wurden Kalibrierkurven der Referenzsubstanzen in sechs Konzentrationen im Bereich 10-500 mg/l hergestellt und in dreifacher Wiederholung gemessen (**Tab. 3.5**). Zur Qualitätskontrolle wurden in regelmäßigen Abständen Standardmischungen mitgeführt und die Blindwerte einzelner Analyseschritte sowie des gesamten Trennungsganges kontrolliert.

Tab. 3.5: Kenndaten für die HPLC-Analytik von Aldehyden und Ketonen

	Retentionszeit	Steigung [ng/ PAU]	σ _{rel}
Acetaldehyd	11,56	2,139 E-2	8,3
Acrolein	14,12	2,806 E-2	3,2
Aceton	14,58	2,139 E-2	6,6
Propionaldehyd	15,03	2,722 E-2	0,1
Crotonaldehyd	16,38	3,703 E-2	5,1
2-Butanon	17,11	4,796 E-2	2,4

Herstellung der Reaktionsröhrchen

450 mg 2,4-Dinitrophenylhydrazin (DNP) p.A. mit 50 % Wasser werden in 5 ml 10 proz. H₃PO₄ und ca. 50 ml Acetonitril p.A. in einem 250 ml Rundkolben gelöst. Diese Lösung wird auf 30 g Kieselgel 60 (Merck Art. Nr. 7733) 0,2-0,5 mm gegeben, das zuvor mit Acetonitril gewaschen wurde (Zum Waschen wird das Gel in einer ausreichenden Menge Acetonitril aufgeschlämmt und der Überstand nach kräftigem Mischen dekantiert). Das Lösungsmittel wird auf dem Wasserbad (ca. 95 °C) von Hand gegen Atmosphärendruck einrotiert, bis ein rieselfähiges Produkt entsteht. Dieses Sorbens kann 1-2 Monate dicht verschlossen gelagert werden. Die Reaktionsröhrchen werden durch Packen von Pasteur-Pipetten mit 5 mm Glaswolle, ca. 0,6 g Sorbens und wiederum 5 mm Glaswolle hergestellt.

Reagenz für die Kondensatanalyse

300 mg 2,4-Dinitrophenylhydrazin p.A. mit 50 % Wasser werden in 5 ml 10 proz. H_3PO_4 und ca. 50 ml Acetonitril p.A. gelöst und direkt für die Analyse eingesetzt.

4. Ergebnisse der Laborversuche

Bei den Laborkompostierungen erfolgte keine prozessabhängige Steuerung, so dass der Rotteverlauf bei konstanter Belüftungsrate ausschließlich den sich ändernden Bedingungen für den mikrobiellen Stoffwechsel folgte. In Abhängigkeit von Bioabfall, Strukturmaterial, Mischungsverhältnissen und Zuschlagstoffen zeigten sich unterschiedliche, für die jeweiligen Bedingungen charakteristische Rotteverläufe, die im Folgenden anhand der Feststoffdaten sowie der kalorischen und respiratorischen Daten diskutiert werden. Im Anschluss an die allgemeine Charakterisierung der Rotteverläufe folgen die Ergebnisse der Emissionsmessungen. Unter abfallwirtschaftlichen Gesichtspunkten stellt der Bioabfall die zu behandelnde Fraktion dar, während das Strukturmaterial den Charakter eines Hilfsstoffes hat. Bei der Auswertung der Ergebnisse und zum Vergleich der Modifikationen werden die Daten deshalb auf die eingebrachte Menge Bioabfall bezogen. Dabei wird vereinfachend vorausgesetzt, dass die Zuschlagstoffe während der kurzen Intensivrotte im Vergleich zur leicht abbaubaren Substanz aus dem Bioabfall keinem wesentlichen Abbau unterliegen. Dieses Vorgehen ermöglicht es, die erzielten Wirkungen direkt auf ihren möglichen Nutzen für die Bioabfallverarbeitung hin zu bewerten.

4.1 Allgemeiner Rotteverlauf

4.1.1 Charakterisierung der Rottegemische

Wassergehalt

Wie eingangs beschrieben, müssen sich die chemisch-physikalischen Eigenschaften der Rottegemische in bestimmten Grenzen bewegen, um optimale Bedingungen für den mikrobiellen Abbau zu schaffen. Die wichtigsten Parameter zur Charakterisierung der Rottegemische vor und nach der Rotte sind in **Tab. 4.1** zusammengefasst. Der Wassergehalt der Bioabfallfraktion betrug durchschnittlich 62 %, während das Strukturmaterial niedrigere Wassergehalte von 20-40 % aufwies. In Abhängigkeit des Anteils Strukturmaterial ergaben sich daraus für die Rottegemische Wassergehalte von 41 – 68 %, wobei Reaktor 1-1 mit 68 % sehr feucht war und Reaktor 7-21 mit 41 % den niedrigsten Wassergehalt aufwies. Die Werte lagen damit in dem für die Kompostierung als optimal angesehenen Bereich von 40-60 %, bei einem maximal tolerierbaren Wert von 70 % [Krogmann, 1994]. Während der Rotte findet ein Wasseraustrag statt, der von der Temperatur des Rottegemisches und der Belüftungsrate abhängt. Demgegenüber steht eine Wasserneubildung aus dem Abbau der organischen Substanz (siehe **Kap. 2.1.2**). Zu den Umsetzterminen wurde das Material neu befeuchtet, so dass der Wassergehalt der Rottegemische auch in der zweiten Versuchsphase optimal für einen mikrobiellen Abbau war. Lediglich der Wassergehalt von 38,2 % zu Versuchsende bei Reaktor 7-21 war zu

niedrig und könnte schon zu einer Verzögerung des mikrobiellen Abbaus führen. Innerhalb der Versuchsgruppen ist kein eindeutiger Trend in der Entwicklung des Wassergehaltes während der Rotte erkennbar, der auf einen Effekt der abgestuften Modifikationen des Rottegemisches auf diesen Parameter schließen ließe. Innerhalb der Rottereaktoren kam es zur Ausprägung von Feuchtegradienten in der Rotte-Matrix.

C/N-Verhältnis

Die C/N-Verhältnisse der Rottgemische lagen bei Versuchsbeginn zwischen 20 und 35, bzw. geringfügig außerhalb dieser Spanne und damit in dem für die Kompostierung als optimal angesehenen Bereich (siehe **Kap. 2.2.2**). Während der Versuchsdauer kam es zu der üblichen Einengung des C/N-Verhältnisses, im Mittel von 28 auf 20, wobei die Reaktoren von Versuch 2 und 3 sowie 1-1, 1-2 und 4-10 Werte deutlich unter 20 aufwiesen, was sich negativ auf die Stickstoffemissionen in der späten Rottephase auswirken kann.

Glühverlust, Substanzabbau, Brennwert, Fettgehalt

Der Glühverlust (GV) kann als Maß für den Gehalt an organischer Substanz herangezogen werden. Der Substanzabbau, bezogen auf die Trockenmasse (TM), reichte von 9 %TM bei Reaktor 7-21 bis zu 49 %TM bei Reaktor 1-1. Durchschnittlich wurden 26 % der Trockenmasse abgebaut, wobei die Versuche 1 und 2 mit über 40 %TM einen höheren Substanzabbau zeigten. Die Ursache dafür war der höhere Gehalt an leicht abbaubarer organischer Substanz, da für die Versuche 1 und 2 Bioabfall aus einer häuslichen Tütensammlung verwendet wurde, der kaum vorgerottet war und nur wenig erdige und holzige Anteile enthielt. So hatten die Rottegemische aus Versuch 1 und 2 einen durchschnittlichen Brennwert von 16880 J/g TM gegenüber 12179 J/g TM der übrigen Versuche, entsprechend größer war auch der durchschnittliche Glühverlust mit 82 % gegenüber 60 %. Die Fettgehalte waren im Mittel mit 62 mg/g TM zu 19 mg/g TM etwa dreimal so hoch.

Innerhalb der Versuchsserien nimmt der auf die Trockenmasse bezogene Substanzabbau ab, entsprechend dem abnehmendem Anteil Bioabfall und damit geringerer Menge leicht abbaubarer Substanz. Aussagekräftiger im Hinblick auf den Einfluss der Rottegemischmodifikationen auf den biologischen Prozess ist der auf die Bioabfalltrockenmasse (BATM) bezogene, spezifische Substanzabbau. Dieser Wert reichte von minimal 104 g TM/ kg BATM bei Reaktor 6-16 bis maximal 392 g TM/ kg BATM bei Reaktor 1-3. Ein hoher Strukturstoffanteil bewirkte bei den Versuchen 1-3 (26 % Stroh) und 4-12 (37 % Holz) einen um 38 % bzw. 41 % größeren spezifischen Substanzabbau, als bei dem jeweiligen Referenzreaktor. Eine eindeutige Wirkungsrichtung über alle drei Intensitätsstufen zeigte lediglich ein steigender Anteil Bentonit in Versuch 6 und zwar mit

104, 153 und 244 g TM/ kg BATM in Richtung eines um 47 % bzw. 135 % größeren spezifischen Substanzabbaus. Die Wirkungsrichtung bei den übrigen Versuchen ist uneinheitlich. Der Fettanteil wurde durchschnittlich zu 77 % abgebaut.

Tab. 4.1: Chemisch-physikalische Charakterisierung der Rottegemische (Laborversuche)

Versuch	Variation Anteil [% FM]	BAFM	WG-In	WG-Out	Substanz- abbau	spez. Subst.- abbau	GV In	GV Out	C/N In	C/N Out	Brennwert In	Brennwert Out	Fettgehalt In	Fettgehalt Out
		[kg]	[% FM]	[% FM]	[% TM]	[g TM/kg BATM]	[% TM]	[% TM]			[J/g TM]	[J/g TM]	[mg/g TM]	[mg/g TM]
1-1	Stroh 9,9 %	10,25	67,7	65,2	49	283	79,9	62,3	21,9	12,2	16406	13274	53,8	11,5
1-2	Stroh 17,9 %	8,68	66,0	56,1	42	284	83,3	67,6	24,2	14,5	17175	13916	61,2	13,7
1-3	Stroh 34,9 %	5,24	58,7	51,4	37	392	88,1	77,6	34,3	23,4	17391	15260	52,5	12,5
2-4	Holz 5,0 %	11,14	64,7	54,5	42	266	82,1	70,2	22,5	14,8	16934	15029	61,9	25,2
2-5	Stroh 5,0 %	11,02	64,9	50,2	45	278	78,6	68,6	22,0	13,1	16581	13939	77,3	12,4
2-6	Rottes Stroh 5,0 %	11,22	65,9	55,3	45	272	80,7	67,3	23,1	12,6	16792	14126	65,4	25,7
3-7	Reifkompost 0 %	13,42	58,5	50,7	23	167	59,7	44,5	24,0	15,6	12574	8922	29,1	4,0
3-8	Reifkompost 8,7%	12,27	57,6	49,1	16	132	54,3	43,1	24,6	15,2	11083	8892	39,4	2,6
3-9	Reifkompost 31,7 %	9,00	48,1	45,2	11	155	49,5	39,5	19,4	13,8	10672	8147	19,0	3,6
4-10	Holz 6,8 %	14,09	62,7	56,5	33	216	59,5	43,8	29,5	15,1	11610	8509	37,2	3,9
4-11	Holz 18,2 %	12,35	60,4	52,2	27	214	65,2	54,6	31,3	21,3	12616	10357	26,0	3,1
4-12	Holz 37,0 %	8,11	54,1	51,2	25	303	75,0	71,5	35,4	33,2	14990	13283	24,5	2,9
5-13	Korngröße grob	11,21	55,2	48,5	21	202	52,4	52,2	25,6	22,4	10220	10367	10,7	3,5
5-14	Korngröße mittel	11,05	54,6	43,8	16	259	55,1	50,6	26,0	23,3	10677	9510	11,3	2,2
5-15	Korngröße fein	11,37	55,4	45,1	15	147	59,9	50,9	28,3	22,5	11350	9770	13,6	2,2
6-16	Bentonit 0 %	9,70	56,6	46,1	12	104	65,3	56,8	32,3	25,6	13684	12200	20,4	3,5
6-17	Bentonit 1,6 %	9,45	54,0	43,9	16	153	65,7	58,4	34,7	26,9	13476	11569	21,2	5,4
6-18	Bentonit 7,8 %	9,01	50,4	48,1	21	244	59,8	46,5	37,9	25,3	11680	8427	15,9	1,9
7-19	Altkompost 0 %	8,39	50,9	48,1	24	288	63,2	49,7	24,8	23,7	12985	10112	4,4	3,7
7-20	Altkompost 7,8 %	8,34	49,6	47,4	18	232	65,3	54,6	36,8	23,8	13774	11442	7,5	2,7
7-21	Altkompost 38,8 %	5,12	40,9	38,2	9	236	68,9	52,4	39,6	21,8	14162	10729	10,1	3,0

FM: Frischmasse des Rottegemisches
TM: Trockenmasse des Rottegemisches
BAFM: Frischmasse des Bioabfallanteils
BATM: Trockenmasse des Bioabfallanteils

WG: Wassergehalt
C/N: Verhältnis Kohlenstoff zu Stickstoff
GV: Glühverlust

4.1.2 Temperatur

Wie eingangs in **Kap. 2.1.4** erläutert, wird das Temperaturniveau im Laborreaktor auf der einen Seite bestimmt von der mikrobiellen Wärmeentwicklung, auf der anderen Seite durch die Wärmeverluste aus dem System. Da die Bedingungen während des Rotteverlaufes für den Wärmeaustrag konstant waren, gibt es einen engen Zusammenhang zwischen dem Temperaturverlauf und der mikrobiellen Stoffwechselaktivität.

Trotz zahlreicher Unterschiede im Detail, folgten alle Rotteversuche einem Grundschemata im Temperaturverlauf, das am deutlichsten bei den Versuchen 5 (Korngrößenvariation), 6 (Bentonit) und 7 (Reifkompost) erkennbar ist (**Abb. 4.1**). Nach Versuchsbeginn erfolgte rasch ein steiler Temperaturanstieg, dabei wurde das Temperaturmaximum durchschnittlich nach 2.1 Tagen (gemittelt über alle Versuche) erreicht. Die kürzeste Zeit betrug 16 Stunden bei Versuch 5-14, die längste Zeit betrug 5 Tage bei Versuch 4-10. Durchschnittlich erhitzen sich die Rottegemische auf eine Maximaltemperatur von 60.2 °C (minimal 48.2 °C in Reaktor 7-21, maximal 68.1 °C in Reaktor 2-6). Nach Erreichen des Temperaturmaximums kühlte das Rottegemisch langsam wieder ab, wobei die Temperatur umso schneller sank, je kleiner die Menge an energiereichem Bioabfall war, wie ein Vergleich mit den Bioabfallfrischmassen in **Tab. 4.1** zeigt. Nach 7 bis 9 Tagen wurden die Reaktoren geöffnet, das Material neu gemischt und auf eine optimale Feuchte eingestellt. Diese Materialaufbereitung führte unmittelbar zu einer erneuten Aktivierung des Stoffwechsels und damit verbunden zu einem Temperaturanstieg. Im Mittel wurden dabei Temperaturen von 51 °C (minimal 29.6 °C in Reaktor 7-21, maximal 70.6 °C in Reaktor 2-6) erreicht. Nach Abkühlung auf Raumtemperatur wurden die Versuche nach 19 bis 21 Tagen beendet. Die Zeit bis zum Erreichen des zweiten Temperaturmaximums hing von der Ausgangstemperatur nach dem Umsetzen ab, je höher die Temperatur, desto schneller wurde das Temperaturmaximum erreicht, wie am Beispiel von Versuch 3 zu erkennen ist. In Abhängigkeit von der Menge Bentonit bei Versuch 6 verzögerte sich der Temperaturanstieg nach dem Umsetzen, und das zweite Temperaturmaximum war niedriger im Vergleich zur Standardrotte (**Abb. 4.1**). Bei Versuch 7 (Altkompostzusatz) waren die zweiten Temperaturmaxima mit 29.6 –37.2 °C deutlich niedriger als bei den übrigen Versuchen. Der Sprung in den Temperaturkurven aller Reaktoren bei ca. 14 Tagen kam durch die Verminderung der Belüftungsrate und dem damit verbundenen geringeren Wärmeaustrag zustande.

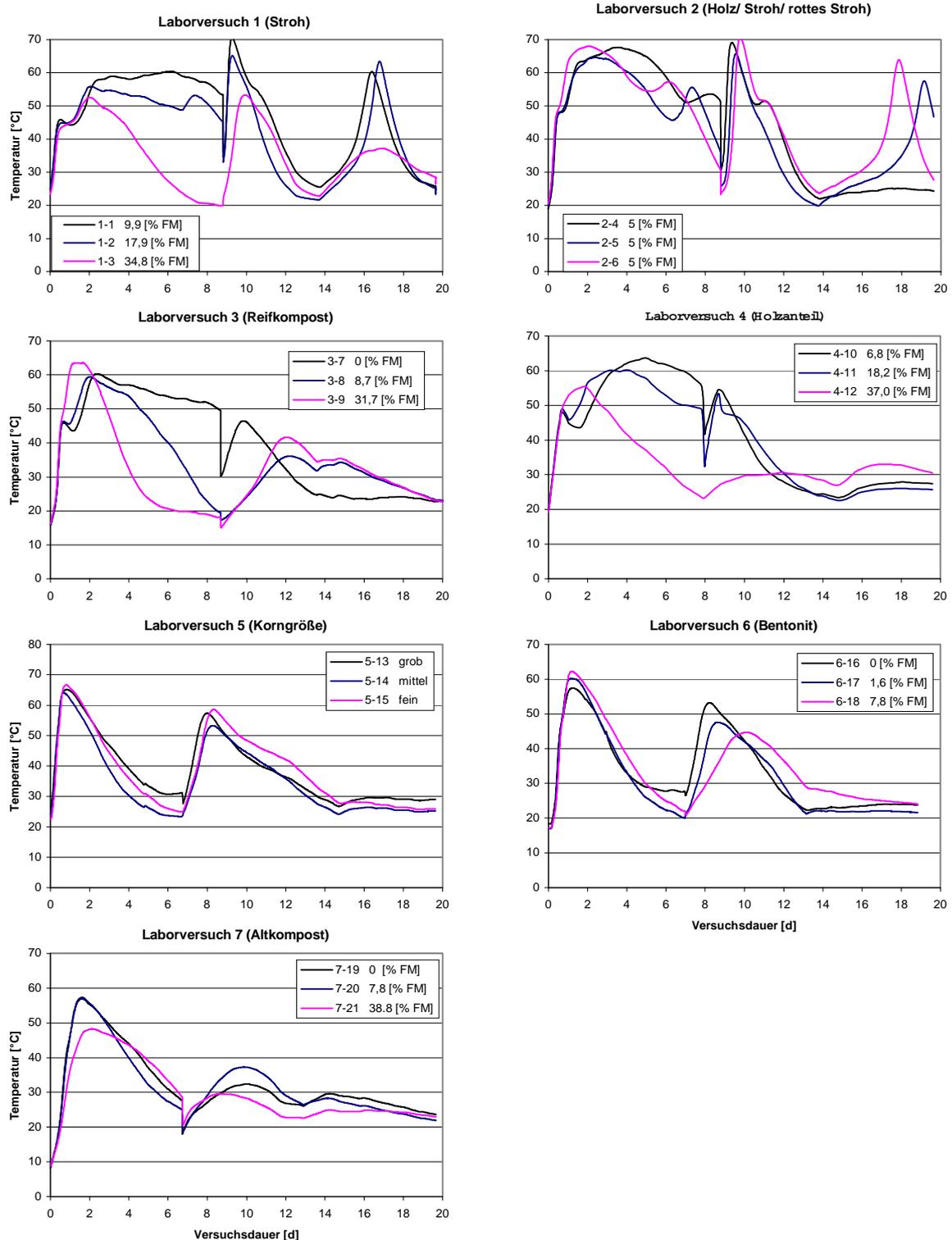


Abb. 4.1: Temperaturverläufe bei der Laborkompostierung

In Versuch 3 wurde der Einfluss einer Reifkompostrückführung als mikrobielles Impfgut mit einer dem Rotteprozess angepassten Biozönose untersucht. Ohne Reifkompostrückführung (Reaktor 3-7) zeigt sich nach 12 h eine ausgeprägte Haltephase im Temperaturanstieg bei

ca. 45 °C (**Abb. 4.2**), die einen Rückgang in der mikrobiellen Stoffwechselaktivität widerspiegelt. Die Dauer dieser Haltephase betrug bei Reaktor 3-7 13 h und verkürzte sich mit steigendem Anteil Reifkompost über 6 h bei Reaktor 3-8 bis auf 1 h bei Reaktor 3-9 (**Abb. 4.3**, Säulengruppe 'Wechsel auf thermophil'). Der anschließende, erneute Temperaturanstieg bis zum Erreichen des Temperaturmaximums halbierte sich entsprechend von 28 h ohne, auf 14 h bei 32 proz. Reifkompostzumischung. Die höheren Temperaturen im weiteren Rotteverlauf von Reaktor 7 und 8 im Vergleich zu Reaktor 9 (**Abb. 4.1**), hingen mit der größeren Menge leicht abbaubarem Bioabfall der Reaktoren zusammen, die einen höheren Stoffumsatz zur Folge hatte.

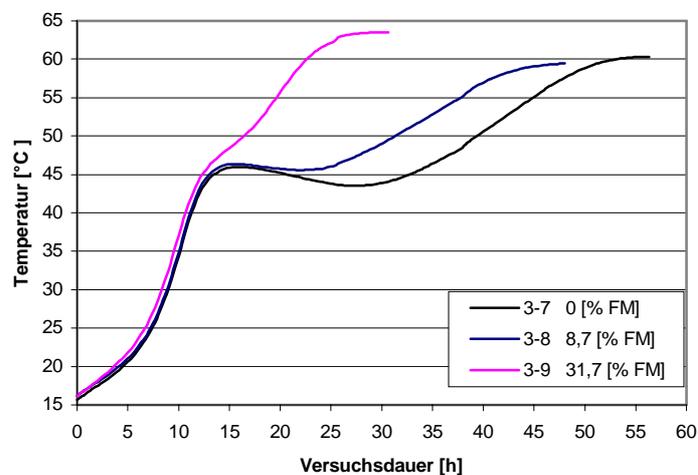


Abb. 4.2: Ausschnittsvergrößerung des Temperaturanstieges in den ersten 60 h von Versuch 3 (Reifkompostzusatz).

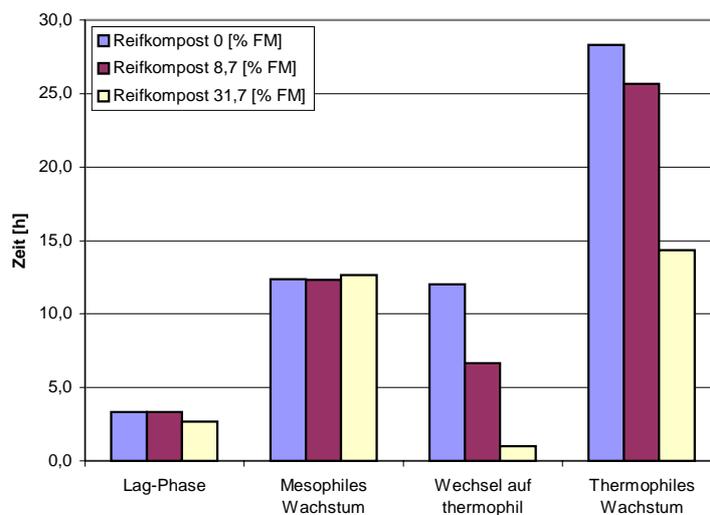


Abb. 4.3: Dauer der mikrobiellen Wachstumsphasen bei Reifkompostzusatz

Um einen zügigen Rottestart zu gewährleisten, wurde bei allen Versuchen Reifkompost als Inoculum zugemischt, wobei das Alter und der Rottegrad je nach verfügbarem Material unterschiedlich waren, was sich in den unterschiedlichen langen Haltephasen im Temperaturanstieg der Versuche zeigte. Bei den Rotteversuchen mit Stroh als Strukturmaterial (Versuch 1 und 2) kam es im Anschluß an die zweite Abklingphase nach ca. 14-16 Tagen zu einem erneuten Anstieg der Temperatur (**Abb. 4.1**). Dieses Phänomen ist charakteristisch für Stroh und trat bei den Versuchen mit Holz nicht auf, wie der direkte Vergleich in Versuch 2 eindeutig belegt. Der Strohannteil wurde in dieser Phase biologisch angegriffen, was an der Besiedlung mit Pilzmycel und strukturellen Veränderungen erkennbar war (siehe auch RQ-Daten in **Kap. 4.1.3**). Neben den bisher beschriebenen Auffälligkeiten im Rotteverlauf der verschiedenen Varianten, sind noch weitere Phänomene erkennbar, die zeigen, dass der Kompostierprozess nicht einer einfachen Abbaukinetik der organischen Substanz folgt, sondern ein komplexes Wechselspiel zwischen der Mikroflora, den physikalischen Bedingungen und dem Nährstoffangebot darstellt. Bei Versuch 2 kam es während der ersten Abkühlphase bei allen drei Reaktoren zu einem erneuten Aufschwingen des mikrobiellen Stoffwechsels für ca. 24 h (**Abb. 4.1**). Das Gleiche findet sich in abgeschwächter Form auch in der zweiten Abkühlphase nach dem Umsetzen, sowie bei den Versuchen 1, 3 und 4. Über die Ursachen dieser komplexen Stoffwechselkinetik läßt sich anhand der vorliegenden Daten keine Aussage machen.

4.1.3 Respiratorische Daten

Während der Temperaturverlauf im Rottegemisch neben der Wärmeproduktion auch von dem thermischen Verhalten der Reaktoren sowie dem Wärmeaustrag über die Gasphase abhängt, sind Sauerstoffkonsum und Kohlendioxidbildung direkt mit dem mikrobiellen Stoffwechsel verknüpft (**Abb. 4.4**). Ein Vergleich der Temperaturverläufe in **Abb. 4.1** mit den respiratorischen Daten in **Abb. 4.4** zeigt aber den engen Zusammenhang zwischen den Messgrößen, d.h. ein Anstieg oder Rückgang in der Atmungsaktivität hat unmittelbar einen Anstieg oder einen Rückgang der Temperatur im Rottegemisch zur Folge. Die Gaswechselraten ermöglichen einen Bezug auf die eingesetzte Bioabfallfrischmasse (BAFM) und lassen dadurch Aussagen über die spezifische Abbauleistung zu. Durch die Belüftung des Materials während der Rotte sanken die Sauerstoffgehalte in der Abluft bei keinem der Versuche unter 12 Vol%, wobei die niedrigsten Werte nur für wenige Stunden während der Zeiten mit hohem Sauerstoffumsatz auftraten.

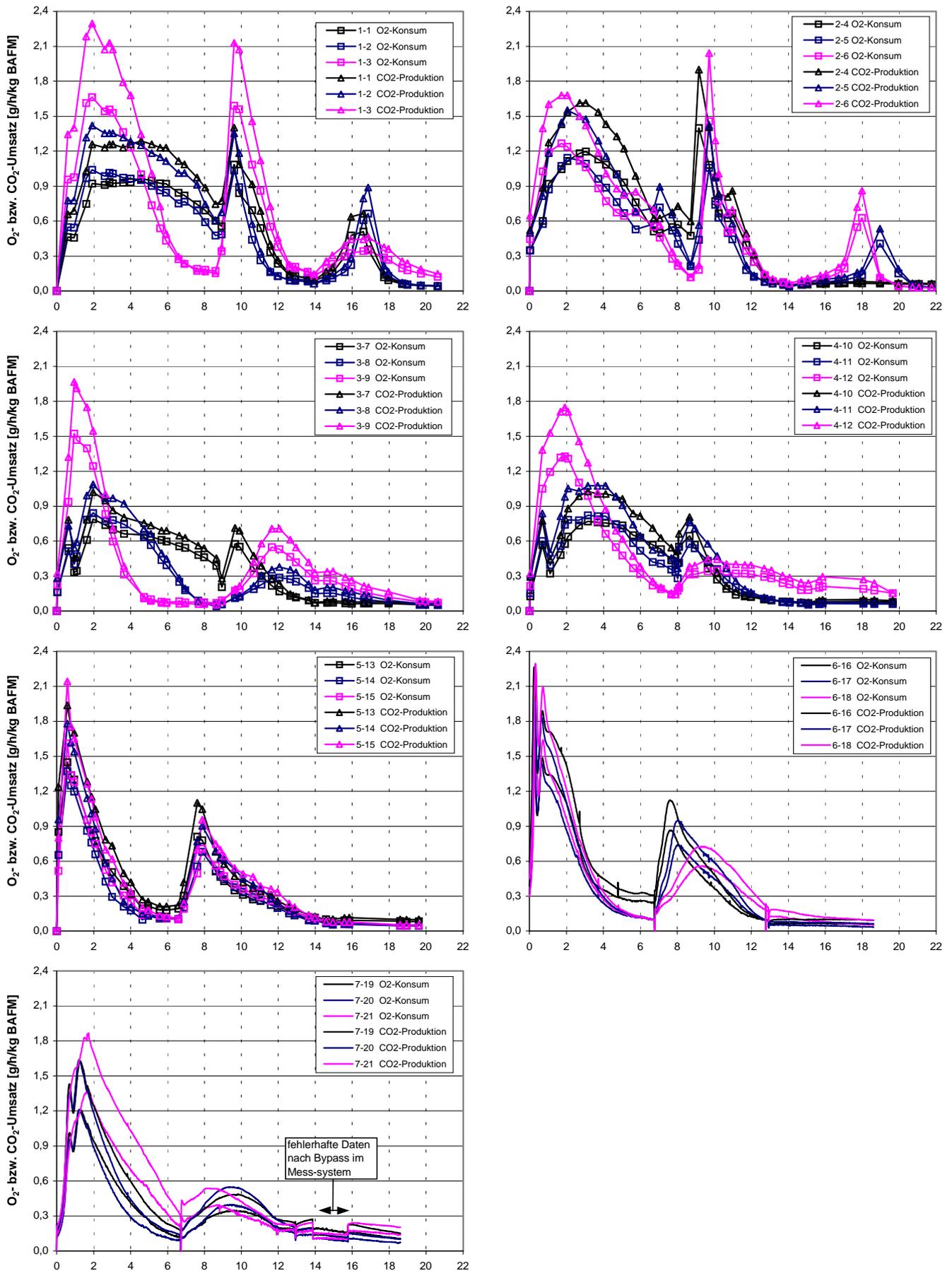


Abb. 4.4: Respiratorische Daten der Laborversuche. Bei Versuch 6 und 7 wurden die Daten kontinuierlich mit einem Data-Logger gemessen.

Der spezifische, auf die Bioabfallfrischmasse bezogene Sauerstoffverbrauch und die spezifische Kohlendioxidbildung erreichten zu Beginn der Versuche Maximalwerte von 1.0 – 2.3 g h⁻¹ kg⁻¹ BAFM. Deutliche Unterschiede im Verlauf zeigen sich bei den Versuchsgruppe 1, 3 und 4. Die Reaktoren mit einem hohen Anteil an Strukturmaterial bzw. Reifkompost (Reaktor 1-3, 3-9 und 4-12) hatten zu Versuchsbeginn mit 1.7 – 2.3 g h⁻¹ kg⁻¹ BAFM einen annähernd doppelt so hohen, auf den leicht abbaubaren Bioabfall normierten CO₂, bzw. O₂-Umsatz wie die jeweiligen Parallelversuche mit Werten um 1.1 g h⁻¹ kg⁻¹ BAFM. Dieser hohe Stoffumsatz erreichte nach 2 Tagen sein Maximum und klang dann innerhalb von 2 bis 3 Tagen auf ein niedriges Niveau unter 0.3 g h⁻¹ kg⁻¹ BAFM ab. Die Atmungsaktivität der jeweiligen Parallelversuche stieg, auch bedingt durch die mesophile Haltephase, langsamer an und fiel bis zum Umsetzen deutlich langsamer ab, so dass sie beim Umsetzen mit Werten von 0.4 – 0.8 g h⁻¹ kg⁻¹ BAFM etwa doppelt so hoch war, wie bei den zuerst genannten. Bei Reaktor 7-21 mit 38.8 % Altkompost war der Unterschied des maximalen Sauerstoffumsatzes mit 1.9 g h⁻¹ kg⁻¹ BAFM zu 1.7 bzw. 1.2 g h⁻¹ kg⁻¹ BAFM bei den Parallelversuchen zwar geringer, blieb aber bis zum Umsetzen um 0.3 – 0.6 g h⁻¹ kg⁻¹ BAFM höher.

Tab. 4.2: Spezifischer O₂- und CO₂-Umsatz bei den Laborversuchen

Versuch	Spezifischer O ₂ -Verbrauch [g/kg BAFM]	Spezifische CO ₂ -Bildung [g/kg BAFM]
1-1	251	330
1-2	241	317
1-3	298	392
2-4	251	329
2-5	222	289
2-6	240	315
3-7	164	201
3-8	140	173
3-9	163	205
4-10	162	208
4-11	162	210
4-12	200	258
5-13	144	193
5-14	121	160
5-15	133	179
6-16	175	227
6-17	150	193
6-18	162	210
7-19	144	200
7-20	131	183
7-21	181	254

Bei den Reaktoren 1-3, 4-12 und 7-21 mit einer erhöhten spezifischen Atmungsrate ist die auf den leicht abbaubaren Bioabfall normierte Summe des veratmeten Sauerstoffs höher, als bei den jeweiligen Parallelversuchen (**Tab. 4.2**). Ein hoher Reifkompostanteil führt zu einer höheren spezifischen, maximalen Atmungsrate, in der Summe ist aber keine Wirkungsrichtung erkennbar. Unabhängig von der Art des Strukturmaterials führte eine bessere Durchlüftung des Materials und ein geringeres Verhältnis Bioabfall/Strukturmaterial zu einem erhöhten mikrobiellen Stoffwechsel.

Bei Versuch 6 und 7 wurden die Gasdaten mit dem Logger aufgezeichnet. Durch die hohe Auflösung (1 Wert/ 20 Minuten) wird der Rückgang der Atmungsrate bei dem Wechsel von mesophilen auf thermophilen Abbau sichtbar, was in den Temperaturkurven aufgrund der größeren Trägheit des Systems gegen Temperaturänderungen nicht zu erkennen ist. Die Haltephase dauerte fünf Stunden bei Versuch 6 und sechs Stunden bei Versuch 7 (vergleiche **Kap. 4.1.2**).

Die in den Temperaturverläufen von Versuch 2 zu erkennende komplexe Kinetik findet sich auch in den Atmungsraten des Versuches wieder: Der Temperaturanstieg bei 8, 7 bzw. 6 Tagen sowie in der Abklingphase des Temperaturmaximums nach dem Umsetzen war jeweils mit einem Anstieg der Atmungsraten verbunden. Desweiteren war der Temperaturanstieg des Nachrottephänomens bei den strohhaltigen Versuchen mit einer entsprechenden Zunahme des Sauerstoffverbrauches verbunden. Der Respiratorische Quotient (**Abb. 4.5**) hatte während dieses Nachrottephänomens einen Wert nahe bei Eins entsprechend dem Wert für Glucose- (0.995), bzw. Stärkeabbau (0.994), und fällt anschließend wieder auf Werte zwischen 0.7 und 0.8 (RQ-Werte zitiert aus [Garrow, 1994]). Versuch 3 zeigt den typischen Verlauf des Respiratorischen Quotienten (RQ) während der Versuche (**Abb. 4.6**).

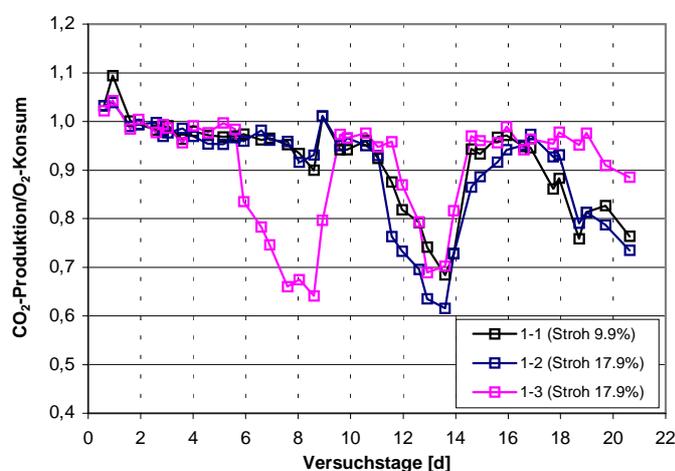


Abb. 4.5: Respiratorischer Quotient von Versuch 1 (Stroh als Strukturmaterial)

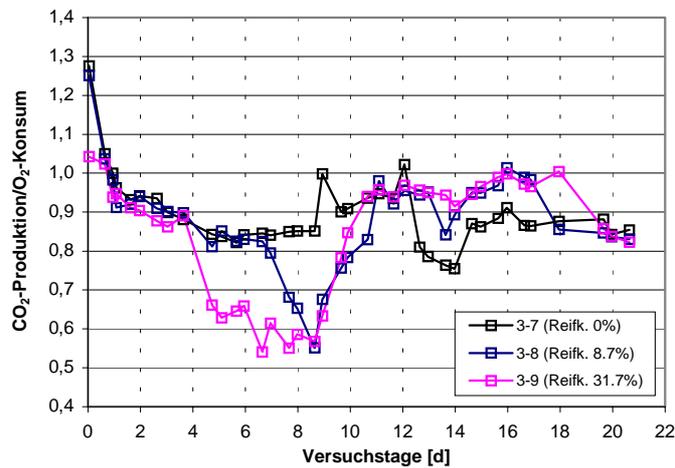


Abb. 4.6: Respiratorischer Quotient von Versuch 3 (Reifkompostzusatz)

Zu Versuchsbeginn lag er über 1 und zeigt damit einen teilweisen anaeroben Stoffwechsel an. Der hohe Wert über 1.2 der ersten Probenahme bei Reaktor 3-7 und 3-8 ist möglicherweise ein Artefakt und entstand durch das Ausblasen von CO₂ aus dem Porenvolumen, das sich dort unter den anaeroben Bedingungen der Bioabfallagerung angesammelt hatte.

Während der Hauptabbauphasen lag der RQ zwischen 0.8 und 1. Mit fortschreitender Rotte sank er auf Werte zwischen 0.6 und 0.8, wie man sie beim Abbau von Fetten (0.71), Proteinen (0.81) oder Alkohol (0.66) findet. Dieser Wechsel auf andere Substrate war mit einem Rückgang der Atmungsrate (**Abb. 4.4**) und dem Sinken der Temperatur (**Abb. 4.1**, Seite 51) verbunden. Bei den Reaktoren 1-3, 3-8 und 3-9 mit geringerem Anteil leicht abbaubarer Substanz sank der RQ entsprechend schon vor dem Umsetzen auf Werte unter 0.7 bzw. 0.6.

4.1.4 pH-Wert im Kondensat

Zu Rottebeginn lagen die pH-Werte allgemein im sauren Bereich bei pH 3 - 4. Mit fortschreitender Rotte stieg der pH-Wert und erreichte in der Regel nach 4 - 5 Tagen Werte im neutralen bis leicht alkalischen Bereich (**Abb. 4.7**). Vereinzelt wurden kurzfristig Werte über pH 9 erreicht. Gegen Versuchsende lagen die pH-Werte zwischen 7 und 9. Bei den Versuchen 5, 6 und 7 lag der pH-Wert bei Versuchsbeginn bereits über pH 6, was auf eine bessere Durchlüftung des Materials während der Sammlung und Lagerung hindeutet (**Kap. 7.2.2** 'Ammoniakemissionen'). Deutliche Unterschiede im pH-Verlauf zwischen den Reaktoren einer Versuchsgruppe traten bei den Reaktoren 1-3, 4-12 und 6-18 auf, bei denen der pH-Wert gegen Versuchsende wieder in den sauren Bereich um pH 5 gesunken war. Die Ursache dafür waren die unterschiedlichen Ammoniumstickstoffgehalte (s. unten). Bei Versuch 7 fielen die pH-Werte von anfänglich 6,5 - 7 kontinuierlich auf unter 6 ab. Die pH-

Werte der Frischkomposte bei Versuchsende lagen bei allen Reaktoren im neutralen bis schwach alkalischen Bereich (**Tab. 4.3**).

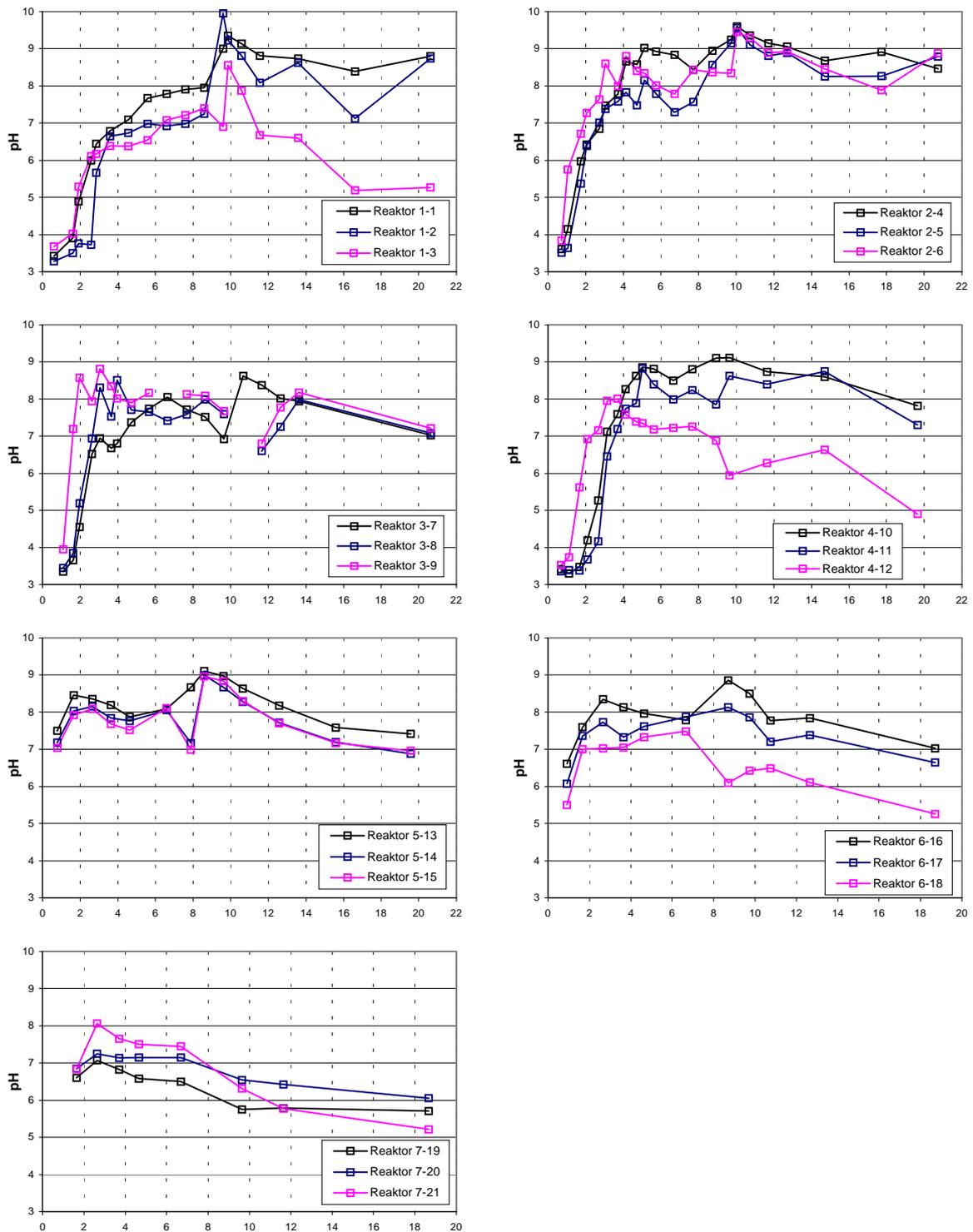


Abb. 4.7: pH-Verlauf im Kondensat der Laborversuche

Tab. 4.3: pH-Werte der Frischkomposte bei Versuchsende

Versuch	pH	Versuch	pH
1-1	8,77	4-10	7,69
1-2	8,69	4-11	7,06
1-3	8,66	4-12	7,18
2-4	8,27	5-13	8,35
2-5	8,46	5-14	8,22
2-6	8,61	5-15	8,26
3-7	7,93	6-16	8,47
3-8	8,02	6-17	8,32
3-9	7,93	6-18	8,24

4.2 Emissionen

Durch den mikrobiellen Abbau der organischen Substanz entsteht eine Vielzahl flüchtiger organischer Stoffe, die in Abhängigkeit von den physikalischen Bedingungen aus dem Rottegemisch freigesetzt werden. Daneben wird Ammoniak aus dem Abbau stickstoffhaltiger Verbindungen in größerer Menge emittiert. Die Stoffe verteilen sich anschließend entsprechend ihrer physiko-chemischen Eigenschaften zu unterschiedlichen Anteilen auf das Kondensat und auf die Abluft, wobei die Abscheidungsbedingungen im Abluftkühler bei den Laborversuchen mit 4 °C während der Dauer der Versuche konstant blieben.

4.2.1 Stickstoff

4.2.1.1 NH_4^+ -N im Kondensat

Bei den Versuchen 3 bis 7 (mit Ausnahme von Reaktor 4-10) traten zwei Emissionsmaxima auf, jeweils in der ersten Rottephase und nach dem Umsetzen (**Abb. 4.8**). Ein zunehmender Anteil Holz als Strukturmaterial reduzierte in Versuch 4 die maximale Ammonium-N-Konzentration im Kondensat, von 2020 mg/l (Holzanteil 6.8 %) über 491 mg/l (Holzanteil 18.2 %) auf 192 mg/l (Holzanteil 37.0 %) (**Tab. 4.4**). Die gleiche Wirkung hatte ein steigender Anteil Bentonit als Zuschlagstoff, der die Konzentrationsmaxima von 418 mg/l (ohne Bentonit) über 197 mg/l (1.6 % Bentonit) auf 100 mg/l (7.8 % Bentonit) verringerte. Eine Verminderung der maximalen NH_4^+ -N-Konzentrationen um 51 % (Reaktor 5-14) bzw. 63 % (Reaktor 5-15) trat auch bei Versuchsgruppe 5 durch Verringerung der Korngröße auf, ohne dass jedoch eine Wirkungsrichtung erkennbar wird. Bei den Versuchen 5, 6 und 7, deren pH-Wert im Kondensat schon zu Versuchsbeginn schwach sauer bis neutral war (**Abb. 4.7**), korrelieren die NH_4^+ -N-Konzentrationen über die gesamte Versuchsdauer mit dem Temperaturverlauf. Bei Versuch 3 und 4 folgte die Ammoniakfreisetzung im ersten Rotteabschnitt nur verzögert dem Temperaturverlauf, was vermutlich mit einem langsameren pH-Anstieg im Rottegemisch zusammenhängt (**Abb. 4.1**, Seite 51, **Abb. 4.8**).

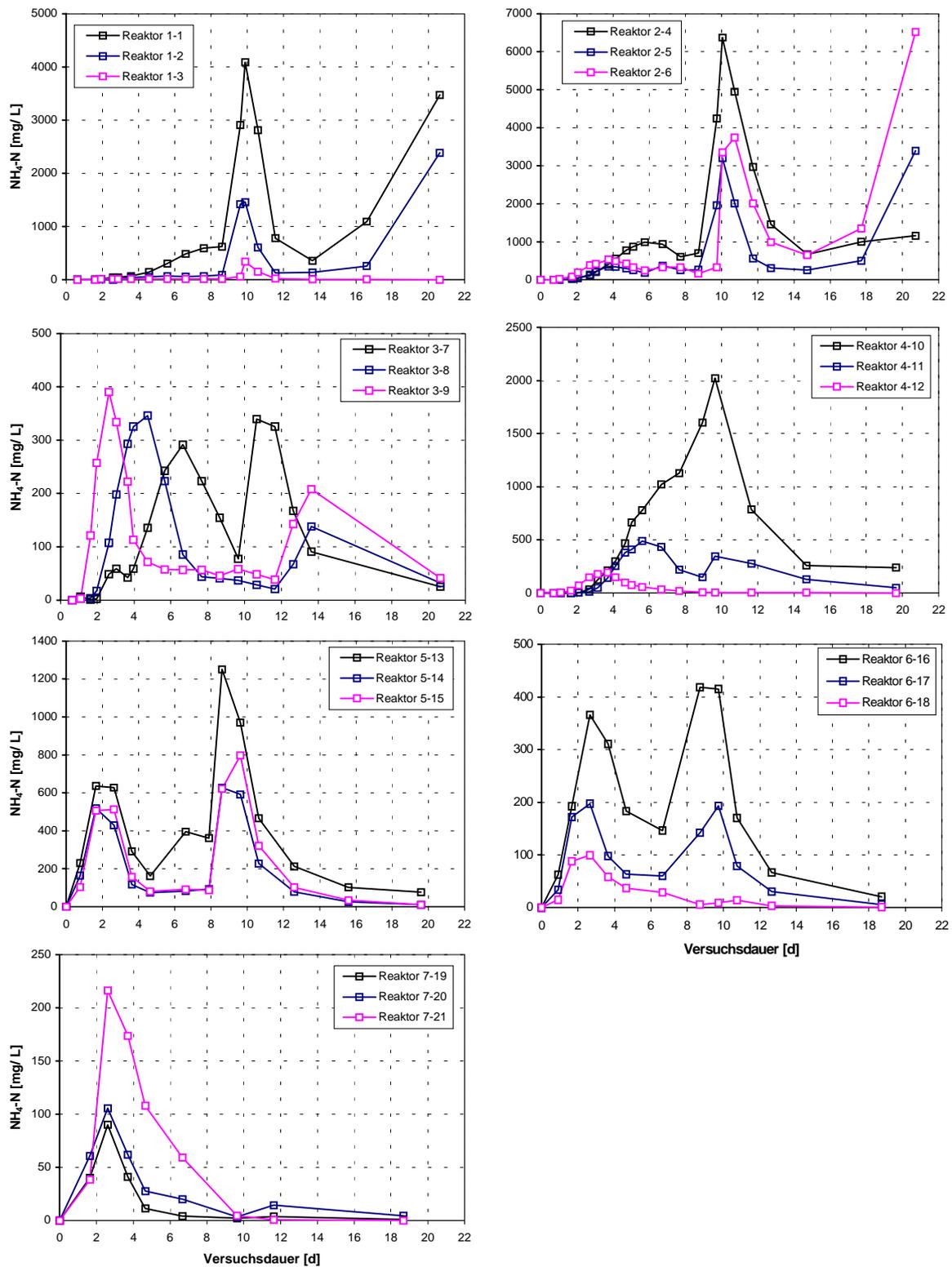


Abb. 4.8: Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Kondensat der Laborversuche

Der Vergleich der drei Reaktoren von Versuch 3 zeigt, dass mit schnellerem Temperaturanstieg durch die verkürzte Haltephase das erste Emissionsmaximum früher auftrat und die NH_4^+ -N-Konzentration mit der schnelleren Auskühlung ebenfalls schneller absank. Nach dem Umsetzen erschien das Emissionsmaximum bei Versuch 3-7 früher und

die Konzentration war höher, entsprechend dem schnelleren Temperaturanstieg und der höheren Temperatur.

Bei den strohhaltigen Reaktoren 1-1, 1-2, 2-5 und 2-6 finden sich die höchsten Konzentrationen nach dem Umsetzen und am Versuchsende, wobei der Anstieg der NH_4^+ -N-Emissionen zum Versuchsende nur bei den Versuchen mit Stroh als Bestandteil des Rottegemisches auftrat. Aufgrund der Korrelation zwischen Temperatur und Ammoniakfreisetzung, bei neutralen bis basischen pH-Werten im Rottegemisch, wie sie in der zweiten Rotteweche vorlagen, führte alleine der erneute Temperaturanstieg in dieser Phase zu einem Anstieg der Ammoniakemissionen. Darüber hinaus zeigt **Tab. 4.1** (Seite 49), dass die C/N-Verhältnisse der Reaktoren 1-1, 1-2, 2-5 und 2-6 bei Versuchsende zwischen 12 und 14 lagen, so dass davon auszugehen ist, dass bei der erneuten Zunahme der Stoffwechselaktivität durch einen Strohabbau, die ungünstig niedrigen C/N-Verhältnisse die Ursache für eine erneute Ammoniakfreisetzung aus dem Abbau stickstoffhaltiger organischer Substanz waren (siehe dazu **Kap. 2.2.2**). Ebenso wie ein zunehmender Anteil Holz reduzierte ein steigender Strohanteil in Versuch 1 den maximalen Ammonium-N-Gehalt im Kondensat. Reaktor 1-1 erreichte dabei eine maximale Konzentration von 4086 mg/l gegenüber 2384 mg/l bei Reaktor 1-2 und 341 mg/l bei Reaktor 1-3 (**Tab. 4.4**). Bei gleichen Strukturstoffanteilen in Versuch 2 reduzierte das Stroh im Vergleich zu Holz zunächst die Ammoniak-Konzentration im Kondensat, gegen Versuchsende, bei dem erneuten Anstieg der Stoffwechselaktivität, wurden jedoch erneut erhebliche Mengen Ammoniak freigesetzt, diesmal jedoch in der Reihenfolge Reaktor 2-6 > Reaktor 2-5 > Reaktor 2-4.

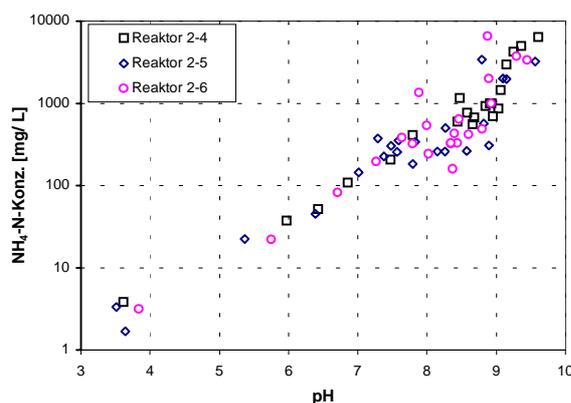


Abb. 4.9: Korrelation zwischen pH-Wert und NH_4^+ -N-Gehalt im Kondensat von Versuch 2

Bei allen Versuchen gibt es eine Korrelation zwischen der NH_4^+ -N Konzentration und dem pH-Wert des Kondensates, wie es in **Abb. 4.9** exemplarisch für Versuch 2 dargestellt ist. Während zu Rottebeginn die Ammoniakfreisetzung noch gering war, verursachten die freigesetzten organischen Säuren den niedrigen pH-Wert der Kondensate. Mit deren

Rückgang und der Freisetzung von Ammoniak stieg der pH-Wert auf Werte über pH 9 an (**Abb. 4.7**). Mit dem Rückgang der Ammoniakemissionen sank der pH-Wert wieder und erreichte je nach NH_4^+ -N-Konzentration und CO_2 -Sättigung schwach alkalische bis schwach saure Werte (siehe **Kap. 4.1.4**). Aufgrund dieser Korrelation zwischen NH_4^+ -N-Konzentration und pH-Wert ist es möglich, anhand einer einfachen pH-Messung den NH_4^+ -N-Gehalt im Kondensat in erster Näherung abzuschätzen.

4.2.1.2 NH_3 in der Abluft

Das Verteilungsgleichgewicht von Ammoniak zwischen Gasphase und Kondensat hängt von den Bedingungen im Abluftkühler ab. Diese waren während der Laborversuche nahezu konstant (Abscheidungstemperatur 4 °C), so dass der Konzentrationsverlauf von Ammoniak in der Abluft proportional dem im Kondensat ist, wie in **Abb. 4.10** am Beispiel von Versuch 1 gezeigt ist. Aufgrund der guten Löslichkeit von Ammoniak in Wasser (520 g/l bei 20 °C; Sdp. -33 °C) wurden im Durchschnitt nur 12 % der NH_3 -N-Emissionen über den Abluftpfad freigesetzt (**Tab. 4.4**). Die höchsten Konzentrationen wurden in der Abluft von Reaktor 1-1 und 4-10 mit 128.4 mg/m^3 bzw. 228.0 mg/m^3 gemessen. Entsprechend den Ergebnissen im Kondensat wirken sich die Rottegemischmodifikationen auch auf die Emissionsmaxima von Ammoniak in der Abluft aus.

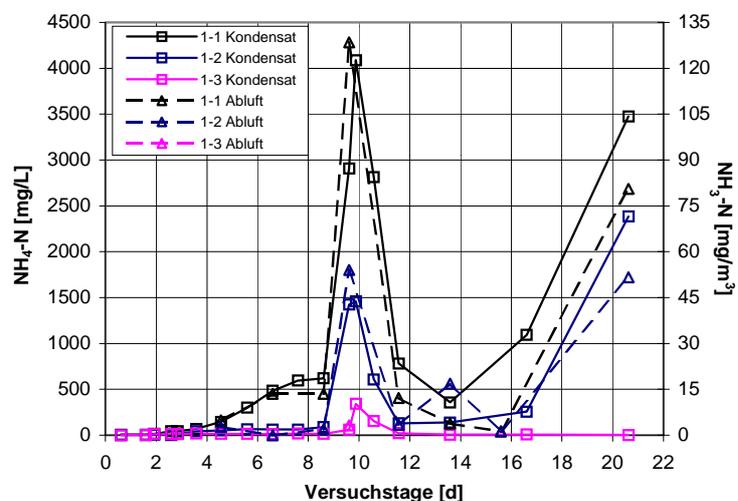


Abb. 4.10: Ammoniak Emissionen im Kondensat und in der Abluft der Laborversuche im Vergleich.

Ein steigender Strohanteil führte zu 50 % (Reaktor 1-2) bzw. 95 % (Reaktor 1-3), ein steigender Holzanteil zu 56 % (Reaktor 4-11) bzw. 87 % (Reaktor 4-12) geringeren spezifischen Konzentrationsmaxima. Desgleichen minderte eine Korngrößenzerkleinerung die spezifischen Konzentrationsmaxima um 47 % (Reaktor 5-14) bzw. 34 % (Reaktor 5-15) und ein zunehmender Anteil Bentonit um 73 % (Reaktor 6-17) bzw. 86 % (Reaktor 6-18).

Tab. 4.4: Stickstofffrachten der Laborversuche für die beiden Emissionspfade Kondensat und Abluft sowie die Gesamtfracht. Bei Versuch 2 ist die Datendichte für die Abluft nicht ausreichend für eine Berechnung der Frachten. Die Werte in Klammern in der letzten Spalte geben das Verhältnis der Stickstofffracht in den Emissionen (Out) zur der Stickstofffracht des Feststoffs (In) an.

Versuch	Kondensat			Abluft				Gesamtfracht-N [mg/ kg BAFM] (g N Out/kg N In)
	NH ₄ ⁺ -N max. [mg/ l]	NH ₄ ⁺ -N [mg]	NH ₄ ⁺ -N [mg/ kg BAFM]	NH ₃ max. [mg/m ³]	NH ₃ [mg]	NH ₃ [mg/ kg BAFM]	NH ₃ -N [mg/ kg BAFM]	
1-1	4086	4483,4	528,8	128,4	1433	139,8	114,6	643,4 (69,5)
1-2	2384	1523,3	234,9	54,1	710	81,9	67,1	302,1 (28,3)
1-3	341	90,7	29,9	3,2	17,4	3,3	2,7	32,6 (1,9)
2-4	6371	7637,6	822,8	-	-	-	-	(75,6)
2-5	3390	3763,3	409,8	-	-	-	-	(38,8)
2-6	6525	5090,5	544,5	-	-	-	-	(54,8)
3-7	340	633,4	50,0	8,2	96	7,1	5,9	55,9 (8,5)
3-8	346	559,5	53,2	3,2	69	5,6	4,6	57,9 (7,9)
3-9	390	366,3	65,0	8,9	147	16,4	13,4	78,4 (4,6)
4-10	2020	2825,0	228,6	228	1188	84,3	69,2	297,8 (55,6)
4-11	491	942,3	100,0	88	312	25,3	20,7	120,7 (15,9)
4-12	192	159,0	34,1	17,1	38,4	4,7	3,9	38,0 (2,4)
5-13	1252	1705,0	199,6	47,9	379	33,8	27,7	227,3 (26,3)
5-14	627	1118,3	132,8	24,9	144	13,0	10,7	143,5 (15,3)
5-15	799	1226,8	141,6	31,4	180	15,8	12,9	154,5 (17,0)
6-16	418	668,3	88,2	14,3	156	16,1	13,2	101,4 (12,7)
6-17	197	368,6	51,0	4,0	51	5,4	4,4	55,4 (6,6)
6-18	100	108,1	18,1	1,8	16	1,8	1,5	19,5 (2,0)
7-19	90	59,6	9,2	0,9	5,7	0,7	0,6	9,7 (1,0)
7-20	106	84,2	14,4	0,9	5,5	0,7	0,5	15,0 (1,0)
7-21	216	76,4	38,3	3,6	16,3	3,2	2,6	40,9 (1,0)

4.2.1.3 Stickstofffrachten

Ein Vergleich der NH₄⁺-N-Frachten im Kondensat zeigt, dass die Referenzreaktoren 1-1 und 2-4 mit 528,8 mg/kg BAFM bzw. 822,8 mg/kg BAFM erheblich mehr Ammonium-N über den Gesamtprozess emittierten, als die Referenzreaktoren der übrigen Versuchsserien, was seine Ursache in dem bereits erwähnten unterschiedlichen Bioabfallmaterial hatte (**Tab. 4.5**). Um den Einfluss der Rottegemisch-Modifikationen auf die Stickstofffrachten vergleichen zu können, sind in **Abb. 4.11** die Wirkungen auf die Gesamtfracht in Prozent der Gesamtstickstofffracht des zugehörigen Referenzreaktors angegeben.

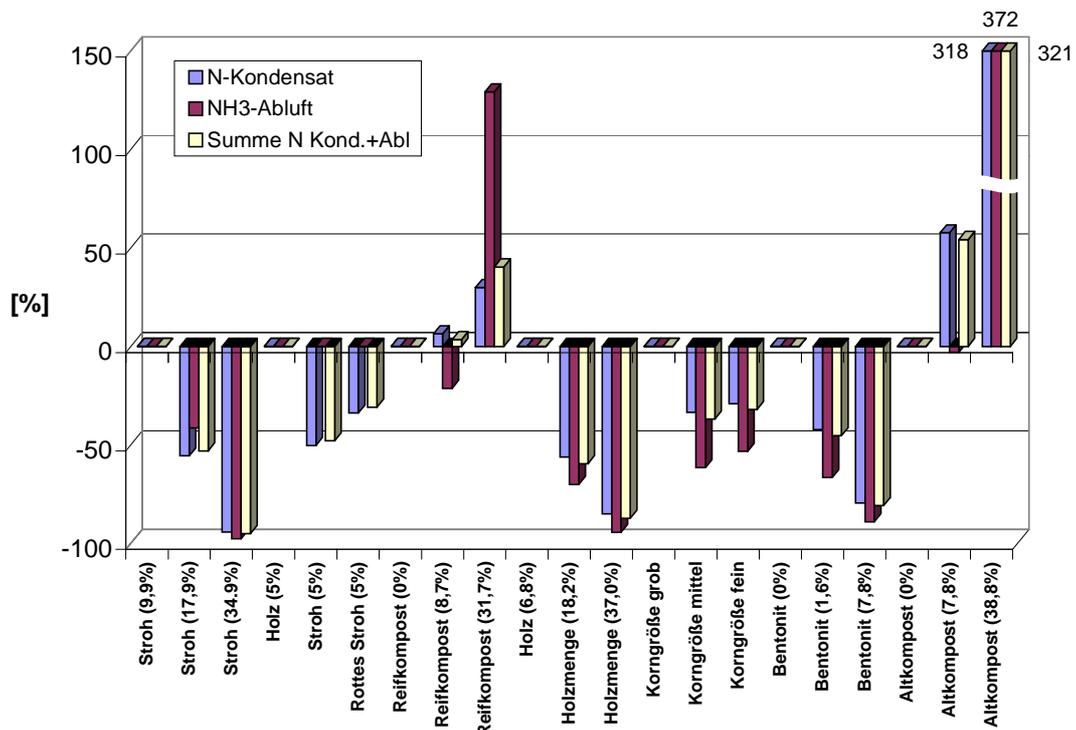


Abb. 4.11: Auswirkungen der Rottegemischmodifikationen auf die Stickstofffrachten im Kondensat, in der Abluft und auf die Gesamtfracht aus dem Prozess. Die Wirkungen der Modifikationen sind in Prozent von der Gesamtfracht des jeweiligen Referenzreaktors angegeben. Für Versuch 2 (Holz/ Stroh/ rottes Stroh) liegen nur Kondensatdaten vor.

Emissionsminderungen mit eindeutiger Wirkungsrichtung über alle drei Intensitätsstufen ließen sich durch erhöhten Strohanteil (53 und 95 %), erhöhten Holzanteil (59 und 87 %) sowie den Zusatz von Bentonit (45 und 81 %) erzielen. Versuch 2 zeigt, dass die Verwendung von Stroh gegenüber Holz als Strukturmaterial eine um 50 bzw. 34 % (rottes Stroh) geringere NH_4^+ -N-Emission zur Folge hatte. Die Verringerung der Korngröße des Bioabfalls resultierte ebenfalls in geringeren NH_4^+ -N-Emissionen von 37 % bzw. 32 %, wobei keine eindeutige Wirkungsrichtung erkennbar ist. Höhere NH_4^+ -N-Emissionen im Vergleich zur Standardrotte bewirkte der Zusatz von Reif- bzw. Altkompost in den Versuchen 3 und 7, wobei die Emissionen mit steigendem Anteil um 4 bzw. 40 % bei Versuch 3 und 54 bzw. 321 % bei Versuch 7 zunahm. In der letzten Spalte von **Tab. 4.4** ist in Klammern die Gesamtfracht aus dem Prozess in Bezug gesetzt zu der Stickstofffracht, die mit dem Feststoff in den Prozess eingebracht wurde (Summe NH_4^+ -N, NO_3^- -N und Kjeldahlstickstoff; Daten finden sich im Anhang). Ein Vergleich der Werte mit der spezifischen, auf den Bioabfall normierten Gesamtfracht in der selben Spalte, zeigt die gleiche Wirkungsrichtung der Modifikationen bei den Versuchen 1, 2, 4, 5 und 6. Diese auf den Stickstoffinput bezogenen Werte zeigen, dass die Wirkungen auf die Stickstofffrachten ihre Ursache in der Variation der Rottegemischmodifikationen haben und nicht auf einem höheren Stickstoffinput

basieren. Versuch 3 zeigt einen gegenläufigen Effekt, wobei die Unterschiede der auf den Stickstoffinput bezogenen Werte nur gering sind. Bei Altkompostzusatz in Versuch 7 sind die auf den Stickstoffinput bezogenen Werte gleich, so dass von keiner Wirkung des Altkompostes auf die Stickstoffemissionen auszugehen ist.

4.2.2 VOC

4.2.2.1 NPOC im Kondensat

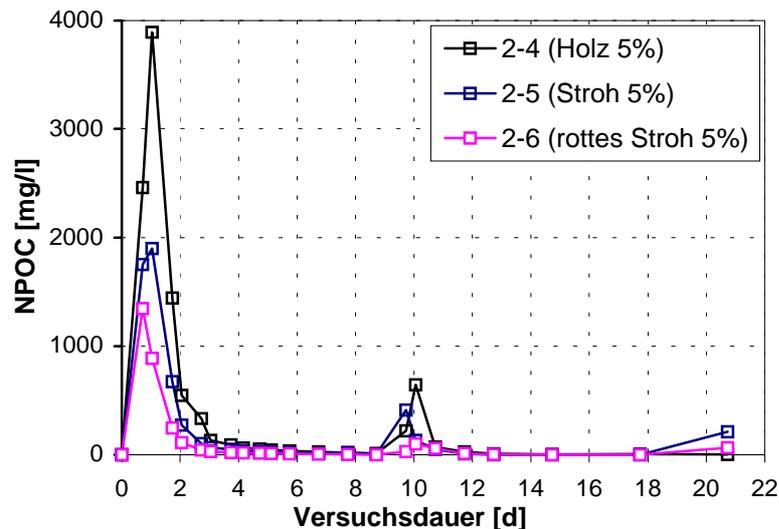


Abb. 4.12: NPOC-Konzentrationen (Non Purgeable Organic Carbon) im Kondensat als Maß für die Summe aller VOC (Laborversuch 2).

Als Summenparameter für die VOC-Konzentrationen im Kondensat wurde der NPOC-Gehalt (Non Purgeable Organic Carbon) bestimmt. Die Konzentrationsverläufe waren bei allen Versuchen sehr ähnlich, weshalb in **Abb. 4.12** nur Versuch 2 exemplarisch dargestellt wird. Der NPOC-Gehalt war unmittelbar zu Beginn der Rotte am Höchsten, noch während des Temperaturanstieges (Versuch 1, 2, 3, 4, 6) bzw. mit Erreichen der maximalen Temperatur (Versuch 5, 7), und klang anschließend innerhalb von 1-2 Tagen auf niedrige Werte von wenigen mg/l ab. Nach dem Umsetzen ist nur bei den Versuchen 1 und 2 eine erneute, kurzzeitige Zunahme der NPOC-Konzentrationen im Kondensat zu beobachten. Auffällig ist bei allen Versuchen die Tatsache, dass während der eigentlichen Abbauphasen mit hoher mikrobieller Stoffwechselaktivität und hoher Temperatur (vergl. **Abb. 4.1**, Seite 51 und **Abb. 4.4**, Seite 54) keine bzw. nur geringe Mengen NPOC mit dem Kondensat freigesetzt wurden. Die höchste Maximalkonzentration wurde im Kondensat von Reaktor 4-10 mit 5302 mg/l gemessen, die niedrigste im Kondensat von Reaktor 7-19 mit 68 mg/l (**Tab. 4.5**). In Versuch 2 führte die Verwendung von Stroh bzw. rottem Stroh zu einer eindeutigen Verminderung der maximalen NPOC-Emissionen von 3891 mg/l auf 1898 mg/l bzw.

1349 mg/l (**Tab. 4.5**). Der gleiche mindernde Effekt zeigte sich mit zunehmendem Anteil Reifkompost, Strukturmaterial bzw. Bentonit.

Tab. 4.5: NPOC-Konzentrationen und Frachten im Kondensat der Laborversuche

Versuch	Variation Anteil [% FM]	NPOC max. [mg/l]	NPOC spez. [mg/kg BAFM]
1-1	Stroh 9,9	1654	126,5
1-2	Stroh 17,9	1829	155,4
1-3	Stroh 34,9	1118	105,3
2-4	Holz 5,0	3891	179,6
2-5	Stroh 5,0	1898	124,3
2-6	Rottes Stroh 5,0	1349	67,0
3-7	Reifkompost 0	3943	108,5
3-8	Reifkompost 8,7	3395	110,8
3-9	Reifkompost 31,7	1313	79,9
4-10	Holz 6,8	5302	131,9
4-11	Holz 18,2	3366	141,9
4-12	Holz 37,0	2054	72,8
5-13	Korngröße grob	525	44,2
5-14	Korngröße mittel	602	42,4
5-15	Korngröße fein	692	48,4
6-16	Bentonit 0	911	45,1
6-17	Bentonit 1,6	599	39,3
6-18	Bentonit 7,8	544	33,9
7-19	Altkompost 0	68	4,1
7-20	Altkompost 7,8	108	7,7
7-21	Altkompost 38,8	94	8,8

Eine eindeutige Wirkung der untersuchten Varianten auf die NPOC-Fracht ist bei den Versuchen 2, 6 und 7 erkennbar. Eine eindeutige Minderung der NPOC-Fracht im Vergleich zur Standardrotte bewirkte dabei die Verwendung von Stroh (-31 %) bzw. rottem Stroh (-63 %) statt Holz sowie ein steigender Anteil Bentonit mit -13 % bzw. -25 % (siehe auch **Abb. 4.15**). Der Einsatz eines hohen Anteils an Strukturstoff (Stroh 34,9 % bzw. Holz 37 %) oder Reifkompost (31,7 %) verminderte ebenfalls die spezifischen NPOC-Emissionen um 17, 26 bzw. 45 %, wobei aber keine eindeutige Wirkungsrichtung der abgestuften Modifikationen erkennbar ist. Der Zusatz von ausgereiftem Kompost in Versuch 7-20 und 7-21 verursachte zwar eine Zunahme der spezifischen NPOC-Fracht im Kondensat um +87 % bzw. +112 %, die absolut betrachtet mit 4,1 auf 8,8 mg/kg BAFM aber gering ausfiel. Im Unterschied zu den übrigen Versuchen fielen die emittierten Frachten sehr niedrig aus.

4.2.2.2 Einzelstoffe im Kondensat

Innerhalb der ersten 36 h sind die Konzentrationen der einzelnen Stoffe am größten und klingen innerhalb von 3-4 Tagen auf Werte unter 2 mg/l ab. Zu Rottebeginn enthält das

Kondensat bis zu hundert unterscheidbare Einzelstoffe, verarmt aber im gleichen Maße wie die Gesamtfracht abnimmt. Eine Vielzahl der Stoffe leistet nur einen geringfügigen Beitrag zur Gesamtfracht, diese können aber unter olfaktorischen und toxikologischen Gesichtspunkten durchaus große Bedeutung haben.

Tab. 4.6: Einzelstoffe im Kondensat von Laborversuch 4 (4-10 (Holz 6.8 %); 4-11 (Holz 18.2 %); 4-12 (Holz 37.0 %). Dargestellt ist der Zeitraum bis zum 6. Versuchstag; danach wurden die betrachteten Stoffe nicht mehr nachgewiesen.

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	2-Butanon	Ethanol	Isobutyraldehyd	Ethylacetat	2-Methyl-1-Propanol	1-Butanol	Gesamt
[d]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
4-10									
1,1	246	31	64	2201	9	63	80	17	2713
1,7	128	13	32	1878	7	13	58	12	2140
2,1	91	12	44	1306	13	3	62	0	1530
2,7	28	8	28	735	14	1	17	7	838
3,1	8	2	4	104	2	0	2	2	125
3,7	5	2	1	11	0	0	0	0	20
4,1	2	2	1						4
4,7	0	2	0						2
5,0	0	1	0						2
5,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4-11									
0,7	241	44	87	2708		27	75	22	3204
1,1	250	37	69	1996	6	20	62	16	2458
1,7	155	10	14	1753	5	2	34	14	1988
2,1	79	6	6	1203	7	1	22	0	1324
2,7	36	3	1	114	1		2	2	159
3,1	11	3	1	2					18
3,7	3	2	1						6
4,1	2	2	0						4
4,7	0	1	0						2
5,0	0	1							1
5,6	0	0	0						1
4-12									
0,7	212	62	141	692			37		1143
1,1	152	27	64	404	1	1	22	5	676
1,7	26	4	5	12	0	0	1		48
2,1	18	3	1			0	1		23
2,7	1	1	0						3
3,1	0	1							1
3,7	0	0							1
4,1	0	0							0
4,7	0	0							0
5,0	0								0
5,6	0	0	0						1

Der Verlauf und die Größenordnungen der Konzentrationen der Einzelstoffe sind bei allen Versuchen ähnlich, so dass im Folgenden exemplarisch die Ergebnisse von Versuch 4 (Varianz der Holzmenge) detailliert beschrieben werden.

Die Konzentrationsunterschiede zwischen den einzelnen Substanzen und die Dynamik in der Konzentration einzelner Stoffe war während der Rotte des organischen Materials sehr groß (**Tab. 4.6**). Ethanol erreichte in den Versuchen die höchste Konzentration aller Stoffe, wobei in dem dargestellten Versuch 4 maximale Konzentrationen von 2201 mg/l, 2708 mg/l bzw. 692 mg/l gemessen wurden und Ethanol damit einen Anteil von 60-80 % an der Kondensatfracht, der mit Headspace-GC detektierten Stoffe hatte. Als Komponente mit der zweithöchsten Konzentration trat Acetaldehyd in Konzentrationen größer 200 mg/l im Kondensat auf. Daneben wurde Aceton, 2-Butanon, Ethylacetat, 2-Methy-1-Propanol und 1-Butanol in wesentlichen Mengen freigesetzt, wobei alle genannten Stoffe nur bis zum 4. Versuchstag im Kondensat auftraten (**Tab. 4.7**). Neben den genannten niedermolekularen Aldehyden, Ketonen und Alkoholen waren größere Mengen Limonen, sowie verschiedene andere Terpene im Kondensat nachweisbar. Limonen ist jedoch nahezu wasserunlöslich, bildete aber zum Teil eine ölige Phase auf dem Kondensat, bzw. trat in emulgierter Form auf und konnte in Folge dieser undefinierten Bedingungen nicht zuverlässig quantifiziert werden.

Tab. 4.7: Frachten verschiedener Einzelstoffe im Kondensat der Laborversuche [$\mu\text{g}/\text{kg}$ BAFM]

[$\mu\text{g}/\text{kg}$ BAFM]	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	Ethanol	Ethyl- acetat	2-Methyl 1-Propanol	1-Butanol	Valeraldehyd	Isobutyraldehyd	Summe [mg/kg BAFM]
1-1	10698	1478	354	38125	2517	2505	179	120		56
1-2	17211	873	181	53703	1968	1771	146	95		76
1-3	8392	636	70	21270	340	1344	61	146		32
2-4	7563	2006	378	90441	1233	2333	315			104
2-5	10137	2029	377	38441	1062	943	149			53
2-6	4824	1982	307	33920	424	1448	94			43
3-7	6324	899	1112	55057	1588	2839	369	132		68
3-8	7085	843	608	52354	1089	2365	228	116		65
3-9	2554	606	323	2815	4	116	0	48		6,5
4-10	5563	1063	2375	55547	562	1828	378		520	67
4-11	9435	1375	986	65446	242	1480	425		262	79
4-12	7348	1697	3142	8350	22	493	93		16	21
5-13	771	861	2486	638	19	50		41		4,9
5-14	1675	865	550,2	606	22	85		38		3,9
5-15	2131	998	886,1	1302	18	352		114		5,8
6-16	3529	479	727	10000	14	188				14,9
6-17	2949	457	861	5647	5	114				10
6-18	1520	210	681	2815	4	116				5,4
7-19	244	203	225	321						1
7-20	639	335	214	1854						3
7-21	2	9		69						0,1

Eine verbesserte Analytik der niedermolekularen Stoffe bei der Untersuchung des Emissionspotentials im Bioabfall (**Kap. 6**) hat gezeigt, dass zusätzlich Methanol in größeren Mengen auftreten kann, was hier nicht ausreichend erfasst werden konnte. Die auf den Bioabfall bezogene Summe der aufgeführten Einzelstoffe in **Tab. 4.7** zeigt den gleichen Einfluss der Rottegemischmodifikationen auf die Emissionen, wie schon die Ergebnisse der NPOC-Frachten in **Tab. 4.5**. Eine eindeutige Wirkungsrichtung der Modifikationen zeigte sich bei Versuch 2 und 6. Die Verwendung von Stroh bzw. rottem Stroh statt Holz in Versuch 2 reduzierte die Emissionen der aufgeführten Einzelstoffe in der Summe von 104 mg/kg BAFM um 50 % bzw. 59 % auf 53 mg/kg BAFM bzw. 43 mg/kg BAFM. Ein von 6.8 % auf 37 % steigender Holzanteil reduzierte die spezifischen Emissionen der betrachteten Stoffe um 83 % und ein Zusatz von 1.6 % Bentonit reduzierte die Emissionen um 29 % bzw. von 7.8 % Bentonit um 64 %.

4.2.2.3 Einzelstoffe im Abgas

Die gleiche Emissionscharakteristik, die sich im Kondensat findet, zeigte sich für die Gruppe der niedermolekularen Aldehyde, Ketone und Alkohole aufgrund der relativ konstanten Abscheidungsbedingungen in den Abluftkühlern entsprechend auch im Abgas der Rotteaktoren. Die Emissionen klingen ca. 2-4 Tage nach Rottebeginn auf ein niedriges Niveau unter 1 mg/m^3 ab, wie in **Abb. 4.13** exemplarisch für den Konzentrationsverlauf verschiedener Aldehyde und Ketone in der Abluft der Reaktoren von Versuch 4 gezeigt ist.

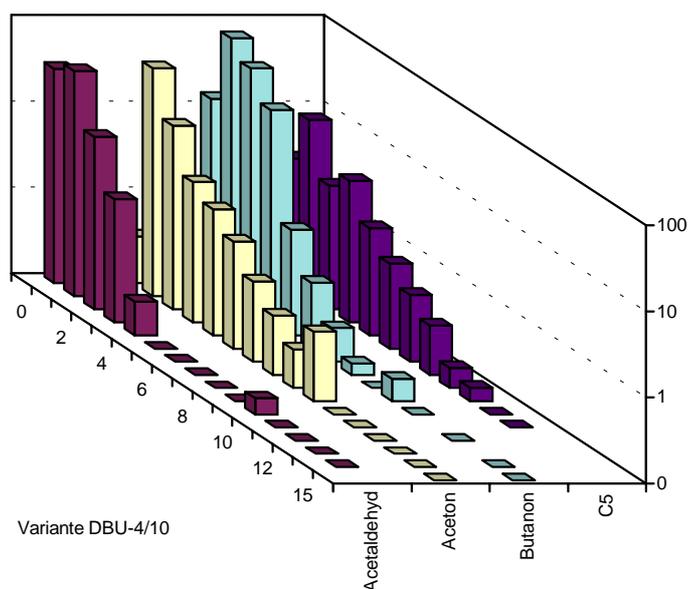


Abb. 4.13: Einzelstoffe im Abgas von Laborversuch 4 (Holz 6.8/ 18.2/ 37.0 %) in logarithmischer Skalierung [mg/m^3].

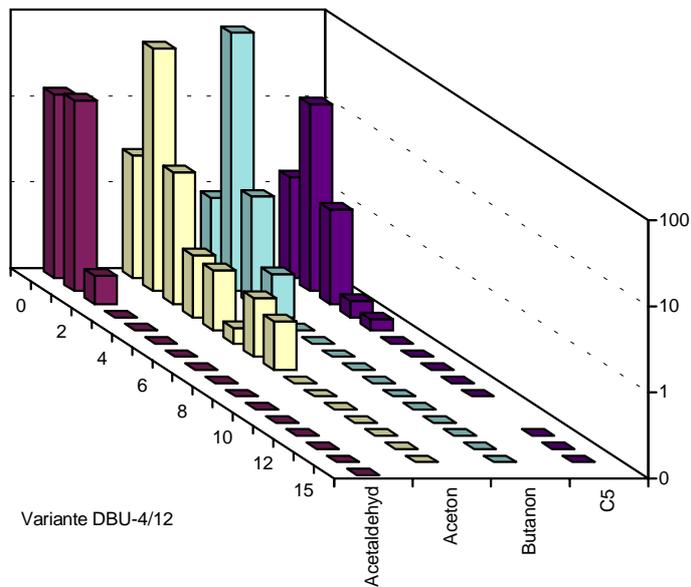
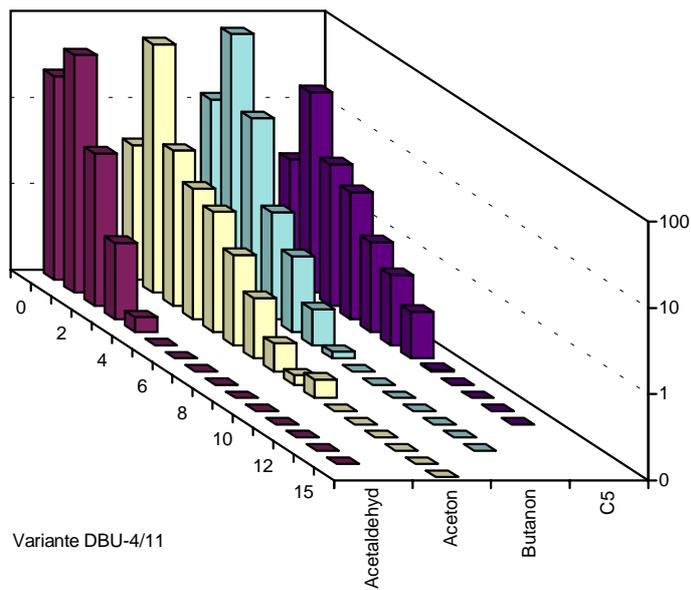


Abb. 4.13 (Forts.): Einzelstoffe im Abgas von Laborversuch 4 (Holz 6.8/ 18.2/ 37.0 %) in logarithmischer Skalierung [mg/m^3].

Als Summenparameter für höhermolekulare Fraktion der VOC ($>\text{C}_5$) in der Abluft wurden die Peakflächen aller Substanzen aus den Messungen mit RP-18-Phase als Summe zusammengefasst und in eine Konzentration umgerechnet. Die Konzentrationen der VOC ($>\text{C}_5$) klingen im Unterschied zu den niedermolekularen Substanzen bis zum Umsetzen langsamer ab und es tritt bei allen Versuchen ein erneutes Emissionsmaximum unmittelbar nach dem Umsetzen auf, was besonders deutlich bei Versuch 6 zu sehen ist (**Abb. 4.14**).

Ein Vergleich der Konzentrationsverläufe mit der Temperaturentwicklung (**Abb. 4.1**, Seite 51 und **Abb. 4.14**) zeigt, dass das Emissionsniveau der höhermolekularen Fraktion eng mit den physikalischen Gegebenheiten im Reaktor zusammenhängt.

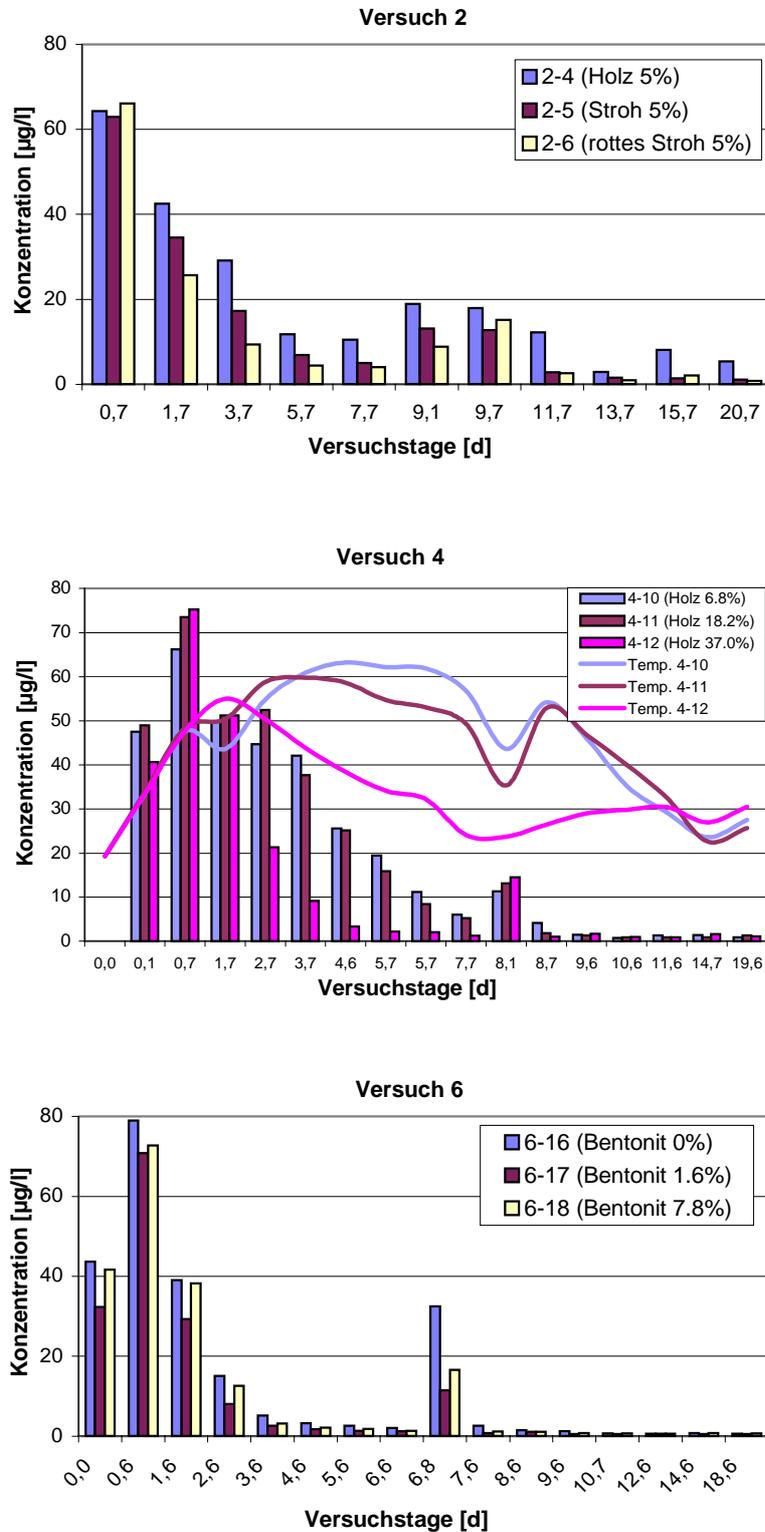


Abb. 4.14: Konzentration VOC >C₅ in der Abluft der Laborkompostierung

Ein Vergleich der Konzentrationsverläufe mit der Temperaturentwicklung (**Abb. 4.1**, Seite 51 und **Abb. 4.14**) zeigt, dass das Emissionsniveau der höhermolekularen Fraktion eng mit den physikalischen Gegebenheiten im Reaktor zusammenhängt. Die Emissionen von Reaktor 4-12 klingen deutlich schneller ab als die der Parallelversuche 4-10 und 4-11 in Korrelation mit der schnelleren Auskühlung des Reaktors (**Abb. 4.14**). Nach dem Umsetzen und entsprechendem Durchmischen der Rottegemische (Schaffung neuer Oberflächen) kommt es bei allen drei Reaktoren mit Einschalten der Belüftung noch vor dem Temperaturanstieg zu einer erneuten, kurzen Zunahme der VOC-Konzentration auf ein vergleichbares Niveau. Die Hauptfracht der höhermolekularen Stoffe in der Abluft wird durch verschiedene Terpene verursacht, von denen die vier Hauptkomponenten α -Pinen, β -Pinen, 3-Caren und Limonen, mit ihren Frachten in **Tab. 4.8** aufgeführt sind.

Tab. 4.8: Frachten verschiedener Einzelstoffe in der Abluft der Laborreaktoren

[mg/kg BAFM]	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	C ₅ - Ald./ Ket.	α -Pinen	β -Pinen	Caren	Limonen	Summe >C5 ohne Terpene	Summe >C5
1-1	10,6	13,4	4,5	5,3						98,0
1-2	12,1	11,5	3,7	5,3						50,1
1-3	7,9	17,6	3,6	5,7						42,4
2-4	15,9	17,3	4,4	3,5						98,1
2-5	7,1	17,1	3,6	4,0						65,9
2-6	4,3	20,0	4,2	3,1						54,6
3-7	16,1	9,0	21,8	4,7						86,6
3-8	14,7	8,8	14,0	4,3						71,1
3-9	7,9	11,7	10,7	3,5						63,8
4-10	19,0	18,0	63,1	6,1	2,6	6,3	0,6	36,3	28,8	74,6
4-11	22,8	27,1	100,9	9,5	2,3	5,7	0,4	43,9	32,4	84,7
4-12	11,2	32,6	109,8	7,8	4,5	5,8	0,8	40,1	27,2	78,4
5-13	0,7	16,4	30,6	3,8	2,1	3,5	1,4	4,0	12,3	23,3
5-14	0,9	15,1	19,2	4,7	2,4	3,5	2,1	4,5	10,5	23
5-15	1,2	18,9	41,7	5,2	2,8	4,3	2,1	4,8	15,0	29
6-16	5,1	9,9	8,1	2,7	3,4	4,4	0,4	30,8	9,5	48,5
6-17	4,0	10,9	6,3	2,2	3,2	3,9	0,8	20,6	7,5	36
6-18	4,2	14,1	24,2	2,9	4,0	5,1	0,5	25,1	10,7	45,4
7-19	0,7	2,2	0,3	0,3	6,1	6,3	0,3	33,2	11,2	57,1
7-20	1,5	2,7	0,4	0,4	8,3	5,6	1,7	42,6	15,4	73,6
7-21	1,2	1,4	0,2	0,2	5,1	3,9	0,7	19,9	15,9	45,5

Tab. 4.8 (Fortsetzung): Frachten verschiedener Einzelstoffe in der Abluft der Laborreaktoren

[g/Mg BAFM]	Variante Anteil [% FM]	Summe Ald./ Ket.	Summe Terpene	Summe VOC Abluft	Gesamtfracht aus dem Prozess ¹⁾
1-1	Stroh 9,9 %	33,7	-	131,7	258
1-2	Stroh 17,9 %	32,6	-	82,7	238
1-3	Stroh 34,9 %	34,8	-	77,3	183
2-4	Holz 5,0 %	41,2	-	139,2	319
2-5	Stroh 5,0 %	31,8	-	97,7	222
2-6	Rottes Stroh 5,0 %	31,7	-	86,2	153
3-7	Reifkompost 0 %	51,5	-	138,1	247
3-8	Reifkompost 8,7%	41,9	-	113,0	224
3-9	Reifkompost 31,7 %	33,8	-	97,6	178
4-10	Holz 6,8 %	106,3	45,8	180,9	313
4-11	Holz 18,2 %	160,3	52,3	245,0	387
4-12	Holz 37,0 %	161,5	51,2	239,9	313
5-13	Korngröße grob	51,4	11	74,8	119
5-14	Korngröße mittel	39,8	12,5	62,8	105
5-15	Korngröße fein	67,0	14	96,0	144
6-16	Bentonit 0 %	25,8	39	74,4	119
6-17	Bentonit 1,6 %	23,4	28,5	59,4	99
6-18	Bentonit 7,8 %	45,4	34,7	90,8	125
7-19	Altkompost 0 %	3,5	45,9	60,6	65
7-20	Altkompost 7,8 %	5,0	58,2	78,5	86
7-21	Altkompost 38,8 %	2,9	29,6	48,4	57

4.2.2.4 Gesamtfrachten aus dem Prozess

Die Terpenfrachten in der Abluft der Rottereaktoren in den Versuchsgruppen 4 bis 7 unterscheiden sich nicht deutlich, so dass kein Einfluss der unterschiedlichen Rottegemischzusammensetzungen auf das Emissionsgeschehen dieser Stoffgruppe erkennbar ist (**Tab. 4.8**). Für die Versuche 1 bis 3 liegen keine Einzeldaten für die Stoffgruppe der Terpene vor, sie sind aber in der Summe VOC (>C₅) mit erfasst. Versuch 1 zeigt mit zunehmenden Strohgehalt eine um 49 % bzw. 57 % abnehmende spezifische Fracht der höhermolekularen Fraktion (>C₅), ebenso wie bei Versuch 2 durch die Verwendung von Stroh, bzw. angerottetem Stroh statt Holz ein spezifische Minderung der Stoffgruppe (>C₅) von 33 % bzw. 44 % auftrat (**Tab. 4.8**). Die Summe der Stoffgruppe Aldehyde/ Ketone im Abgas zeigt ebenfalls eine um 23 % niedrigere spezifische Fracht durch die Verwendung von Stroh statt Holz an (Reaktor 2-5 und 2-6). In Versuch 3 führte ein Zusatz von 8.7 % Reifkompost zu einer Verringerung der spezifischen Emissionen von Aldehyden/ Ketonen und der VOC (>C₅) um 18 % und ein Reifkompostzusatz von 31.7 % zu einer Verringerung der Summe Aldehyde/ Ketone um 34 % und der Summe VOC (>C₅) um 26 %.

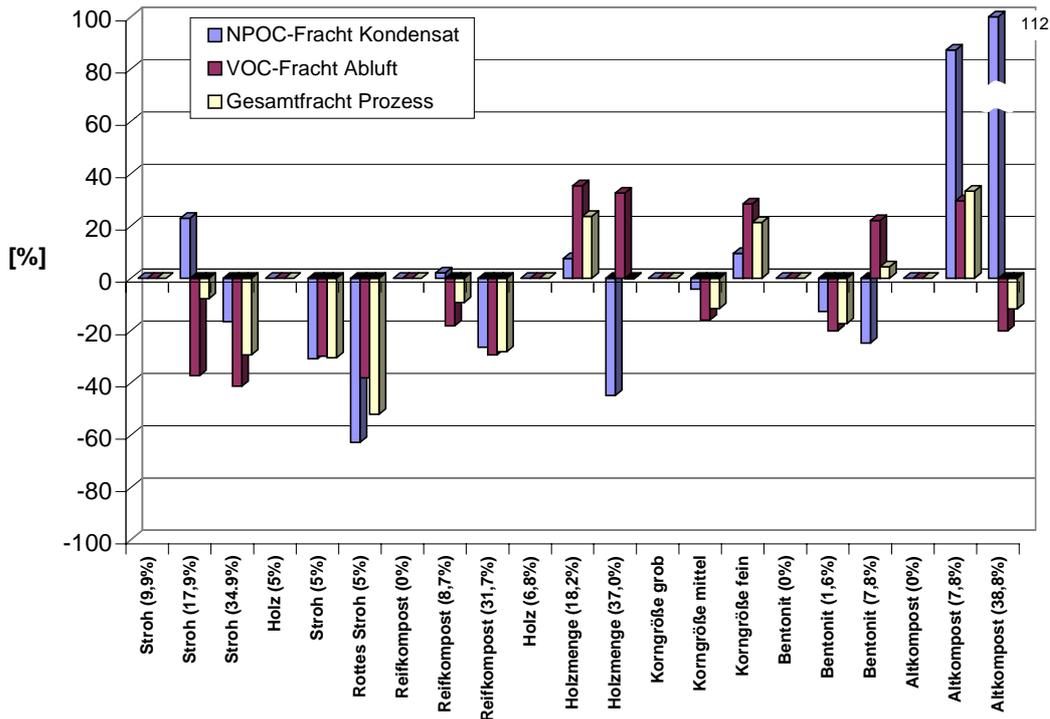


Abb. 4.15: Auswirkungen der Rottegemischmodifikationen auf die VOC-Frachten im Kondensat, in der Abluft und auf die Gesamtfracht aus dem Prozess. Die Wirkungen der Modifikationen sind in Prozent von der Gesamtfracht des jeweiligen Referenzreaktors dargestellt.

In **Abb. 4.15** sind die Wirkungen der jeweiligen Modifikation in Prozent von der Gesamtfracht des Referenzreaktors angegeben. Ein Vergleich der spezifischen Gesamtfrachten der jeweiligen Parallelversuche zeigt, dass eine eindeutige Wirkungsrichtung der untersuchten Modifikationen durch einen steigenden Strohanteil, die Verwendung von Stroh statt Holz, sowie durch einen steigenden Reifkompostanteil erzielt wurde. Ein hoher Anteil Stroh von 35 % führte zu einer verminderten spezifischen Gesamtemission von 30 %. Im Vergleich zu Holz trat bei den Varianten mit Stroh eine um 30 bzw. 50 % geringere Gesamtfracht flüchtiger, organischer Stoffe auf, ein Reifkompostzusatz von 32 % verminderte die Fracht um 28 %. Bei den übrigen Versuchsreihen zeigten sich uneinheitliche Wirkungsrichtungen in der Größenordnung von ± 20 %.

5. Ergebnisse der Praxisversuche

Bei der Kompostierung im technischen Maßstab erfolgte im Gegensatz zu dem Laborsystem eine aktive Steuerung des Rotteprozesses anhand von Grenzwerten für die Temperatur und den Kohlendioxidgehalt der Abluft (**Abb. 3.5**, Seite 30), wobei die technische Auslegung der Rottebox eine getrennte Steuerung der beiden Größen ermöglichte. Dadurch ergeben sich grundsätzlich andere Rotteverläufe als bei den Laborreaktoren, da der Temperaturverlauf nicht allein der mikrobiellen Wärmeentwicklung folgt, sondern dem eingestellten Sollprofil. Für die Daten aus den Praxisversuchen gilt, dass sie mit einem größeren Fehler behaftet sind, als die der Laborversuche. Bei den Feststoffdaten machte sich vor allem die Schwierigkeit bemerkbar, aus dem sehr inhomogenen Haufwerk, eine repräsentative Probe abzuteilen. Gleiches gilt für die Wiegedaten, da sich unter den Bedingungen der Betriebspraxis, auch bei sorgfältigem Arbeiten Verluste beim Umschichten und beim Transport des Materials nicht vermeiden ließen. Die aus den Gasvolumina berechneten Frachten sind ebenfalls mit einem größeren Fehler behaftet, da die erfassten Volumenströme trotz regelmäßig gewarteter Anlagentechnik durch verschiedene Einflussfaktoren verfälscht wurden. Dazu gehörten neben der störanfalligen Messwerterfassung vor allem undichte Stellen in der Luftführung, an Stellklappen, in den Lüftern und an den Boxentoren. Eine exakte Bestimmung der Fehler für die einzelnen Größen ist nicht möglich, es wird aber in der Summe ein Fehler von 20 % angenommen. Im Folgenden erfolgt zunächst eine Charakterisierung der Rottegemische sowie die Beschreibung der Rotteverläufe anhand der Temperaturverläufe und der respiratorischen Daten. Im Anschluss werden die Ergebnisse der Emissionsuntersuchungen vorgestellt.

5.1 Allgemeiner Rotteverlauf

5.1.1 Charakterisierung der Rottegemische

Der Bioabfall hatte durchschnittlich einen Wassergehalt von 60 %, zusammen mit den unterschiedlichen Mengen Strukturmaterial und Zuschlagstoffen ergaben sich daraus für die Rottegemische optimale Wassergehalte zwischen 45 % und 62 % (**Tab. 5.1**). Die Wassergehalte beim Austrag aus der Box waren mit ca. 30 % sehr niedrig, wie an den Wassergehalten zum Ende der 2. Woche zu sehen ist. Dies ist kein Indiz für eine Trockenstabilisierung während der Heißrotte, sondern resultiert aus dem Kaltblasen der Boxen zum Ende jedes Boxendurchganges. Das Material wurde deshalb vor der weiteren Rotte nachbefeuchtet.

Tab. 5.1 : Chemisch-physikalische Charakterisierung der Rottegemische (Praxisversuche)

Versuch	Variation	WG		C/N				GV			
		Beginn	2. Woche Output	Beginn	1. Woche Output	2. Woche Output	4. Woche Nachrotte	Beginn	1. Woche Output	2. Woche Output	4. Woche Nachrotte
	[% FM]	[% FM]	[% FM]					[%TS]	[%TS]	[%TS]	[%TS]
1-R1	Holzschrd. 25.2	58,9	59,2	28,1	25,4	24,2	19,4	62,6	60,0	57,1	51,8
1-R2	Stroh 4.2	61,6	38,0	23,1	23,4	20,5	25,4	65,2	60,7	58,7	56,1
2-R1	Reifkompost 0	55,6	43,5	28,9	29,7	23,3	20,7	75,1	75,4	67,5	65,7
2-R2	Reifkompost 5.4	54,5	33,9	30,1	27,3	23,3	22,0	76,5	71,0	70,2	68,8
3-R1	Reifkompost 0	57,5	29,3	35,3	30,6	24,6	20,4	79,8	76,8	70,2	62,5
3-R2	Reifkompost 21.5	53,8	31,3	32,2	36,3	22,4	24,0	75,9	77,4	63,6	70,6
4-R1	BA ungeschreddert	50,9	34,6	31,3	25,2	23,9	20,2	62,6	61,3	59,7	48,4
4-R2	BA geschreddert	50,8	30,7	32,1	24,9	22,7	21,6	63,2	56,4	50,9	47,2
5-R1	Holzschrd. 26.6	58,1	32,0	42,3	31,4	29,3	23,6	73,0	72,1	71,0	57,3
5-R2	Holzschrd. 58.4	54,1	45,2	39,7	24,8	30,3	30,8	75,6	68,3	62,7	68,9
6-R1	Holzschrd. 25.4	58,6	27,0	27,7	24,0	26,4	20,0	68,5	67,6	66,2	56,7
6-R2	Stroh 6.2	59,8	32,3	24,1	23,4	-	18,2	67,1	69,8	60,4	52,4
7-R1	Reifkompost 0	51,5	24,4	30,4	30,8	32,0	18,9	64,6	64,3	61,5	45,3
7-R2	Reifkompost 21.5	45,3	27,9	19,6	22,7	23,2	22,3	45,0	54,7	52,3	48,5
8-R1	Bentonit 0	47,5	20,3	22,8	24,8	24,2	21,4	60,7	53,8	51,0	45,3
8-R2	Bentonit 8.8	45,3	26,9	27,1	27,7	20,3	16,3	51,0	50,0	51,8	28,4

Tab. 5.1 (Forts.): Chemisch-physikalische Charakterisierung der Rottegemische (Praxisversuche)

Versuch	BAFM	Brennwert				Fettgehalt			
		Beginn	1. Woche Box	2. Woche Box	4. Woche Nachrotte	Beginn	1. Woche Box	2. Woche Box	4. Woche Nachrotte
	[Mg]	[kJ/kg TS]				[kg/ Mg TS]			
1-R1	29,1	13056	13121	11501	11322	40,4	23,8	19,8	12,2
1-R2	32,3	13691	13059	12233	11973	54,1	22,5	14,5	14
2-R1	16,5	15483	16254	14481	12676	42,4	22,3	13,6	5,35
2-R2	15,0	15853	15241	15220	13983	36,5	26,05	13,9	-
3-R1	19,4	16626	14034	13211	12389	40,8	15,6	6,6	1,25
3-R2	13,9	14998	15067	12180	14145	23,3	22,4	6,4	5,9
4-R1	18,1	12520	12152	11463	10171	24,9	12,4	4,6	3,4
4-R2	17,5	12597	11835	10418	10136	24,0	7,85	3,4	5,4
5-R1	18,9	15402	13729	14248	10910	44,4	11,1	12,6	4,9
5-R2	10,7	16001	14413	12673	12857	28,5	21,8	4,7	2,8
6-R1	20,4	14691	13957	13768	10918	43,0	42,7	9,8	3,5
6-R2	25,2	14183	14219	12047	10008	52,1	28,5	13	4,9
7-R1	19,0	13153	12869	11478	8796	31,6	14,5	5	1,8
7-R2	15,6	11464	10876	10530	9681	22,2	12,9	4	2,4
8-R1	19,8	11800	11361	9152	9243	29,6	17,4	5,4	2,4
8-R2	20,0	9903	7950	6563	6145	24,8	6,3	3,5	0,7

Die C/N-Verhältnisse lagen zu Versuchsbeginn alle innerhalb des als optimal angesehenen Bereiches von 20-35. Durchschnittlich betrug das C/N-Verhältnis zu Versuchsbeginn 29 und verengte sich über 25, zum Ende des zweiten Boxendurchganges, auf 22 nach vier Wochen Nachrotte. Die Zunahme im C/N-Verhältnis bei einigen Proben ist nicht als signifikanter Effekt zu deuten, sondern resultierte aus der oben diskutierten größeren Fehlerspanne bei der Probenahme aus dem inhomogenen Rottegemisch.

Die Glühverluste der Rottegemische hatten zu Versuchsbeginn Werte zwischen 50 und 80 %, wobei der geringe Wert von 51 % bei Reaktor 8-R2 aus der Beimischung des Bentonits resultierte, während der Wert von 45 % bei Reaktor 7-R2 nicht als repräsentativ angesehen werden kann, wie auch die übrigen Werte im Rotteverlauf dieses Reaktors bestätigen. Der Glühverlust kann als Maß für den Gehalt an organischer Substanz dienen und nahm im Verlauf der Rotte von durchschnittlich 67 % zu Beginn, über 61 % am Ende der Boxenrotte, auf 55 % zum Ende der Nachrotte ab. Entsprechend verringerte sich der Brennwert von anfänglich 13839 kJ/ kg TM über 11948 auf 10960 kJ/ kg TM am Ende der vierwöchigen Nachrotte. Der leicht abbaubare Fettanteil wurde bereits während der zweiwöchigen Intensivrotte zu 75 % abgebaut, wo er von durchschnittlich 35 über 19 auf 9 kg/ Mg TM abnahm. Während der Nachrotte fand nur ein geringer Fettabbau statt (**Tab. 5.1**).

5.1.2 Temperatur

Ein Temperaturverlauf im Reaktor, der dem eingestellten Sollprofil folgt, läßt keine Rückschlüsse auf die Dynamik des mikrobiellen Stoffwechsels zu, wie es bei den Laborversuchen möglich war. Treten jedoch Abweichungen, wie das Unterschreiten der vorgegebenen Maximaltemperatur, auf, zeigt dies suboptimale Bedingungen im Kompostreaktor und daraus resultierend einen gehemmten aeroben Stoffwechsel der Mikroorganismenflora an. Bei den Versuchen 4 bis 8 (**Abb. 5.1**) folgten die Temperaturen mit kleinen Abweichungen den Sollvorgaben für die Prozesssteuerung (**Abb. 3.5**, Seite 30). Der verzögerte Temperaturanstieg der Reaktoren 5-R1 und 5-R2 nach dem Umsetzen bis zum achten Tag hatte seine Ursache in den niedrigen Temperaturen der Rottegemische (10 °C bzw. 7 °C), verursacht durch das Kaltblasen mit kühler Winterluft am Ende des ersten Boxendurchganges. Der Temperaturanstieg von Reaktor 5-R2 erfolgte langsamer als bei 5-R1, entsprechend dem niedrigeren Anteil an energiereichem Bioabfall. Beide Reaktoren erreichten in der zweiten Rottephase nicht mehr dauerhaft die Solltemperatur von 60 °C.

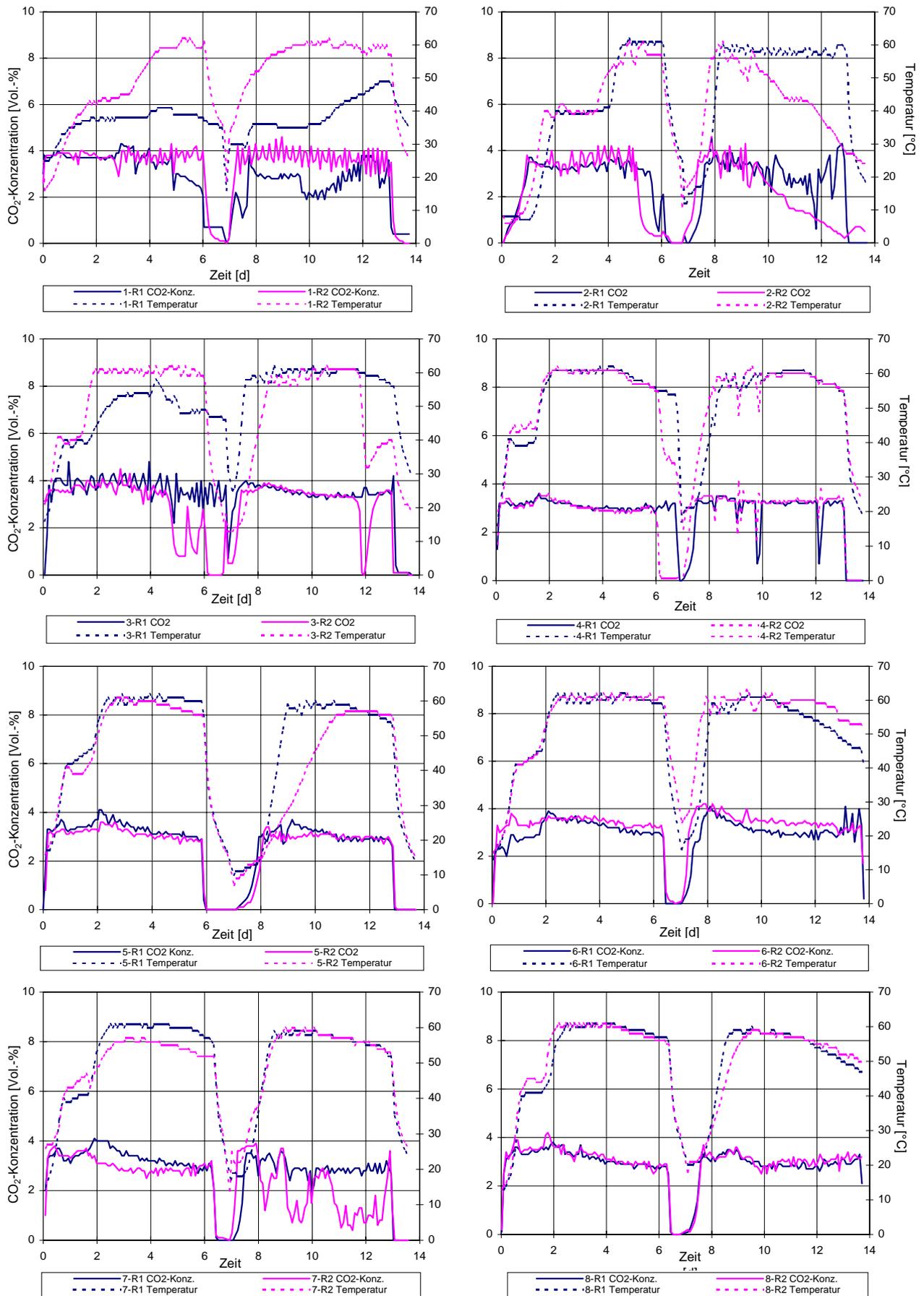


Abb. 5.1: Temperaturverläufe und CO₂-Konzentrationen der Praxisversuche.

Bei den Versuchen 1 bis 3 traten zum Teil deutliche Abweichungen von den Sollprofilen auf. Reaktor 1-R1 erreichte während der ersten zehn Versuchstage kaum 40 °C. Der Grund dafür war die Kombination aus einem sehr strukturarmen Rottegemisch mit einer Überfüllung der Box. Der Bioabfall wurde im ersten Versuch betriebsüblich geschreddert und hatte dadurch keine Struktur und musste mit einem ebenfalls strukturarmen und sehr erdigen Holzschredder gemischt werden. Darüberhinaus wurden die Rotteboxen bei Versuch 1 ebenfalls betriebsüblich mit fast 10 Mg mehr Material befüllt (>30 Mg) als bei den folgenden Versuchen. Die hohe Auflast führte zusammen mit der geringen mechanischen Stabilität dazu, dass die Luftgängigkeit des Materials stark eingeschränkt war, so dass im Rottematerial überwiegend anaerobe Verhältnisse herrschten. Reaktor 1-R1 kann als Beispiel gelten, für einen fehlgelaufenen Kompostierprozess aufgrund unzureichender Gemischaufbereitung. Darüberhinaus zeigt dieses Beispiel, dass ein einmal fehlgelaufener Prozess auch nach dem Umsetzen, trotz der erneuten Auflockerung und Durchmischung des Materials, nur sehr langsam wieder in einen geordneten aeroben Abbau übergeht, wie an dem nur langsamen Temperaturanstieg nach dem Umsetzen sowie dem pH-Verlauf und den Emissionsdaten zu sehen ist (**Kap. 5.1.4** und **Kap. 5.2**). Beim Parallelreaktor mit Stroh als Strukturmaterial, traten diese negativen Erscheinungen nicht auf. Bei einem Gewichtsanteil von nur 4.2 % Stroh, reichte die mechanische Stabilität aus, um trotz des strukturarmen Bioabfalls einen geordneten aeroben Abbau sicherzustellen. Aufgrund dieser Ergebnisse von Versuch 1 wurde in der Folge bei den weiteren Versuchen auf das Schreddern des Bioabfalls verzichtet.

Bei den ersten drei Versuchen traten wiederholt Probleme mit der Steuerung des Rotteprozesses anhand des Grenzwertes für CO₂ auf, die im Wesentlichen verantwortlich waren für die Abweichungen der Temperatur- und CO₂-Profile von den Sollvorgaben bei Versuch 2 und 3 (**Abb. 5.1**). Als Ursache wurde erst im Anschluss an den dritten Versuch eine bauartbedingte, fehlerhafte CO₂-Messung der Rotteboxen erkannt (**Kap. 3.2.2.2**). Die daraus resultierende ungenaue Prozesssteuerung, sowie eine geringe Datendichte bei der Kondensatmengenerfassung (siehe **Kap. 3.2.2.3**) haben dazu geführt, dass die Versuche 1 bis 3 nur unzureichend bilanziert werden können. Die Auswertung dieser Versuche beschränkt sich deshalb auf die aussagekräftigen Werte.

5.1.3 Respiratorische Daten

Die in **Abb. 5.1** dargestellten CO₂-Konzentrationen sind 2-Stunden-Mittelwerte. Die starken Regelschwankungen der Werte bei den Versuchen 1 bis 3 hingen mit der beschriebenen fehlerhaften CO₂-Messung und der daraus resultierenden Fehlsteuerung des Prozesses zusammen. Bei den übrigen Versuchen lagen die CO₂-Konzentrationen mit einigen kurzzeitigen Ausreißern, unterhalb des Sollwertes, im Mittel zwischen 3 und 4 %. Die

Schwankungen im zweiten Rotteabschnitt von Reaktor 7-R2 wurden ebenfalls durch ein fehlerhaftes CO₂-Messgerät verursacht. Die Messungen mit dem externen Gerät zeigten kurzzeitig Werte über 4.5 % am 8. und 9. Tag an und vom 10. Tag bis Versuchsende Werte im Sollbereich zwischen 3 und 4 %. Die Belüftungsraten sind abhängig von der Grenzwertvorgabe für CO₂ und Temperatur und werden während der Rotte entsprechend dem sich ändernden mikrobiellen Stoffwechsel und der damit verbundenen CO₂- und Wärmeproduktion vom Prozessrechner eingeregelt. Allgemein gilt für alle Versuche, dass zu Beginn der Rotte ein Maximalwert von ca. 600 m³/h erreicht wurde, der bis zum Ende des Rottedurchganges auf Werte um 200 m³/h abnahm, was in **Abb. 5.2** exemplarisch für Versuch 6 (Stroh) gezeigt ist. Ein ähnlicher Verlauf stellte sich im zweiten Boxendurchgang ein. Zum Kaltblasen wurde manuell eine Belüftung von 5000 m³/h eingeregelt. Bei Reaktor 1-R1 lag die Belüftungsrate in der zweiten Rottewoche aufgrund der niedrigen Temperatur und des anaeroben Stoffwechsels mit geringerer CO₂-Bildung nur bei 100 m³/h.

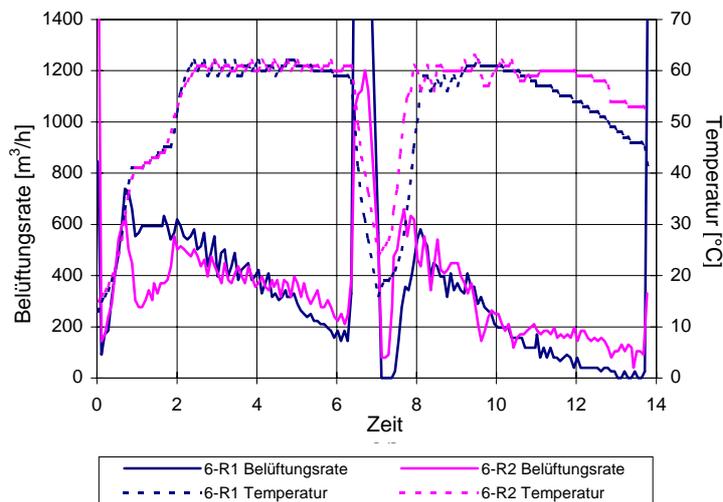


Abb. 5.2: Belüftungsrate bei Versuch 6 (6-R1 mit 25.4 % Holzschredder; 6-R2 mit 6.2 % Stroh)

Die Verläufe der CO₂-Bildungsrate waren mit kleinen Abweichungen für alle Versuche ähnlich und sind in **Abb. 5.3** exemplarisch für Versuch 6 und 7 gezeigt. Die CO₂-Bildung bei Versuch 6 stieg rasch an und erreichte nach ca. einem Tag zunächst ein Maximum von 24 m³/h. Anschließend ging die CO₂-Produktion für einen Zeitraum von etwa 24 Stunden bis auf 10 m³/h zurück. Bis zum Umsetzen sank die Rate dann von 20 auf 10 m³/h gleichmäßig ab. Nach dem Umsetzen stieg die Stoffwechselleistung stark an und es wurde mit über 25 m³/h die höchste CO₂-Bildungsrate erreicht, die dann bei Reaktor 6-R1 ab dem 10. Versuchstag wieder unter 5 m³/h sank. Abweichend tritt bei Reaktor 6-R2 vom 10. bis zum 13. Tag ein Plateau bei 6 m³/h auf, verbunden mit einer erhöhten Belüftungsrate (s. **Abb. 5.2**).

Als Indikator für die mineralisierte organische Substanz, kann neben dem Substanzabbau aus den Wiegedaten, auch die spezifische CO₂-Fracht herangezogen werden (**Tab. 5.2**).

Deutliche Unterschiede zwischen den Parallelrotten zeigten sich bei Versuch 4 (Korngröße) und 5 (Strukturanteil). Mit 242 kg/ Mg BATS war die spezifische CO₂-Fracht bei Reaktor 4-R1 mit ungeschreddertem Bioabfall um 36 % größer als bei der Variante mit geschreddertem Bioabfall. Die gleiche Wirkungsrichtung zeigt der aus den Wiegedaten berechnete Substanzabbau für diesen Reaktor, der um 84 % größer war. Ein großer Anteil Strukturmaterial (Holzschredder 58 %) führte bei Box 5-R2 ebenfalls zu einer 48 % größeren spezifischen CO₂-Fracht und zu einem 44 % höheren Substanzabbau. Bei den übrigen Versuchen zeigten sich keine eindeutigen Effekte auf den Substanzabbau und die CO₂-Fracht.

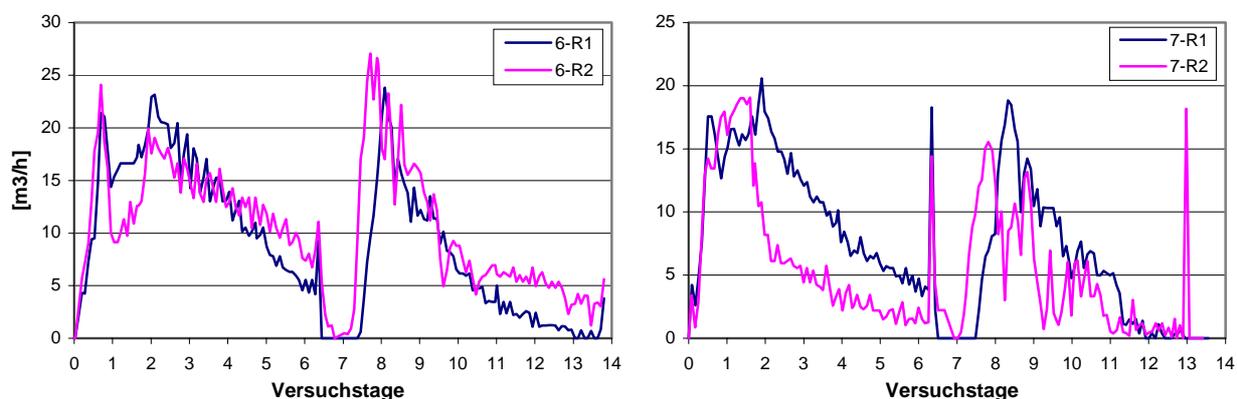


Abb. 5.3: CO₂-Bildungsraten bei der Boxenrotte: 6-R1 (Holzschrd 25.4 %); 6-R2 (Stroh 6.2 %); 7-R1 (Reifkmpst. 0 %); 7-R2 (Reifkmpst. 21.5 %).

Tab. 5.2 : CO₂- und Kohlenstofffrachten für die Praxisversuche [4-R1 (BA ungeschrd.), 4-R2 (BA geschrd.), 5-R1 (Holz 26.6 %), 5-R2 (Holz 58.4 %), 6-R1 (Holz 25.4 %), 6-R2 (Stroh 6.2 %), 7-R1 (Reifkmp. 0 %), 7-R2 (Reifkmp. 21.5 %), 8-R1 (Bentonit 0 %), 8-R2 (Bentonit 8.8%)]

Versuch	1. Woche	2. Woche	total	1. Woche	2. Woche	Summe	spez. CO ₂ -Fracht	Substanzabbau aus Wiegedat.
	CO ₂ [m ³]			[kg C _{org}]			[kg/Mg BATS]	[%TS]
4-R1	1675	1090	2765	897,3	584,0	1481,4	242	20,9
4-R2	1112	462	1574	595,7	247,5	843,3	177	11,3
5-R1	1688	1044	2732	904,3	559,3	1463,7	284	16,6
5-R2	1425	872	2297	763,4	467,2	1230,6	421	23,9
6-R1	1981	978	2959	1061,3	524,0	1585,3	285	18,5
6-R2	1981	1507	3488	1061,3	807,4	1868,7	255	25,0
7-R1	1621	834	2455	868,4	446,8	1315,3	254	19,3
7-R2	1057	683	1740	566,3	365,9	932,2	219	15,2
8-R1	1724	952	2676	923,6	510,0	1433,7	266	14,0
8-R2	1745	553	2298	934,8	296,3	1231,2	226	16,5

5.1.4 pH-Wert im Kondensat

Der pH-Verlauf im Kondensat war bei den Versuchen 3 bis 8 sehr ähnlich (**Abb. 5.4**). Anfänglich lagen die Werte zwischen pH 3 und 5, stiegen innerhalb der ersten drei Versuchstage auf Werte über pH 8 und blieben bis Versuchsende zwischen pH 8 und 9. Ein abweichender Verlauf zeigte sich bei Versuch 1 und 2. Bei Versuch 1 sanken die pH-Werte im Kondensat von Versuchsbeginn bis zum 2. Tag von pH 5 bzw. 6.8 zunächst auf pH 4 ab, anschließend stiegen die pH-Werte, wie auch bei Versuch 2, langsam an und erreichten erst zum Ende der ersten Rotteweche Werte um pH 8. Bei Reaktor 1-R1 sank der pH-Wert im Kondensat nach dem Umsetzen wieder in den sauren Bereich auf Werte unter pH 4 ab und stieg erst ab dem 11. Versuchstag langsam auf pH 5 an. Dieser pH-Verlauf ist ein Indikator für das verstärkte Auftreten von Gärreaktionen mit entsprechender Säurebildung im Rottegemisch.

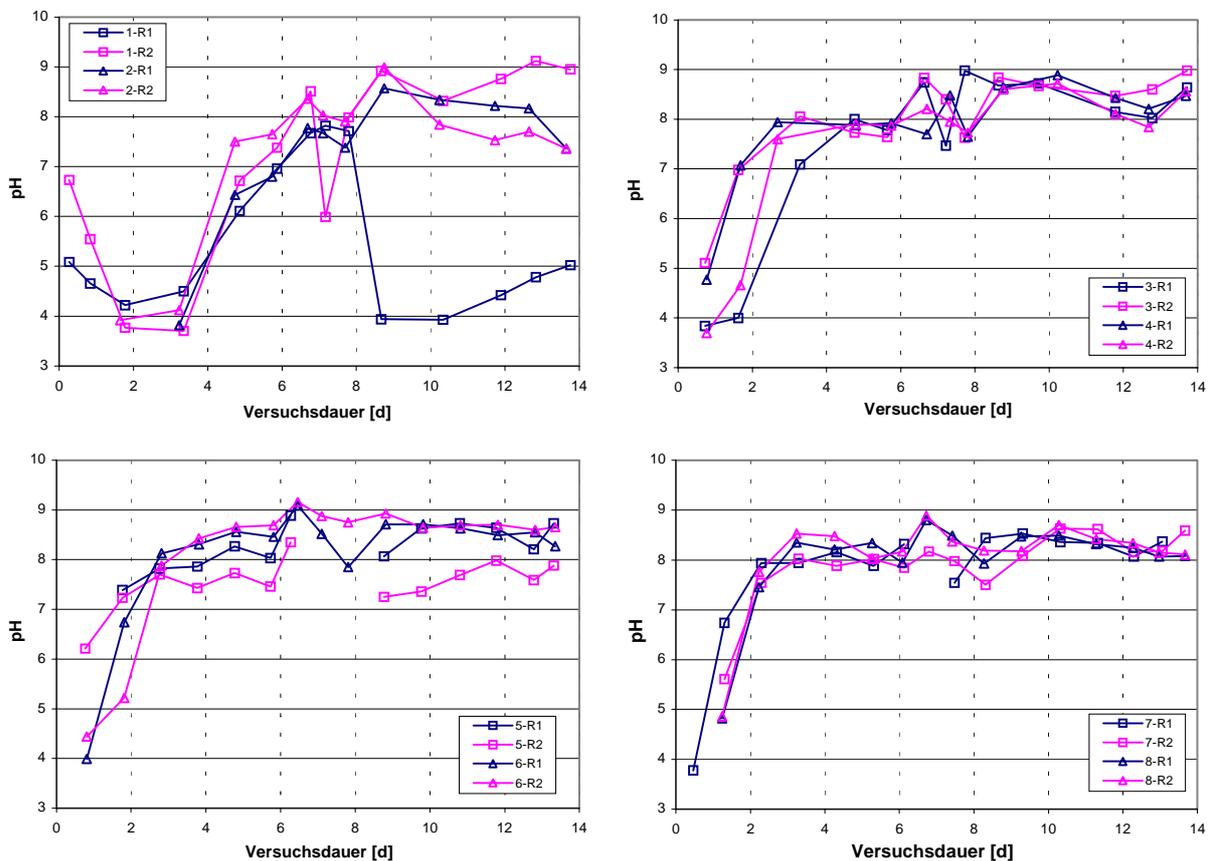


Abb. 5.4 : pH-Werte im Kondensat der Boxenrotte: 1-R1 (Holzschr. 25.2 %); 1-R2 (Stroh 4.2 %); 2-R1 (Reifkmpst 0 %); 2-R2 (Reifkmpst. 5.4 %), 3-R1 (Reifkmpst. 0 %); 3-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 4-R1 (BA ungeschr.); 4-R2 (BA geschr.); 5-R1 (Holzschr. 26.6 %); 5-R2 (Holzschr. 58.4 %); 6-R1 (Holzschr. 25.4 %); 6-R2 (Stroh 6.2 %); 7-R1 (Reifkmpst. 0 %); 7-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 8-R1 (Bentonit 0 %); 8-R2 (Bentonit 8.8 %).

5.2 Emissionen

5.2.1 Stickstoff

5.2.1.1 NH_3 im Kondensat

Die zeitlichen Profile der NH_4^+ -N-Konzentrationen im Kondensat zeigen zwei Emissionsmaxima, in der ersten und in der zweiten Rotteweche, wobei in der zweiten Woche die höchsten Konzentrationen im Rotteverlauf auftraten (**Abb. 5.5**). Die NH_4^+ -N-Konzentration stieg bei den Versuchen 3 bis 8 vom zweiten auf den vierten Tag an und hielt sich bis zum Umsetzen auf diesem Niveau. Unmittelbar nach dem Umsetzen traten mit dem Temperaturanstieg sofort hohe Konzentrationen auf, die dann bis zum Kaltblasen nur langsam absanken. Die maximalen Ammoniumstickstoff-Konzentrationen lagen in der ersten Rotteweche zwischen 100 und 400 mg/l und in der zweiten Rotteweche zwischen 400 und 600 mg/l. Der Zusammenhang zwischen Ammoniak Freisetzung und dem Temperaturverlauf im Rottegemisch zeigt sich bei der technischen Boxenrotte sehr deutlich. Unter der Annahme, dass der pH-Wert im Kondensat als Hinweis auf den pH-Wert im Rottegemisch verstanden werden kann(s. **Kap. 7.2.2** 'Ammoniakemissionen'), zeigten alle Versuche mit Erreichen eines neutralen pH-Wertes eine enge Korrelation zwischen Ammoniakfreisetzung und Temperatur. So nahm bei Versuch 6 die Ammoniumstickstoff-Konzentration beim Anstieg der Temperatur von 20 °C auf 40 °C erst langsam und beim weiteren Anstieg auf 60 °C steiler zu und mit dem Kaltblasen wieder stark ab. Im weiteren Rotteverlauf zeigte Reaktor 6-R1 mit dem Abfall der Temperatur ab dem 10. Versuchstag auch einen Rückgang der NH_4^+ -N-Konzentration im Kondensat. Der Strohversuch Reaktor 6-R2 emittierte sowohl in der ersten, als auch in der zweiten Rotteweche mehr Ammoniumstickstoff als der Referenzreaktor 6-R1. Die Konzentration stieg in der zweiten Rotteweche bis auf 672 mg/l, während sie im Kondensat des Referenzreaktors unter 480 mg/l blieb. Bei Versuch 2 stieg der pH-Wert langsamer an (**Abb. 5.4**) und die mesophile Abbauphase bei 40 °C betrug 48 h, so dass die Ammoniakfreisetzung erst mit dem Temperaturanstieg auf 60 °C ab dem vierten Versuchstag einsetzte. In der zweiten Rotteweche ging die Ammoniumstickstoff-Konzentration im Kondensat von Reaktor 2-R1 ab dem 10. Versuchstag mit der Temperatur zurück im Vergleich zu Reaktor 2-R2, dessen Temperatur und NH_4^+ -N-Konzentration erst mit dem Kaltblasen ab dem 13. Tag sank. Bei den übrigen Versuchen zeigte sich ebenfalls die enge Korrelation zwischen Temperatur und Ammonium-Konzentration im Kondensat. Grundsätzlich anders verhielten sich die Reaktoren von Versuch 1, insbesondere der fehlgelaufene Prozess in Reaktor 1-R1: Der Prozess in Reaktor 1-R1 emittierte aufgrund der anaeroben Säurebildung und dem damit verbundenen niedrigen pH-Wert in der zweiten Woche im Unterschied zu Reaktor 1-R2 (**Abb. 5.4**) nach dem Umsetzen kaum Ammoniak.

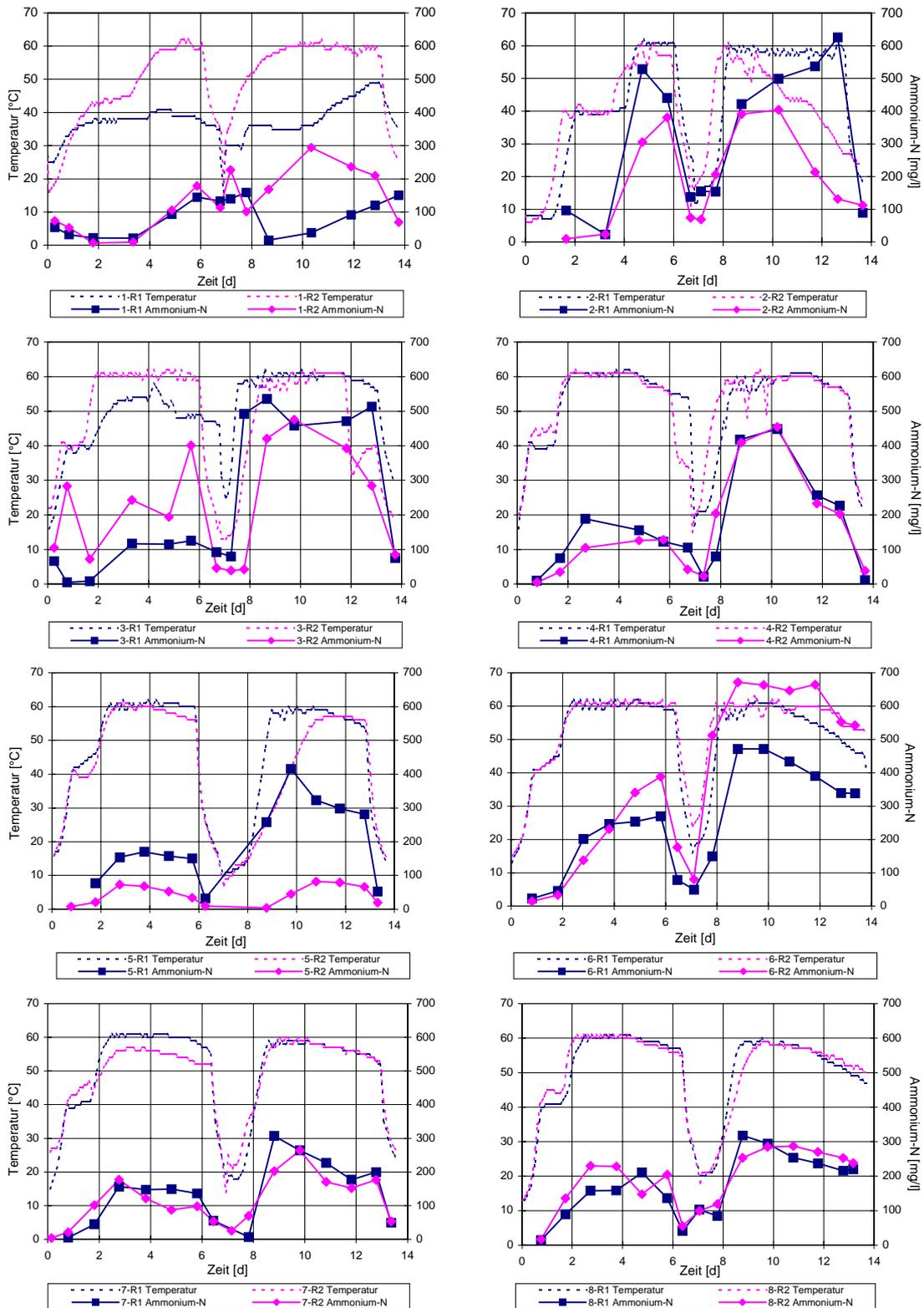


Abb. 5.5 : NH_4^+ -N-Konzentrationen im Kondensat der Boxenkompostierung: 1-R1 (Holzschr. 25.2 %); 1-R2 (Stroh 4.2 %); 2-R1 (Reifkmpst 0 %); 2-R2 (Reifkmpst. 5.4 %), 3-R1 (Reifkmpst. 0 %); 3-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 4-R1 (BA ungeschr.); 4-R2 (BA geschr); 5-R1 (Holzschr. 26.6 %); 5-R2 (Holzschr. 58.4 %); 6-R1 (Holzschr. 25.4 %); 6-R2 (Stroh 6.2 %); 7-R1 (Reifkmpst. 0 %); 7-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 8-R1 (Bentonit 0 %); 8-R1 (Bentonit 8.8 %).

Erst mit dem Anstieg der Temperatur und des pH-Wertes gegen Ende der zweiten Woche setzte auch die Ammoniakfreisetzung allmählich ein.

Unterschiede im Emissionsverhalten finden sich auch bei Versuch 5 und 6. Die Konzentrationen im Kondensat von Reaktor 5-R2 (60 % Strukturmaterial) blieben unter 100 mg/l in der zweiten Rotteweche, während die des Referenzreaktor bis auf 415 mg/l anstieg.

5.2.1.2 NH_3 in der Abluft

Im Unterschied zu den Laborversuchen variierten die Bedingungen im Kondensatabscheider der Rotteboxen während der zweiwöchigen Rotte. Die Kühlleistung der Umluftkühler hängt von verschiedenen Betriebsbedingungen und vor allem von der Umgebungstemperatur ab, wie der Vergleich von Abluft- und Hallentemperatur in **Abb. 5.6** zeigt. Während der Versuche lagen die Ablufttemperaturen zwischen 20 und 40 °C, entsprechend größer war der Anteil an Ammoniak, der über den Abluftpfad emittiert wurde im Vergleich zur Modellrotte im Labor. Im Durchschnitt lag er bei 23 % der Gesamtstickstofffracht, bei einzelnen Reaktoren und Betriebszuständen stieg er bis auf 50 %. Die Maximalkonzentrationen von Ammoniak in der Abluft der Rotteboxen reichten von Konzentrationen unter 7 mg/m³ wie bei Versuch 4 bis zu Konzentrationen von 210 mg/m³ bei Reaktor 6-R2 (**Abb. 5.7**). Aufgrund der schwankenden Abscheidungsbedingungen der Kühlregister, zeigten die Konzentrationsverläufe von Ammoniak in der Abluft keinen engen Zusammenhang zu denen im Kondensat, wobei auch in der Abluft der Schwerpunkt der Emissionen in der zweiten Woche auftrat.

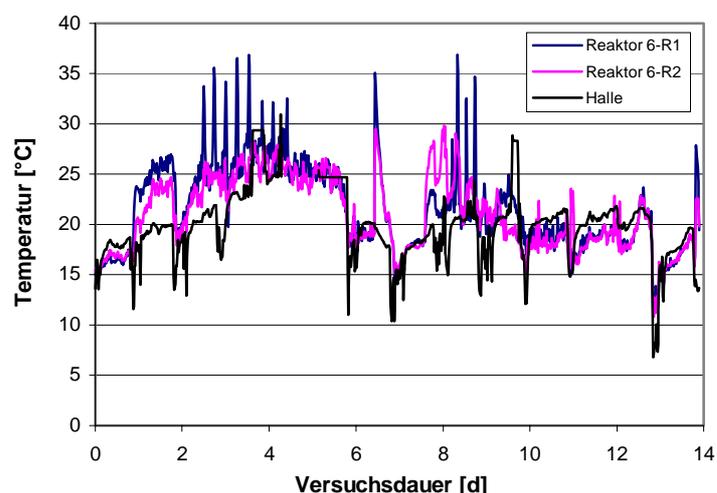


Abb. 5.6: Ablufttemperaturen hinter dem Kühlregister bei Versuch 6. Die kurzzeitigen Schwankungen der Hallentemperatur werden durch das Öffnen und Schließen der Hallentore verursacht.

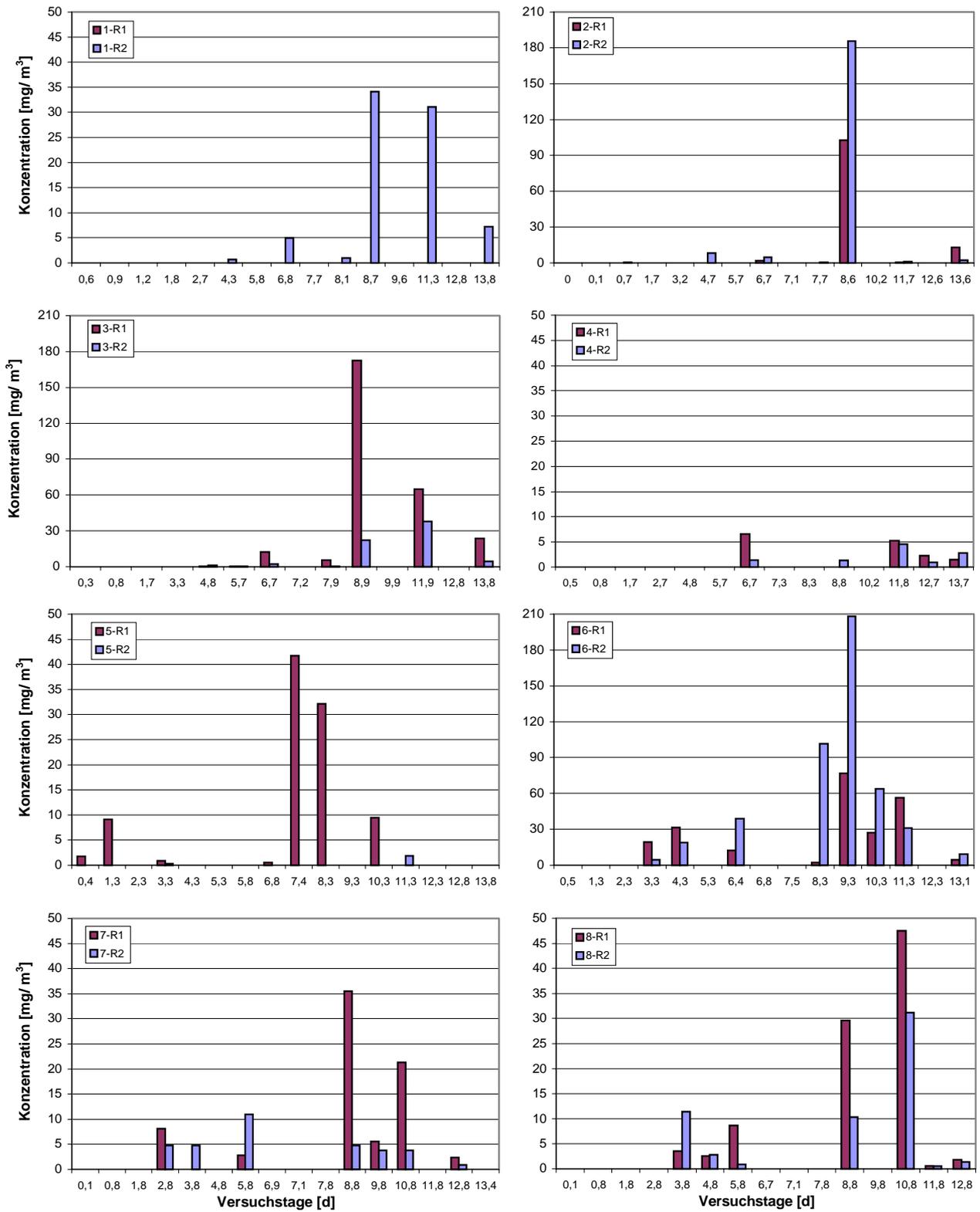


Abb. 5.7: Ammoniak-Emission in der Abluft der Boxenkompostierung

5.2.1.3 Stickstofffrachten

Die spezifischen Stickstofffrachten, die über das Kondensat aus dem Prozess ausgetragen wurden, variierten von 42 g/Mg BAFM bei Reaktor 5-R2 bis 253 g/Mg BAFM bei Reaktor 2-R1 (**Tab. 5.3**). Die niedrigste Fracht im Kondensat von Reaktor 5-R2 findet sich auch in der Abluft mit 2 g/Mg BAFM bestätigt, während die höchste spezifische Fracht an Ammoniak-N mit 179 g/Mg BAFM von Reaktor 6-R2 emittiert wurde. Um den Einfluss der Rottegemisch-Modifikationen auf die Stickstofffrachten vergleichen zu können, sind in (**Abb. 5.8**) die Wirkungen der Modifikationen auf die Gesamtfracht in Prozent der Gesamtstickstofffracht des zugehörigen Referenzreaktors angegeben.

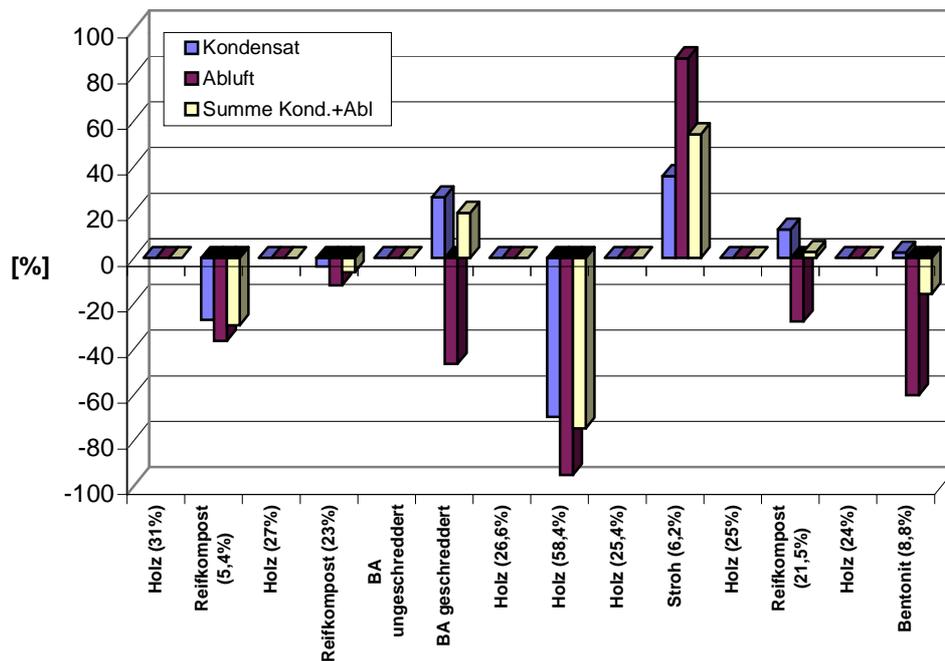


Abb. 5.8: Auswirkung der Rottegemisch-Modifikationen auf die Stickstoffemissionen. Die Wirkung ist in Prozent von der Gesamtstickstofffracht des Referenzreaktors angegeben

Einen großen Einfluss auf die spezifischen Gesamtstickstoffemissionen hatte ein hoher Anteil Strukturmaterial (5-R2), sowie die Verwendung von Stroh (6-R2). Im ersten Fall war die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Fracht mit 45 zu 176 g/Mg BATS um 74 % niedriger (bezogen auf die Summe Kondensat+Abluft; **Tab. 5.3**), im zweiten Fall mit 414 zu 268 g/Mg BATS um 54 % erhöht. Reaktor 2-R2 (Reifkompost 5,4 %) zeigte eine deutliche Minderung der Stickstofffracht um 40 % gegenüber dem Referenzreaktor, die aber bei den beiden folgenden Versuchen, mit höherem Anteil Reifkompost von 23 % und 21 % (Versuch 3 und 7) nicht bestätigt wurde. Bei den übrigen Versuchen waren die Wirkungen gering. In der letzten Spalte von **Tab. 5.3** ist die Emissionsfracht aus dem Prozess (Kondensat + Abluft) in Bezug gesetzt zu der Stickstofffracht, die mit dem Feststoff in den Prozess eingebracht wurde (Summe $\text{NH}_4^+\text{-N}$,

NO₃⁻-N und Kjeldahlstickstoff; Daten finden sich im Anhang). Ein Vergleich der Werte mit der spezifischen auf den Bioabfall normierten Fracht (s. o.) zeigt die gleiche Wirkungsrichtung der Modifikationen, wobei auch die Versuche 3 und 7 ebenso Versuch 2 (alle mit Reifkompost) eine deutliche Minderung der Emissionsfrachten zeigen. Diese auf den Stickstoffinput bezogenen Werte zeigen, dass die Wirkungen auf die Stickstofffrachten ihre Ursache in der Variation der Rottegemischmodifikationen haben und nicht auf einem höheren Stickstoffinput basieren.

Tab. 5.3: Stickstofffrachten der Boxenrotte (Für Reaktor 1-R1 liegen keine belastbaren Daten für das Kondensat vor).

Versuch ²⁾	Kondensat			Abluft		Kond.+ Abluft	spezifische N-Fracht bezogen auf N-Input
	NH ₄ ⁺ -N max. Konz.	NH ₄ ⁺ -N total	NH ₄ ⁺ -N spezifisch	NH ₃ -N total	NH ₃ -N spezifisch	Summe N	
	[mg/L]	[g]	[g/Mg BAFM]	[g]	[g/Mg BAFM]	[g/Mg BAFM]	
1-R1	158	/	/	1.)	1.)	/	
1-R2	294	2189	67	1219	38	106	16,1
2-R1	625	4187	253	1512	91	345	35,6
2-R2	404	2762	184	871	58	243	22,0
3-R1	535	4497	232	1872	97	329	43,1
3-R2	476	3099	223	1180	85	309	27,1
4-R1	448	1787	98	182	10	109	15,5
4-R2	454	2182	125	94	5	130	18,1
5-R1	415	2654	140	662	35	176	22,6
5-R2	82	459	42	19	2	45	3,7
6-R1	471	3519	172	1945	96	268	33,1
6-R2	672	5924	234	4517	179	414	58,4
7-R1	307	1815	95	591	31	127	16,2
7-R2	264	1681	107	351	22	130	10,6
8-R1	317	1950	98	796	40	139	13,0
8-R2	286	2012	100	320	16	117	11,6

¹⁾ In der Abluft von Reaktor 1-R1 konnte kein Ammoniak nachgewiesen werden.

²⁾ 1-R1 (Holzschr. 25.2 %); 1-R2 (Stroh 4.2 %); 2-R1 (Reifkmpst. 0 %); 2-R2 (Reifkmpst. 5.4 %); 3-R1 (Reifkmpst. 0 %); 3-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 4-R1 (BA ungeschr.); 4-R2 (BA geschr.); 5-R1 (Holzschr. 26.6 %); 5-R2 (Holzschr. 58.4 %); 6-R1 (Holzschr. 25.4 %); 6-R2 (Stroh 6.2 %); 7-R1 (Reifkmpst. 0 %); 7-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 8-R1 (Bentonit 0 %); 8-R2 (Bentonit 8.8 %).

5.2.2 VOC

5.2.2.1 NPOC im Kondensat

Die Emissionen von flüchtigen, organischen Stoffen konzentrierten sich, wie schon bei den Laborsystemen, auf die Anfangsphase der Rotte. Das Konzentrationsmaximum der flüchtigen, organischen Verbindungen im Kondensat, gemessen als NPOC, trat bei den Versuchen 2 bis 8 noch vor Erreichen der mesophilen Abbauphase auf und sank bis zum dritten Versuchstag unter 10 mg/l und in der zweiten Rottewoche unter 5 mg/l. Die Konzentrationsmaxima zu Rottebeginn erreichten sehr unterschiedliche Werte zwischen 32 mg/l bei Reaktor 5-R1 und 1140 mg/l bei Reaktor 6-R2 (ohne Versuch 1).

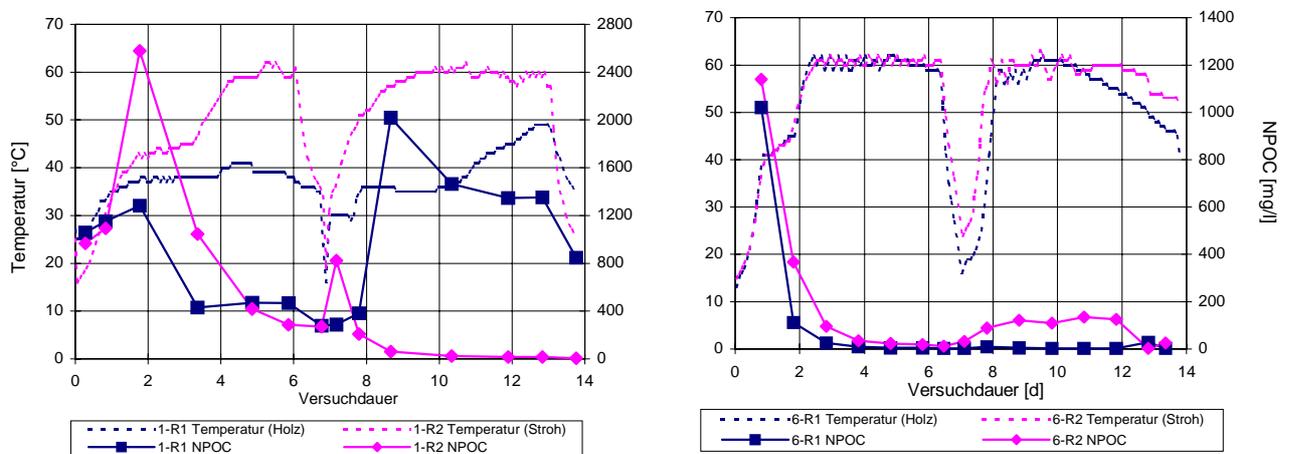


Abb. 5.9: NPOC-Konzentration im Kondensat der Boxenkompostierung (Versuch 1 und 6)

Reaktor 6-R1 (**Abb. 5.9**) zeigt exemplarisch den typischen Verlauf der NPOC-Konzentrationen im Kondensat der Boxenrotte: Die hohe Konzentration von 1021 mg/l zu Beginn sank bis zum vierten Versuchstag unter 1 % des Ausgangswertes und erreichte bis zum Umsetzen einen Wert von 2.1 mg/l. Nach dem Umsetzen stieg die Konzentration während des Temperaturanstieges kurzzeitig auf 10.4 mg/l an und blieb dann bis Versuchsende unter 5 mg/l. Bei dem strohhaltigen Rottegemisch von Reaktor 6-R2 stieg abweichend davon der NPOC-Gehalt im Kondensat nach dem Umsetzen erneut an und blieb bis Versuchsende auf einem Niveau von durchschnittlich 120 mg/l. Diese konstanten VOC-Emissionen während der zweiten Woche fanden sich nur bei Reaktor 6-R2. Als mögliche Ursache kommt eine erhöhte NPOC-Freisetzung aus einem beginnenden Abbau des Strohs in Betracht, analog dem Nachrottephänomen bei den strohhaltigen Laborversuchen. Gestützt wird diese Vermutung durch die erhöhte CO₂-Bildungsrate im Vergleich zum Referenzreaktor (siehe **Kap. 5.1.3**). Während die beiden Parallelversuche in der ersten Woche mit 1214 und 1376 g noch annähernd gleich viel NPOC im Kondensat emittierten war die Fracht von 666 g

gegenüber 25 g in der zweiten Woche von Reaktor 6-R2 im wesentlichen für die höhere Gesamtfracht der Strohvariante verantwortlich (**Tab. 5.4**).

Bei den Reaktoren von Versuch 1 traten im Gegensatz zu den übrigen Versuchen NPOC-Emissionen während der gesamten Dauer des ersten Boxendurchganges auf. Nach dem Maximum von 2578 mg/l zu Beginn, wurde bei Reaktor 1-R2 am Ende der ersten Woche noch eine Konzentration von 271 mg/l gemessen (**Tab. 5.4**). Während des Temperaturanstieges nach dem Umsetzen trat bei diesem Versuch unmittelbar ein erneuter Emissionspeak mit 822 mg/l auf, wobei der NPOC-Gehalt anschließend bis zum 10. Versuchstag unter 20 mg/l absank. Anders verhielt sich das Emissionsgeschehen bei Reaktor 1-R1 mit einem überwiegend anaeroben Abbau. Es trat zwar auch ein Konzentrationsmaximum von 1283 mg/l zu Beginn auf, die Konzentration blieb aber vom dritten Tag bis zum Umsetzen mit ca. 490 mg/l auf einem konstant hohen Niveau. Nach dem Umsetzen stieg der NPOC-Gehalt trotz der niedrigen Temperatur um 35 °C bis auf 2018 mg/l an und nahm bis zum Versuchsende nur allmählich auf 845 mg/l ab. Offensichtlich fand hier eine massive Neubildung leichtflüchtiger Stoffe durch den anaeroben Stoffwechsel statt, was auch durch die qualitative Untersuchung der Emissionen (siehe unten) bestätigt wird.

Tab. 5.1: NPOC-Frachten und maximale Konzentrationen im Kondensat der Boxenrotte.

Versuch	Variation [% FM]	max. NPOC Konz. mg/l	NPOC g (total)	NPOC g/Mg BAFM
1-R1	Holzschrd. 25.2	2017	- ¹⁾	-
1-R2	Stroh 4.2	2577	2424,0	75,1
2-R1	Reifkompost 0	1119	4256,0	257,3
2-R2	Reifkompost 5.4	767	1817,0	121,5
3-R1	Reifkompost 0	870	1997,0	103,1
3-R2	Reifkompost 21.5	482	600,0	43,3
4-R1	BA ungeschreddert	430	1124,0	62,1
4-R2	BA geschreddert	816	1742,0	99,8
5-R1	Holzschrd. 26.6	32	162,6	8,6
5-R2	Holzschrd. 58.4	175	274,5	25,6
6-R1	Holzschrd. 25.4	1021	1238,5	60,8
6-R2	Stroh 6.2	1140	2041,7	81,0
7-R1	Reifkompost 0	938	1269,5	66,9
7-R2	Reifkompost 21.5	229	549,6	35,2
8-R1	Bentonit 0	432	525,0	26,5
8-R2	Bentonit 8.8	579	998,0	50,0

¹⁾ Keine Kondensatmengen für die Frachtberechnung verfügbar.

Alle drei Versuche mit Reifkompostzusatz (Versuch 2, 3 und 7) zeigten eine verminderte spezifische NPOC-Fracht gegenüber dem jeweiligen Referenzreaktor (siehe auch **Abb. 5.11**). Eine Korrelation herzustellen zwischen den jeweiligen Anteilen Reifkompost und den Emissionsminderungen von 53 %, 58 % und 47 % aus unterschiedlichen Versuchspaaren, ist nicht zulässig. Wie eingangs erwähnt wurde, sind direkte Vergleiche zwischen verschiedenen Versuchsgruppen aufgrund der Varianz des Inputmaterials nicht möglich. Verwendung von Stroh statt Holz führte bei Versuch 6, aufgrund der Emissionen in der zweiten Woche zu einer um 33 % erhöhten Fracht. Auch geschredderter Bioabfall (+61 %), Bentonitzusatz (+89 %) und die Verwendung großer Mengen Holz (+197 %) führten zu einer Erhöhung der VOC-Fracht im Kondensat, wobei die Differenz bei letzterem Versuch absolut betrachtet mit 25.6 und 8.6 g/Mg BAFM nur gering war.

5.2.2.2 Einzelstoffe im Kondensat

Für die Rottegemische der Labor- und Praxisversuche wurde gleichartiges Ausgangsmaterial verwendet (**Kap. 3.1.2**), so dass bei den Praxisversuchen die gleichen Stoffe und Stoffgruppen im Kondensat auftraten, wie bei den Laborversuchen. Als dominierende Substanzen wurden im Kondensat ebenfalls niedermolekulare Aldehyde, Ketone und Alkohole identifiziert, mit Ethanol und Acetaldehyd als Hauptkomponenten und Aceton, Isobutyraldehyd, 2-Butanon, Ethylacetat, 1-Butanol und 2-Methyl-1-propanol als Nebenkomponenten.

Tab. 5.5: Einzelstoffe im Kondensat von Versuch 6 . Dargestellt ist der Zeitraum bis zum 7. Versuchstag, danach traten die betrachteten Stoffe nicht mehr in Erscheinung.

	Reaktor 6-R1 (Holzschrd 25.4 %)				Reaktor 6-R2 (Stroh 6.2 %)			
Laufzeit	Acetaldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	Acetaldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon
[d]	[mg/l]				[mg/l]			
1,3	315,2	707,0	3,4	18,0	267,7	1201,1	4,0	5,6
2,3	21,7	12,6	0,4	1,1	71,7	120,6	1,8	6,0
3,3	1,7	1,4	0,5	0,2	11,5	5,4	1,4	0,9
4,3	0,1		0,4	0,1	1,2		0,8	0,2
5,3	0,1		0,4		0,2		0,6	0,2
6,4	0,1			0,2	0,1		0,8	0,1
6,8	0,1			0,1	0,1		0,5	0,2

Die höchsten Konzentrationen traten, wie schon der Summenparameter NPOC anzeigte, zu Rottebeginn innerhalb der ersten 48 h auf. Nach 3-4 Tagen waren die Emissionen auf ein niedriges Niveau unter 1 mg/l abgesunken, wie in **Tab. 5.5** am Beispiel von Versuch 6 gezeigt ist. Während der zweiten Woche trat nur bei den Versuchen 2, 3 und 8 erneut ein niedriger Emissionspeak in der ersten Probe nach dem Umsetzen auf. Ein Vergleich der Konzentrationen der Einzelstoffe aus **Tab. 5.5** mit den NPOC-Konzentrationen in **Abb. 5.9**,

zeigt exemplarisch für Versuch 6, dass die aufgeführten Einzelstoffe den wesentlichen Anteil der NPOC-Konzentration zu Rottebeginn verursachten.

Tab. 5.6: Einzelstoffe im Kondensat von Praxisversuch 1.

Reaktor 1-R1 (Holzschrd. 25.2 %)						
Laufzeit	Acetaldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl-1-propanol	1-Butanol
[d]	[mg/l]					
0,6	219,0	1029,6	1,9	1,2	4,5	0,8
0,9	98,4	458,5	1,1	1,4	2,0	0,9
1,2	291,7	926,3	2,5	1,6	4,6	0,8
1,8	160,1	1250,0	3,0	4,5	4,7	2,6
2,7	105,1	962,8	4,2	30,7	3,6	3,6
4,3	10,8	171,9	2,8	29,3	1,5	7,5
5,8	0,1	35,3	2,8	29,1	1,2	4,3
6,8	72,9	26,0	2,7	27,1	1,3	4,1
7,7	5,5	15,5	1,3	8,5	0,6	1,9
8,1	4,9	13,9	1,4	9,8	0,6	1,8
8,7	5,1	32,9	1,6	10,3	0,6	2,4
9,6	15,5	1194,8	7,6	97,3	9,6	40,5
11,3	16,1	316,8	13,4	92,6	6,5	14,1
12,8	13,2	144,3	11,9	80,6	3,9	8,5
13,8	7,9	38,0	8,5	44,5	2,1	4,4
14,7	7,1	17,8	2,2	5,4	0,8	2,8

Reaktor 1-R2 (Stroh 4.2 %)						
Laufzeit	Acetaldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl-1-Propanol	1-Butanol
[d]	[mg/l]					
0,6	61,0	984,5	1,2	1,2	3,8	1,2
0,9	16,7	323,8	0,6	0,8	1,1	0,4
1,2	180,4	1402,9	2,5	2,9	6,6	1,6
1,8	178,6	1499,7	2,8	3,4	6,7	1,7
2,7	141,4	2132,8	11,5	138,2	18,0	6,0
4,3	83,2	1283,6	5,2	38,5	3,4	5,7
5,8	41,8	116,8	3,4	17,7	0,8	3,8
6,8	19,3	48,4	2,7	9,2	0,6	4,1
7,7	14,7	121,7	1,5	5,4	1,0	2,6
8,1	19,2	286,3	2,1	8,7	1,7	6,8
8,7	23,9	29,1	0,9	3,4	0,2	0,6
9,6	1,3	1,3	0,9	2,0		
11,3	0,1		1,3	0,9		0,2
12,8			1,4	0,3		
13,8			0,9	0,4		
14,7			0,3	0,2		

Der erneute Anstieg der NPOC-Konzentration in der zweiten Rottwoche von Reaktor 6-R2 wurde nicht von dieser niedermolekularen Fraktion verursacht. Die Reaktoren 1-R1 und 1-R2 zeigten einen langsameren Rückgang der Emissionen niedermolekularer Stoffe in der ersten Rottwoche (**Tab. 5.6**), so dass die Hauptkomponenten Ethanol, Acetaldehyd und 2-Butanon zum Umsetztermin noch in Konzentrationen von 9 bis 48 mg/l nachweisbar waren. Nach dem Umsetzen stiegen die Konzentrationen im Kondensat von Reaktor 1-R2 bis zum 8. Versuchstag erneut an und waren erst ab dem 10. Versuchstag nicht mehr nachweisbar. Bei Reaktor 1-R1 setzte im Gegensatz dazu in der zweiten Rottwoche eine erneute Freisetzung dieser niedermolekularen Stoffe mit einem Emissionsmaximum am 10. Versuchstag ein, wobei Ethanol mit 1195 mg/l das Emissionsniveau der ersten Woche erreichte, während Aceton, 2-Butanon, 2-Methyl-1-propanol und 1-Butanol in höheren Konzentrationen als im ersten Boxendurchgang freigesetzt wurden. Diese verstärkten Emissionen in der zweiten Rottwoche zeigen an, dass eine erhebliche Neubildung dieser Stoffe durch den mikrobiellen Stoffwechsel aufgetreten war. Da die genannten Stoffe Prokulte eines anaeroben Abbaus sind bestätigt ihre erneute Bildung, dass auch durch das Umsetzen und Durchmischen des Materials in der zweiten Rottwoche keine aerober Rotteprozess induziert werden konnte.

Tab. 5.7: Frachten verschiedener Einzelstoffe im Kondensat der Boxenrotte

	Summe	Acetaldehyd	Ethanol	Aceton	Isobutyraldehyd	2-Butanon	Ethylacetat	2-Methyl-1-propanol
Versuch ¹⁾	[g/Mg BAFM]	[mg/Mg BAFM]	[mg/Mg BAFM]	[mg/Mg BAFM]	[mg/Mg BAFM]	[mg/Mg BAFM]	[mg/Mg BAFM]	[mg/Mg BAFM]
1-R1	-	-	-	-	-	-	-	-
1-R2	56,1	4943	46756	638	83	2799	120	266
2-R1	28,9	7255	20492	553	14	508	15	71
2-R2	42,0	12719	28391	416	14	324	13	122
3-R1	36,7	8572	26779	414	20	783	40	105
3-R2	14,5	9174	4990	238	0	123	0	16
4-R1	36,0	25451	9244	659	1	451	100	83
4-R2	56,7	23352	30840	873	16	949	340	257
5-R1	2,1	375	0	252		1429		
5-R2	14,9	12512	1250	171		949		
6-R1	51,3	16322	33329	372	16	977	104	188
6-R2	42,7	10168	31040	717	13	571	9	172
7-R1	54,7	22392	31603	380	8	178	51	122
7-R2	13,0	5375	7123	372	0	90	3	19
8-R1	19,7	9603	9515	319	3	212	9	74
8-R2	58,7	17676	39494	636	16	434	14	386

¹⁾ 1-R1 (Holzschr. 25.2 %); 1-R2 (Stroh 4.2 %); 2-R1 (Reifkmpst 0 %); 2-R2 (Reifkmpst. 5.4 %); 3-R1 (Reifkmpst. 0 %); 3-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 4-R1 (BA ungeschr.); 4-R2 (BA geschr.); 5-R1 (Holzschr. 26.6 %); 5-R2 (Holzschr. 58.4 %); 6-R1 (Holzschr. 25.4 %); 6-R2 (Stroh 6.2 %); 7-R1 (Reifkmpst. 0 %); 7-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 8-R1 (Bentonit 0 %); 8-R2 (Bentonit 8.8 %).

Hauptfrachtträger der niedermolekularen Fraktion im Kondensat waren Ethanol und Acetaldehyd, die im Mittel mit 60 bzw. 38 % an der Gesamtfracht der in **Tab. 5.7** aufgeführten Einzelstoffe beteiligt waren. Die untersuchten Modifikationen des Rottegemisches zeigten auf die spezifischen Frachten der aufgeführten Einzelstoffe innerhalb einer Versuchsgruppe jeweils die gleiche Wirkung, bis auf wenige Ausnahmen: So waren die spezifischen Frachten von Acetaldehyd bei den Reaktoren von Versuch 3 und 4 jeweils annähernd gleich, während bei den übrigen Substanzen eine deutliche Minderung bzw. Erhöhung der Frachten im Vergleich zum Parallelversuch auftrat. Eine niedrigere spezifische Gesamtfracht der aufgeführten Einzelstoffe zeigte sich in Versuch 3 und 7 durch Reifkompostzusatz (-60 bzw. -76 %). Eine Verdoppelung der Fracht trat hingegen bei Versuch 8 mit Bentonitzusatz auf, wobei diese Ergebnisse mit denen des Summenparameters NPOC im Kondensat übereinstimmen. Ebenfalls zu einer Zunahme der spezifischen Fracht der niedermolekularen Fraktion, führte das Schreddern des Bioabfalls (57 %) in Versuch 4 und ein erhöhter Holzanteil in Versuch 5.

5.2.2.3 Einzelstoffe in der Abluft

Das Emissionsmaximum der niedermolekularen Fraktion der VOC trat wie im Kondensat innerhalb der ersten zwei Tage auf und bis zum vierten Tag sanken die Emissionen wieder auf ein niedriges Niveau unter 5 mg/m^3 ab, wie die Konzentrationen von Versuch 6 in **Tab. 5.8** exemplarisch zeigen. Die höchste Konzentration erreichte dabei Ethanol, das bei den Versuchen 2 bis 8 in maximalen Konzentrationen von 20 bis 370 mg/m^3 nachgewiesen wurde. Daneben wurden 2-Butanon mit $5\text{-}30 \text{ mg/m}^3$, Acetaldehyd mit $5\text{-}19 \text{ mg/m}^3$ und Aceton sowie ein C_5 -Keton mit maximalen Konzentrationen von $2\text{-}17 \text{ mg/m}^3$ als Hauptbestandteile der niedermolekularen VOC gefunden. In der ersten Probe nach dem Umsetzen stiegen die Konzentrationen der genannten Stoffe erneut geringfügig an. Die Fracht der höhermolekulare Fraktion wurde wie bei den Laborversuchen überwiegend durch die Terpene α -Pinen, β -Pinen und 3-Caren sowie Limonen als Hauptkomponente verursacht, die einen Anteil von 60 bis 90 % an der höhermolekularen Fraktion hatten (**Tab. 5.8**). Daneben traten bei der Boxenrotte noch zwei weitere Stoffe in relevanter Konzentration auf, die aber nicht zweifelsfrei identifiziert werden konnten. Das Emissionsmaximum dieser Stoffgruppe trat ebenfalls innerhalb der ersten drei Tagen auf, im Gegensatz zu den niedermolekularen Aldehyden, Ketonen und Alkoholen nahm deren Konzentration aber bis zum Ende des ersten Boxendurchganges nur langsam ab, wie für Versuch 6 in **Abb. 5.10** zu sehen ist. Nach dem Umsetzen trat ein erneuter Anstieg der Konzentrationen auf und die höhermolekularen Stoffe waren bis zum Versuchsende in Konzentrationen über 5 mg/m^3 nachweisbar. Die Konzentration der $\text{VOC} > \text{C}_5$ in der zweiten Rottewoche von Reaktor 6-R2 (Stroh als Strukturmaterial) war im Vergleich mit Reaktor 6-R1 deutlich größer, was in Ergänzung der Ergebnisse der Einzelstoffe im Kondensat (siehe **Kap. 5.2.2.2**) bestätigt,

dass der erneute Anstieg der NPOC-Konzentration im Kondensat dieses Reaktors durch höhermolekulare Stoffe verursacht wird.

Tab. 5.8: Einzelstoffe in der Abluft von Reaktor 6-R1 und 6-R2.

[mg/m ³]	Reaktor 6-R1 (Holzschrd 25.4 %)									
Laufzeit[d]	Acetaldehyd	Aceton	2-Butanon	Ethanol	C ₅ ²⁾ - Keton	a-Pinen	b-Pinen	3-Caren	Limonen	VOC >C ₅ ³⁾
0,5	7,2	1,4	2,4		1,2	2,4	3,9	0,8	25,4	4,4
1,3	13,4	8,0	60,8	317,0	9,3	4,0	7,0	1,9	62,9	19,0
2,3	4,3	2,7	11,8	n.v. ¹⁾	1,0	2,4	7,3	2,2	24,8	7,2
3,3	0,3	2,3	0,9		0,6	10,8	9,7	2,3	32,4	6,3
4,3	0,1	2,0	0,3		0,4	4,8	4,8	0,8	21,7	4,3
5,3	0,0	2,3	0,2		0,3	2,0	3,4	0,8	16,6	5,3
6,4	0,0	1,5	0,1		0,4	1,1	1,5	0,4	12,0	3,1
6,8	0,0	0,4	0,0		0,0	0,5	0,4	0,1	4,8	1,9
7,5	0,7	0,4	0,4		0,1	1,7	2,5	0,3	30,6	1,8
8,3	0,0	0,8	0,2		0,1	2,3	4,2	0,7	30,7	3,2
9,3	0,0	1,1	0,1		0,2	1,0	0,2	0,2	6,4	17,1
10,3	0,0	1,8	0,2		0,3	0,4	0,8	0,2	4,9	2,4
11,3	0,1	1,2	0,1		0,2	0,4	0,7	0,2	4,6	2,7
12,3	0,1	0,5	0,0		0,1	0,4	0,5	0,2	0,4	6,3
13,1	0,1	0,4	0,0		0,0	0,2	0,2	0,1	1,6	2,8
13,8	0,0	0,2	0,0		0,0	0,4	0,2	0,1	1,9	3,0

[mg/m ³]	Reaktor 6-R2 (Stroh 6.2 %)									
Laufzeit[d]	Acetaldehyd	Aceton	2-Butanon	Ethanol	C ₅ ²⁾ - Keton	a-Pinen	b-Pinen	3-Caren	Limonen	VOC >C ₅ ³⁾
0,5	6,3	1,6	1,9		1,1	2,3	4,9	0,9	32,3	7,2
1,3	14,4	8,2	22,5	370,0	5,4	7,9	12,8	3,1	72,7	24,9
2,3	2,9	5,9	36,0	35,0	1,9	12,0	17,2	4,9	89,4	18,4
3,3	0,9	6,5	3,8		2,0	12,4	13,5	4,8	47,5	19,5
4,3	0,3	4,4	0,9		1,1	5,3	8,0	2,5	37,7	12,4
5,3	0,1	3,8	0,5		0,9	4,0	5,7	1,5	38,7	8,7
6,4	0,0	3,0	0,9		0,6	6,1	7,0	1,4	39,1	7,6
6,8	0,0	1,4	0,2		0,2	0,8	1,4	0,3	20,2	5,0
7,5	0,5	0,8	0,4		0,1	2,3	3,6	0,4	47,5	4,4
8,3	1,7	11,6	2,8		7,1	3,4	5,3	1,1	39,2	10,5
9,3	0,0	3,9	0,4		0,5	2,5	2,7	0,4	21,0	21,4
10,3	0,1	1,8	0,2		0,3	3,1	3,5	0,4	2,5	26,1
11,3	0,1	2,2	0,3		0,4	2,7	4,4	0,5	20,4	4,9
12,3	0,2	1,5	0,2		0,3	1,7	3,7	0,6	18,0	4,8
13,1	0,1	0,9	0,1		0,1	0,7	2,4	0,3	8,6	4,2
13,8	0,1	0,0	0,1		0,1					8,1

¹⁾ n.v.: Keine Probe vorhanden

²⁾ C₅-Keton: Eine genauere Zuordnung ist aufgrund verschiedener Isomere die koeluiieren nicht möglich.

³⁾ Summenparameter für die höhermolekularen Fraktion der VOC >C₅ ohne die aufgeführten Terpene.

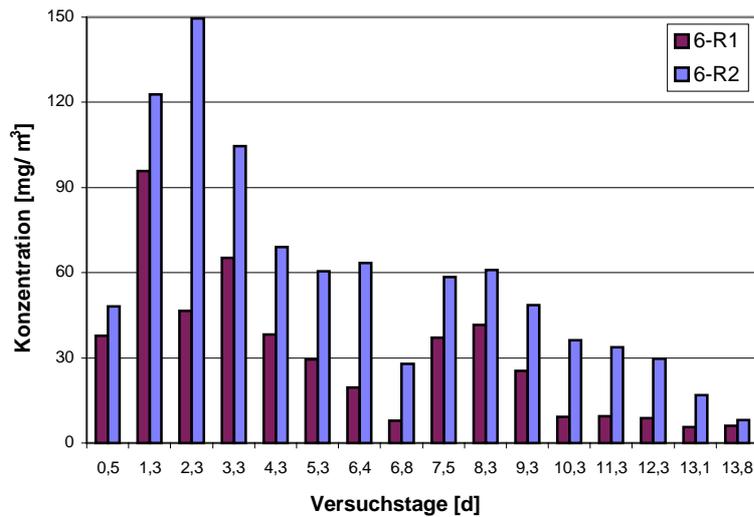


Abb. 5.10: Konzentrationsverlauf der höhermolekularen Fraktion >C₅ in der Abluft von Versuch 6 (6-R1 (Holzschrđ 25.4 %); 6-R2 (Stroh 6.2 %)).

Tab. 5.1: Frachten von Einzelstoffen im Abgas der Boxenrotte

[g/Mg BAFM]	C ₅ ²⁾ -					unbe- unbe- ¹⁾ div.						
	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	Keton	Ethanol	a-Pinen	b-Pinen	3-Caren	Limonen	annt 1	annt 2	>C ₅
1-R1 ³⁾	13,7	14,2	139,1	19,1	n.v.							
1-R2	40,9	15,5	75,5	19,7	n.v.							
2-R1	17,8	19,6	20,7	10,6	421,1							
2-R2	11,6	13,0	13,5	4,5	255,3							
3-R1	25,3	23,0	54,5	6,3	344,3							
3-R2	10,4	13,3	25,7	4,0	26,9							
4-R1	2,8	17,6	9,8	3,1	12,1	23,1	34,6	11,5	168,2	9,6	22,1	68,1
4-R2	10,3	17,4	20,8	6,9	21,7	16,5	25,3	8,3	110,4	5,9	40,8	41,2
5-R1	5,1	9,4	5,9	3,1	35,3	37,4	43,7	12,4	157,8	15,8	8,4	48,5
5-R2	4,2	8,3	5,1	2,1	-	45,8	43,8	15,2	172,6	20,3	10,1	43,0
6-R1	12,7	12,5	46,9	7,6	192,4	16,2	22,5	5,6	125,6	5,7	1,8	37,5
6-R2	8,6	20,3	27,5	8,0	125,7	22,9	31,7	8,2	177,2	6,2	4,2	58,6
7-R1	6,5	10,9	5,8	3,5	70,8	21,2	23,4	6,8	112,7	10,3	3,3	63,1
7-R2	3,0	25,2	6,7	4,8	17,7	18,3	22,4	8,5	117,4	8,6	3,7	41,4
8-R1	3,1	10,4	3,0	2,8	33,4	12,0	13,4	2,6	66,1	5,2	1,3	29,9
8-R2	4,5	26,2	6,9	5,5	49,9	19,5	22,4	9,6	66,2	8,9	4,6	15,1

¹⁾ Dieser Wert fasst alle Stoffe >C₅ ohne die Terpene zusammen

²⁾ C₅-Keton: Eine genauere Zuordnung ist aufgrund verschiedener Isomere die koeluiieren nicht möglich.

³⁾ 1-R1 (Holzschrđ. 25.2 %); 1-R2 (Stroh 4.2 %); 2-R1 (Reifkmpst 0 %); 2-R2 (Reifkmpst. 5.4 %); 3-R1 (Reifkmpst. 0 %); 3-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 4-R1 (BA ungesch.); 4-R2 (BA gesch.); 5-R1 (Holzschrđ. 26.6 %); 5-R2 (Holzschrđ. 58.4 %); 6-R1 (Holzschrđ 25.4 %); 6-R2 (Stroh 6.2 %); 7-R1 (Reifkmpst. 0 %); 7-R2 (Reifkmpst. 21.5 %); 8-R1 (Bentonit 0 %); 8-R2 (Bentonit 8.8 %).

Die Hauptfrachträger im Abgas der Boxenrotte waren wie bei den Laborversuchen Ethanol und Limonen (**Tab. 5.9**). Bei den Versuchen 1 bis 3 sind die Terpene nicht separat aufgeführt, sondern in der Summe der VOC >C₅ enthalten. In den Versuchen 1, 3 und 6 wurde Butanon im Vergleich zu den übrigen Versuchen in größerer Menge freigesetzt, was bei Reaktor 1-R1 auf die Neubildung in der zweiten Rottewoche zurückzuführen ist. Zur Bewertung der Wirkungen der Rottegemischmodifikationen auf die Emissionsfrachten in der Abluft wird die Summe der spezifischen VOC-Fracht in der Abluft aus **Tab. 5.10** herangezogen. Die Versuche 2, 3 und 7 mit Reifkompostzusatz zeigten eine Verminderung der spezifischen Gesamtfracht von 41, 55 und 18 %. Diese Wirkungsrichtung zeigte sich dabei sowohl bei der niedermolekularen als auch bei der höhermolekularen Fraktion. Der Bentonitzusatz von 8.8 % bei Reaktor 8-R2 führte zu einer höheren spezifischen Gesamtfracht von 31 %, die sowohl bei der niedermolekularen, als auch bei der höhermolekularen Fraktion zu finden war. Die übrigen Rottegemischvariationen zeigten keine nennenswerten Effekte auf die spezifisch Gesamtfracht von VOC in der Abluft.

Tab. 5.10: Spezifische Frachtsummen in der Abluft der technischen Boxenrotte [g/Mg BAFM]

[g/Mg BAFM]	Variation [% FM]	Summe niedermol. Frakt.	Summe Terpene	Summe >C ₅	Summe VOC Abluft	Gesamtfracht aus dem Prozess ^{1.)}
1-R1	Holzschrd. 25.2	186		186	372	
1-R2	Stroh 4.2	152		249	400	
2-R1	Reifkompost 0	490		524	1014	1271
2-R2	Reifkompost 5.4	298		299	597	718
3-R1	Reifkompost 0	453		459	912	1015
3-R2	Reifkompost 21.5	80		328	409	452
4-R1	BA ungeschreddert	45	269	337	383	445
4-R2	BA geschreddert	77	207	248	326	425
5-R1	Holzschrd. 26.6	59	276	324	383	391
5-R2	Holzschrd. 58.4	20	308	351	371	396
6-R1	Holzschrd. 25.4	272	177	215	487	548
6-R2	Stroh 6.2	190	250	309	499	580
7-R1	Reifkompost 0	97	178	241	338	405
7-R2	Reifkompost 21.5	57	179	220	278	313
8-R1	Bentonit 0	53	101	131	183	210
8-R2	Bentonit 8.8	93	131	146	239	289

^{1.)} Berechnet aus der Summe der spezifischen VOC-Fracht in der Abluft und der spezifischen NPOC-Fracht als Summenparameter für die VOC im Kondensat.

5.2.2.4 Gesamtfrachten aus dem Prozess

Bei den durchgeführten Versuchen im Maßstab einer technischen Boxenrotte wurde eine spezifische VOC-Gesamtfracht von 210 bis 1271 g/Mg BAFM aus dem Rotteprozess ausgetragen (**Tab. 5.10**). Aufgrund der Bedingungen im Kühlregister gelangten dabei 75 bis 98 % der Fracht in die Abluft. Im Kondensat waren die niedermolekularen Aldehyde, Alkohole und Ketone frachtbestimmend, während diese Stoffgruppe in der Abluft 5 bis 50 % der Gesamtfracht verursachte. Die Stoffgruppe der Terpene trug mit 36 bis 83 % zur Fracht in der Abluft bei und war auch im Kondensat in Spuren nachweisbar. Da diese Stoffe wasserdampflich aber wasserunlöslich sind traten sie auf dem Kondensatpfad zusätzlich auch in Form einer ölige Phase auf dem Kondensat und teilweise emulgiert in Erscheinung, so dass die Gesamtfrachten vermutlich höher waren als die hier genannten Werte.

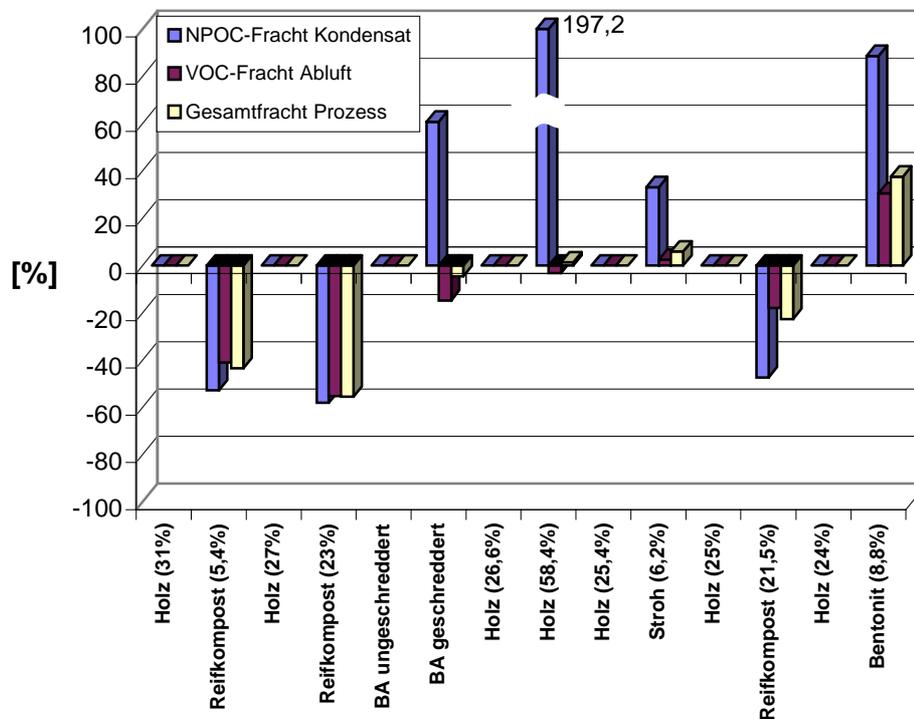


Abb. 5.11: Auswirkungen der Rottegemischmodifikationen auf die Fracht der VOC im Kondensat, in der Abluft und auf die Gesamtfracht aus dem Prozess. Die Zu- oder Abnahme der Frachten ist in Relation zu der Fracht des jeweiligen Referenzreaktors dargestellt.

Im Folgenden sollen die Auswirkungen der einzelnen Rottegemischmodifikationen auf die Emissionen von flüchtigen, organischen Verbindungen anhand der spezifischen Gesamtfrachten aus dem Prozess bewertet werden. Dazu sind in **Abb. 5.11** die Wirkungen der jeweiligen Modifikation in Prozent von der Gesamtfracht des Referenzreaktors angegeben. Ein Vergleich der spezifischen Gesamtfrachten der jeweiligen Parallelversuche zeigt, dass nur bei den Versuchen mit Reifkompostzumischung (Versuch 2, 3 und 7) eine

eindeutige Verminderung der spezifischen Gesamtfracht an VOC zwischen 23 und 56 % auftrat, während der Bentonitzusatz in Versuch 8 zu einer Erhöhung um 38 % führte. Bei den übrigen Versuchen war keine deutliche Wirkung auf die spezifische Gesamtfracht erkennbar. Versuchsreaktor 5-R2 mit einem erhöhten Holzanteil als Strukturmaterial emittierte mit 25.6 g/Mg BAFM zwar dreimal so viel VOC-Fracht im Kondensat im Vergleich zum Referenzreaktor (**Tab. 5.4**, Seite 90), dafür war die Fracht in der Abluft mit 370.5 g/Mg BAFM entsprechend geringer, so dass in der Summe beide Varianten eine ähnliche spezifische Fracht emittierten. Das Gleiche gilt für Versuch 4 und 6. Diese unterschiedliche Verteilung der Emissionen auf die Pfade Abluft und Kondensat wird durch die unterschiedlichen Bedingungen im Abluftkühler verursacht.

5.2.2.5 Olfaktometrie

In Ergänzung zu der qualitativen und quantitativen Analyse der Abluftinhaltsstoffe erfolgte bei den Kompostierversuchen auf der Anlage in Lensahn zusätzlich eine Beurteilung der Geruchsstärke der Rotteabluft, um auch die Auswirkung der durchgeführten Modifikationen auf das subjektive Geruchsempfinden zu bewerten.

Bei der Beurteilung der Ergebnisse in (**Abb. 5.12**) ist zu berücksichtigen, dass eine Erhöhung des Geruchspegels um 3 dB einer Verdoppelung der Geruchsstoffkonzentration und damit auch des Geruchsempfindens entspricht. Dieser Wert stellt gleichzeitig das Signifikanzniveau der Methode dar. Gemessen wurde jeweils während der mesophilen und der thermophilen Phase im ersten Boxendurchgang und während des Temperaturanstieges kurz nach dem Umsetzen, sowie ebenfalls während der thermophilen Rotte im zweiten Durchgang.

Eine Erhöhung des Geruchspegels um 3 dB entspricht einer Verdoppelung der Geruchsstoffkonzentration und damit auch des Geruchsempfindens. Nur bei Versuch 6 zeigte Reaktor 6-R2 über den gesamten Rotteverlauf einen höheren Geruchspegel, der außerhalb des Signifikanzniveaus von 3 dB lag. Im ersten Boxendurchgang des 'abgestürzten' Prozesses von Versuch 1, zeigte sich noch keine negative Auswirkung auf den Geruchspegel, obwohl der hedonische Geruchseindruck auch in der ersten Woche subjektiv schon unangenehmer war. Erst im zweiten Rotteabschnitt lag der Geruchspegel von Reaktor 1-R1 eindeutig höher als der des Parallelversuches, obwohl die Temperatur im Reaktor niedriger war als in der Parallelvariante. Die signifikanten Unterschiede in den Geruchspegeln an einzelnen Versuchstagen bei den übrigen Versuchen, können auf die unterschiedlichen Temperaturen zurückgeführt werden.

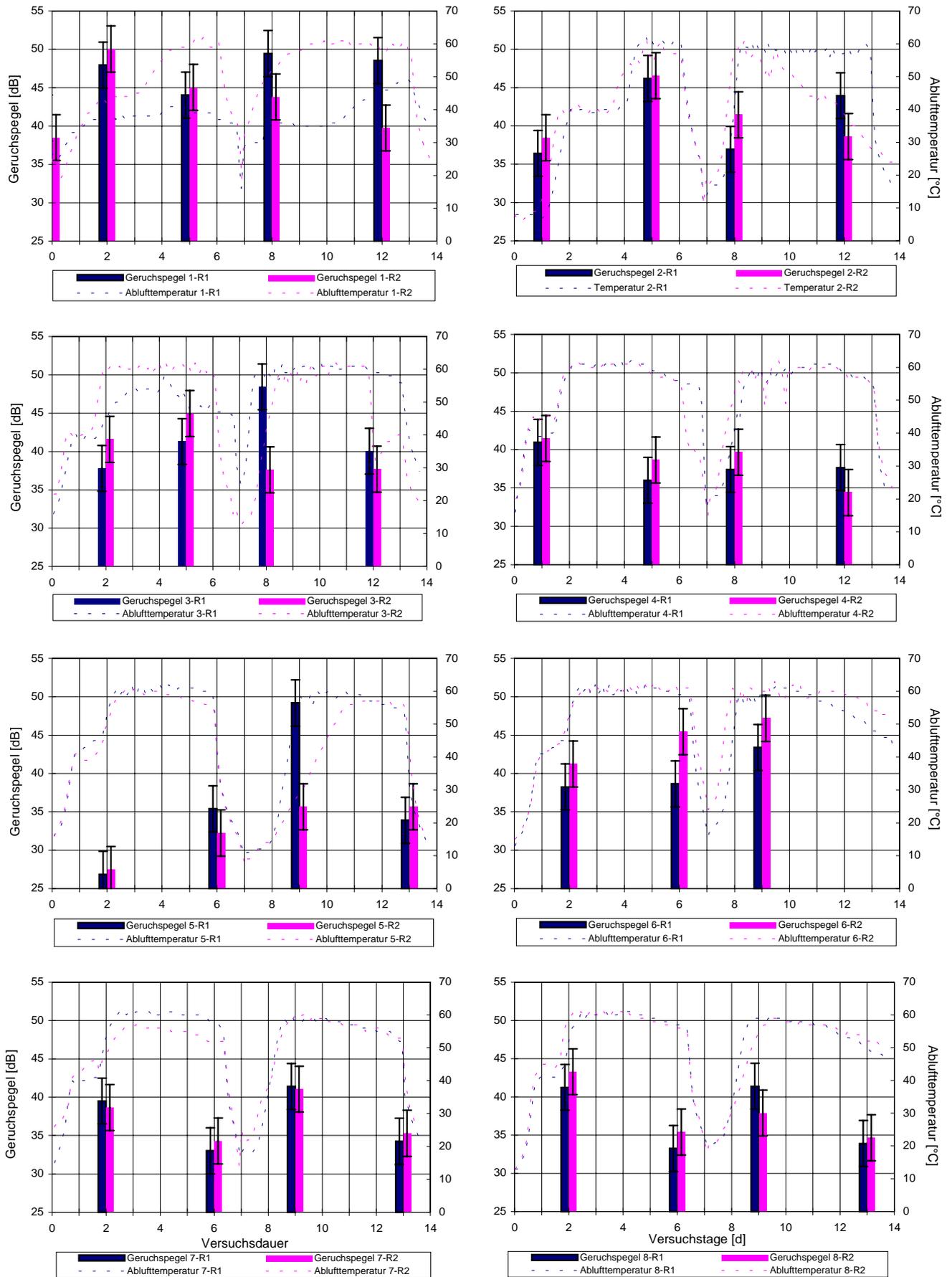


Abb. 5.12: Ergebnisse der Olfaktometrischen Bewertung der Abluft aus der Boxenrotte. Die Geruchsstärke ist in dB-Geruchseinheiten angegeben.

6. Ergebnisse der Bioabfall-Analytik

Die im Bioabfall enthaltene, leicht freisetzbare Stofffracht sollte möglichst vollständig erfasst werden, ohne dass chemische Reaktionen oder biologischer Stoffwechsel innerhalb des Versuchszeitraumes zu einer wesentlichen Neubildung oder einem Abbau der relevanten Stoffe führen. Schon in Vorversuchen zur Methodenentwicklung hatte sich gezeigt, dass ein vollständiges Ausblasen der Stoffe unter die Nachweisgrenze, innerhalb geeigneter Versuchszeiträume nicht möglich ist. Dieser Befund deckt sich mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen der wasserdampfflüchtigen Stoffe im Bioabfall, bei denen der NPOC-Gehalt im Destillat bei fortschreitender Destillation auf ein konstantes Niveau absank und sich sowohl aus niedermolekularen als auch aus höhermolekularen Stoffen zusammensetzte [Weppen, 1998A], [Weppen, 1998B]. Der Ausblasvorgang wurde beendet, wenn die wässrige Phase des Bioabfalls nahezu vollständig ausgeblasen worden war. Der Restwassergehalt lag unter 10 %. Gegen Ende des Ausblasens (nach 35-45 h) trat bereits eine Bräunung des Probenmaterials auf, was ein beginnendes Auftreten von unspezifischen Maillardreaktionen anzeigt. Innerhalb des gewählten Versuchszeitraumes wurde so der Teil der Stofffracht im Bioabfall erfasst, der unabhängig vom Stoffwechselgeschehen aus dem Bioabfall freigesetzt werden kann. Einschränkend sei angemerkt, dass eine strenge Trennung zwischen der mit dem Bioabfall in den Rotteprozess eingebrachten und der durch den einsetzenden Rotteprozess entstehenden Stoffe nicht möglich ist.

Die parallel durchgeführte Rotte wurde beim Erreichen der Raumtemperatur nach dem ersten Temperaturmaximum beendet. Die Rottedauer betrug 7 bis 11 Tage. Die Rotteverläufe der in einem Laborreaktor durchgeführten Kompostierungen bewegten sich im Rahmen der in **Kap. 4.1** beschriebenen Werte. Es wurden fünf Versuche durchgeführt (Versuch 1 bis 5). Die Bezeichnungen lauten entsprechend Bioabfall oder Reaktor 1 bis 5. Für die folgende Auswertung wurden die Ergebnisse der Messungen mit Adsorptionskartuschen (SiOH, RP18, DNP) sowie der Kondensatmessungen mit Headspace-GC verwendet. Während der Probenahme wurde der Bioabfall von unten mit der Probeluft durchströmt (**Kap. 3.3.2**), so dass bei den Konzentrationsmessungen das Gasvolumen im gesamten Porenraum des Bioabfalls erfasst wurde.

6.1 Stoffe und Frachten im Bioabfall

6.1.1 Einzelstoffe im Bioabfall

Das Stoffspektrum, das bei der Untersuchung der potentiellen Emissionen des Bioabfalls gefunden, wurde entsprach dem, das schon bei den Rotteversuchen in **Kap. 4.2.2** und **5.2.2** als relevant für die Fracht identifiziert wurde. Aufgrund der verbesserten Analytik der niedermolekularen Stoffe durch Anreicherung auf einer SiOH-Phase konnte, zusätzlich zu den bereits genannten Stoffen, Methanol als wesentliche Komponente im Bioabfall und in

der Rotteabluft identifiziert und quantifiziert werden. In der Laborrotte nahm die Methanolkonzentration nach Erreichen des Maximums nach ein bis zwei Tagen langsamer ab, als die der übrigen niedermolekularen Komponenten, wie in **Abb. 6.1** beispielhaft für Versuch 1 gezeigt ist. Methanol erreichte dabei Konzentrationsmaxima von 9 bis 150 mg/m³ und verursachte bei drei von fünf durchgeführten Versuchen größere Frachten als Ethanol. Darüberhinaus traten zwei weitere Substanzen auf (mit Retentionszeiten von 3.79 und 4.90 min; vgl. **Tab. 3.3**, Seite 42), die aber nicht identifiziert werden konnten. Deren Konzentrationsverlauf in der Rotte entsprach dem der übrigen niedermolekularen Stoffe (**Abb. 6.1**). Bei Berechnung mit einem mittleren Kalibrierungsfaktor trat die Substanz mit der Retentionszeit 3.79 in ähnlichen hohen Konzentrationen auf wie Ethanol. Die zweite unbekannte Substanz war nur in niedrigen Konzentrationen nachweisbar. Die detaillierte Betrachtung der Frachten im Bioabfall, der Vergleich mit den Emissionen aus dem Rotteprozess sowie des temperaturabhängigen Freisetzungsverhaltens erfolgt im Folgenden am Beispiel von Acetaldehyd, Aceton, Methanol, Ethanol, Ethylacetat als Vertreter der niedermolekularen Fraktion und α -Pinen, β -Pinen, 3-Caren und Limonen als Vertreter der Stoffgruppe der Terpene, da diese Stoffe in allen Proben auftraten.

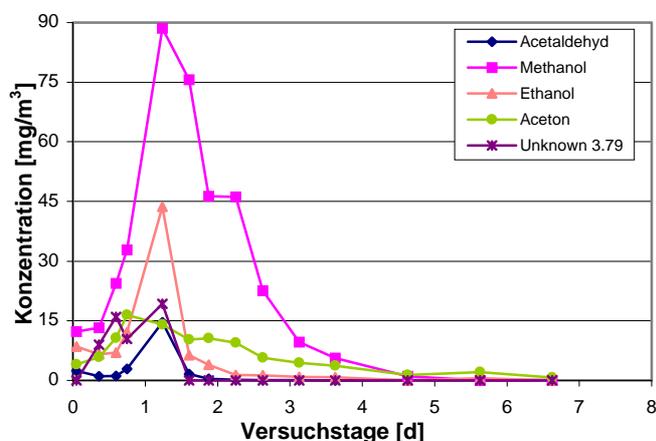


Abb. 6.1: Emissionsverlauf einiger niedermolekularer Komponenten während der Rotte in Versuch 1.

6.1.2 Gesamtfrachten im Bioabfall

In **Tab. 6.1** sind die Gesamtfrachten zusammengefasst, die beim Ausblasen des Bioabfalls bestimmt wurden. Die Berechnung erfolgte auf der Grundlage der Abluft- sowie der beim Ausblasen anfallenden Kondensatfracht. Aufgrund der Varianz der Bioabfälle, decken die gemessenen Frachten einen weiten Bereich ab.

Tab. 6.1: Gesamtfrachten emissionsrelevanter, aus dem originären Bioabfall ausblasbarer Stoffe, die als potentielle Emissionfracht in den Rotteprozess eingebracht werden.

Substanz	Gesamtfracht [mg/kg TM]
α-Pinen	1,8-11,6
β-Pinen	8,3-35,5
3-Caren	0,6-5,0
Limonen	314-1050
Acetaldehyd	59-139
Ethanol	541-3510
Methanol	84-676
Aceton	14-27
Ethylacetat	2,1-217

6.1.3 Vergleich der Frachten im Bioabfall mit den Emissionen aus der Rotte

Der Vergleich der Frachten im Bioabfall mit denen, die bei der Rotte des gleichen Materials freigesetzt wurden, zeigte für die verschiedenen Stoffe unterschiedliche Ergebnisse. Die Terpenfracht, die mit der gewählten Methode aus dem Bioabfall ausgeblasen wurde, ist kleiner als die Fracht, die aus der Rotte freigesetzt wurde, wie in **Tab. 6.2** exemplarisch für die Versuche 1 und 2 gezeigt ist. Wie schon bei den Rotteversuchen verursachte Limonen die größte Fracht der höhermolekularen Fraktion. In der jeweils dritten Spalte der Versuche in **Tab. 6.2** ist eine Teilfracht für den Rotteprozess bis zu dem Zeitpunkt berechnet, bei dem das kumulierte Belüftungsvolumen des Rottereaktors dem Belüftungsvolumen beim Ausblasen des nicht gerotteten Bioabfalls entsprach. Die bis dahin freigesetzte Terpenfracht entsprach in guter Näherung der aus dem Bioabfall ausgeblasenen Fracht, was besonders gut für die Hauptkomponente Limonen zutraf. Nach Ende des Ausblasvorganges zur Untersuchung des Bioabfalls wurde nochmal die Gleichgewichtskonzentration der Stoffe über dem Bioabfall ohne Belüftung bestimmt. Für die Terpene wurden Konzentrationen gemessen, die denen zu Beginn des Versuches entsprachen. Diese Ergebnisse zeigen, dass das Auftreten der Terpene in der Rotteabluft größtenteils als Ausblasen der vorhandenen Fracht aus dem Rottegemisch interpretiert werden muss und von der Temperatur und der Belüftung abhängt. Zumindest in der ersten Rottephase ist ein Einfluss durch den mikrobiellen Stoffwechsel nicht erkennbar. Die Ergebnisse lassen jedoch keine Aussage über eine mögliche Neubildung oder einen Abbau in späteren Rottephasen zu.

Tab. 6.2: Vergleich der Frachten beim Ausblasen des Bioabfall mit denen in der Abluft aus dem Rotteprozess.

Gesamtfracht [mg/kg TM]	Bioabfall 1	Reaktor 1	Reaktor 1 Teilfracht ^{1.)}	Bioabfall 2	Reaktor 2	Reaktor 2 Teilfracht ^{1.)}
α-Pinen	1,8	40,5	9,9	11,6	36,7	20,4
β-Pinen	8,3	69,8	16,5	20,4	34,2	19,7
3-Caren	0,6	4,2	0,7	5,0	9,0	6,2
Limonen	314	1445	343	854	1138	848
Acetaldehyd	64,9	15,6	14,0	130	25,8	25,1
Ethanol	670	57,1	46,9	672	62,3	55,2
Methanol	303	231	101	84,0	13,4	6,7
Aceton	18,1	50,4	27,0	26,5	28,3	2,2
Ethylacetat	15,1	36,0	36,0	208	826	821

^{1.)} Die Teilfracht aus dem Rotteprozess wurde bis zu dem Zeitpunkt berechnet, zu dem das Belüftungsvolumen des Rotteprozesses und das zum Ausblasen des Bioabfalls etwa gleich waren. Die Versuchsdauer von Reaktor 1 betrug zu diesem Zeitpunkt 30 h bei einer Temperatur von 50°C und die Versuchsdauer von Reaktor 2 betrug 73 h bei einer Temperatur von 57°C.

Anders verhielten sich Acetaldehyd, Ethanol und Methanol. Die Frachten dieser Stoffe, die im Bioabfall enthalten und potentiell freisetzbar waren, waren deutlich größer als die Frachten, die tatsächlich aus dem Rotteprozess emittiert wurden. Die Konzentrationen der Stoffe in der Abluft nahmen beim Ausblasen des Bioabfalls kontinuierlich auf ein niedriges Niveau ab, so dass eine Neubildung während der Versuchsdauer nicht wahrscheinlich ist. Die niedrigere Fracht aus dem Rotteprozess muss deshalb durch einen Abbau dieser Stoffe im Rotteprozess verursacht werden. Die Hauptfracht von Acetaldehyd und Ethanol wird bei der Kompostierung während der ersten 48 h freigesetzt, wie in **Abb. 6.1** und an einem Vergleich der Gesamtfracht mit der für die ersten Stunden berechneten Teilfracht zu erkennen ist. Ein Abbau dieser Stoffe durch den mikrobiellen Stoffwechsel im Rotteprozess erfolgt demnach ebenfalls innerhalb dieses Zeitraumes, in dem eine mesophile Mikroflora vorherrscht. Der Unterschied zwischen der potentiellen Methanolfracht im Bioabfallinput und den Emissionen aus der Rotte ist geringer als bei Ethanol und Acetaldehyd. Die Freisetzung aus der Rotte erfolgte zudem über einen längeren Zeitraum von ca. 4 Tagen. Beides zusammen zeigt, dass Methanol einem langsameren Abbau unterlag. In diesem Zusammenhang wäre es interessant, das Vorkommen von methylothropen Organismen im Kompost zu untersuchen, die in der Lage sind, Methanol als Substrat zu verwerten.

Aceton wurde ebenfalls langsamer aus dem Prozess freigesetzt (**Abb. 6.1**). Der Vergleich der Frachten im Bioabfall mit denen, die aus der Rotte emittiert wurden, zeigt aber keinen eindeutigen, bei allen 5 Versuchen erkennbaren, Zusammenhang. Die Gesamtfracht von Ethylacetat, die aus dem Rotteprozess emittiert wird, beträgt das Doppelte bis das Vierfache der potentiellen Fracht im Bioabfallinput. Im Unterschied zu den Terpenen wird diese Fracht aber innerhalb der ersten 48 h freigesetzt, wie der Vergleich der Gesamtfracht mit der

Teilfracht zeigt. Eine mögliche Erklärung ist, dass durch die Gegenwart von Essigsäure und Ethanol unter den sauren Bedingungen zu Beginn der Kompostierung eine Neubildung von Ethylacetat stattfindet. Nach dem Anstieg der pH-Werte im Rottegemisch (vgl. **Kap. 4.1.4**, Seite 57) ist diese Neubildung nicht mehr möglich, so dass die Emissionen von Ethylacetat zurückgehen.

6.2 Temperaturabhängigkeit der Freisetzung von Einzelstoffen

6.2.1 Theoretische Grundlagen

Im Folgenden werden zunächst einige physikalisch-chemische Größen definiert, die für die Freisetzung von organischen Stoffen aus einer wässrigen Phase von Bedeutung sind.

Wasserlöslichkeit

Die Wasserlöslichkeit S eines Stoffes A ist definiert als die Sättigungskonzentration c_w der Substanz in reinem Wasser bei der Temperatur T :

$$S(T) = c_w(T) \text{ in } [\text{kg/m}^3] \quad (6-1)$$

Für unbegrenzt mit Wasser mischbare Substanzen wie Methanol, Ethanol, Aceton und Acetaldehyd ist S nicht definiert. Die Wasserlöslichkeit organischer Substanzen nimmt in der Regel mit der Temperatur zu, allerdings schwächer als andere umweltrelevante Parameter wie der Dampfdruck [Klöpffer, 1991].

Dampfdruck einer reinen Komponente

Der Dampfdruck einer Flüssigkeit hängt nur von der Temperatur ab. Unter der Annahme, dass sich der Dampf wie ein ideales Gas verhält und die molare Verdampfungsenthalpie $\Delta_{\text{Verd,m}}H$ von der Temperatur unabhängig ist, was für nicht zu große Temperaturintervalle gilt, ergibt sich aus der Clausius-Clapeyronschen Gleichung [z.B. Atkins, 1990]:

$$p = p^\theta \times \exp\left(\frac{-\Delta_{\text{Verd,m}}H}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T^\theta}\right)\right) \quad (6-2)$$

mit der Gaskonstanten $R = 8.314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$, der absoluten Temperatur T in K und dem Dampfdruck p^θ der reinen Komponente unter Standardbedingungen ($T = 298.15 \text{ K}$).

Dampfdruck einer gelösten Komponente

In Lösungen lässt sich die Verteilung eines gelösten, organischen Stoffes zwischen der Gas- und der Wasserphase mit Hilfe des Henryschen Gesetzes beschreiben, wonach sich Gase proportional zu ihrem Partialdruck lösen. Die Proportionalitätskonstante wird als Henrysche Konstante bezeichnet und ist definiert als das Verhältnis der Konzentration des Stoffes in der wässrigen Phase c_W zum Partialdruck p_G im Gasraum bei gegebener Temperatur.

$$k_H = c_W / p_G \quad (6-3)$$

Unter Standardbedingungen ($T = 298.15 \text{ K}$) gilt die Schreibweise k_H^θ , die Einheit der Konstanten ist $\text{mol m}^{-3} \text{ Pa}^{-1}$ [Sander, 1999]. Der Dampfdruck kann auch als Konzentration in der Gasphase ausgedrückt werden, wobei die Henrysche Konstante dann als dimensionslose Zahl angegeben wird.

$$k_H^{\text{cc}} = c_W / c_g = k_H RT. \quad (6-4)$$

Für reale Lösungen gelten die Gleichungen nur für niedrige Konzentrationen mit Molenbrüchen < 0.01 [Mackay, Shiu, 1981]. Bei Mischungen von ähnlichen Substanzen, bei denen die Wechselwirkungen zwischen den Molekülen der unterschiedlichen Substanzen denen im reinen Stoff entsprechen, nimmt die Henrysche Konstante den Wert des Dampfdruckes der reinen Komponente an und die Gleichung geht in das Raoult'sche Gesetz für ideale Lösungen über. Dies trifft in gewissem Maße für wässrige Lösungen der oben genannten niedermolekularen, wasserlöslichen Stoffe zu. In natürlichen Systemen, wie dem Bioabfall, treten in der wässrigen Phase erhebliche Abweichungen vom Zustand einer idealen bzw. ideal verdünnten Lösung auf, die den Dampfdruck der einzelnen Stoffe beeinflussen:

- Es liegt ein Vielstoffgemisch vor, bei dem Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Komponenten auftreten.
- Der pH-Wert beeinflusst die Dissoziation schwacher Säuren und Basen.
- Es liegt keine verdünnte Lösung vor.
- Der Salzgehalt führt zu einer Löslichkeitserniedrigung von unpolaren Verbindungen (Aussalzeffekt).
- Dispergierte Partikel, hochmolekulare Stoffe, wie Huminsäuren mit Adsorptionsvermögen, und der Biofilm führen zur Ausbildung eines komplexen Mehrphasensystems.

Genauer müssen die Konzentrationen hier deshalb durch Aktivitäten ersetzt werden, worauf bei der Berechnung der Konzentrationen im Bioabfall noch eingegangen wird.

Henrysche Konstanten sind experimentell aus der Messung des Dampfdruckes p und der Löslichkeit S zugänglich. Eine Aufstellung der Literaturwerte für die hier interessierenden Stoffe findet sich bei SANDER (1999) und RIPPEN (1991). Wegen der Temperaturabhängigkeit dieser beiden Größen (s.o.) ist k_H ebenfalls stark temperaturabhängig. Experimentelle Werte werden meist für 20 °C oder 25 °C angegeben. Nach SANDER (1999) lässt sich die Temperaturabhängigkeit der Henryschen Konstanten durch folgende Gleichung beschreiben:

$$k_H = k_H^\theta \times \exp\left(\frac{-\Delta_{\text{soln}}H}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T^\theta}\right)\right) \quad (6-5)$$

mit der Lösungsenthalpie $\Delta_{\text{soln}}H$.

Durch Einsetzen von Gleichung (6-5) in Gleichung (6-4) ergibt sich für die Temperaturabhängigkeit der Gleichgewichtskonzentration eines Stoffes im Gasraum über der Lösung:

$$c_g = \frac{c_w}{k_H^\theta RT} \times \exp\left(\frac{\Delta_{\text{soln}}H}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T^\theta}\right)\right) \quad (6-6)$$

mit der Einheit mol l^{-1} .

Diese Gleichung hat vereinfacht die Form:

$$c_g = A \times \exp\left(B \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T^\theta}\right)\right) \quad (6-7)$$

mit den Konstanten $A = \frac{c_w}{k_H^\theta RT}$ und $B = \frac{\Delta_{\text{soln}}H}{R}$. Aus experimentell bestimmten Werten für

die Konzentration c_g im Dampfraum bei verschiedenen Temperaturen und einer exponentiellen Anpassung der Messwerte lässt sich aus der Konstanten A mit Hilfe tabellierter Werte für k_H^θ die Konzentration und die Fracht eines Stoffes in der wässrigen Phase bestimmen nach:

$$c_w = A k_H^\theta RT. \quad (6-8)$$

6.2.2 Messergebnisse

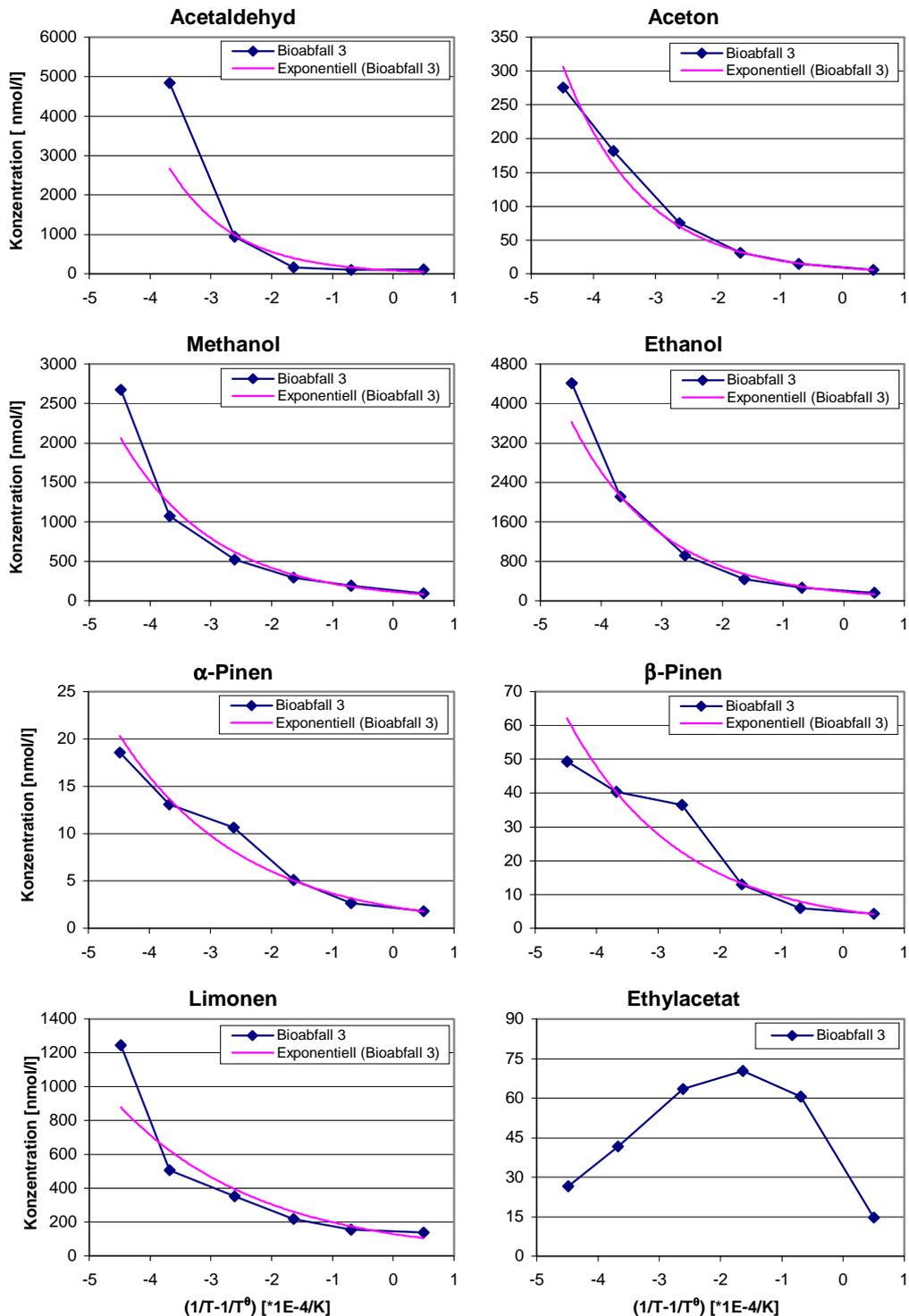


Abb. 6.2: Gleichgewichtskonzentrationen verschiedener Stoffe über dem Bioabfall.

In der durchgeführten Versuchsreihe wurden die Gleichgewichtskonzentrationen verschiedener Einzelstoffe bei unterschiedlichen Temperaturen über dem Bioabfall

gemessen. Dabei sollte zum Einen das temperaturabhängige Freisetzungverhalten der Stoffe aus dem Bioabfall bestimmt werden und zum Anderen mit Hilfe der Gleichung (6-6) die Konzentration der Stoffe im Bioabfall und daraus die mögliche Fracht berechnet werden. In **Abb. 6.2** sind die Gleichgewichtskonzentrationen in der Gasphase exemplarisch für Bioabfall 3 in nmol l^{-1} über $(1/T-1/T^0)$ aufgetragen. Auf der Grundlage von Gleichung (6-7) wurde eine exponentielle Funktion der Form $y = A e^{Bx}$ an die experimentellen Ergebnisse angepasst, wobei extreme Ausreißer in den Konzentrationsmessungen nicht berücksichtigt wurden. Die Werte für die Konstanten A, B und das Bestimmtheitsmaß R^2 sind in **Tab. 6.3** aufgeführt. Die Werte für R^2 und die Kurvenverläufe in **Abb. 6.2** zeigen, dass die Temperaturabhängigkeiten der Dampfdrücke in guter Näherung der Gleichung (6-6) folgen. Das Emissionsverhalten von Ethylacetat weicht stark von diesem Modell ab, wie die Messwerte zeigen. Wie schon oben diskutiert, kommt als denkbare Ursache die Bildung oder Hydrolyse in Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen Bedingungen im Bioabfall in Betracht. Eine Abnahme der Gleichgewichtskonzentration bei höheren Temperaturen aufgrund eines erschöpfenden Austrages von Ethylacetat während des Messzeitraumes kommt als Erklärung nicht in Frage, weil die Frachten vergleichbar oder größer waren als die von Aceton (vgl. **Tab. 6.2**) und Ethylacetat zudem einen höheren Siedepunkt hat.

Tab. 6.3: Kenngrößen der Anpassung einer exponentiellen Gleichung der Form $y = A e^{Bx}$ an die bei verschiedenen Temperaturen gemessenen Gleichgewichtsdampfdrücke im Gasraum über Bioabfall.

Substanz	$k_H^{\theta 1)}$ [$\text{mol m}^{-3} \text{Pa}^{-1}$]	Vers uch	A [nmol/l]	B	R^2
Acetaldehyd	0,128	1	56,97	-1387	0,988
		2	288,01	-5678	0,694
		3	86,77	-9319	0,833
Aceton	0,296	1	41,02	-5985	0,7505
		2	16,01	-7962	0,937
		3	08,97	-7875	0,997
Methanol	2,270	1	250,7	-5697	0,892
		2	64,10	-7939	0,889
		3	115,5	-6429	0,980
Ethanol	1,875	1	277,2	-7838	0,934
		2	618,8	-8271	0,745
		3	183,1	-6657	0,978
α -Pinen	4,84E-04	1	4,62	-1805	0,935
		2	2,70	-8212	0,892
		3	2,26	-4894	0,974
β -Pinen ²⁾	4,84E-04	1	14,49	-1340	0,876
		2	54,02	-4828	0,853
		3	54,46	-5430	0,934
Limonen	2,37E-04	1	275,4	-2499	0,981
		2	191,0	-2694	0,730
		3	129,3	-4271	0,915

1.) Werte für k_H^{θ} aus SANDER (1999), Limonen aus RIPPEN (1991)

2.) Für β -Pinen wurden keine Angaben gefunden, deshalb wurde der Wert für α -Pinen verwendet.

6.2.3 Berechnete Konzentrationen

Nach Gleichung (6-8) lässt sich die Konzentration eines Stoffes in der wässrigen Phase mit Hilfe der Konstanten A und tabellierter Werte für die Henrysche Konstante k_H^θ (Tab. 6.3) berechnen. Die berechnete Konzentration entspricht dabei nicht der Gesamtkonzentration im Bioabfall, sondern gibt die Konzentration der unter den Versuchsbedingungen mit der Gasphase im Gleichgewicht stehenden wässrigen Phase wieder. Einschränkend muss berücksichtigt werden, dass die zur Umrechnung verwendeten Henryschen Konstanten für ideal verdünnte Lösungen gemessen wurden. Aus oben genannten Gründen weichen die Bedingungen in der wässrigen Phase des Bioabfalls erheblich davon ab, so dass die Aktivitäten der Stoffe in der Lösung von Eins verschieden sind. Die Größe der Abweichung lässt sich anhand der vorliegenden Daten nicht abschätzen, da zum Teil gegenläufige Effekte die Aktivität beeinflussen.

Tab. 6.4: Aus der Konstanten A berechnete Konzentrationen (Gleichung (6-8)) und Frachten (Gleichung (6-)) verschiedener Stoffe im Bioabfall.

Substanz	Bioabfall	Konz. [mg/l]	Fracht [mg/kg TM]
Acetaldehyd	1	0,8	1,7
	2	4,0	6,5
	3	1,2	2,1
Ethanol	1	59,4	123,2
	2	132,5	212,3
	3	39,2	68,5
Methanol	1	45,2	93,8
	2	11,6	18,5
	3	20,8	36,4
Aceton	1	1,7	3,6
	2	0,7	1,1
	3	0,4	0,7
α -Pinen	1	7,5E-04	
	2	4,4E-04	
	3	3,7E-04	
β -Pinen	1	2,4E-03	
	2	8,8E-03	
	3	8,9E-03	
Limonen	1	2,2E-02	
	2	1,5E-02	
	3	1,0E-02	

Für die wasserunlöslichen Terpene, die aber in hoher Konzentration in den Emissionen auftreten, kommt noch hinzu, dass ihre Konzentration in der Gasphase nicht über das Gleichgewicht mit der Lösung in wässriger Phase bestimmt wird, sondern vermutlich durch den direkten Kontakt mit der Oberfläche des Bioabfalls (z. B. ölige Phase auf einer

Zitrusschale). Für die temperaturabhängige Freisetzung gilt dann Gleichung (7-2). Die Ergebnisse der berechneten Konzentrationen in **Tab. 6.4.** zeigen extrem niedrige Werte für diese Stoffgruppe. Das entspricht zwar der Löslichkeit in wässriger Phase, spiegelt aber nicht das Gesamtvorkommen in der Matrix Bioabfall wider. Die verwendete Gleichung ist für diese Stoffe danach nicht anwendbar. Der Unterschied der Konzentrationen der niedermolekularen, wasserlöslichen Stoffe entspricht vom Trend her ihrem unterschiedlichen Vorkommen in der Gasphase.

6.2.4 Berechnete Frachten

Ergänzend zu der Frachtbestimmung durch das Ausblasen des Bioabfalls wurde versucht, die potentiellen Frachten der Stoffe im Bioabfall aus den Dampfdruckmessungen abzuleiten. Die Frachtberechnung erfolgt nach:

$$F_{BA} = c_W V_W / m_{BA} \quad (6-9)$$

mit der Fracht F_{BA} , dem Volumen V_W der wässrigen Phase, die mit dem Gasraum im Gleichgewicht steht und der Menge Bioabfall m_{BA} .

Als kritisch für die Frachtberechnung erweist sich, dass eine Annahme über die Menge der wässrigen Phase V_W im Bioabfall getroffen werden muss, die bei der gewählten Versuchsanordnung mit der Gasphase im Gleichgewicht steht. Als Bezugsgröße wurde die beim Ausblasen des Bioabfalls anfallende Kondensatmenge gewählt, die einer Menge von ca. 50 Gew.-proz. der Frischmasse entsprach (300 bis 350 ml). **Tab. 6.4** zeigt die auf diesem Wege berechneten Frachten für die Bioabfälle 1, 2 und 3. Oben wurde bereits darauf hingewiesen, dass Gleichung (6-6) für die Terpene vermutlich nicht anwendbar ist, da deren Konzentration in der Gasphase nicht über das Gleichgewicht mit der Lösung in der wässrigen Phase bestimmt wird. Auf eine Berechnung von Frachten wurde deshalb verzichtet.

Die berechneten Frachten für Acetaldehyd, Ethanol, Methanol und Aceton sind niedriger als die bei Ausblasen des Bioabfalls gemessenen Frachten. Hier macht sich das Abweichen der Bedingungen im Bioabfall von dem idealisierten System, für welches die obigen Gleichungen aufgestellt und die Henryschen Konstanten bestimmt wurden, bemerkbar. Die Aktivitäten der Stoffe in der wässrigen Phase des Bioabfalls sind hiernach niedriger als im idealen Fall. Ohne weitere Kenntnisse über die mit der Gasphase im Gleichgewicht befindliche wässrige Phase, die tatsächlichen Aktivitäten der Stoffe im Bioabfall und den Einfluss des Gleichgewichtes zwischen Feststoff und Gasphase, ist eine Berechnung der Konzentrationen und Frachten im Bioabfall nicht mit hinreichender Verlässlichkeit möglich.

7. Diskussion

Auf der Grundlage der in Kapitel 2 beschriebenen biologisch-chemisch-physikalischen Zusammenhänge ergaben sich verschiedene Ansatzpunkte, um durch eine Modifikation der Rottegemische Einfluss auf die Bildung und Freisetzung von VOCs und Ammoniak während der Intensivrotte von Bioabfall zu nehmen. Im ersten Untersuchungsschritt wurden im Labormaßstab die Wirkungen verschiedener Rottegemischmodifikationen auf den Rotteverlauf und die Emissionen untersucht (**Kap. 4**). Die verwendeten Laborreaktoren erwiesen sich als geeignetes Modell für die Übertragung einer technischen Boxenrotte in den Labormaßstab. Ähnliche Systeme wurden auch von anderen Autoren verwendet [Hogan, 1989], [Körner, 1996], [Krogmann, 1994], [Pöhle, 1994], [Smet, 1999]. In der zweiten Untersuchungsphase wurde die Übertragbarkeit der im Labor auftretenden Effekte in den Maßstab einer technischen Boxenrotte überprüft (**Kap. 5**). Kritisch im Hinblick auf die Übertragbarkeit ist dabei die Maßstabsvergrößerung um den Faktor 2000, von durchschnittlich 12–13 kg auf 25 Mg Rottematerial. Diese Massenzunahme wirkt sich auf die mechanische Stabilität und die Struktur des Rottegemisches aus. Maßnahmen, wie die Zerkleinerung der Korngröße, die Variation des Strukturmaterials und die Zugabe von Zuschlagstoffen, können aufgrund dieser Verdichtung eine andere Wirkung zeigen als im Laborversuch. Darüberhinaus wurden ergänzende Untersuchungen der Stofffracht im Bioabfallinput und der temperaturabhängigen Freisetzung dieser Stoffe aus der Bioabfallmatrix durchgeführt (**Kap. 6**).

7.1 Auswirkungen der Rottegemischmodifikationen auf den Prozessverlauf

Zur Wirkung einer Reifkompostrückführung auf den Rotteverlauf

Bei den Laborversuchen 1 bis 4 trat eine Rotteverzögerung zu Beginn der Rotte auf, die sich in einer Haltephase oder einer Abflachung des Temperaturanstieges bemerkbar machte (**Abb. 4.1**, Seite 51). Dieses Auftreten einer Rotteverzögerung während des ersten Temperaturanstieges wird von verschiedenen Autoren beschrieben. Nach GOLUEKE (1977) kann beim Übergang vom mesophilen in den thermophilen Temperaturbereich eine Rotteverzögerung auftreten, aufgrund des breiten Spektrums an abbauenden Mikroorganismen sei dies im praktischen Betrieb aber nicht der Fall. Bei der Kompostierung von Küchenabfällen fand KROGMANN (1994) ebenfalls eine Rotteverzögerung im Bereich von 40–45 °C, die sich mit zunehmendem Anteil an Holzhäckseln oder Papier verkürzte. Als denkbare Ursache wird von der Autorin eine nicht ausreichende Belüftung der Mikroporen oder eine Ansammlung für die Mikroorganismen toxischer Abbauzwischenprodukte in Betracht gezogen. Eine Hemmung des Stoffwechsels durch das Auftreten von Essigsäure

wurde dagegen von REINHARDT (2000) als Ursache diskutiert. Bei der Laborkompostierung von Bioabfällen, die von PÖHLE (1994) durchgeführt wurde, zeigte sich in den Temperaturkurven sowie den O₂- und CO₂-Verläufen ebenfalls eine Haltephase 18-30 h nach Versuchsbeginn, ohne dass dies weiter diskutiert wurde. In Laborversuch 3 führte ein zunehmender Anteil Reifkompost als mikrobielles Inoculum zu einer Verkürzung der Haltephase bei ca. 45 °C im anfänglichen Temperaturanstieg (**Abb. 4.2**, Seite 52). Diese Haltephase im Temperaturverlauf, d. h. der Rückgang der mikrobiellen Stoffwechselaktivität sowie deren Verkürzung durch Reifkompostzusatz, lässt sich mit Hilfe des Wachstumsmodells für Mikroorganismen in einer statischen Kultur erklären [Brock, 1997], [Schlegel, 1992]³, wie sie bei einem Feststoffreaktor der hier verwendeten Art vorliegt. Zu Versuchsbeginn trat eine kurze Anlaufphase (lag-Phase) des Stoffwechsels von 3-4 h auf, während der die Mikroorganismen ihren Stoffwechsel zunächst auf die geänderten Bedingungen, d. h. den Wechsel auf deutlich aerobe Verhältnisse, umstellen mussten. Zudem war die Temperatur mit 15 °C an der unteren Grenze für mesophiles Wachstum (**Abb. 4.2**, Seite 52). Während dieser Anlaufphase stieg die Temperatur linear an ($R^2=0.999$), da das kühle Rottegemisch mit wärmerer Laborluft von ca. 22 °C durchströmt wurde. Nach Adaption der Mikroflora und Erwärmung des Rottegemisches auf ca. 20 °C schloss sich eine exponentielle Wachstumsphase an. Der hohe Stoffumsatz führte über die damit verbundene Wärmefreisetzung zu einem annähernd exponentiellen Temperaturanstieg ($R^2= 0.985$) im Laborreaktor. Im Bereich von 35 bis 37 °C flachte der Temperaturanstieg wieder ab und mündete schließlich in der Haltephase bei ca. 45 °C. Die Abflachung des Temperaturanstiegs lag im Bereich des durchschnittlichen Temperaturoptimums für mesophile Mikroorganismen [Brock, 1997]. Der Rückgang der Stoffwechselaktivität in dieser Phase wird durch die Abnahme des Sauerstoffkonsums und der Kohlendioxidbildung bestätigt (**Abb. 4.1**, Seite 54). Die Haltephase bei 45 °C entspricht einer zweiten Anlaufphase, diesmal der thermophilen Mikroflora, an die sich erneut eine logarithmische Wachstumsphase mit einem exponentiellen Temperaturanstieg ($R^2= 0.990$) anschloss. Ein Vergleich der Dauer der mikrobiellen Wachstumsphasen in **Abb. 4.3** (Seite 52) zeigt, dass sich die Versuchsansätze mit unterschiedlicher Menge Reifkompost im Bereich der ersten lag-Phase und des mesophilen Wachstums nicht unterscheiden. Erst beim Übergang auf thermophiles Wachstum macht sich der Einfluss der 'Starterkultur' bemerkbar. Das bestätigt, dass unter den Bedingungen der Kompostsammlung eine mesophile Mikroflora vorherrscht, die nach kurzer Haltephase durch ihren Stoffumsatz einen Temperaturanstieg

³ Strenggenommen wurde das Modell der Wachstumsphasen für Kulturen mit einer Mikroorganismenart und einem oder wenigen Substraten aufgestellt. Im Biobabfall hingegen bauen eine Vielzahl von Mikroorganismenarten eine große Zahl verschiedener Substrate ab, die in der Summe aber einen ähnlichen Effekt erzielen.

bewirkt. Bei Überschreiten der Maximaltemperatur für diese mesophile Biozönose von ca. 39 °C findet ein Wechsel der dominanten Populationen statt. Die mit dem Impfgut eingebrachte, an den Kompostierprozess angepasste, thermophile Biozönose hingegen zeigte eine verkürzte Haltephase, so dass der kurze Rückgang der Stoffwechselaktivität nicht zu einem Abkühlen des Rottegemisches führte. Eine automatisierte Messung der CO₂- und O₂-Gehalte in der Abluft mit entsprechend hoher Datendichte, wie sie bei Versuch 6 und 7 erfolgte, macht diesen Rückgang der Stoffwechselaktivität auch während der verkürzten lag-Phasen sichtbar (**Abb. 4.4**, Seite 54).

Aufgrund der Temperatursteuerung der Rotteboxen im technischen Maßstab lassen nur die CO₂-Daten einen Rückschluss auf die Dynamik des mikrobiellen Stoffwechsels zu. **Abb. 5.3** (Seite 81) zeigte einen Rückgang der CO₂-Bildungsraten bei Reaktor 6-R1 und 6-R2 für etwa 24 h an, verbunden mit einem Rückgang der Belüftungsrate (**Abb. 5.2**, Seite 80). Dieser Rückgang entspricht dem Phänomen der Haltephase im Temperaturanstieg bei den Laborversuchen und zeigt auch hier den Wechsel von mesophilen auf thermophilen Abbau (bei einer Solltemperatur von 40 °C) an. Reaktor 7-R2 zeigte im Vergleich mit Reaktor 7-R1, dass Reifkompostzusatz wie bei den Laborversuchen zu einer Verkürzung des mesophil/thermophil-Wechsels führte.

Die beschriebene Wirkung eines Inoculums mit angepasster Biozönose deutet darauf hin, dass die Ursache der Haltephase ein populationsdynamisches Phänomen und nicht eine Hemmung durch Stoffwechselprodukte ist. Der von REINHARDT (2000) beobachtete Abfall des pH-Wertes, der ein Hinweis auf die verstärkte Bildung von Säuren ist, trat hier nicht auf. Im Gegensatz zu der Aussage von GOLUEKE (1977) (s.o.) trat eine Haltephase auch im technischen Maßstab auf.

Die Wirkung von Stroh auf den Rotteverlauf

Die Laborreaktoren mit Stroh als Bestandteil des Rottegemisches (Versuch 1 und 2) zeigten einen charakteristischen Anstieg der mikrobiellen Stoffwechselaktivität nach 14-16 Tagen mit einem symmetrischen Temperaturpeak (**Abb. 4.1**, Seite 51). Da dieser bei Versuchen ohne Stroh nicht auftrat, ist davon auszugehen, dass in dieser Phase Bestandteile des Strohs abgebaut wurden. Im Anschluss an die thermophile Phase etabliert sich üblicherweise eine mesophile Pilzflora sowie Aktinomyceten, deren Wachstum durch die Temperaturabnahme sowie die zunehmende Austrocknung des Materials begünstigt wird (vgl. **Kap. 2.1.1**). Charakteristisch für diese Mikroorganismenflora der späteren Rottephase ist ihre Fähigkeit, Zellulose, Chitin und andere, schwerer abbaubare Naturstoffe abzubauen. Als Temperaturoptimum für den Abbau von Zellulose werden mesophile Bereiche von 25 bis 45 °C angegeben [Krogmann, 1994], so dass dieser Abbau erst nach der Heißrottephase auftritt. Die Annahme, dass während des Nachrottephänomens Zellulosebestandteile des

Strohs bzw. allgemein Polysaccharide wie Xylan abgebaut werden, wird durch die RQ-Werte bestätigt, die während dieser Phase auf Werte um 1 ansteigen (**Abb. 4.5**, Seite 56). Für einen mikrobiellen Angriff des Strohs ist zunächst ein Aufschluss der Struktur erforderlich, bei dem während der Heißrotte die Wachsummantelung des Strohs abgebaut wird und durch die feuchte Wärme eine Quellung der Zellulosefasern erfolgt [Alm, 1997]. Reaktor 1-3 mit der höchsten Stroh- aber niedrigsten Bioabfallmenge zeigte einen geringeren Temperaturanstieg und niedrigere Atmungsraten während des Nachrottephänomens als die Parallelversuche. Als Ursache hierfür kommt in Betracht, dass die Heißrottephase bei Reaktor 1-3 aufgrund der geringeren Menge Bioabfall kürzer und die Temperaturen niedriger als bei den Parallelansätzen waren, so dass der Aufschluss des Strohs insgesamt geringer ausfiel. Auffälligerweise erfolgte der Beginn des Nachrottephänomens unmittelbar nachdem die Belüftungsrate auf die Hälfte reduziert wurde. Ob jedoch ein ursächlicher Zusammenhang zwischen den beiden Ereignissen besteht, lässt sich anhand der vorliegenden Daten nicht erkennen. Beim Vergleich von Stroh mit Holz als Strukturmaterial im technischen Maßstab (Versuch 6) deuten die erhöhte Atmungs- und Belüftungsrate in der zweiten Rotteweche von Reaktor 6-R2 darauf hin, dass ähnlich dem Nachrottephänomen im Labor, ein Abbau von Stroh einsetzte (**Abb. 5.1** und **Abb. 5.2**, Seite 80).

Substanzabbau

Eine Verringerung der Korngröße durch Zerkleinerung des Materials beeinflusst die mechanische Stabilität und führt zu einer Vergrößerung der aktiven Oberfläche des Materials. Nach den Ausführungen in **Kap. 2.2.3** können dadurch zum Teil gegenläufige Wirkungen auf den Rotteverlauf und die Emissionen entstehen. Bei der Inputmenge von ca. 12 kg, mit der die Laborreaktoren befüllt wurden, ist die Auflast des Rottegemisches, die bei großen Haufwerken zu einer Verdichtung der unteren Bereiche führt, noch so gering, dass durch die Zerkleinerung kein negativer Effekt auf die mechanische Struktur entstand. Da die Variation der Korngröße in Laborversuch 5 keine Wirkung in Form einer höheren spezifischen Atmungsrate oder einer erhöhten CO₂-Produktion zeigte, die nach Gleichung **(2-1)** (Seite 13) direkt mit dem Abbau der organischen Substanz verknüpft sind (**Tab. 4.1**, Seite 55 und **Abb. 4.4**, Seite 54), folgt daraus, dass der Aspekt einer vergrößerten Oberfläche keine Wirkung auf die Kompostierung hatte. Ein höherer Substanzabbau und eine beschleunigte Kompostierung durch eine höhere Besiedlungsdichte mit Mikroorganismen, wie von GOLUEKE (1977), DE BERTOLDI et al. (1983) und HAUG (1993) angegeben, konnte somit nicht bestätigt werden.

In der technischen Boxenrotte zeigte die Variante mit ungeschreddertem Rottegemisch (Reaktor 4-R1) eine 36 % höhere CO₂-Bildung als die mit geschreddertem Material (**Tab. 5.2** Seite 81). Da der Laborversuch gezeigt hat, dass die Vergrößerung der Oberfläche keinen

Effekt auf das mikrobielle Stoffwechselfgeschehen hatte, beruht die Wirkung des ungeschredderten Materials vermutlich auf der größeren strukturellen Integrität des Rottegemisches und einer verbesserten Durchlüftung.

Diese Vermutung wird durch die positive Wirkung eines erhöhten Strukturstoffanteils auf den Substanzabbau gestützt. Die Varianten mit dem höchsten Strukturstoffanteil im Laborversuch, Reaktor 1-3 (Stroh, 35 %) und 4-12 (Holz, 37 %), zeigten eine größere spezifische CO₂-Bildung und damit verbunden einen 40 % größeren spezifischen Substanzabbau (**Tab. 4.1**, Seite 49 und **Tab. 4.2**, Seite 55). Die gleiche Wirkungsrichtung fand sich auch im technischen Maßstab. Die Erhöhung des Strukturmaterialanteils in Versuch 5 von 27 auf 58 % führte zu einem um 44 % höheren Substanzabbau (**Tab. 5.1**, Seite 76). Dieser erhöhte Abbau kann der besseren Durchlüftung und Versorgung des Rottegemisches mit Sauerstoff durch die größere mechanische Stabilität zugeschrieben werden.

7.2 Emissionen während der Kompostierung

7.2.1 Qualitative Ergebnisse

Zur Untersuchung der Auswirkungen verschiedener Rottegemischzusammensetzungen auf die Emissionen wurden in dieser Arbeit eine Anzahl Stoffe ausgewählt, die einen wesentlichen Beitrag zur Gesamtfracht leisteten und einen biogenen Ursprung haben. Nicht betrachtet wurden organische Fremdstoffe anthropogenen Ursprungs; hierzu sei auf die in **Kap. 1** und **2** genannten Arbeiten verwiesen. Als Hauptemittenten wurden Ethanol, Aceton, Acetaldehyd, 2-Butanon sowie Limonen identifiziert, daneben traten Isobutyraldehyd, Ethylacetat, 2-Methyl-1-propanol, 1-Butanol, α -Pinen, β -Pinen und 3-Caren in geringerer Menge als Emittenten auf. In der höhermolekularen Fraktion zeigten die Chromatogramme noch eine Reihe weiterer Substanzen an, die anhand der Massenspektren auch der Gruppe der Terpene zugeordnet, aber nicht zweifelsfrei identifiziert werden konnten. Da sich deren Auftreten und Konzentrationsverlauf während der Rotte nicht wesentlich von dem der namentlich Genannten unterscheidet, können diese als Leitsubstanzen für die Stoffgruppe der Terpene angesehen werden. Die Liste der ausgewählten Stoffe deckt sich mit den von anderen Autoren als Hauptemittenten bei der Kompostierung verschiedener organischer Substrate angegebenen Stofflisten [Pöhle, 1994], [Eitzer, 1995], [Fricke, 1997], [Smet, 1999], [Doedens, Cuhls 2000].

Bei den niedermolekularen Aldehyden, Alkoholen und Ketonen handelt es sich um Produkte eines anaeroben, mikrobiellen Stoffwechsels (**Abb. 2.1**, Seite 14), während die Terpene Inhaltsstoffe der ätherischen Öle von Zitrusfrüchten und Harzölen aus Holz sind. Da alle genannten Stoffe als Bestandteil technischer Produkte im Einsatz sind, können auch

anthropogene Quellen nicht ausgeschlossen werden. Aufgrund des allgemein geringen Anteils an Störstoffen im Bioabfall, die als anthropogene Quellen größerer Mengen der genannten Stoffe in Frage kommen, wird deren Beitrag für vernachlässigbar erachtet. Darüber hinaus ist eine Neubildung verschiedener Terpene im Prozess denkbar, ein Punkt, der im Folgenden noch diskutiert wird.

Neben den genannten VOC trat Ammoniak als bedeutender Emittent, sowohl im Kondensat als auch in der Abluft, auf.

7.2.2 Emissionsverlauf während der Rotte

Aus den Ergebnissen der durchgeführten Kompostierungen im Labor- und im technischen Maßstab lassen sich einige wichtige Charakteristika zum qualitativen und quantitativen Auftreten der Emissionen während der Kompostierung von Bioabfall ableiten, die im Folgenden diskutiert werden. Die Hauptfracht der VOC-Emissionen wurde in den ersten 48 h freigesetzt, dabei trat das Emissionsmaximum noch während des Temperaturanstieges bzw. mit Erreichen des Temperaturmaximums auf (**Kap. 4.2.2** und **Kap. 5.2.2**). Im weiteren Rotteverlauf wurde ein unterschiedliches Verhalten der Emissionen der niedermolekularen, wasserlöslichen Stoffe und der höhermolekularen Terpene beobachtet.

Die Emissionen niedermolekularer Alkohole, Aldehyde, Ketone und Ester im Kondensat und in der Abluft klangen nach Erreichen des Maximums innerhalb von 1-2 Tagen ab und wurden im weiteren Rotteverlauf nicht mehr nachgewiesen (**Tab. 4.6**, Seite 67; **Tab. 5.5**, Seiten 91 sowie **Abb. 4.13**, Seite 69; **Tab. 5.8**, Seite 95). Während der Hauptabbauphasen mit hoher mikrobieller Stoffwechselaktivität und hoher Temperatur wurden keine, bzw. nur geringe Mengen dieser Substanzen freigesetzt. Das zeigt, dass die Rotte überwiegend aerob ablief und die Stoffwechselprodukte anaerober Prozesse entweder nicht gebildet wurden oder bei Durchtritt durch die aeroben Zonen der Substratpartikel wieder abgebaut wurden, so dass sie nicht in die Abluft gelangten. Die Tatsache, dass diese Stoffe während des Temperaturanstieges im zweiten Rottedurchgang, nach dem Durchmischen des Materials (Schaffung neuer Oberflächen), nicht emittiert wurden, deutet darauf hin, dass eine wesentliche Neubildung der niedermolekularen Stoffe in anaeroben Mikrohabitaten des Rottegemisches nicht stattgefunden hatte. Die frühe Freisetzung und das rasche Abklingen zeigt an, dass diese Stoffe nicht zu Beginn der Rotte gebildet werden, sondern bereits mit dem Bioabfall in den Prozess eingebracht und mit Einschalten der Belüftung lediglich aus dem Prozess ausgeblasen werden.

Zur Klärung dieser These wurden die aus dem Bioabfall unter kompostierähnlichen Bedingungen ausblasbaren Frachten der genannten Stoffe untersucht (**Kap. 6.1**). Die Ergebnisse dieser Untersuchung haben bestätigt, dass die unter den überwiegend

anaeroben Bedingungen während der Sammlung und Lagerung gebildete Fracht größer ist, als die aus dem Rotteprozess zu Beginn freigesetzte Menge (**Kap. 6.1.3**). Darüber hinaus hat sich gezeigt, dass die Freisetzung dieser Stoffe exponentiell mit der Temperatur ansteigt. Diese Ergebnisse werden weiter unten noch diskutiert.

Im Gegensatz zur niedermolekularen Fraktion nahmen die Emissionen der höhermolekularen Stoffe $>C_5$ langsamer ab, wobei unmittelbar nach dem Umsetzen kurzzeitig eine erneute Emissionsspitze auftrat (**Abb. 4.14**, Seite 71 und **Abb. 5.10**, Seite 96). Etwa 50 bis 90 % der Fracht dieser Fraktion wurde von den genannten Terpenen verursacht. Bei den Laborversuchen zeigte sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Temperaturverlauf und der Konzentration der Terpene in der Abluft (**Abb. 4.14**, Seite 71 und **Kap. 4.2.2.3**). Bei der Boxenrotte nahmen die Konzentrationen der Terpene trotz konstanter Temperaturen von 60 °C in der zweiten Rottewoche bis zum Versuchsende kontinuierlich auf unter 10 % der maximalen Konzentration ab, was als erschöpfendes Austragen der vorhandenen Fracht interpretiert wird. Dabei wird angenommen, dass die höheren Siedepunkte (160-180 °C) sowie eine allmähliche Freisetzung der intrazellulär und im Stützgewebe eingelagerten Terpene durch Zerstörung des pflanzlichen Gewebes der Grund für das Auftreten während der gesamten Rotte ist. Dieser Konzentrationsverlauf der Terpene wurde auch von EITZER (1995), SMET et al. (1999) und PÖHLE (1994) gefunden. Beim Durchmischen des Materials während des Umsetzens werden neue Oberflächen geschaffen und mit dem erneuten Einschalten der Belüftung können die dadurch freigesetzten Stoffe noch vor dem Temperaturanstieg ausgetragen werden, was den zweiten Emissionspeak in der zweiten Rottewoche erklärt.

Der Vergleich der mit dem Bioabfall eingebrachten mit der aus dem Rotteprozess freigesetzten Terpenfracht hat bestätigt, dass die Freisetzung dieser Stoffe größtenteils als Ausblasen der vorhandenen Fracht interpretiert werden muss (**Kap. 6.1.3**). Desweiteren haben die Untersuchungen das langsame Freisetzen aus der Bioabfallmatrix bestätigt.

Neben dem beschriebenen Austrag der Terpene aus dem Prozess ist auch eine mikrobielle Neubildung und ein Abbau möglich. Im Zusammenhang mit den Emissionen flüchtiger, organischer Stoffe von Schimmelpilzen wurde die Bildung von α -Pinen und Limonen sowie verschiedener anderer Terpene beschrieben [Schuchhardt, 2001]. Das Vorkommen der dort genannten Gattungen *Aspergillus* und *Penicillium* wurde von DE BERTOLDI et al. (1983) auch im Kompost beschrieben, so dass eine Bildung von Terpenen während der Kompostierung möglich ist. Darüber hinaus wurde in der Literatur der Abbau von α -Pinen, β -Pinen oder Limonen durch *Pseudomonas fluorescens* [Best, 1987], *E. coli* und *Bacillus pallidus* [Savithiry, 1998] beschrieben, die aus Klärschlamm isoliert wurden. Aufgrund des hohen Gehaltes an Terpenen im Bioabfall wird der Beitrag durch Abbau und Neubildung

während der Intensivrotte für gering erachtet, so dass diese Phänomene hier nicht weiter betrachtet werden.

Ammoniakemissionen

Die Freisetzung von Ammoniak aus dem Rottegemisch hängt neben der Bildung im mikrobiellen Stoffwechsel vom pH-Wert des Rottegemisches und der Temperatur ab. Bei einem pK_s -Wert von 9.25 für die Gleichgewichtsreaktion $\text{NH}_4^+ + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_3\text{O}^+$ und den sauren pH-Werten unter pH 5 zu Beginn der Rotte beträgt das Verhältnis freier, flüchtiger Base zur protonierten, nichtflüchtigen Säure ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) gerade 5.6×10^{-5} (pH 5; 298 K), so dass erst bei neutralen bis leicht basischen pH-Werten im Rottegemisch und einem Temperaturanstieg deutliche Mengen Ammoniak freigesetzt werden können.

Die pH-Werte im Kondensat hängen von verschiedenen Faktoren ab: Werte im sauren Bereich werden zu Rottebeginn überwiegend durch Emissionen organischer Säuren aus dem anaeroben Abbau in den Sammelgefäßen verursacht [Golueke, 1977], [Krauß, 1992]. Im weiteren Rotteverlauf, nach deren Abbau oder Austrag, ist vor allem die Sättigung mit CO_2 zusammen mit dem Ammoniakgehalt über das Ammoniumcarbonatgleichgewicht für den pH-Wert bestimmend. Der pH-Wert im Kondensat ist nicht gleichzusetzen mit dem im Rottegemisch, da die pH-Wert bestimmenden Stoffe im Kondensat aufgrund ihrer Flüchtigkeit über die Gasphase in das Kondensat gelangen, so dass ihr Verhältnis nicht das Gleiche sein muss wie im Rottegemisch, das darüberhinaus eine Pufferwirkung hat. Untersuchungen von PÖHLE (1994) deuten jedoch darauf hin, dass die pH-Werte im Kondensat in ihrem Verlauf weitgehend der Entwicklung der pH-Werte im Feststoff folgen.

Ammoniak trat sowohl in der ersten als auch in der zweiten Rotteweche auf mit einem Emissionsschwerpunkt während des Temperaturanstieges nach dem Umsetzen (**Abb. 4.8**, Seite 60 und **Abb. 5.5**, Seite 84). Eine Ausnahme bilden die strohhaltigen Laborversuche 1 und 2, bei denen die höchsten Konzentrationen während des erneuten Temperaturanstieges zu Versuchsende auftraten. Auch bei der technischen Boxenrotte mit einem gesteuerten Temperaturverlauf (Reaktor 6-R2), traten höhere Ammoniumstickstoff-Emissionen in der zweiten Rotteweche auf als bei dem Referenzreaktor mit Holz. Ammoniak wird in der ersten Rotteweche erst freigesetzt, wenn der pH-Wert im Rottegemisch im neutralen bis basischen Bereich ($> \text{pH } 7$) liegt, dann korrelieren die Emissionen eng mit dem Temperaturverlauf. Aufgrund der guten Wasserlöslichkeit werden etwa 80 % des Ammoniaks über das Kondensat freigesetzt. Ammoniak stammt aus dem Abbau stickstoffhaltiger, organischer Substanz und wird im Gegensatz zu den VOC auch während der aeroben Kompostierung neu gebildet, so dass die höchsten Konzentrationen, wie beschrieben, in der zweiten

Rottephase auftreten. Diese Neubildung in der zweiten Woche der Intensivrotte steht im Einklang mit der von DE BERTOLDI et al. (1988) gefundenen Zunahme der Ammoniumproduzierenden Bakterien in der mesophilen Phase nach dem Temperaturmaximum.

7.2.3 Einflussmöglichkeiten auf das Emissionsgeschehen

Die Bestimmung der potentiellen emittierbaren Frachten im Bioabfallinput und der Vergleich mit der aus dem Rotteprozess freigesetzten Fracht hat gezeigt, dass die während der Rotte freigesetzte Stofffracht fast vollständig mit dem Bioabfall in den Prozess eingebracht wird. Desweiteren haben die Untersuchungen ergeben, dass ein Teil der Fracht der niedermolekularen Alkohole, Aldehyde und Ketonen bis zum vollständigen Austrag aus dem Rottegemisch durch den mikrobiellen Stoffwechsel abgebaut wird (**Kap. 6.1**). Im Hinblick auf eine prozessintegrierte Beeinflussung der Emissionen dieser Stoffgruppe lassen sich aus diesen Ergebnissen folgende wichtige Erkenntnisse zusammenfassen:

- Die Gesamtfracht der Emissionen wird mit dem Bioabfall in den Prozess eingebracht.
- Die Freisetzung bei aktiver Belüftung erfolgt innerhalb der ersten 72 h.
- Bei guter Rotteführung findet keine wesentliche Neubildung statt.
- Es findet ein mikrobieller Abbau dieser Stoffe zu Rottebeginn statt.

Der mikrobielle Stoffwechsel während der Hauptabbauphase hat demnach wenig Einfluss auf die VOC-Emissionen der niedermolekularen Fraktion, weder durch den Abbau schon vorhandener, potentiell flüchtiger Stoffe, noch durch die Freisetzung neu gebildeter Stoffe. Minderungen dieser Stoffe können nur durch einen Abbau bis zum Austrag aus dem Prozess erfolgen. Als wirksam können sich nur solche Maßnahmen erweisen, die einen beschleunigten Abbau dieser Stoffe in den ersten 48 h bewirken. Ergänzend können Temperaturen unter 45 °C einen raschen Austrag verringern, weil die Freisetzung aus der wässrigen Phase mit steigenden Temperaturen exponentiell zunimmt, wie die experimentelle Untersuchung des temperaturabhängigen Freisetzungsverhaltens gezeigt hat (**Kap. 6.2**).

Günstiger sind die Voraussetzungen für die Beeinflussung der Freisetzung von Ammoniak und der höhermolekularen Fraktion der VOC im Rotteprozess, die auch während der Hauptabbauphasen freigesetzt werden, bzw. bei denen, wie im Fall von Ammoniak, eine Neubildung im Prozess erfolgt.

7.2.4 Auswirkungen der Rottegemischmodifikationen auf die Emissionen

In **Kap. 2.2** wurde die Bedeutung der untersuchten Rottegemischmodifikationen für den Kompostierprozess erläutert. Vor dem Hintergrund der oben aufgeführten Zusammenhänge werden im Folgenden die Ergebnisse aus den Versuchen zur Beeinflussung der Emissionen durch Modifikationen des Rottegemisches bewertet.

Modifikationen des Strukturmaterials

Die Erhöhung des Strukturstoffanteils (Stroh oder Holz) führte zu einer Verminderung der spezifischen Ammoniakemissionen in der Laborrotte um 50 bis 95 %, wobei sowohl die Konzentrationsmaxima im Kondensat und in der Abluft als auch die Gesamtfracht aus dem Prozess verringert wurden (**Tab. 4.4**, Seite 63 und **Abb. 4.11**, Seite 64). Als Ursache kommt die bereits diskutierte bessere Belüftung und Sauerstoffversorgung sowie das höhere C/N-Verhältnis in Betracht. Gerade die Referenzreaktoren 1-1 (Stroh, 9.9%) und 4-10 (Holz, 6.8%) hatten zu Versuchsende und damit auch in der zweiten Rottephase C/N-Verhältnisse von deutlich unter 20, was zu einem Stickstoffüberschuss und damit verstärkter Ammonifikation führte. Eine Verringerung der Ammoniakemissionen zeigte sich auch bei der Übertragung in den technischen Maßstab, wo ein Strukturstoffanteil von 58% bei Reaktor 5-R2 zu einer Verminderung der spezifischen Gesamtstickstofffracht um 74 % führte (**Abb. 5.8**, Seite 87 und **Tab. 5.3**, Seite 88), wobei die C/N-Verhältnisse in beiden Reaktoren ausreichend groß waren. Körner et al. (1996) fanden im Gegensatz dazu bei einem Vergleich von synthetischem Bioabfall mit und ohne Strukturmaterial einen erhöhten Austrag von NH₃ bei der Variante mit Strukturmaterial und geben als Grund einen höheren Austrag durch die bessere Belüftung an.

Der direkte Vergleich der Strukturmaterialien zeigte im Laborversuch, dass die Verwendung von Stroh statt Holz eine Verminderung der Ammoniakemissionen im Kondensat um 30 bis 50 % zur Folge hatte. Das bestätigt die Annahme aus **Kap. 2.2.2**, dass die bessere Bioverfügbarkeit des Kohlenstoffanteils im Stroh eine Verminderung der Ammoniakbildung zur Folge hat. Hier muss allerdings einschränkend hinzugefügt werden, dass die bessere Bioverfügbarkeit ebenfalls zu dem bereits oben diskutierten Nachrottephänomen führt, das aufgrund des Temperaturanstieges wiederum mit einer erheblichen Ammoniakfreisetzung verbunden ist. Im Praxisversuch führte der Einsatz von Stroh statt Holz als Strukturmaterial (Versuch 6) zu einer um 54 % erhöhten spezifischen Gesamtemission von Ammoniak-N, was im Gegensatz zum Ergebnis des Laborversuches steht. Im Praxismaßstab enthielt der Referenzreaktor 6-R1 25 % Holzschredder und der Versuchsreaktor 6 % Stroh. Möglicherweise trat hier eine Überlagerung zweier gegenläufiger Effekte auf: eine Verminderung der Ammoniakemissionen durch das Stroh mit einer Erhöhung durch den

geringeren Strukturstoffanteil. Mit der Zielsetzung praxisgerechte Modifikationen zu untersuchen, war eine Erhöhung des Strohanteils nicht sinnvoll. Wegen der geringen Schüttdichte ist der Raumbedarf des Strohs größer, so dass die Kapazität für die Verarbeitung von Bioabfall sinkt [Weppen, 1998A].

Der Einfluss eines zunehmenden Anteils Strukturmaterial auf die spezifischen VOC-Emissionen fiel im Laborversuch demgegenüber sehr viel geringer aus, was seine Ursache in dem bereits oben diskutierten zeitlich engen Auftreten eines Großteils der Fracht zu Beginn der Rotte hatte. Die Varianten mit dem höchsten Anteil an Strukturmaterial, Reaktor 1-3 (34.9 % Stroh) und Reaktor 4-12 (37 % Holz), zeigen eine um ca. 20 % verringerte NPOC-Fracht im Kondensat, während nur ein steigender Strohanteil eine Wirkung auf die höhermolekulare Fracht in der Abluft hatte, die um die Hälfte geringer ausfiel. Stroh führte im direkten Vergleich mit Holz, wie bei der Ammoniakfreisetzung, zu einer 30-60 % verringerten VOC-Fracht, sowohl im Kondensat, als auch in der Abluft, wobei das gesamte Spektrum an flüchtigen, organischen Stoffen in dieser Weise beeinflusst wurde (**Abb. 4.15**, Seite 74).

Im technischen Maßstab war kein Einfluss durch einen erhöhten Strukturstoffanteil (Versuch 5) auf die Emissionen flüchtiger, organischer Stoffen feststellbar. Als Ursache wird, wie bei den Laborversuchen, das enge zeitliche Auftreten der niedermolekularen Emissionen zu Rottebeginn und der geringe Einfluss des mikrobiellen Stoffwechsels auf die höhermolekulare Fraktion während der Rotte angenommen. Ebenfalls keinen eindeutigen Einfluss hatte der Einsatz von Stroh statt Holz auf die spezifische Gesamtfracht der VOC, allerdings emittierte die Variante 6-R2 mit Stroh etwa 30 % weniger niedermolekulare Komponenten, während gleichzeitig die spezifische Gesamtfracht der höhermolekularen Fraktion etwa 30 % größer war. Während der zweiten Rottewoche traten im Vergleich zum Referenzreaktor mit Holz erhöhte Emissionen höhermolekularer Stoffe in Erscheinung (**Tab. 5.8**, Seite 95), deren Freisetzung möglicherweise durch den bereits erwähnten, beginnenden Strohabbau verursacht wurde. Wie im Laborversuch trat ein Anstieg der NPOC-Konzentration während des erneuten Anstieges der Stoffwechselaktivität auf (**Abb. 5.9**, Seite 89). Ergänzend zeigte der fehlgelaufene Rotteprozess in Versuch 1, dass Stroh im technischen Maßstab ein geeignetes Strukturmaterial ist, um bei der Verarbeitung sehr strukturarmer Bioabfälle, eine ausreichende Luftgängigkeit des Materials zu gewährleisten.

Variation der Korngröße

Der Einfluss einer Verringerung der Korngröße des Inputmaterials in Laborversuch 5 bei ansonsten identischen Rahmenbedingungen und ähnlichem Rotteverlauf ist nur für die Stickstofffracht feststellbar und hatte keine eindeutige Wirkung auf die VOC-Emissionen. Die Ammoniakfracht der beiden Reaktoren 5-14 und 5-15 ist um 30 % niedriger, wobei jedoch

keine eindeutige Wirkungsrichtung erkennbar ist. Eine Vergrößerung der aktiven Oberfläche zeigte keinen Einfluss auf die Freisetzung von VOC aus dem Rottegemisch, weder auf die niedermolekulare, noch auf die höhermolekulare Fraktion.

Auch im technischen Maßstab zeigte die Variation der Korngröße keine Wirkung auf die VOC- oder Ammoniakemissionen. Die Ergebnisse des Substanzabbaus (s. o.) haben gezeigt, dass die Wirkung eines gröbereren Materials, wie bei einem erhöhten Strukturstoffanteil, auf der größeren mechanischen Stabilität beruht. Ebenso wie bei der Variation des Strukturstoffanteils hatte die Korngrößenvariation keinen Einfluss auf die emittierte VOC-Fracht. Das spricht ebenfalls dafür, dass eine Wirkung nur aufgrund der strukturgebenden Eigenschaften besteht und Aspekte, wie erhöhter Gasaustausch und stärkere mikrobielle Besiedlung durch eine Vergrößerung der aktiven Oberfläche, keine Rolle für das Emissionsgeschehen und den Stoffabbau spielen. Umgekehrt zeigt sich daran aber auch, dass mit dem Schreddern und der damit verbundenen geringeren Porosität des Rottegemisches keine negative Auswirkung auf die Sauerstoffversorgung verbunden ist, vorausgesetzt, es wird ausreichend stabiles Strukturmaterial und kein strukturarmer, feuchter Bioabfall verwendet. Dieser führte in Reaktor 1-R1 zu einer Neubildung von Gärprodukten während des Rotteprozesses. Ein Einfluss der Korngröße auf die Emissionen von Ammoniak war im technischen Maßstab ebenfalls nicht feststellbar.

Reifkompostrückführung

Die Reifkompostrückführung mit ihrer Funktion als mikrobielles Impfgut und dem direkten Einfluss auf das mikrobielle Stoffwechselgeschehen während des ersten Temperaturanstieges, der Phase der höchsten Emissionen, bietet nach dem in **Kap. 7.2.3** Gesagten am ehesten die Möglichkeit, auf das Emissionsgeschehen der VOC Einfluss zu nehmen. Ein steigender Anteil Reifkompost verringerte in Laborversuch 3 die VOC-Emissionen, sowohl im Kondensat als auch in der Abluft um 30-60 % mit eindeutiger Wirkungsrichtung, wobei sowohl die niedermolekulare als auch die höhermolekulare Fraktion beeinflusst wurde (**Tab. 4.8**, Seite 72 und **Abb. 4.15**, Seite 74).

Bei der Übertragung in den technischen Maßstab zeigte der Zusatz von Reifkompost zum Rottegemisch die gleiche Wirkung auf die Freisetzung von flüchtigen, organischen Stoffen, während die Stickstoffemissionen dadurch in keiner eindeutigen Weise beeinflusst wurden. Die Reaktoren 2-R2 (5 %), 3-R2 (22 %) und 7-R2 (22 %) mit Reifkompostzusatz zeigten gegenüber den jeweiligen Referenzreaktoren eine um 23 bis 56 % verminderte spezifische VOC-Fracht, wobei dieser Einfluss auf das gesamte Stoffspektrum in gleicher Weise wirksam war (**Tab. 5.9**, Seite 96 und **Abb. 5.11**, Seite 98).

Nach den Ergebnissen der Bioabfallanalyse (**Kap. 6**) ist die Ursache für die Verminderung der niedermolekularen Fraktion ein verstärkter Abbau durch den höheren Stoffwechsel der

angepassten Biozönose. Als Ursache für die Verminderung der Emissionen der Terpene ist ein Abbau durch den mikrobiellen Stoffwechsel während der kurzen Zeit der Intensivrotte nach dem in **Kap. 7.2.2** Gesagten nicht wahrscheinlich. Als mögliche Ursache kommt die Adsorption an Humifizierungsprodukten des Reifkompostes in Betracht. Die Ursache der um 40 % größeren Stickstofffracht bei der Variante mit 31.7 % Reifkompost kann anhand der vorliegenden Daten nicht geklärt werden.

Die beobachtete Wirkung des Reifkompostes auf die VOC-Emissionen bestätigt, dass die direkte Beeinflussung des mikrobiellen Stoffwechselgeschehens zum Zeitpunkt der maximalen Emissionen zu Beginn der Rotte, das größte Einflusspotential auf die Freisetzung von VOC hat, wobei auch die Wirkung durch Sorptionskapazitäten möglich ist.

Zuschlagstoffe mit Sorptionskapazität

Bentonit als Zuschlagstoff hatte im Laborversuch einen eindeutigen Einfluss auf den Rotteverlauf und das Emissionsgeschehen (Versuch 6). Die Konzentrationsmaxima und die Stickstofffracht in der Abluft und im Kondensat verringerten sich in Abhängigkeit der zugesetzten Menge um 50 bis 80 % und bestätigten damit den positiven Einfluss der sorptiven Kapazität für Ammoniumionen auf die Stickstoffemissionen (**Abb. 4.11**, Seite 64 und **Tab. 4.4**, Seite 63). Die Wirkung auf die VOC-Emissionen ist gering und in der Wirkungsrichtung uneinheitlich. Ein eindeutiger, mindernder Effekt auf die Emissionen durch Sorptionskapazitäten für organische Moleküle zeigte sich nicht.

Während der Zusatz von Bentonit als Material mit Sorptionskapazität für Ammoniumionen bei den Laborversuchen eine deutliche Minderung der Ammoniak-N-Fracht aus dem Prozess verursachte, ist ein Einfluss auf die Gesamtfracht bei der Boxenrotte (Versuch 8) nicht sichtbar. Dafür zeigte sich aber eine um 38 % höhere spezifische Gesamtfracht an flüchtigen, organischen Stoffen aus dem Prozess, die ebenfalls im Widerspruch zu den Laborergebnissen steht (**Abb. 5.11**, Seite 98 und **Tab. 5.9**, Seite 96). Es zeigte sich, dass die spezifische Fracht der niedermolekularen Fraktion, und vor allem von Ethanol und Aceton, größer ist, was zu einer 89 %igen Erhöhung der NPOC-Fracht im Kondensat führte. Da es sich bei diesen Stoffen um Produkte des anaeroben Stoffwechsels handelt, kommt eine mögliche Neubildung in Betracht. Die Konzentrationsverläufe dieser Stoffe unterschieden sich aber bei den beiden Reaktoren nicht. Eine Sorptionskapazität des Bentonits für organische Stoffe zeigte auch im technischen Maßstab keinen sichtbaren Effekt.

7.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

In der vorliegenden Arbeit wurden die Auswirkungen verschiedener Modifikationen der Zusammensetzung und der Aufbereitung des Rottegemisches auf den Prozessverlauf und die Emissionen von VOC und Ammoniak bei der Kompostierung von Bioabfall untersucht. Als Hauptemittenten in der Abluft und im Kondensat der Kompostierung wurden Ethanol, Aceton, Acetaldehyd, 2-Butanon sowie Limonen identifiziert, daneben traten Isobutyraldehyd, Ethylacetat, 2-Methyl-1-propanol, 1-Butanol, α -Pinen, β -Pinen und 3-Caren in geringerer Menge auf. Anhand dieser Stoffe wurden exemplarisch die Emissionsverläufe und die Wirkungen der Rottegemischmodifikationen untersucht.

Die Hauptfracht der niedermolekularen Alkohole, Aldehyde und Ketone wurde innerhalb der ersten 72 h bis zum Erreichen des Temperaturmaximums aus dem Rottegemisch freigesetzt. Während der Hauptabbauphase mit der größten mikrobiellen Stoffwechselaktivität und den höchsten Temperaturen traten diese Stoffe nicht oder nur in geringen Konzentrationen auf. Es konnte gezeigt werden, dass die Fracht dieser Stoffe, die mit dem Bioabfall in den Prozess eingebracht wird, das Doppelte bis das Zehnfache der Menge beträgt, die während des Rotteprozesses freigesetzt wird. Der Emissionsverlauf und das Auftreten im Bioabfall zeigen, dass diese Stoffe als Produkte eines anaeroben Stoffwechsels bereits während der Bioabfallsammlung gebildet und zu Beginn des Rotteprozesses aus dem Porenvolumen ausgeblasen werden. Bis zur vollständigen Freisetzung aus dem Rottegemisch findet ein Abbau dieser Stoffe durch den mikrobiellen Stoffwechsel statt. Die Bildung und Freisetzung im weiteren Rotteverlauf ist gering.

Das Emissionsmaximum der Stoffgruppe der Terpene trat ebenfalls zu Rottebeginn auf, anschließend waren die Terpene mit abnehmender Konzentration während des gesamten Zeitraumes der Intensivrotte nachweisbar. Diese Stoffe sind Bestandteil des Bioabfalls und es konnte gezeigt werden, dass die allmähliche Konzentrationsabnahme auf unter 10 % der maximalen Konzentration während der Boxenrotte als erschöpfende Freisetzung der vorhandenen Fracht interpretiert werden kann.

Ammoniak wird durch den Abbau stickstoffhaltiger, organischer Substanz während des gesamten Rotteprozesses gebildet. Eine Freisetzung erfolgt erst, wenn der pH-Wert im Rottegemisch im neutralen bis basischen Bereich ($> \text{pH } 7$) liegt, dann korrelieren die Emissionen eng mit dem Temperaturverlauf. Aufgrund der guten Wasserlöslichkeit werden etwa 80 % des Ammoniaks über das Kondensat freigesetzt. Bei der Boxenrotte im technischen Maßstab stiegen die pH-Werte im Rottegemisch bis zum vierten Tag auf Werte über pH 7 an, so dass die höchsten Konzentrationen von Ammoniak in der zweiten Hälfte der ersten Rottewoche, bzw. im zweiten Boxendurchgang auftraten.

Ergänzend zu den durchgeführten Rotteversuchen wurde in dieser Arbeit das temperaturabhängige Freisetzungsverhalten der VOC aus der Matrix Bioabfall untersucht. Dazu wurden die Gleichgewichtsdampfdrücke über dem Bioabfall im Temperaturbereich von 20 bis 70 °C experimentell bestimmt. Es wurde gezeigt, dass sich die Freisetzung unter Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit der Henryschen Konstanten näherungsweise durch eine exponentielle Gleichung der verallgemeinerten Form $y = A e^{Bx}$ beschreiben lässt. Durch Anpassung dieser Gleichung an die Messwerte wurden die Konstanten A und B bestimmt und es wurde ein erster Ansatz unternommen, aus diesen Konstanten die Konzentrationen und Frachten der Stoffe in der wässrigen Phase des Bioabfalls zu berechnen. Es zeigte sich dabei, dass weitergehende Untersuchungen der Aktivitäten der Stoffe in der wässrigen Phase erforderlich sind, um verlässliche Ergebnisse zu erhalten. Aufgrund der Entstehungs- und Emissionscharakteristik sind die Möglichkeiten einer prozessintegrierten Beeinflussung der Emissionen von VOC während der Rotte gering. Minderungen dieser Stoffe können nur durch einen Abbau bis zum Austrag aus dem Prozess erfolgen. Als wirksam können sich nur solche Maßnahmen erweisen, die einen beschleunigten Abbau dieser Stoffe in den ersten 48 h bewirken. Ergänzend führen Temperaturen unter 45°C zu einem niedrigeren Austrag, weil die Freisetzung aus der wässrigen Phase bei höheren Temperaturen exponentiell ansteigt. Im Gegensatz dazu, lässt sich die Entstehung und Freisetzung von Ammoniak während der gesamten Rottedauer beeinflussen. Es konnte gezeigt werden, dass der Zusatz von 5 bis 22 % Reifkompost zum Rottegemisch als mikrobielles Impfgut einen positiven Einfluss auf das Stoffwechselgeschehen während des ersten Temperaturanstieges, der Phase der höchsten Emissionen hat. Dies führte zu einer Minderung der VOC-Emissionen um 30 bis 60 %, wobei sowohl die niedermolekulare als auch die höhermolekulare Fraktion beeinflusst wurde. Eine Erhöhung des Strukturstoffanteils bis auf 60 % bewirkte eine Emissionsminderung von Ammoniak um 50 bis 90 %.

Aus den vorgestellten Ergebnissen lässt sich die weitergehende Empfehlung für die betriebliche Praxis ableiten, dem Inputmaterial einen Anteil von 5 bis 10 Gew.-proz. Frisch- oder Reifkompost zuzusetzen. Bei der technischen Kompostierung mit einem gesteuerten Temperaturverlauf hat sich ein Temperaturprofil mit einer 48-stündigen Abbauphase bei 40 °C etabliert. Diese niedrigere Temperatur während der ersten 48 h führt zu einer verminderten Freisetzung von VOC aus dem Prozess, zumal in dieser Zeit die höchsten Abluftraten auftreten. Diese Phase sollte unter dem Aspekt einer Emissionsminderung auf keinen Fall zugunsten eines schnelleren Erreichens der Hygenisierungstemperatur von 60°C verkürzt werden.

Für Emissionsmessungen im Rahmen von Genehmigungsverfahren oder zur Betriebsüberwachung ergibt sich aus den dargestellten Ergebnissen die Empfehlung, Emissionsmessungen zur Bestimmung maximaler Konzentrationen und zur Frachtbestimmung mit höherer Datendichte in den ersten 48 h des Rotteprozesses durchzuführen. Dies ist besonders für niedermolekulare Komponenten bedeutsam, die wie Acetaldehyd nach Nr. 3.1.7 der TA-Luft in die Klasse 1 der besonders luftgefährdenden Stoffe eingestuft wurden.

8. Literatur

- [Atkins, 1990] Atkins, P.W., 1990. *Physikalische Chemie*. Weinheim: VCH Verlag, d. 1. Aufl..
- [Alm, 1997] Alm, M., Leinemann, B., Grabbe, K., 1997. Verfahrenstechnische Grundlagen der Konditionierung von Komposten für verschiedene Verwendungszwecke. In: K. Wiemer, M. Kern (eds.). *Bio-und Restabfallbehandlung*. Witzenhausen: Baeza Verlag, 189-222.
- [Bartes, in prep.] Bartels, P., in prep.. Schadstoffemissionenen Mechanisch-Biologischer Abfallbehandlungsanlagen (MBA). *Dissertation*. Kiel: Institut für Toxikologie der Universität Kiel.
- [Barth, 2000] Barth, J., 2000. Stand und Perspektiven der Biologischen Abfallbehandlung in Europa – Umwelt und Entwicklungspotentiale bei der Kompostierung. In: K. Wiemer, M. Kern (eds.). *Bio-und Restabfallbehandlung IV, biologisch-mechanisch-thermisch*. Witzenhausen: Baeza Verlag, 132-142.
- [Beffa, 1996] Beffa, T., Blanc, M., Marilley, L., Lott Fischer, J., Lyon, P.-F., Aragno, M., 1996. Taxonomic and Metabolic Microbial Diversity During Composting. In: M. de Bertoldi, P. Sequi, Lemmes B., T. Papi (eds.): *The Science of Composting*. London, Glasgow: Blackie Academic & Professional, 145-161.
- [Best, 1987] Best, D.J., Floyd, N.C., Magalhaes, A., Burfield, A., Rhodes, P.M., 1987. Initial enzymatic eteps in the degradation of *alpha*-Pinene by *Pseudomonas flourescens*. *Biocatalysis*, 1: 147-159.
- [BGK, 1994] Anonym, 1994. *Methodenbuch zur Analyse von Kompost*. Hrsg: Bundesgütegemeinschaft Kompost, 3. Auflage.
- [Bidlingmaier, 1997] Ottow, J.C.G., Bidlingmaier, W., 1997. *Umweltbiotechnologie*. Suttgart Jena Lübeck Ulm: Gustav Fischer Verlag.
- [Brinton, 1998] Brinton, W.F., 1998. Volatile Organic Acids In Compost: Produktion and Odorant Aspects. *Compost Science & Utilization*, Winter 1998: 75-82.
- [Brock, 1997] Madigen, T.M., Martinko, J.M., Parker, J., 1997. *Biology of Microorganisms*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall, 8th Edition.
- [de Bertoldi, 1983] de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., 1983. The Biology of Composting: A Review. *Waste Management & Research*. 1: 157-176.
- [de Bertoldi, 1988] de Bertoldi, M., Rutili, A., Citterio, B. Civilini, M., 1988. Composting Management: A new process control through O₂-Feedback. *Waste Management & Research*, 6: 239-259.
- [DFG, 1992] Wolf, D., Hahn, J.U., 1996. Aldehyde Meth.-Nr. 1, In: Greim, H (Hrsg.): *Analytische Methoden zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, Band 1: Luftanalysen*. Weinheim: Wiley-VCH, 7. Lieferung.

- [DIN 38404] Anonym, 1984. DIN 38 404 Bestimmung des pH-Wertes (C5), In: *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlamm-Untersuchung, Band 1*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 13. Lieferung.
- [DIN 38406] Anonym, 1983. DIN 38 406 Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E5), In: *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlamm-Untersuchung, Band 2*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 12. Lieferung.
- [DIN 38409] Anonym, 1983. DIN 38 409 Bestimmung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs (H3), In: *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlamm-Untersuchung, Band 2*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 12. Lieferung.
- [DIN 38414] Anonym, 1985. DIN 38 414 Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz (S2), In: *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlamm-Untersuchung, Band 4*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 15. Lieferung.
- [DIN 38414] Anonym, 1985. DIN 38 414 Bestimmung des Glührückstandes und des Glühverlustes der Trockenmasse eines Schlammes (S3), In: *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlamm-Untersuchung, Band 4*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 15. Lieferung.
- [DIN 38414] Anonym, 1981. DIN 38 414 Bestimmung des pH-Wertes in Schlämmen und Sedimenten (S5), In: *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlamm-Untersuchung, Band 4*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 10. Lieferung.
- [Doedens, 1997] Doedens, H., Cuhls, C., et al., 1997. Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen, Phase 1: Screening, Emissionsqualität und Stoffliste. *BMBF-Verbundvorhaben: Mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen, Teilvorhaben 4/3, FKZ:1490959*. Hannover: Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Universität Hannover.
- [Doedens, Cuhls, 2000] Doedens, H., Cuhls, C., 2000. Inhaltsstoffe im Abgas von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. In: K. Wiemer, M. Kern (eds.). *Bio-und Restabfallbehandlung IV, biologisch-mechanisch-thermisch*. Witzenhausen: Baeza Verlag, 608-629.
- [Eitzer, 1995] Eitzer, B.D., 1995. Emissions of Volatile Organic Chemicals from Municipal Solid Waste Composting Facilities. *Environ. Sci. Technol.*, (4)29: 896-902.
- [Epstein, 1997] Epstein, E., 1997. *The Science of Composting*. Lancaster, Basel: Technomic Publishing CO. Inc..
- [Finstein, 1983] Finstein, M.S., Miller, F.C., Strom, P.F, MacGregor, S.T., Psarianos, K.M., 1983. Composting ecosystem management for waste treatment. *Biotechnology*, June, 347-353.
- [Finstein, 1986] Finstein, M.S., Miller, F.C., Strom, P.F., 1986. Monitoring and evaluating composting process performance. *Journal WPCF*, 58(4), 272-278.

- [Fricke, 1997] Fricke, K., Wallmann, R., Doedens, H., Cuhls, C., 1997. Abluftemissionen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. *Abfallwirtschaftsjournal*, 5: 25-34.
- [Garrow, 1994] Garrow, J.S., 1994. *Human nutrition and dietetics*. Edinburgh [u.a.]: Churchill Livingstone.
- [Golueke, 1972] Golueke, C.G., 1972. *Composting-A study of the process and its principles*. Pennsylvania: Rodale Press Inc. Emmaus.
- [Golueke, 1977] Golueke, C.G., 1977. *BIOLOGICAL RECLAMATION of Solid Wastes*. Emmaus PA: Rodale Press.
- [Grundmann, 1990] Grundmann, J., 1990. Humifizierung und Mineralisation organischer Substanz bei der Biomüll-Kompostierung unter dem Einfluss verschiedener Zusätze. *Dissertation*. Göttingen: Fachbereich für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität.
- [Grünekle, 1993] Grünekle, E., Kubocz, T., Artzt, G., 1993. Die Boxenkompostierung mit dynamischem Zwischenschritt. *Abfallwirtschaftsjournal*, 5(12): 924-927.
- [Haug, 1993] Haug, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Boca Raton, Florida: CRC Press Inc..
- [Hentz, 1996] Hentz, L.H. Jr., Toffey, W.E., Schmidt, C.E., 1996. Understanding the synergy between composting and air emissions. *BioCycle*, März: 67-75.
- [Herhof, 1997] Betriebshandbuch der Bioabfallkompostierungsanlage.
- [Holleman, 1985] Hollemann, A.F., Wiberg, E., 1985. *Lehrbuch der Anorganischen Chemie*. Berlin, New York: de Gruyter, 91.-100. Auflage.
- [IKO-Erbslöh, 1997] Produktspezifikation nach Angaben der Fa. IKO-Erbslöh, Neuss.
- [Ioffe, Vitenberg, 1984] Ioffe, B.V., Vitenberg, A.G., 1984. *Head-Space Analysis and Related Methods in Gas Chromatography*. New York: John Wiley & Sons.
- [Jäger, 1997] Jäger, J., Lahl, U., Kruse, H., Reinhardt, T., Zeschmar-Lahl, B., 1997. Emissionen aus Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA): Anorganische und organische Stoffe mit toxischem Wirkungspotential. *Müll und Abfall*, 6: 333-341.
- [Kayhanian, 1992] Kayhanian, M., Tchobanoglous, G., 1992. Computation of C/N ratios for various organic fractions. *BioCycle*, (5)33: 58-60.
- [Kissel, 1992] Kissel, J.C., Henry, C.L., Harrison, R.B., 1992. Potential Emissions of volatile and odorous organic compounds from municipal solid waste composting facilities. *Biomass and Bioenergy*, (3)3-4: 181-194.
- [Klöpffer, 1991] Klöpffer, W., 1991. Physikalisch-chemisches Verhalten von Chemikalien in der Umwelt. In: G. Rippen, *Handbuch Umwelt-Chemikalien*. Landsberg/ Lech: ecomed Verlagsgesellschaft mbH.
- [Körner, 1996] Körner, I., Maltz, I., Ritzkowsky, M., Hartz, J., Jensen, U., Brilsky, H., Stegmann, R., 1996. Stickstoffdynamik bei der Kompostierung. In: R. Stegmann (eds.), *Neue Techniken der Kompostierung*. Bonn: Economica Verlag, 37-54.
- [Krauß, 1992] Krauß, P., Krauß, T., Mayer, J., Wallenhorst, T., 1992. Untersuchung zur Entstehung und Verminderung von Gerüchen bei der Kompostierung. *Staub-Reinhalung der Luft*, 52: 245-250.

- [Krogmann, 1994] Krogmann, U., 1994. *Kompostierung* Hamburger Berichte 7. Bonn: Economica Verlag.
- [KrW, 1994] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (KrW-/ AbfG) vom 27. September 1994.
- [Levin, 1985] Levin, J.-O., Andersson, K., Lindahl, R., Nilsson, C.-A., 1985. Determination of Sub-Part-per-Million levels of formaldehyde in air using active or passive sampling on 2,4-DNP-coated fibre filters and HPLC. *Anal. Chem.*, 57: 1032-1035.
- [Mackay, Shiu, 1981] Mackay, D., Shiu, W., Y., 1981. A Critical Review of Henry's Law Constants for Chemicals of Environmental Interest. *J. Phys. Chem. Ref. Data*, Vol. 10(4): 1175-1199.
- [Nordhaus, 1992] Nordhaus, R., 1992 Das Herhof-Verfahren zur Bioabfallkompostierung. In: K. Wiemer, M. Kern (eds.): *Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung*. Witzchenhausen: Baeza Verlag, 219-247.
- [NZ, 1951] unbekannt., 1951. *Second Interim Report of the Inter-departmental Committee on Utilization of Organic Wastes*, New Zealand Eng., zitiert aus [Haug, 1993].
- [Organikum, 1990] Autorenkollektiv, 1990. *Organikum*. Berlin: Deutscher Verlag der Wissenschaften.
- [Pöhle, 1993] Pöhle, H., Mietke, H., Kliche, R., 1993. Zusammenhang zwischen mikrobieller Besiedlung und Geruchsemissionen bei der Bioabfallkompostierung. *BMFT-Statusseminar "Neue Techniken der Kompostierung"*, Umweltbundesamt.
- [Pöhle, 1994] Pöhle, H., 1994. Geruchsemissionen bei der Kompostierung von Bioabfall. *Dissertation*. Leipzig: Veterinärmedizinische Fakultät der Universität Leipzig.
- [Reinhardt, 2000] Reinhardt, T., 2000. Organic acids as a decisive limitation to process dynamics during composting of organic matter. *Vortrag*, International Meeting on Microbiology of Composting, Innsbruck, Austria October.
- [Rippen, 1991] Rippen, G., 1991. *Handbuch Umwelt-Chemikalien*. Landsberg/ Lech: ecomed Verlagsgesellschaft mbH.
- [Sander, 1999] Sander, R., 1999. Compilation of Henry's Law Constants for Inorganic and Organic Species of Potential Importance in Environmental Chemistry (Version 3), www.mpch-mainz.mpg.de/~sander/res/henry.html.
- [Savithiry, 1998] Savithiry, N., Gage, D., Fu, W., Oriel, P., 1998. Degradation of Pinene by *Bacillus pallidus* BR425. *Biodegradation*. 9: 337-341.
- [Schlegel, 1992] Schlegel, H.G., 1992. *Allgemeine Mikrobiologie*. Stuttgart New York: Georg Thieme Verlag, 7. überarb. Aufl..
- [Schuchhardt, 2001] Schuchhardt, S., Kruse, H., Wassermann, O., Von Schimmelpilzen in Innenräumen gebildete leicht flüchtige organische Verbindungen. *Schriftenreihe des Instituts für Toxikologie*. Kiel: Universitätsklinikum, Heft 46.

- [Senesi, Brunetti, 1996] Senesi, N., Brunetti, G., 1996. Chemical and Physico-Chemical Parameters for Quality of Humic Substances Produced during Composting. In: M. de Bertoldi, P. Sequi, Lemmes B., T. Papi (eds.): *The Science of Composting*. London, Glasgow: Blackie Academic & Professional, 195-212.
- [Smet, 1999] Smet, E., Van Langenhove, H., De Bo, I., 1999. The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste. *Atmospheric Environment*, 33: 1295-1303.
- [Spiek, Bock, 1998] Spiek, E., Bock, E., 1998. Taxonomische, physiologische und ökologische Vielfalt nitrifizierender Bakterien. *Biospektrum*, 4: 25-31.
- [Stegmann, 1997] Stegmann, R., et al., 1997. Weitergehende Elimination von Gerüchen aus Kompostwerken. *Verbundvorhaben "Neue Techniken der Kompostierung" Teil-vorhaben 4*. Berlin: Umweltbundesamt.
- [Suler, Finstein, 1977] Suler, D.J., Finstein, M.S., 1997. Effect of Temperature, Aeration, and Moisture on CO₂ Formation in Bench-Scale, Continuously Thermophilic Composting of Solid Waste. *Applied and Environmental Microbiology*, 33(2): 345-350.
- [VDI, 3881] VDI-Richtlinie 3881, Olfaktometrie, Geruchsschwellenbestimmung. *VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft. Band 1*. Düsseldorf: VDI-Verlag GmbH.
- [Vogtmann, 1989] Vogtmann, H., Fricke, K., Kehres, B., Turk, T., 1989. *Bioabfall-Kompostierung*. Wiesbaden:Hessischer Minister für Umwelt und Reaktorsicherheit.
- [Walker, 1991] Walker, J.M., 1991. Fundamentals of odour control. *BioCycle*, September: 50-55.
- [Weppen, 1998 A] Weppen, P., Gudladt, U., Willert, A. et al., 1998. Minimierung gasförmiger und flüssiger Emissionen bei der Kompostierung organischer Abfallstoffe durch prozesstechnische Maßnahmen. *Abschlußbericht DBU-Vorhaben AZ 08781*. Universität Kiel, Forschungsstelle für Ökotechnologie.
- [Weppen, 1998 B] Weppen, P., Gudladt, U., Korten, R., Willert, A., 1998. Minimierung von gasförmigen und flüssigen Emissionen bei der Kompostierung organischer Abfallstoffe durch prozeßtechnische Maßnahmen. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt. *Bioabfallverwertung; Ergebnisse des Förderschwerpunktes*. Osnabrück: Zeller Verlag, 123-133.
- [Weppen, 2001 A] Weppen, P., 2001. Determining Compost-Maturity using DEWAR-Vessels -Evaluation of analytical Properties-. *Compost Science*, accepted.
- [Weppen, 2001 B] Weppen, P., 2001. *Biomass and Bioenergy*, submitted
- [Wiemer, 2000] Wiemer, K., 2000. Ziele und technische Lösungsansätze der Abfallwirtschaft im neuen Jahrtausend. In: K. Wiemer, M. Kern (eds.). *Bio-und Restabfallbehandlung IV, biologisch-mechanisch-thermisch*. . Witzenhausen: Baeza Verlag, 1-14.
- [ZVO, 1992] Zweckverband Ostholstein, 1992. Vorstudie zum Förderantrag Humifizierung an das Umweltministerium des Landes Schleswig-Holstein, Folgeantrag zu Az.:XI 550a-0635.7.

9. Glossar

σ_{rel}	relative Standardabweichung
BA	Bioabfall, s. unten
BAFM	Bioabfall Frischmasse
BATM	Bioabfall Trockenmasse
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
Bioabfall	Der organische Anteil des Hausmülls, der einem biologischen Abbau zugänglich ist und in sogenannten 'Biotonnen' getrennt erfasst wird. Dazu gehören Küchenabfälle wie Gemüse, Obst, Fleisch, Brot, Nudeln usw. sowie Gartenabfälle bestehend aus Strauchschnitt, Blättern, Gras, Holz u.ä.. Ausgenommen sind nicht abbaubare, organische Störstoffe wie Kunststoffe u.ä..
Biofilm	Aufwuchsschicht der Mikroorganismen auf festen Substratpartikeln incl. der daran gebundenen wässrigen Phase
C/N	Verhältnis der Masse Kohlenstoff zu Stickstoff in einem Substrat
dB	Dezibel
DNP	2,4-Dinitrophenylhydrazin
dynamischer-Zwischenschritt	Als dynamischer Zwischenschritt wird das Umsetzen des Materials bezeichnet
FD	Filmdicke der Kapilarsäule
FID	Flamen-Ionisations-Detektor
FM	Frischmasse des gesamten Rottegemisches
GC	Gaschromatograph/ Gaschromatographie
Gewerbeabfälle	sämtliche Abfälle aus Gewerbebetrieben
GIRL	Geruchsimmissionsrichtlinie
GV	Glühverlust
Grünschnitt	Schnittgut von Bäumen, Sträuchern, Gras und Ähnliches
Hausmüll	Hausmüll ist der übliche im Haushalt anfallende Müll incl. des Bioabfalls
HDPE	High-Density-Polyethylen
HPLC	High Pressure Liquid Chromatography
ID	Innendurchmesser der Kapillarsäulen
Inoculum	mikrobielles Impfgut
Klärschlamm	Bei der Klärung von Abwässern anfallender Schlamm
MBA	Mechanisch-biologische Behandlungsanlage
MVA	Müllverbrennungsanlage
NPOC	Non Purgeable Organic Carbon
PAU	Peak Area Units
Restmüll	Der übliche im Haushalt anfallende Müll, ohne die extra gesammelte Fraktion des Bioabfalls
RP18	Reversed Phase C18
RQ	Respiratorischer Quotient; Menge CO ₂ gebildet/ Menge O ₂ verbraucht
R ²	Bestimmtheitsmaß der linearen oder exponentiellen Regression

synthetischer Bioabfall	synthetisch gemischter Bioabfall definierter Zusammensetzung
SPE	<i>Solid Phase Extraktion</i> ; Festphasenextraktion
spezifische Messgrößen	auf die Menge Inputmaterial oder eine Teilfraktion bezogene Messgröße
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
TM	Trockenmasse des gesamten Rottegemisches
Umsetzen	Unterbrechung des Rotteprozesses zum Durchmischen und Bewässern des Materials mit anschließender Fortführung der Rotte
UV-VIS	<i>Ultraviolet-Visible</i> ; Ultravioletter und sichtbarer Bereich des elektromagnetischen Spektrums
VOC	<i>volatile organic compounds</i> ; Flüchtige organische Stoffe, die unter den gegebenen Bedingungen freigesetzt werden. Dazu gehören Stoffe biologischen Ursprungs und organische Fremdstoffe
WG	Wassergehalt
Xenobiotika	organische Fremdstoffe
ZVO	Zweckverband Ostholstein

Anhang Messdaten

Laborversuche

Tabelle 1: Zusammensetzung der Rottegemische in den Laborversuchen

Versuch	Bioabfall	Stroh	Holzschredder	Zuschlagstoff	Reifkompost	Wasser
1-1	82,7	9,9			7,4	
1-2	74,7	17,9			7,4	
1-3	57,8	34,9			7,4	
2-4	83,3	-	5,0		6,7	5,0
2-5	83,3	5,0	-		6,7	5,0
2-6	83,3	5,0	-		6,7	5,0
3-7	94,3		5,7		-	
3-8	85,6		5,7		8,7	
3-9	62,6		5,7		31,7	
4-10	87,7		6,8		5,5	
4-11	76,3		18,2		5,5	
4-12	57,4		37,1		5,5	
5-13	76,2		18,2		5,5	
5-14	76,2		18,2		5,5	
5-15	76,2		18,2		5,5	
6-16	78,2		16,4	-	5,5	-
6-17	76,5		16,4	1,6	5,5	-
6-18	66,4		15,5	7,8	5,2	5,1
7-19	77,6		15,7	-	5,2	1,6
7-20	69,9		15,6	7,8	5,2	1,6
7-21	38,9		15,5	38,8	5,2	1,6

Tabelle 2: NH₄-N, NO₃⁻-N und Kjeldahl-N in den Rottegemischen der Laborversuche

Versuch	NH ₄ -N		NO ₃ -N		Kjeldahl-N	
	In [mg N/kg TM]	Out [mg N/kg TM]	In [mg N/kg TM]	Out [mg N/kg TM]	In [g N/kg TM]	Out [g N/kg TM]
1-1	516	166	244	61	21	29
1-2	403	208	220	34	19	26
1-3	252	250	182	54	14	19
2-4	616	565	245	47	21	27
2-5	538	447	309	44	20	29
2-6	458	560	205	26	20	30
3-7	416	68	134	22	14	16
3-8	415	63	151	66	12	16
3-9	292	58	273	43	14	16
4-10	571	108	144	17	11	16
4-11	498	93	73	32	12	14
4-12	397	79	154	25	12	12
5-13	423	58	94	27	11	13
5-14	466	46	124	15	12	12
5-15	455	78	80	17	12	13
6-16	406	54	219	53	11	12
6-17	391	79	199	44	11	12
6-18	178	99	157	31	9	10
7-19	137	105	348	58	12	13
7-20	197	83	131	63	14	10
7-21	222	76	148	152	10	13

Tabelle 3: Einzelstoffe im Kondensat von Laborversuch 1

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	2-Butanon	Ethanol	Ethylacetat	2-Methyl-1-Propanol	1-Butanol	Summe
[d]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
1-1 (Stroh 9.9%)								
0,6	338	56	6	1051	118	73	4	1645
1,6	305	13	6	765	33	53	1	1176
1,9	134	10	5	429	0	28	1	608
2,6	72	7	2	93	0	3	1	178
2,9	38	5	2	48	0	0	0	93
3,6	15	4	1	3	0	0	0	24
4,6	2	4	1	2	0	0	0	9
5,6	0	3	1	1	0	0	0	5
6,6	0	2	0	0	0	0	1	4
7,6	0	0	0	0	0	0	0	2
8,6	0	0	0	0	0	0	0	2
9,6	0	0	0	3	0	0	0	5
1-2 (Stroh 17.9%)								
0,6	445	21	9	1074	86	31	4	1671
1,6	343	8	4	865	12	33	4	1268
1,9	257	9	1	447	0	0	2	716
2,6	159	5	1	28	0	1	1	194
2,9	71	4	0	15	0	0	0	90
3,6	16	3	0	1	0	0	0	21
4,6	1	2	0	0	0	0	0	2
5,6	0	1	0	2	0	0	0	3
6,6	1	1	0	1	0	0	0	3
7,6	0	0	0	0	0	0	0	1
8,6	0	0	0	22	0	0	0	22
9,6	0	0	0	0	0	0	0	2
1-3 (Stroh 17.9%)								
0,6	400	17	5	303	10	14	1	749
1,6	226	7	1	206	1	15	1	457
1,9	77	7	0	0	0	0	0	84
2,6	12	4	0	0	0	0	0	18
2,9	1	3	0	0	0	0	0	6
3,6	0	2	0	0	0	0	0	4
4,6	0	1	0	0	0	0	0	2
5,6	0	0	0	0	0	0	0	2
6,6	0	0	0	0	0	0	0	2
7,6	0	0	0	0	0	0	0	1
8,6	0	0	0	0	0	0	0	2
9,6	0	4	0	0	0	0	0	5

Tabelle 4: Einzelstoffe im Kondensat von Laborversuch 2

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	2-Butanon	Ethanol	Ethylacetat	2-Methyl-1-Propanol	1-Butanol	Summe
[d]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
2-4 (Holz 5%)								
0,7	309	40	11	1857	85	50	4	2356
1,0	266	27	8	1572	43	41	4	1961
1,7	121	16	4	1287	0	31	5	1465
2,1	32	14	3	645	0	16	3	712
2,7	10	8	1	3	0	0	0	22
3,0	5	7	1	3	0	0	0	17
3,7	2	5	1	2	0	0	0	10
4,1	1	4	1	1	0	0	0	8
4,7	0	3	0	2	0	0	0	6
5,1	0	2	0	0	0	0	0	3
5,7	0	1	0	0	0	0	0	2
6,7	0	1	0	0	0	0	0	2
7,7	0	0	0	0	0	0	0	0
8,7	0	0	0	1	0	0	0	2
9,7	0	1	0	11	0	2	0	14
2-5 (Stroh 5%)								
0,7	352	41	9	1643	59	42	3	2148
1,0	344	26	8	884	29	22	2	1314
1,7	111	17	4	125	0	2	1	260
2,1	24	12	2	63	0	0	0	102
2,7	7	6	1	0	0	0	0	14
3,0	2	4	1	0	0	0	0	8
3,7	0	2	0	0	0	0	0	4
4,1	0	2	0	1	0	0	0	4
4,7	0	1	0	2	0	0	0	4
5,1	0	1	0	0	0	0	0	2
5,7	0	1	0	0	0	0	0	2
6,7	0	0	0	0	0	0	0	2
7,7	0	0	0	0	0	0	0	0
8,7	0	0	0	0	0	0	0	2
9,7	0	2	0	3	0	0	0	6
2-6 (rottes Stroh 5%)								
0,7	256	46	10	1507	19	65	3	1907
1,0	158	28	7	754	0	0	0	946
1,7	9	10	2	0	0	0	0	21
2,1	1	6	1	0	0	0	0	8
2,7	0	3	0	0	0	0	0	3
3,0	0	2	0	1	0	0	0	4
3,7	0	1	0	0	0	0	0	1
4,1	0	1	0	0	0	0	0	1
4,7	0	1	0	0	0	0	0	1
5,1	0	0	0	0	0	0	0	0
5,7	0	0	0	0	0	0	0	0
6,7	0	0	0	0	0	0	0	0
7,7	0	0	0	0	0	0	0	0
8,7	0	0	0	0	0	0	0	0
9,7	3	35	0	5	0	0	0	43
10,1	0	1	0	0	0	0	0	2
10,7	0	0	0	2	0	0	0	2

Tabelle 5: Einzelstoffe im Kondensat von Laborversuch 3

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	2-Butanon	Ethanol	Ethylacetat	2-Methyl-1-Propanol	1-Butanol	Summe
[d]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
3-7 (Reifk. 0%)								
1,1	299	20	35	2051	94	111	6	2617
1,6	199	12	45	0	0	0	0	258
2,0	133	15	33	914	4	65	5	1170
2,6	27	6	4	303	0	7	3	351
3,0	3	4	1	0	0	0	0	11
3,6	1	3	1	0	0	0	0	6
4,0	0	2	1	0	0	0	0	5
4,7	0	2	0	0	0	0	0	4
5,7	0	2	0	0	0	0	0	4
6,6	0	0	0	0	0	0	0	2
3-8 (Reifk. 8.7%)								
1,1	253	19	34	1977	48	95	0	2424
1,6	208	13	12	0	0	0	0	232
2,0	95	8	3	321	0	9	0	436
2,6	30	6	1	5	0	0	0	42
3,0	3	5	1	0	0	0	0	8
3,6	0	3	0	0	0	0	0	4
4,0	0	3	0	0	0	0	0	3
4,7	0	1	0	0	0	0	0	1
5,7	0	0	0	0	0	0	0	2
6,6	0	0	0	0	0	0	0	2
3-9 (Reifk. 31.7%)								
1,1	171	26	23	736	1	21	0	978
1,6	14	7	1	0	0	0	0	23
2,0	1	4	0	0	0	0	0	5
2,6	0	1	0	0	0	0	0	1
3,0	0	1	0	0	0	0	0	1
3,6	0	1	0	0	0	0	0	1
4,0	0	0	0	0	0	0	0	0
4,7	0	0	0	0	0	0	0	0
5,7	0	0	0	0	0	0	0	0
6,6	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 6: Einzelstoffe im Kondensat von Laborversuch 5

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	2-Butanon	Ethanol	Ethylacetat	2-Methyl-1-Propanol	1-Butanol	Summe
[d]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
5-13 (grob)								
0,8	39	38	74	19	0	2	0	171
1,6	1	2	0	0	0	0	0	3
2,6	0	1	0	0	0	0	0	1
3,6	0	0	0	0	0	0	0	0
4,6	0	0	0	0	0	0	0	0
6,6	0	0	0	0	0	0	0	0
7,9	0	0	0	0	0	0	0	0
5-14 (mittel)								
0,8	71	33	23	13	0,3	3	0,4	143
1,6	0	2	0	0	0	0	0	3
2,6	0	0	0	0	0	0	0	1
3,6	0	0	0	0	0	0	0	1
4,6	1	0	0	0	0	0	0	1
6,6	0	0	0	0	0	0	0	0
7,9	0	0	0	0	0	0	0	0
5-15 (fein)								
0,8	117	49	51	44	0,3	12	0	273
1,6	3	3	0	0	0	0	0	5
2,6	0	1	0	0	0	0	0	1
3,6	0	0	0	0	0	0	0	0
4,6	0	0	0	0	0	0	0	0
6,6	0	0	0	0	0	0	0	0
7,9	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 7: Einzelstoffe im Kondensat von Laborversuch 6

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	2-Butanon	Ethanol	Ethylacetat	2-Methyl-1-Propanol	1-Butanol	Summe
[d]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
6-16 (Bentonit 0%)								
0,9	179	25	23	335	0,5	6	0	568
1,7	9	1	6	2	0	0	0	19
2,7	0	0	2,0	0	0	0	0	2
3,6	0	0	0,7	0	0	0	0	0
4,6	0	0	0	0	0	0	0	0
6,7	0	0	0	0	0	0	0	0
6-17 (Bentonit 1.6%)								
0,9	116	21	24	137	0,1	3	0	301
1,7	3	0	4	0	0	0	0	6
2,7	0	0	1,7	0	0	0	0	2
3,6	0	0	0,7	0	0	0	0	1
4,6	1	0	0	0	0	0	0	1
6,7	0	0	0	0	0	0	0	1
6-18 (Bentonit 7.8%)								
0,9	103	19	29	89	0,1	4	0	244
1,7	1	0	6	0	0	0	0	7
2,7	0	0	1,4	0	0	0	0	2
3,6	0	0	0,7	0	0	0	0	1
4,6	1	0	0	0	0	0	0	2
6,7	1	0	0	0	0	0	0	1

Tabelle 8: Einzelstoffe im Kondensat von Laborversuch 7

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	2-Butanon	Ethanol	Ethylacetat	2-Methyl-1-Propanol	1-Butanol	Summe
[d]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
7-19 (Altk. 0%)								
1,6	5	7	6	6	0	0	0	24
2,6	0	0	1	0	0	0	0	2
3,7	0	0	0,5	0	0	0	0	1
4,6	0	0	0,3	0	0	0	0	1
6,7	0	0	0	0	0	0	0	1
7-20 (Altk. 7.8%)								
1,6	10	5	6	32	0	0	0	53
2,6	1	1	1	0	0	0	0	3
3,7	0	0	1	0	0	0	0	1
4,6	0	0	0	0	0	0	0	0
6,7	0	0	0	0	0	0	0	0
7-21 (Altk. 38.8%)								
1,6	0	1	0	2	0	0	0	0
2,6	0	0	0	0	0	0	0	0
3,7	0	0	0	0	0	0	0	0
4,6	0	0	0	0	0	0	0	0
6,7	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 9: Einzelstoffe in der Abluft von Laborversuch 1 [mg/m³]

Laufzeit [d]	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	C ₅ -Keton
1-1 (Stroh 9.9%)				
0,6	20,1	13,0	2,9	3,3
1,6	7,3	7,5	5,5	3,2
2,6	0,8	3,8	1,5	3,0
3,6	0,2	3,1	0,9	1,3
4,6	0	2,9	0,7	1,1
6,6	0	1,4	0,3	0,7
8,6	0	0,4	0	0,3
9,6	0	3,1	0,3	0,7
10,6	0	0,9	0	0,3
1-2 (Stroh 17.9%)				
0,6	22,9	11,1	2,5	3,3
1,6	4,8	6,7	3,4	4,7
2,6	0,9	3,0	1,0	2,3
3,6	0	2,2	0,6	0,8
4,6	0	1,5	0,5	0,6
6,6	0	0,6	0,2	0,3
8,6	0	0	0,0	0
9,6	0	1,7	0,3	0,3
10,6	0	0,4	0	0
1-3 (Stroh 17.9%)				
0,6	10,6	11,6	2,2	5,7
1,6	0,6	5,5	1,4	1,1
2,6	0	2,5	0,6	0,6
3,6	0	1,5	0,4	0,4
4,6	0	0,7	0,2	0
6,6	0	0	0	0
8,6	0	0,3	0	0
9,6	0	2,8	0,3	0
10,6	0	0,4	0	0

Tabelle 10: Einzelstoffe in der Abluft von Laborversuch 2 [mg/m³]

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	C ₅ -Keton
[d]				
2-4 (Holz 5%)				
0,0	10,1	3,4	1,2	0,7
0,7	39,6	22,4	7,7	1,3
1,7	0,9	10,5	2,1	2,8
2,7	0,3	5,0	1,0	1,9
4,7	0	0,4	0	0,2
6,7	0	0,4	0	0
7,7	0	0,3	0	0,2
9,1	0	0,5	0	0
9,7	0	5,2	0,4	1
10,7	0	0,8	0	0,2
2-5 (Stroh 5%)				
0,0	10,1	5,6	1,5	1,0
0,7	13,2	21,7	5,4	2,8
1,7	0,6	9,3	2,1	2,4
2,7	0	3,2	0,5	1,4
4,7	0	2,1	0,3	1,0
6,7	0	0,4	0	0,2
7,7	0	0,3	0	0
9,1	0	0,1	0	0
9,7	0	4,7	0,4	1
10,7	0	0,9	0	0
2-6 (rottes Stroh 5%)				
0,0	6,8	4,8	1,7	0,7
0,7	6,9	31,3	9,2	2,8
1,7	0	4,7	0,9	2,2
2,7	0	1,5	0,2	0,9
4,7	0	0,8	0,2	0,4
6,7	0	0,3	0	0
7,7	0	0	0	0
9,1	0	0	0	0
9,7	0,5	16,2	0,8	1,2
10,7	0	1,1	0	0,2

Tabelle 11: Einzelstoffe in der Abluft von Laborversuch 3 [mg/m³]

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	C ₅ -Keton
[d]				
3-7 (Reifk. 0%)				
0,0	19,4	1,3	1,4	1,6
0,6	36,9	16,4	35,9	4,6
1,6	10,6	7,5	40,3	3,5
2,6	0,4	2,9	1,8	3,1
4,7	0	0,9	0,5	0,6
6,6	0	0,6	0,3	0,4
8,6		0,2	0	0
8,9	0	0,2	0	0
9,6	0,2	0,1	0	0
10,6	0,1	0	0	0
3-8 (Reifk. 8.7%)				
0,0	17,4	1,3	1,5	1,4
0,6	33,0	15,9	42,0	5,1
1,6	7,3	6,3	4,1	6,2
2,6	0,2	2,9	0,8	1,2
4,7	0,1	0,7	0,2	0,3
6,6	0,0	0	0	0
8,6	0	0	0	0
8,9	0	0	0	0
9,6	0	0	0	0
10,6	0	0	0	0
3-9 (Reifk. 31.7%)				
0,0	13,4	1,6	1,5	1,0
0,6	11,7	20,9	25,8	7,0
1,6	0	3,2	0,3	0,9
2,6	0	1,3	0	0,2
4,7	0	0,3	0	0
6,6	0	0,5	0	0
8,6	0	0,8	0	0
8,9	0	0,6	0	0
9,6		0,5	0	0
10,6	0	0,4	0	0

Tabelle 12: Einzelstoffe in der Abluft von Laborversuch 5 [mg/m³]

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	C ₅ -Keton	a-Pinen	b-Pinen	Caren	Limonen
[d]								
5-13 (grob)								
0,0	1,6	8,5	20,1	8,4	0,9	3,6	0,4	10,7
0,5	0,8	41,1	79,7	6,0	8,1	13,2	4,9	13,7
1,5	0	1,5	0,2	0,7	1,3	2,6	1,3	3,1
2,5	0	0,6	0,1	0	0,6	1,0	0,4	1,1
3,5	0	0,3	0,1	0	0,5	0,5	0,1	0,4
4,5	0	0	0	0	0	0	0	0
6,5	0	0,2	0	0	0	0	0	0
6,8	0	0	0,2	0	0	0	0	0
7,5	0	0	0	0	0	0	0	0
8,5	0	0	0	0	0	0	0	0
5-14 (mittel)								
0,0	2,3	6,7	13,2	12,4	2,0	5,2	0,8	10,2
0,5	1,1	37,8	48,9	6,9	4,4	10,6	6,2	13,5
1,5	0	1,4	0	0,6	3,3	3,6	2,4	4,7
2,5	0	0,4	0	0	0,6	0,7	0,5	1,0
3,5	0	0,2	0	0	0,3	0,3	0,2	0
4,5	0	0	0	0	0	0	0	0
6,5	0	0	0	0	0,1	0	0	0
6,8	0	0	0	0	0,3	0,2	0	0,3
7,5	0	0	0	0,2	0,2	0	0	0
8,5	0	0	0	0	0,2	0,2	0	0
5-15 (fein)								
0,0	2,7	4,1	7,7	8,8	1,8	4,7	0,7	6,7
0,5	1,8	51,1	118,8	10,1	8,5	16,9	7,0	17,9
1,5	0	1,5	0,2	0,9	2,9	3,2	1,9	3,9
2,5	0	0,6	0,1	0,2	0,9	0,9	0,5	1,1
3,5	0	0,2	0,5	0	0,5	0,3	0	0,4
4,5	0	0	0	0	0	0	0	0
6,5	0	0	0	0	0	0	0	0
6,8	0	0	0	0	0	0	0	0
7,5	0	0	0	0	0	0	0	0
8,5	0	0	0	0	0,3	0,3	0,2	0

Tabelle 13: Einzelstoffe in der Abluft von Laborversuch 6 [mg/m³]

Laufzeit [d]	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	C ₅ -Keton	a-Pinen	b-Pinen	Caren	Limonen
6-16 (Bentonit 0%)								
0,0	15,5	3,3	4,8	2,4	2,2	4,9	0,3	26,6
0,7	3,1	21,2	18,2	4,6	7,0	9,0	0,8	47,1
1,7	0	2,4	0,4	0,9	3,4	3,4	0,5	25,6
2,7	0	0,8	0,1	0	0,9	1,2	0,1	11,0
3,6	0	0,2	0,0	0	0,2	0,4	0,0	3,7
4,6	0	0	0,0	0	0,1	0,3	0	2,1
5,7	0	0	0	0	0,1	0,2	0	1,6
6,7	0	0	0	0	0	0	0	1
6,9	0	0	0	0	0	2	0	29,4
7,7	0	0	0	0	0	0	0	1,3
8,7	0	0	0	0	0	0	0	0,8
9,7	0	0	0	0	0	0	0	0,4
10,7	0	0	0	0	0	0	0	0,1
6-17 (Bentonit 1.6%)								
0,0	12	2,6	3	1,6	1,7	3,4	0,1	23,0
0,7	2	24,4	14	4	8,1	10,1	2,2	42,2
1,7	0	1,7	0	1	2,4	3,0	0,6	18,1
2,7	0	1	0	0	0,8	0,7	0,1	4
3,6	0	0	0	0	0,2	0,2	0	1
4,6	0	0	0		0,1	0,1	0	1
5,7	0	0	0		0,1	0,1	0	0,6
6,7	0	0	0	0	0,1	0,1	0	0,5
6,9	0	0	0	0	0,1	0,7	0	10,5
7,7	0	0	0	0	0	0	0	0,2
8,7	0	0	0	0	0	0	0	0,2
9,7	0	0	0	0	0	0	0	0,1
10,7	0	0	0	0	0	0	0	0
6-18 (Bentonit 7.8%)								
0,0	12	2,2	4	1,9	2,1	6,0	0,1	29,5
0,7	2	32,3	59	5	7,8	8,2	0,9	39,0
1,7	0	1,4	0	1	3,7	4,3	0	23,9
2,7	0	0	0	0	1,1	1,6	0	7,0
3,6	0	0	0	0	0,2	1	0	1
4,6	0	0	0	0	0,1	0	0	1
5,7	0	0	0	0	0,1	0	0	1
6,7	0	0	0	0	0,1	0,2	0	0,6
6,9	0	0	0	0	0,2	1,6	0	13,9
7,7	0	0	0	0	0	0	0	0,4
8,7	0	0	0	0	0	0	0	0,4
9,7	0	0	0	0	0	0	0	0,2
10,7	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 14: Einzelstoffe in der Abluft von Laborversuch 7 [mg/m³]

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	C ₅ -Keton	a-Pinen	b-Pinen	Caren	Limonen
[d]								
7-19 (Altk. 0%)								
0,0	2,2	0,7	0,4	0,2	2,2	2,5	0,1	21,5
0,6	0,3	1,9	0,1	0,1	4,7	5,8	0,1	53,5
1,6	0	1,8	0,3	0,4	8,1	8,0	0,5	16,3
2,6	0	0,3	0,0	0	2,5	1,6	0,1	1,5
3,7	0	0,1	0,0	0	0,1	0,1	0	0,6
4,7	0	0	0,0	0	0,1	0	0	0,4
5,6	0	0	0	0	0,1	0	0	0,2
6,9	0	0	0	0	0	1	0	21
7,6	0	0	0	0	0	0	0	0,6
8,7	0	0	0	0	0	0	0	0,3
9,6	0	0	0	0	0	0	0	0,2
10,8	0	0	0	0	0	0	0	0,1
11,6	0	0	0	0	0	0	0	0,1
7-20 (Altk. 7.8%)								
0,0	4	0,6	0	0,2	1,6	2,2	0,3	30,9
0,6	1	2,6	0	0	3,5	5,0	0,1	65,3
1,6	0	2,5	0	1	14,1	7,4	3,1	17,0
2,6	0	0	0	0	1,6	1,1	0,3	2
3,7	0	0	0	0	0,2	0,1	0	0
4,7	0	0	0	0	0,1	0	0	0
5,6	0	0	0	0	0,1	0	0	0,1
6,9	0	0	0	0	0,3	0,8	0	32,0
7,6	0	0	0	0	0,1	0	0	0,4
8,7	0	0	0	0	0	0	0	0,2
9,6	0	0	0	0	0	0	0	0,1
10,8	0	0	0	0	0	0	0	0,1
11,6	0	0	0	0	0	0	0	0
7-21 (Altk. 38.8%)								
0,0	1,8	0,4	0,3	0	1,7	1,4	0,1	11,6
0,6	0	1,3	0	0	2,8	2,3	0,5	25,4
1,6	0	0,1	0	0	4,1	2,8	0	1,0
2,6	0	0	0	0	0,6	0,5	0	0,3
3,7	0	0	0	0	0,1	0	0	0
4,7	0	0	0	0	0,1	0	0	0
5,6	0	0	0	0	0,1	0	0	0
6,9	0	0	0	0	0,4	0,6	0,1	9,4
7,6	0	0	0	0	0,1	0	0	0,1
8,7	0	0	0	0	0,1	0	0	0,1
9,6	0	0	0	0	0,1	0	0	0,1
10,8	0	0	0	0	0	0	0	0
11,6	0	0	0	0	0	0	0	0

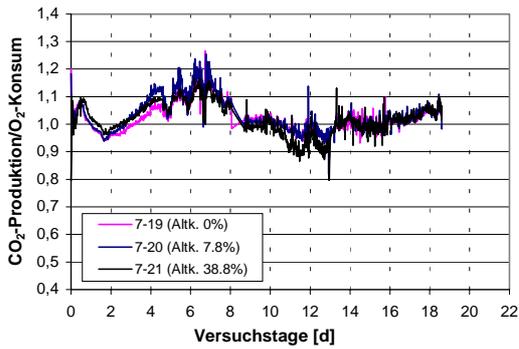
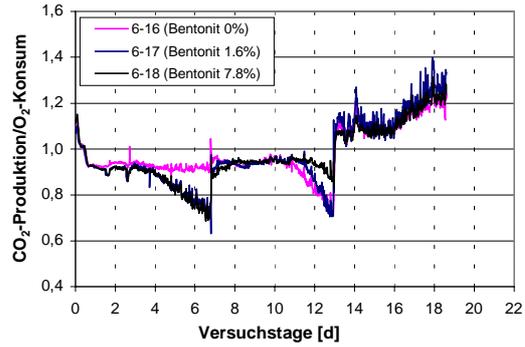
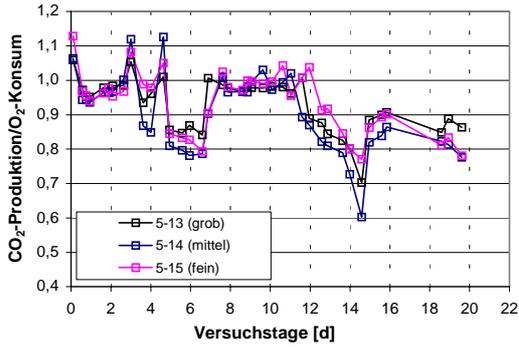
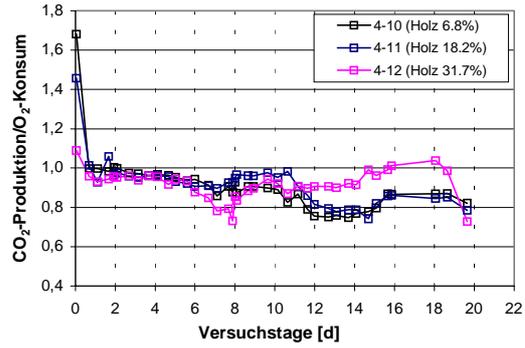
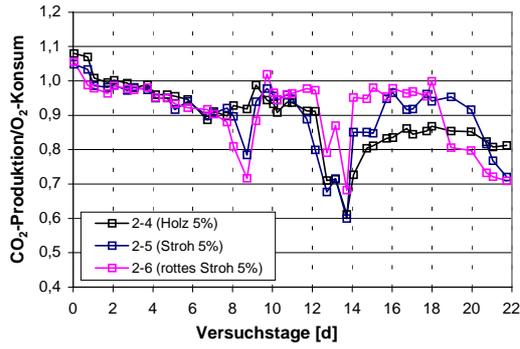
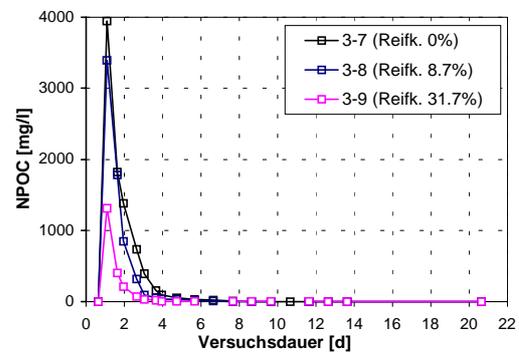
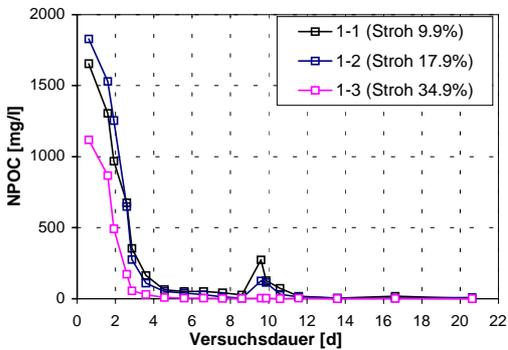


Abbildung 1: Respiratorische Quotienten der Laborversuche



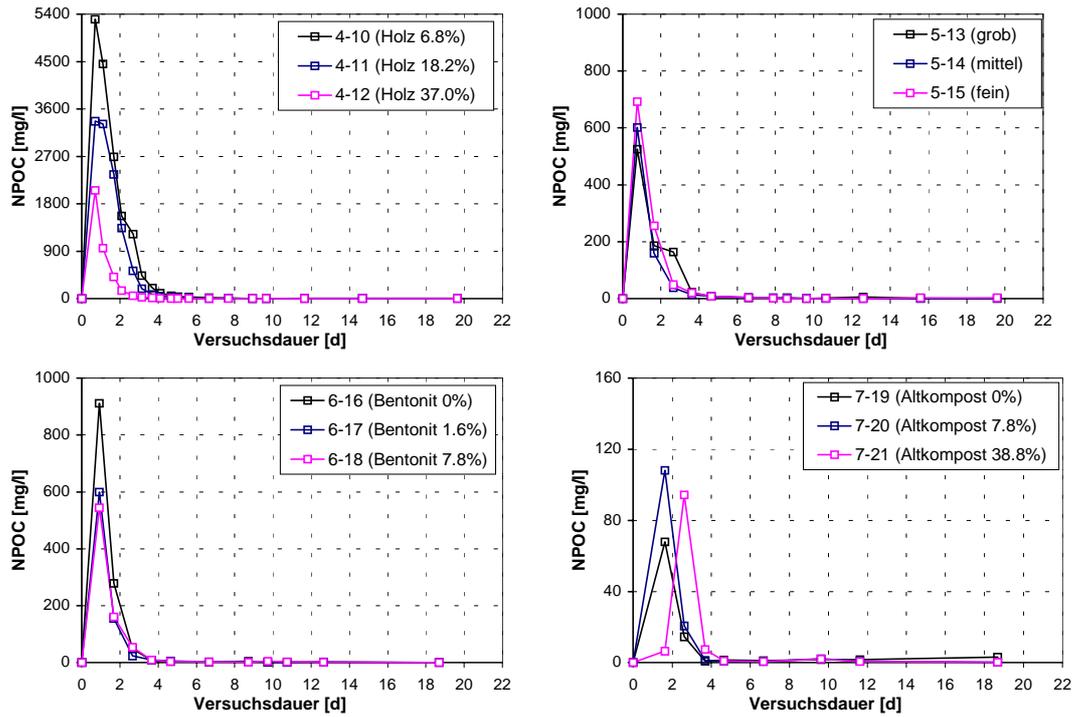


Abbildung 2: NPOC-Gehalte im Kondensat während der Laborrotte

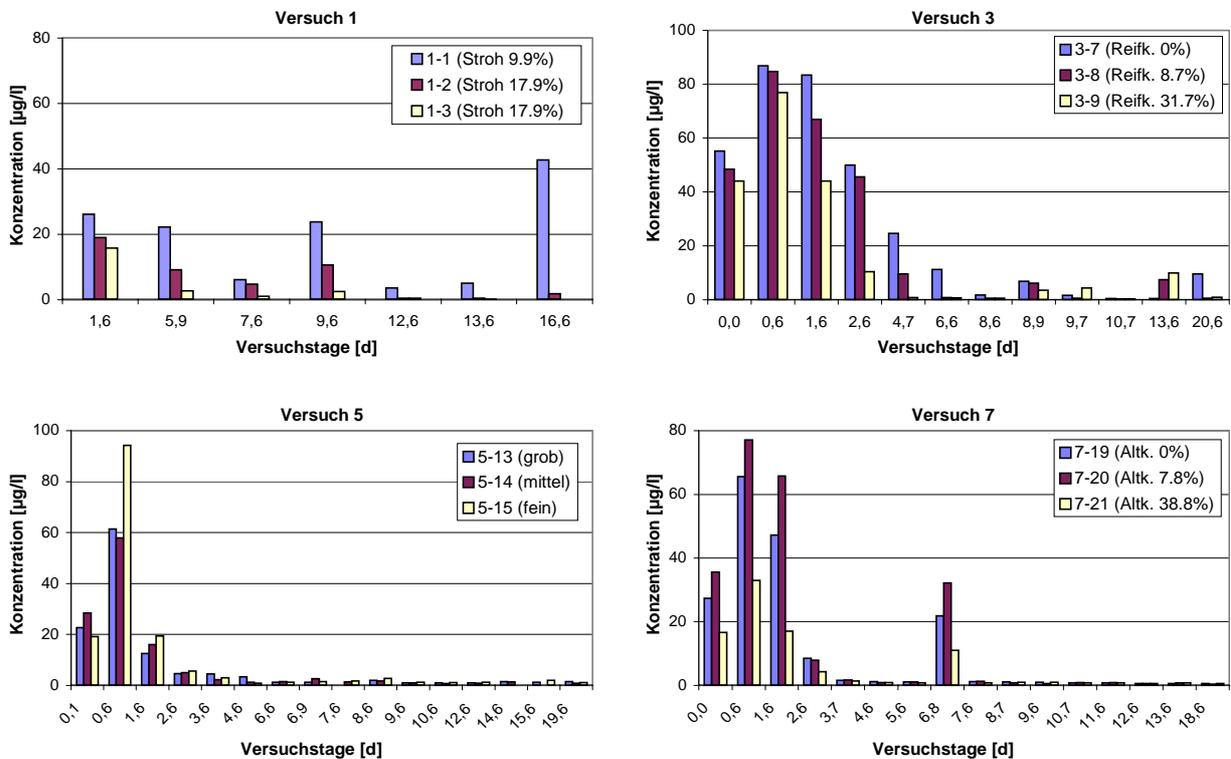


Abbildung 3: Konzentration VOC >C5

Praxisversuche

Tabelle 15: $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und Kjeldahl-N in den Rottegemischen bei der technischen Boxenrotte

Versuch	$\text{NH}_4\text{-N}$ [mg N/kgTS]					$\text{NO}_3\text{-N}$ [mg N/kgTS]				
	Beginn	1. Woche	2. Woche	2. Woche	4. Woche	Beginn	1. Woche	2. Woche	2. Woche	4. Woche
		Box	Box	Nachrotte	Nachrotte		Box	Box	Nachrotte	Nachrotte
1-R1	331	606	322	-	204	48	17	16	-	14
1-R2	444	156	128	-	237	66	15	19	-	24
2-R1	398	426	270	484	299	76	26	17	18	19
2-R2	370	341	257	-	465	69	22	17	-	27
3-R1	327	382	389	-	365	65	22	17	-	22
3-R2	362	536	233	-	802	41	24	16	-	26
4-R1	268	531	322	-	229	55	22	13	-	27
4-R2	262	254	105	-	463	53	18	12	-	19
5-R1	395	216	380	315	373	115	14	17	11	22
5-R2	270	599	96	117	87	68	21	9	9	22
6-R1	627	634	355	315	248	56	50	20	26	36
6-R2	772	396	374	329	208	88	35	27	26	27
7-R1	261	368	335	339	154	34	22	15	17	84
7-R2	229	348	314	320	203	73	34	16	17	39
8-R1	405	452	334	351	326	42	17	15	24	37
8-R2	340	309	254	219	292	35	13	12	17	52

Tabelle 15 (Fortsetzung)

Versuch	Kjeldahl-N [kg N/ MgTS]				
	Beginn	1. Woche	2. Woche	3. Woche	4. Woche
		Box	Box	Nachrotte	Nachrotte
1-R1	12,5	13,3	13,3	-	15,0
1-R2	15,8	14,6	16,1	-	15,9
2-R1	14,6	14,3	16,3	-	17,8
2-R2	14,3	14,6	17,0	-	17,6
3-R1	12,7	14,1	16,0	-	17,2
3-R2	13,3	12,0	16,0	-	16,5
4-R1	11,2	13,7	14,0	-	13,4
4-R2	11,0	12,7	12,6	-	12,3
5-R1	13,1	9,6	13,6	13,2	13,7
5-R2	10,7	15,5	11,6	11,7	12,6
6-R1	13,9	15,8	14,1	13,5	16,2
6-R2	15,7	16,8	-	-	-
7-R1	11,9	11,7	10,8	10,7	13,5
7-R2	12,9	13,5	12,7	12,6	12,2
8-R1	15,0	12,2	11,6	11,3	11,9
8-R2	12,6	8,8	9,8	10,1	9,8

Tabelle 16: Gehalt leicht hydrolysierbarer Kohlenhydrate einiger Feststoffe bei der technischen Boxenrotte

Versuch	Hexosen [g/kg]				
	Beginn	1. Woche	2. Woche	2. Woche	4. Woche
		Box	Box	Nachrotte	Nachrotte
5-R1	132	91	98	87	77
5-R2	118	93	80	76	81
6-R1	117	114	85	67	68
6-R2	128	115	97	86	58
7-R1	112	99	78	67	42
7-R2	78	75	63	55	52
8-R1	91	77	64	64	51
8-R2	77	56	52	46	32

Tabelle 17: Kondensat- und Abluftmengen bei der technischen Boxenrotte

Versuch	Kondensat [L]			Abluft [m ³]		
	Summe	1. Woche	2. Woche	Summe	1. Woche	2. Woche
1-R1	-	-	-	62245	35238	27007
1-R2	-	-	-	103743	47904	55839
2-R1	12360	6160	6200	125143	58202	66940
2-R2	11520	6050	5470	55304	44829	10475
3-R1	16480	7850	8630	121831	86929	34902
3-R2	13140	7600	5540	132790	61520	71269
4-R1	11900	7000	4900	134452	66411	68041
4-R2	13100	7900	5200	54293	39496	14797
5-R1	12849	7960	4888	179220	95014	84206
5-R2	9430	6603	2827	182237	93376	88861
6-R1	14330	9602	4729	119722	83358	36364
6-R2	15963	9463	6500	114222	69663	44559
7-R1	11779	7353	4426	145079	78740	66340
7-R2	13275	6637	6637	126495	72241	54254
8-R1	11090	6488	4602	104301	72331	31970
8-R2	10911	7362	3549	89261	71458	17802

Tabelle 18: Einzelstoffe im Kondensat einer technischen Boxenrotte (Versuch 2)

[mg/l]	2-R1 (Reifkompost 0 %)					2-R2 (Reifkompost 5.4 %)				
Laufzeit	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol
1,7	11,7	79,0	0,6	0,5	0,5	184,4	651,9	3,7	1,2	3,1
3,2	38,8	128,5	0,8	1,7	0,5	43,4	51,0	0,4	1,4	0,2
4,7	16,6	10,3	2,6	1,8	0	5,9	4,9	0,7	0,2	0
5,7	0,1	3,8	0,5	0,1	0	1,7	2,7	0,9	0,6	0
6,7	6,0	2,9	0	0,1	0	1,6	2,1	0	0,1	0
7,1	5,8	2,8	0	0,2	0	1,5	1,9	0	0,1	0
7,7	5,2	3,8	0,2	0,2	0	1,8	1,2	0,7	0,2	0
8,6	0,4	6,0	0,5	0,2	0	0,2	0	0,4	0,1	0
10,2	0	0,0	0,3	0,2	0	0	0	0	0	0
11,7	0	6,8	0,3	0,6	0	0	0	0	0	0
12,6	0	0	1,0	0,1	0	0	0	0	0	0
13,6	0	4,1	0	0,4	0	0	0	0	0	0

Tabelle 19: Einzelstoffe im Kondensat einer technischen Boxenrotte (Versuch 3)

[mg/l]	3-R1 (Reifkmpst. 0 %)					3-R2 (Reifkmpst. 21.5 %)				
Laufzeit	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol
0,8	241,1	631,4	2,0	1,3	3,1	126,4	70,2	0,9	0,6	0,3
1,7	69,3	232,6	1,3	6,8	0,8	8,4	3,6	0,4	0,3	0,0
3,3	8,2	3,9	1,0	0,6	0	0,1	0,0	0,3	0,2	0
4,8	0,3	0,0	0,3	0,1	0	0,1	0,0	0,4	0,0	0
5,7	0,1	0	0,3	0,0	0	0,1	0	0	0	0
6,7	0,1	0	0,2	0,0	0	0,1	0	0	0	0
7,2	5,6	90,9	1,3	4,8	1	0,1	0	0,0	0	0
7,9	0,2	1	0,4	0,2	0	0,7	15	0,5	1,6	0

Tabelle 20: Einzelstoffe im Kondensat einer technischen Boxenrotte (Versuch 4)

[mg/l]	4-R1 (BA ungeschr.)					4-R2 (BA geschr)				
Laufzeit	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol
0,5	125,2	167,9	1,8	0,8	1,5	53,9	800,4	9,2	0,7	3,1
0,8	183,6	37,9	2,2	1,0	0,4	272,9	362,5	9,1	9,0	4,4
1,7	9,4	2,9	2,3	2,2	0	96,8	12,8	1,8	5,9	0
2,7	0,3	0	0,6	0,1	0	13,1	0	0,7	0,2	0
4,8	0,1	0	0,3	0	0	0,5	0	0,5	0	0
5,7	0,1	0	0,2	0	0	0	0	0,3	0	0
6,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7,3	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8,3	0,5	0	0,4	0,1	0	0	0	0	0	0

Tabelle 21: Einzelstoffe im Kondensat einer technischen Boxenrotte (Versuch 5)

[mg/l]	5-R1 (Holzschr. 26.6 %)					5-R2 (Holzschr. 58.4 %)				
Laufzeit	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol
0,4	0		0	0		0	0	0	0	
1,3	0		0	0		112,8	12,2	1,3	0,7	
2,3	0,7		0,2	6,9		8,5	0,0	0	0,8	
3,3	2,2		0,4	2,1		0	0	0,3	0,1	
4,3	0,4		0,4	0		0	0	0	1,2	
5,3	0		0,2	1,0		0	0	0	0	
5,8	0		0	0,4		0	0	0	0,8	
6,8	3,3		0	0		0	0	0	0,2	
7,4	0		0	0		0	0	0	0	
8,3	0		0	0		0	0	0	0	
9,3	0		0,3	0,5		0	0	0	0,6	
10,3	0		0,3	1,5		0	0	0	0	
11,3	0		0	0		0	0	0	0,9	
12,3	0		0	0,1		0	0	0	1,6	
12,8	0,4		3,5	5,3		0	0	0	6,8	
13,8	0,9		0	0		0	0	0	0	

Tabelle 22: Einzelstoffe im Kondensat einer technischen Boxenrotte (Versuch 6)

[mg/l]	6-R1 (Holzschr. 25.4 %)					6-R2 (Stroh 6.2 %)				
Laufzeit	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol
1,3	315,2	707,0	3,4	18,0	4,1	267,7	1201,1	4,0	5,6	6,9
2,3	21,7	12,6	0,4	1,1	0	71,7	120,6	1,8	6,0	0,6
3,3	1,7	1,4	0,5	0,2	0	11,5	5,4	1,4	0,9	0
4,3	0,1	0	0,4	0,1	0	1,2	0	0,8	0,2	0
5,3	0,1	0	0,4	0	0	0,2	0	0,6	0,2	0
6,4	0,1	0	0	0,2	0	0,1	0	0,8	0,1	0
6,8	0,1	0	0	0,1	0	0,1	0	0,5	0,2	0
7,5	0,1	0	0	0,1	0	0,1	0	0,3	0	0
8,3	0,5	0	0,2	0,2	0	1,4	1,7	2,3	0,2	0
9,3	0,1	0	0,3	0,1	0	0,1	0	0,9	0,2	0
10,3	0	0	0,5	0,1	0	0	0	0,7	0,1	0
11,3	0	0	0,2	0	0	0	0	0,8	0,1	0
12,3	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0
13,1	0	0	0,3	0,3	0	0	0	0,0	0,1	0

Tabelle 23: Einzelstoffe im Kondensat einer technischen Boxenrotte (Versuch 7)

[mg/l]	7-R1 (Reifkmpst. 0 %)					7-R2 (Reifkmpst. 21.5 %)				
Laufzeit	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol
0,8	344,4	515,3	3,3	1,3	2,1	72,9	99,3	1,4	0,2	0,3
1,8	33,5	28,0	0,7	1,1	0	4,3	4,9	2,2	0,4	0
2,8	2,0	0	0,7	0,2	0	0,8	0	1,1	0,3	0
3,8	0,2	0	0,4	0	0	0,2	0	0,4	0,0	0
4,8	0,1	0	0,3	0	0	0,1	0	0	0,1	0
5,8	0,1	0	0,2	0	0	0,1	0	0	0	0
6,9	0,1	0	0	0	0	0,3	0	0	0,1	0
7,1	0,1	0	0	0	0	0,6	0	0	0,1	0
7,8	0,1	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0
8,8	0,1	0	0,3	0	0	0	0	0,4	0,1	0
9,8	0,1	0	0,2	0	0	0	0	0	0,1	0

Tabelle 24: Einzelstoffe im Kondensat einer technischen Boxenrotte (Versuch 8)

[mg/l]	8-R1 (Bentonit 0 %)					8-R1 (Bentonit 8.8 %)				
Laufzeit	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol	Acet- aldehyd	Ethanol	Aceton	2-Butanon	2-Methyl- 1-Propanol
0,8	193,3	191,6	4,1	1,3	1,7	241,8	364,6	4,8	2,4	3,6
1,8	11,7	10,0	0,6	0,4	0	19,3	182,3	2,7	1,4	1,8
2,8	0,8	0	0,6	0,3	0	1,5	0	0,7	0,4	0
3,8	0	0	0,3	0,3	0	0,3	0	0,4	0,5	0
4,8	0,1	0	0	0,2	0	0	0	0,3	0,5	0
5,8	0	0	0	0,3	0	0,2	0	0	0,2	0
6,7	0	0	0,4	0,5	0	0,1	0	0	0,5	0
7,1	7,6	58,8	1,8	1,7	0	6,0	47,4	1,5	1,4	0,4
7,8	1,2	13,5	0,5	0,5	0	3,5	37,3	1,3	1,3	0,3

Tabelle 25: Einzelstoffe in der Abluft einer technischen Boxenrotte (Versuch 1) [mg/m³]

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	Ethanol	C ₅ -Keton
[d]	1-R1 (Holzschrd. 25.2 %)				
0,6	9,2	1,3	0,7	-	2,9
0,9	9,2	2,6	2,3	-	3,3
1,2	9,3	2,4	5,5	-	3,4
1,8	14,4	3,7	22,6	-	5,2
2,7	8,9	4,3	73,1	-	3,4
4,3	2,6	2,9	33,6	-	4,2
5,8	0,8	3,7	61,8	-	4,1
6,8	0,3	3,1	30,9	-	4,3
7,7	0	1,0	13,3	-	1,0
8,1	0	0,0	0,2	-	0
8,7	13,8	11,0	130,5	-	17,9
9,6	13,5	14,1	165,3	-	19,8
11,3	0	0	0	-	0
12,8	5,1	20,0	170,3	-	26,6
13,8	0	0	0	-	0
14,7	2,1	2,5	12,6	-	4,2
1-R2 (Stroh 4.2 %)					
0,6	13,3	1,5	1,2	-	3,5
0,9	9,8	1,9	2,4	-	2,6
1,2	10,2	1,4	1,8	-	1,2
1,8	34,8	3,0	14,3	-	4,1
2,7	255,9	21,9	370,6	-	99,5
4,3	15,6	5,4	39,3	-	7,7
5,8	5,7	7,6	31,3	-	9,1
6,8	5,1	0,8	29,1	-	8,8
7,7	2,7	2,3	8,6	-	2,4
8,1	0	0	0,2	-	0,0
8,7	0,7	2,8	10,0	-	1,6
9,6	0,4	3,2	8,8	-	1,3
11,3	0	0	0	-	0
12,8	0	2,4	0,6	-	0,9
13,8	0	44,8	2,3	-	1,3
14,7	0	0,3	0,3	-	0

Tabelle 26: Einzelstoffe in der Abluft einer technischen Boxenrotte (Versuch 2) [mg/m³]

Laufzeit [d]	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	Ethanol	C ₅ -Keton
2-R1 (Reifkompost 0 %)					
0,1	2,2	0,4	0,3	0	0,2
0,7	2,7	0,8	0,4	55,0	0,7
1,7	20,0	5,8	3,4	472,0	5,6
3,2	6,3	5,0	12,6	0	2,2
4,7	2,7	11,2	11,2	11,0	4,9
5,7	1,9	5,3	3,8	0	3,1
6,7	0,2	0,2	0,2	0	0,1
7,1	2,6	0,6	0,9	0	0,2
7,7	0,1	1,7	1,5	0	0,6
8,6	1,0	5,6	4,5	11,0	3,6
10,2	0,1	2,2	1,0	0	0,7
11,7	0,1	1,8	1,3	0	0,3
12,6	0,1	2,2	0,7	0	0,3
13,6	0	0,1	0,7	16,0	0
2-R2 (Reifkompost 5.4 %)					
0,1	1,6	0,5	0,2	0	0,1
0,7	2,5	1,9	0,5	57,0	0,7
1,7	11,1	10,2	5,8	236,0	3,9
3,2	4,0	3,3	9,3	0	0,9
4,7	1,1	1,1	4,0	11,0	2,1
5,7	0,9	4,2	1,0	0	0,7
6,7	0,1	0,3	0,2	0	0,1
7,1	3,2	1,0	1,3	0	0,3
7,7	0,1	2,4	0,5	0	0,3
8,6	0,4	4,7	0,9	11,0	1,0
10,2	0,1	0,9	0,2	0	0,1
11,7	0,1	0,2	0	0	0
12,6	0,1	0,1	0,1	0	0
13,6	0,1	0,2	1,0	9,0	0,2

Tabelle 27: Einzelstoffe in der Abluft einer technischen Boxenrotte (Versuch 3) [mg/m³]

Laufzeit [d]	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	Ethanol	C ₅ -Keton
3-R1 (Reifkmpst. 0 %)					
0,3	14,2	2,8	1,7	0	1,7
0,8	13,4	5,1	5,2	317	2,3
1,7	7,1	4,4	29,7	71	1,0
3,3	3,6	8,9	14,8	0	2,1
4,8	0,2	1,7	2,8	0	0
5,7	0,2	1,2	0,2	0	0
6,7	2,4	1,4	0,3	0	0
7,2	0,6	4,3	15,2	0	0
7,9	0	2,8	4,8	0	0
8,9	0	1,8	0	0	0
9,9	0	0	0	0	0
11,9	0	0	0	0	0
12,8	0	0	0	0	0
13,8	0	0	0	0	0
3-R2 (Reifkmpst. 21.5 %)					
0,3	14,6	3,9	1,7	0	2,4
0,8	2,5	2,1	1,6	53,0	0
1,7	2,1	2,0	2,0	0	0
3,3	2,2	5,3	3,9	0	1,7
4,8	0	2,8	0,0	0	0
5,7	0	2,4	0,0	0	0
6,7	0	0	0,0	0	0
7,2	4,9	2,6	14,2	0	0
7,9	0	0	1,8	0	0
8,9	0	0	3,7	0	0
9,9	0	0	2,4	0	0
11,9	0	2	10,9	0	0
12,8	0	0	1,5	0	0
13,8	0	0	0	0	0

Tabelle 28: Einzelstoffe in der Abluft einer technischen Boxenrotte (Versuch 4) [mg/m³]

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	Ethanol	C ₅ -Keton	a-Pinen	b-Pinen	Caren	Limonen	>C ₅
[d]	4-R1 (BA ungeschr.)									
0,5	3,6	9,7	6,3	0	3,3	14,7	18,3	5,2	89,7	140,7
0,8	1,5	7,2	4,5	20,0	0,6	12,4	16,4	5,7	60,0	139,3
1,7	1,0	11,0	9,0	0	1,9	12,7	19,7	6,5	82,4	143,2
2,7	0,2	1,9	0,7	0	0,3	4,3	5,5	2,0	29,5	49,1
4,8	0,3	2,2	0,2	0	0,3	1,2	3,7	0,7	14,6	25,8
5,7	0,2	1,6	0	0	0	1,3	3,3	0,6	13,5	23,2
6,7	0	1,2	0	0	0	0,7	1,2	0,4	11,1	15,9
7,3	0,4	0,8	0,7	0	0	1,3	1,8	0,5	17,8	23,8
8,3	0,2	1,8	0,3	0	0	1,1	2,1	0,7	17,3	54,7
8,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36,9
10,2	0	0,9	0	0	0,1	0,9	1,1	0,3	6,3	19,2
11,8	0	0,6	0	0	0,2	0,2	0,7	0,3	5,2	10,6
12,7	0	0,5	0	0	0	0,2	0,9	0,4	9,1	15,9
13,7	0	0,2	0	0	0	0,3	0,6	0,3	7,4	13,8
	4-R2 (BA geschr)									
0,5	16,5	15,6	2,4	0	5,9	14,0	21,5	6,6	84,2	198,5
0,8	8,1	17,0	24,5	199,0	7,6	12,7	19,2	6,8	87,6	183,5
1,7	2,7	8,9	27,9	22,0	4,0	10,5	16,2	6,3	65,4	148,6
2,7	0,8	1,8	1,9	0	0,7	2,8	3,3	1,3	19,1	32,6
4,8	0,3	2,3	0,3	0	0,4	0,8	2,7	0,6	14,4	24,7
5,7	0,2	1,8	0,2	0	0,2	0,7	2,7	0,7	15,5	23,5
6,7	0,2	0,5	0	0	0,1	0,9	1,2	0,5	11,0	30,5
7,3	0,1	1,1	0	0	0,3	1,5	2,1	0,7	18,3	26,2
8,3	0,1	1,6	0	0	0,3	1,7	2,1	0,1	14,8	47,2
8,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28,3
10,2	0	0,6	0	0	0,2	0,7	0,8	0,3	3,5	9,4
11,8	0	0,5	0	0	0,2	0,1	0,5	0,3	5,0	12,2
12,7	0	0,4	0	0	0,1	0,1	0,8	0,4	9,4	14,7
13,7	0	0,2	0	0	0,0	0,4	0,8	0,5	9,1	15,8

Tabelle 29: Einzelstoffe in der Abluft einer technischen Boxenrotte (Versuch 5) [mg/m³]

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	Ethanol	C ₅ -Keton	a-Pinen	b-Pinen	Caren	Limonen	>C ₅
[d]	5-R1 (Holzschrtd. 26.6 %)									
0,4	6,1	1,2	0,6	0	0,5	9,4	11,2	2,2	60,1	93,9
1,3	7,7	7,9	8,9	70,0	3,5	9,9	15,4	4,8	73,3	127,1
2,3	0,2	0,9	0,7	0	0,2	5,4	11,1	3,9	35,5	70,0
3,3	0	2,0	0,5	0	0,5	22,2	22,2	5,9	43,2	116,0
4,3	0	1,4	0,2	0	0,3	13,9	11,2	2,0	28,2	67,0
5,3	0	1,1	0	0	0,2	4,8	5,6	1,1	18,6	38,7
5,8	0	1,2	0	0	0,2	1,9	1,8	0,6	11,9	26,5
6,8	0	0	0	0	0	1,2	1,0	0,5	5,2	11,4
7,4	0,4	0,3	0,2	0	0	3,9	5,1	1,1	45,9	59,3
8,3	0	0,5	0,2	0	0	3,5	3,6	0,8	35,4	41,2
9,3	0	1,5	0,2	0	0,2	2,3	3,6	0,9	12,8	30,4
10,3	0	1,4	0,2	0	0,4	1,4	1,8	0,4	9,1	19,6
11,3	0	0,8	0,3	0	0,2	0,4	0,5	0,3	4,7	9,3
12,3	0	0,2	0	0	0	0,3	0,4	0,2	3,8	8,0
12,8	0	0,3	0	0	0	0,4	0,3	0,1	2,7	6,0
13,8	0	0,1	0	0	0	0,7	0,5	0,2	0,0	5,7
	5-R2 (Holzschrtd. 58.4 %)									
0,4	4,6	1,1	0,4	0	0,5	8,2	8,4	2,6	53,0	81,9
1,3	1,9	5,7	4,1	0	1,0	8,2	13,7	6,2	67,4	114,8
2,3	0,2	0,1	0	0	0	1,4	2,0	0,8	4,0	13,6
3,3	0	1,4	0	0	0	26,3	20,0	4,5	18,4	88,2
4,3	0	0,9	0	0	0	5,5	6,2	1,4	12,8	36,3
5,3	0	0,6	0	0	0	0,8	0,7	0,5	7,0	17,6
5,8	0	0,3	0	0	0	0,2	0,3	0,2	2,9	10,6
6,8	0	0,0	0	0	0	1,0	0,8	0,4	2,5	7,1
7,4	0	0,3	0	0	0	1,9	2,3	0,4	30,7	37,7
8,3	0	1,0	0,3	0	0	0	0	0	0	1,7
9,3	0	0	0	0	0	4,2	0,0	1,2	14,4	3,4
10,3	0	0	0	0	0	0,2	0,1	0,1	0,7	5,1
11,3	0	0	0	0	0	0,3	0,1	0,2	1,0	4,2
12,3	0	0	0	0	0	0,3	0,4	0,3	4,1	8,5
12,8	0	0	0	0	0	0,3	0,2	0,1	1,5	4,4
13,8	0	0	0	0	0	0,4	0,3	0,1	0,1	3,4

Tabelle 30: Einzelstoffe in der Abluft einer technischen Boxenrotte (Versuch 7) [mg/m³]

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	Ethanol	C ₅ -Keton	a-Pinen	b-Pinen	Caren	Limonen	>C ₅ ohne Terpene
[d]	7-R1 (Reifkmpst. 0 %)									
0,1	5,0	1,6	0,6	0	0,6	6,2	9,2	1,0	59,7	84,7
0,8	11,2	9,2	5,3	151,0	5,1	6,1	9,6	2,3	74,7	113,5
1,8	0,4	1,6	3,6	0	0,3	4,3	7,8	2,7	31,6	58,3
2,8	0	3,0	0,9	0	0,8	13,4	11,8	4,0	33,2	84,6
3,8	0	0,4	0,0	0	0	9,3	6,7	1,5	20,1	48,0
4,8	0	1,3	0,1	0	0	5,4	4,2	1,0	14,8	n.v.
5,8	0	0	0	0	0	1,5	1,6	0,4	9,5	19,5
6,9	0	1,5	0,2	0	0	0	0	0	0	3,0
7,1	0,3	0,2	0,1	0	0	0	0	0	0	31,7
7,8	0	1,3	0,3	0	0	2,3	3,5	0,6	35,8	46,1
8,8	0	1,3	0,2	0	0,2	2,0	2,3	0,5	8,4	28,1
9,8	0	0,8	0,1	0	0,2	0,4	0,4	0,2	4,3	10,1
10,8	0	0,3	0	0	0	0,2	0,3	0,2	2,8	7,9
11,8	0	0,3	0	0	0	0,3	0,3	0,2	3,2	8,2
12,8	0	0,2	0	0	0	0,2	0,1	0,1	1,2	5,2
13,4	0	0,1	0	0	0	0,9	0,7	0,4	1,8	7,4
	7-R2 (Reifkmpst. 21.5 %)									
0,1	4,9	2,2	0,8	0	0,8	6,2	9,6	3,1	47,1	79,1
0,8	1,1	16,9	4,1	28,0	1,0	5,2	10,0	3,4	79,3	111,9
1,8	0,1	8,6	1,6	0	0,5	10,3	10,8	4,0	25,5	68,4
2,8	0,4	4,8	1,5	0	1,9	12,3	10,6	5,0	41,5	98,7
3,8	0,3	2,8	0,9	0	1,4	5,6	5,5	2,3	37,0	61,9
4,8	0,1	0,9	0,4	0	0,6	3,9	4,0	1,5	28,8	
5,8	0	0,0	0	0	0,0	2,1	2,5	0,8	20,6	31,9
6,9	0,4	2,2	0,8	0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5
7,1	0,3	0,7	0,4	0	0,1	2,4	4,1	0,5	30,3	40,8
7,8	0	0,2	0	0	0,0	0,7	1,8	0,3	5,2	11,6
8,8	0	3,6	0,6	0	0,7	2,6	2,7	1,0	16,4	12,7
9,8	0	0,9	0,2	0	0,2	0,8	1,1	0,4	6,6	13,7
10,8	0	0,4	0	0	0,1	0,4	0,4	0,2	3,6	8,7
11,8	0	0,2	0	0	0,0	0,3	0,3	0,2	2,7	7,4
12,8	0	0	0	0	0,0	0,2	0,2	0,1	1,4	4,7
13,4	0	0	0	0	0,0	0,6	0,5	0,4	1,4	5,7

Tabelle 31: Einzelstoffe in der Abluft einer technischen Boxenrotte (Versuch 8) [mg/m³]

Laufzeit	Acetaldehyd	Aceton	Butanon	Ethanol	C ₅ -Keton	a-Pinen	b-Pinen	Caren	Limonen	>C ₅ ohne Terpene
[d]	8-R1 (Bentonit 0 %)									
0,1	1,8	1,6	0,6	0	0,8	1,0	0,6	0,1	2,2	7,3
0,8	4,7	12,4	4,4	63,0	3,8	7,2	10,1	1,6	61,9	96,9
1,8	0,3	0,5	0	0	0,1	1,8	2,6	0,7	12,8	24,5
2,8	0	1,9	0,4	0	0,5	7,7	5,7	1,4	16,8	41,9
3,8	0	1,7	0,2	0	0,4	4,8	4,3	0,7	12,1	28,1
4,8	0	1,0	0	0	0	2,6	2,4	0,4	7,6	17,3
5,8	0	0,5	0	0	0	0,4	0,4	0,1	3,0	6,2
6,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5
7,1	1,4	0,6	0,2	0	0	1,0	1,8	0,1	19,5	23,1
7,8	0	1,4	0,2	0	0	2,2	3,9	0,4	34,0	41,8
8,8	0	1,3	0,2	0	0	1,3	1,5	0,3	4,4	22,8
9,8	0	0,6	0	0	0	0,3	0,2	0,2	1,3	3,8
10,8	0	0,4	0	0	0	0,2	0,2	0,2	1,2	3,5
11,8	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0,8	3,3
12,8	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,3	1,5
13,2	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,3	2,1
	8-R1 (Bentonit 8.8 %)									
0,1	2,0	0,8	0,4	0	0,6	1,2	0,6	0,1	1,1	5,9
0,8	5,2	12,1	5,8	74,0	4,4	7,9	10,1	3,7	35,8	81,4
1,8	0,8	23,8	3,8	0	2,9	13,8	16,8	8,5	44,6	71,2
2,8	0,2	2,0	0,4	0	0,6	4,9	3,9	1,4	8,1	45,0
3,8	0	1,5	0,2	0	0,3	4,5	4,7	1,4	12,3	30,3
4,8	0	1,3	0,2	0	0,2	2,9	2,7	0,7	7,8	20,4
5,8	0	0,6	0	0	0	0,6	0,6	0,2	3,2	7,6
6,7	0	0,1	0	0	0	0	0,1	0,0	0,9	1,4
7,1	0	0,3	0	0	0	1,1	1,3	0,3	8,4	15,1
7,8	0	0,5	0	0	0	2,0	2,5	0,5	15,9	22,7
8,8	0	0,4	0	0	0	0,9	1,0	0,3	1,4	13,7
9,8	0	0,5	0	0	0	0,4	0,4	0,2	1,3	4,7
10,8	0	0,3	0	0	0	0,1	0,2	0,2	1,1	3,8
11,8	0	0,3	0	0	0	0,2	0	0	0,6	3,5
12,8	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0,4	2,1
13,2	0	0	0	0	0	0,8	4,6	0,4	0,6	2,5

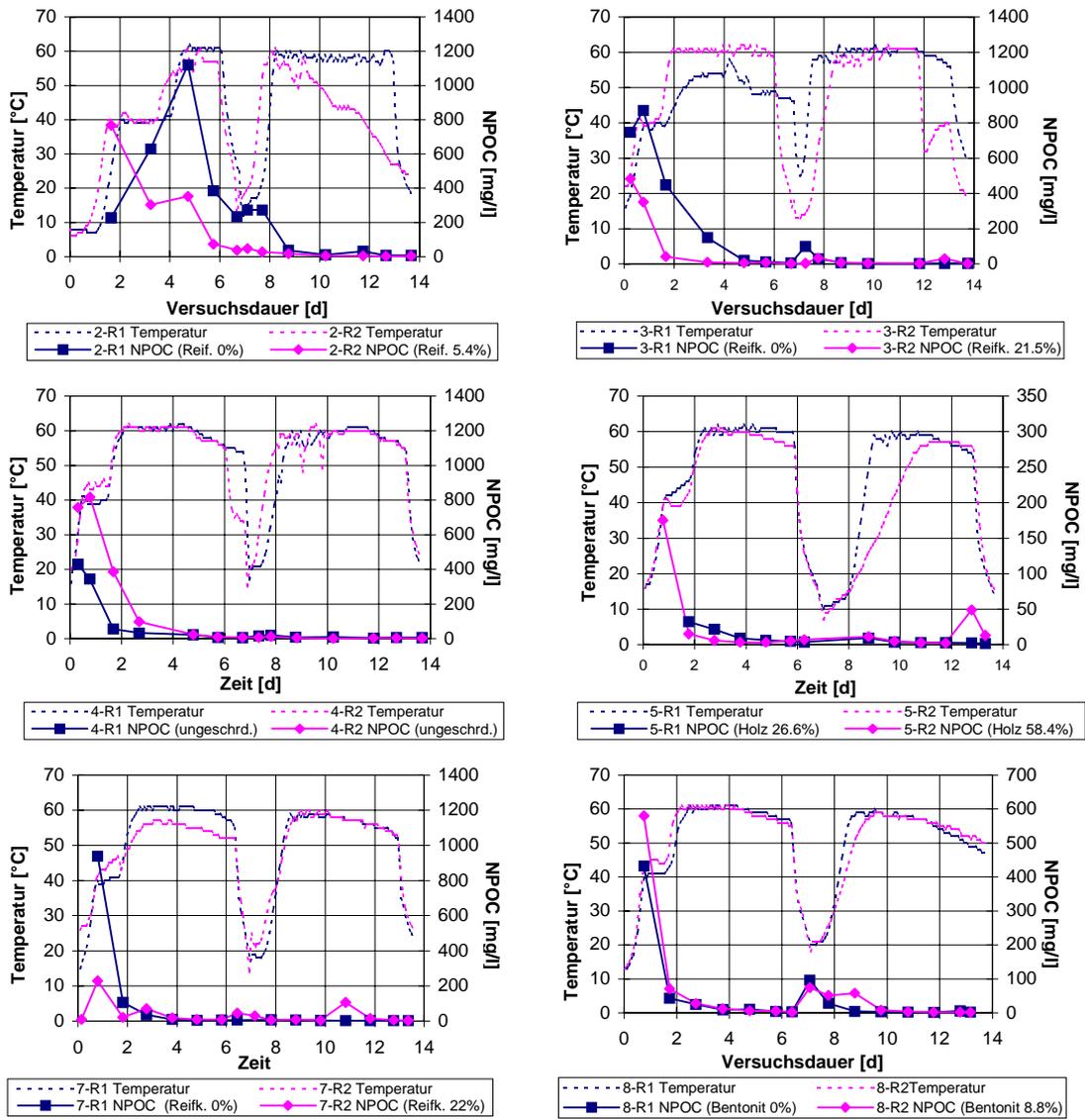


Abbildung 4: NPOC im Kondensat der technischen Boxenrotte

Danke...

Mein besonderer Dank gilt Peter Weppen, der durch sein großes Engagement ein hervorragendes Arbeitsumfeld geschaffen hat und dessen fachliche Betreuung ganz wesentlich zum Entstehen dieser Arbeit beigetragen hat.

Ein Teil dieser Arbeit wurde im Rahmen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsprojektes durchgeführt. Ich möchte mich bei allen Beteiligten dieses Projektes bedanken, das die Grundlage für meine Arbeit war, besonders bei Andrea Willert, Gabi Scheffel, den Mitarbeitern des Kompostierwerkes in Lensahn und den 'HiWis', die an dem Projekt mitgearbeitet haben.

Bedanken möchte ich mich bei allen Mitarbeitern der ehemaligen Forschungsstelle, die mich bei vielen Dingen unterstützt haben und mir mit Rat und Tat oder einem Kaffee zur Seite standen.

Bedanken möchte ich mich auch bei Peter, Matthias, Lars, meiner Mutter und bei Herrn Kruse, die das Manuskript Korrektur gelesen haben.

Zum Schluss möchte ich mich noch bei allen meinen Freunden, bei meiner Familie und besonders bei Susanne bedanken, für die Unterstützung und den Rückhalt während meines gesamten Studiums.