



Department für Wald- und Bodenwissenschaften

H911 Institut für Bodenforschung

Department Wasser- Atmosphäre- Umwelt

H813 Institut für Abfallwirtschaft

Einfluss von Pferdemist auf die Qualität von Bioabfallkompost

Masterarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieurin

eingereicht von:

HANL, Martina

Betreuer: Priv.-Doz. Dr. Markus Puschenreiter

Mitbetreuer: Dipl.-Ing. Erwin Binner

Wien, Februar 2014

Danksagung

Als erstes bedanke ich mich bei Christoph und Leopold Gstötenbauer für das Ermöglichen des Projektes, die gute Zusammenarbeit und die Unterstützung während der Durchführung des Versuchs.

Ein großes Dankeschön gilt meinen Betreuern Erwin Binner und Markus Puschenreiter. Erwin Binner für die Betreuung vor Ort, auf der Kompostieranlage.

Thomas Ebner und Reinhold Ottner vom Institut für Abfallwirtschaft für deren Einschulung in sämtliche chemische Analysen.

Angela Lübke- Hildebrandt für ihr Interesse und das Entgegenkommen für den Besuch eines Kompostiergrundkurses.

Gottlinde Lehner vom Bezirksabfallverband Freistadt für die Einführung in die Organisation der Abfallwirtschaft des Bezirkes Freistadt.

Meinen Eltern danke ich dafür, dass sie mir meine gesamte Ausbildung finanziell ermöglicht haben und sie diese auch als wichtigstes Kapital für die Zukunft sehen.

Von Herzen bedanke ich mich bei meinem Freund Hannes, der mir während des ganzen Studiums zur Seite stand.

Und dem Leben an sich, für die Fülle der Möglichkeiten...

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Fragestellung	8
2	Rahmenbedingungen	10
2.1	Rechtslage	10
2.2	Bäuerliche Kompostierung kommunaler Abfälle im Bezirk Freistadt.....	13
2.3	Kompostanlage Betrieb Gstötenbauer.....	14
3	Grundlagen der Kompostierung	17
3.1	Rotteprozess	17
3.1.1	Abbau, Umbau und Stabilisierung der organischen Substanz	17
3.1.2	Mikrobiologie	18
3.1.2.1	Bakterien	22
3.1.2.2	Actinomyceten	22
3.1.2.3	Pilze	22
3.1.3	Hygienisierung.....	23
3.1.4	Geruchsemissionen.....	24
3.1.5	Prozesssteuerung	25
3.1.5.1	Aufbereitung.....	25
3.1.5.2	Umsetzen.....	26
3.1.5.3	Bewässerung	26
3.1.5.4	Optimierungsmaßnahmen gegen Emissionen.....	27
3.1.6	Kompostreife.....	28
3.2	Rotteparameter	28
3.2.1	Temperatur	28
3.2.2	Gasaustausch	28
3.2.3	pH- Wert.....	29
3.2.4	Wassergehalt.....	29
3.2.5	Organische Substanz	30
3.2.6	Kohlenstoff/Stickstoff- Verhältnis	31
3.2.7	Atmungsaktivität	31
3.3	Kompostierungsverfahren	31
3.3.1	Offene Systeme	32
3.3.2	Geschlossene Systeme	33
3.4	Kompostqualität	33
3.4.1	Definition gemäß der Kompostverordnung	33
3.4.2	Nährstoffgehalte	34
3.4.3	Huminstoffe	39
3.4.3.1	Fourier-Transform-Infrarot-Spektrometer (FT-IR).....	41
3.4.3.2	Auswertemodelle	43
3.5	Bodenkundliche Aspekte der Kompostanwendung	44
3.5.1	Humus als Basis der Bodenfruchtbarkeit	44
3.5.2	Anwendung von Kompost als Dünger	53
4	Komposterversuch - Untersuchungsprogramm	57
4.1	Rohstoffgruppen	58
4.1.1	Bioabfallmaterial	58
4.1.2	Strukturmateri al.....	58
4.1.3	Stammkompost	59
4.1.4	Grünschnittmaterial	59
4.1.5	Pferdemist	59

4.1.6	Erde	59
4.2	Mietenzusammensetzungen.....	61
4.3	Umsetzhäufigkeit und Bewässerung der Versuchsmieten	62
4.4	Messstellen und Probenahme	63
4.5	Mess- und Analysenprogramm	64
5	<i>Analytik</i>	66
5.1	Labor Abfallwirtschaft.....	66
5.1.1	Probenvorbereitung	66
5.1.1.1	Herstellen der Frischeprobe	66
5.1.1.2	Herstellung der Eluate	66
5.1.1.3	Herstellung der luftgetrockneten Analysenproben.....	66
5.1.2	Wassergehalt (WG)	66
5.1.3	pH-Wert.....	67
5.1.4	Leitfähigkeit (Lf).....	67
5.1.5	Glühverlust (GV).....	67
5.1.6	Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Gesamtstickstoff (TN) und C/N Verhältnis	68
5.1.7	Stickstoffverbindungen	68
5.1.7.1	Ammoniumstickstoff	68
5.1.7.2	Nitratstickstoff.....	69
5.1.8	Atmungsaktivität	69
5.1.9	Huminstoffe	69
5.1.9.1	Nasschemisch (nach Dannenberg, vereinfacht)	69
5.1.9.2	Fourier Transform Infrarot Messung (FT-IR)	70
5.2	Labor Bodenforschung	71
5.2.1	Nährstoffe	71
5.2.2	Schwermetalle.....	71
6	<i>Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen</i>	72
6.1	Auswertemethoden	72
6.2	Temperatur.....	73
6.3	Mietenluftzusammensetzung	74
6.4	Wassergehalt	76
6.5	pH- Wert.....	77
6.6	Leitfähigkeit	78
6.7	Glühverlust	79
6.8	Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)	81
6.9	Atmungsaktivität	82
6.10	Kohlenstoff/Stickstoff Verhältnis.....	84
6.11	Ammoniumstickstoff.....	85
6.12	Nitratstickstoff	87
6.13	Nährstoffgehalt der Komposte	89
6.13.1	Stickstoff	89
6.13.2	Calziumcarbonat	89
6.13.3	Kalium	90

6.13.4	Phosphor.....	90
6.14	Huminsäuren	91
6.15	Schwermetallgehalte.....	96
6.16	Düngerberechnungen.....	97
7	<i>Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....</i>	103
8	<i>Literaturverzeichnis.....</i>	106
9	<i>Tabellenverzeichnis.....</i>	108
10	<i>Abbildungsverzeichnis</i>	110
11	<i>Formelverzeichnis.....</i>	112
12	<i>Anhang</i>	113
12.1	Abkürzungen.....	113
12.2	Auswertefiles.....	115
	Temperaturaufzeichnung.....	115
	Mietenluftzusammensetzung	117
	Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA)	123
	Post-hoc-t-tests	124

Abstract

This study has been developed in cooperation with the compost plants of the Upper Austrian farmers Christoph und Leopold Gstöttenbauer from Wartberg/Aist.

Composts with different share of biowastes (biogenous wastes from households like kitchen waste, yard waste) and horse manure were produced under the common composting conditions of the farmers.

The following questions were addressed in this thesis:

Does the addition of horse manure to bio waste have an impact on the composting process and on the quality of compost?

Do different additions of horse manure influence the rotting process?

Is the nutrient content of bio waste compost influenced by differing additions of horse manure shares?

Is the humic matter of bio waste compost influenced by differing additions of horse manure shares?

Is it possible to apply the model of the Institute of Waste Management “InfraHUM”, used to characterize the quality of compost over humic acids, in the case of horse manure addition?

How can the composting process be optimized in future (share of horse manure, process control)?

What are the impacts of horse manure additions on the fertilizing effect of compost?

Throughout the study, the University's Institute of Waste Management and the Institute of Soil Science have been involved. The focuses of the Institutes are on the practical production of compost (waste management) and its theoretical application in agriculture (soil science).

The theoretical part deals with the quality of compost, defined by contents of humic substances, nutrients and heavy metals, as well as the application and fertilizing effect. The practical part includes composting trials with several different horse manure mixtures, sampling, analyzing the samples during the trials and interpreting the results.

In July 2012 four compost heaps, consisting of biogenous wastes from households like kitchen wastes and green waste, as well as shrub cutting material mixed with different share of horse manure, had been set up and monitored for a period of three months.

During the experimental period the major composting parameters had been analyzed and the different models had been compared with respect to the composting process and the quality of the product.

Further goals of the study have been to share knowledge with the owner of the agricultural firm and to further optimize the process and composition of the biological waste compost heaps through the collection of accurate documentation. The basis thereto had been provided by on-site findings of temperature and pore-air composition and further analyzes, carried out in the involved laboratories of the involved BOKU institutes.

One possibility for the treatment of municipal waste and solid manure from livestock is composting, also called aerobic reprocessing. The goal of composting is not only the disposal of waste (example mechanical biological treatment) but also the

reutilization of the separately collected biogenic waste. Throughout the composting process, the organic substance shall not be reduced but rather stabilized through the generation of humic matter. Carbon is fixed and nitrogen immobilized, so that it leads to a reduction of environmental emissions such as carbon dioxide and nitrate. Producing compost of high quality, as well as the follow-up of the organic and nutrient matter is fundamental.

Compost is a humus like product enriched with nutrients and organic matter (Binner et al., 2004).

Humus, and hence also compost, is influencing the functions of soil, especially the storage of nutrients and water, the capacity to filter and buffer, the biological activity filtering and buffering capacity, biological activity and soil structure (Scheffer and Schachtschabel, 1982).

The current definition for the quality for Austrian composts is defined in the Compost Ordinance (Federal Law Gazette II No. 292 /2001). Thus, the product must not influence the soil and its plant in any negative way. For the assessment it is crucial to comply with the boundary values of heavy metals, which is one of the minimum requirements in order to reduce potential negative effects. The humus content is determined by the concentration of organic matter (min. 20 % are required). Quality criteria such as humic acid have not been considered so far, but could serve in future via quality grade classifications as a basis for the monetary evaluation of compost. Extractable humic acids serve as criteria for the quality assessment of compost at the Institute of Waste Management. In well-rotted composts this value increases during the process of composting to up to 45 % of the organic matter. With regards to the humic acid creation, not the total amount of organic matter is decisive, but its composition (Smidt et al., 2008).

To reach permanently higher crop yields in the agriculture only through classic mineral fertilizing and easily convertible organic manure will not be remained without consequences for the soil protection in the future.

Compost, as a stable source of nutrients is important as an alternative. All long-term compost application tests show the increase of soil organic matter. The main factors are the amount, type and humification degree of compost and soil properties at first, the type of soil. The finished compost makes a higher rise of soil organic matter compared to fresh compost (Amlinger et al., 2006).

Composting plays an important role in the preparation of plant nutrients and the binding of CO₂ in the soil in the cycle of nature. It is a natural process of decomposition of plant and animal remains under the influence of oxygen and is used by humans as the oldest recycling system.

1 Einleitung und Fragestellung

Diese Arbeit entstand in Zusammenarbeit mit dem Betrieb Gstöttenbauer im Bezirk Freistadt in Oberösterreich und einem dort durchgeführten Kompostierversuch.

Die Fragestellungen lauten:

Wirkt sich die Zumischung von Pferdemist zu Bioabfällen auf den Kompostierungsprozess und die Kompostqualität aus?

Gibt es einen Einfluss von unterschiedlichen Pferdemistzugaben auf den Rotteverlauf?

Gibt es einen Einfluss von unterschiedlichen Pferdemistzugaben auf den Nährstoffgehalt der Bioabfallkomposte?

Gibt es einen Einfluss von unterschiedlichen Pferdemistzugaben auf den Huminstoffgehalt der Bioabfallkomposte?

Kann das vom Institut für Abfallwirtschaft entwickelte Modell zur Charakterisierung der Kompostqualität über Huminsäuregehalte „InfraHUM“ auch bei Zumischung von Pferdemist angewendet werden?

Wie kann der Rotteprozess zukünftig optimiert werden (Anteil Pferdemist, Prozesssteuerung)?

Wie wirken sich die Pferdemistzugaben auf die Düngerwirkung aus?

Von Seiten der Universität waren das Institut für Abfallwirtschaft und das Institut für Bodenforschung beteiligt. Die Schwerpunkte der Institute liegen in der praktischen Herstellung von Kompost (Abfallwirtschaft) und dessen theoretischer Anwendung in der Landwirtschaft (Bodenforschung).

Im theoretischen Teil der Arbeit wird zuerst auf die Grundlagen der Kompostierung, die Kompostqualität, definiert über Huminstoffe, Nährstoffe und Schwermetalle, sowie die Anwendung und Düngerwirkung eingegangen. Der praktische Teil umfasst die Durchführung von Rotteversuchen mit 4 unterschiedlichen Pferdemistanteilen, die Auswertung von während dieser Versuche gewonnenen Meßwerten und Feststoffanalysedaten und die Interpretation dieser Ergebnisse.

Im Juli 2012 wurden vier Kompostmieten, bestehend aus Biotonnenmaterial-, Grünabfall (Rasenschnitt-, und Strauchschnitt), Erde und unterschiedlichen Anteilen an Pferdemist aufgesetzt und über einem Zeitraum von drei Monaten von mir betreut. Während des Versuchszeitraums wurden Feststoffproben entnommen, auf wesentliche Rotteparameter analysiert und die Varianten bezüglich des Rotteverlaufes und der Endmaterialqualität miteinander verglichen.

Ein weiteres Ziel der Arbeit war der Wissensaustausch mit dem Betriebsleiter und eine weitere Optimierung des Betriebsablaufes bzw. des Rotteprozesses durch die genaue Dokumentation der Prozessführung. Dafür waren einerseits die vor Ort durchgeführten Messungen (Temperatur und der Mietenluftzusammensetzung) und andererseits die im Labor gewonnenen Analysendaten wesentliche Grundlagen.

Eine Möglichkeit zur Behandlung von kommunalen Abfällen und Festmist aus der Tierhaltung ist die Kompostierung oder aerobe Aufbereitung.

Die Ziele der biologischen Behandlung liegen neben der Entsorgung der Abfälle (Beispiel MBA) auf dem Verwertungsaspekt (Kompostierung getrennt gesammelter

biogener Abfälle). Bei der Kompostierung soll die organische Substanz weniger abgebaut als vielmehr durch die Bildung von Huminstoffen stabilisiert werden. Kohlenstoff wird festgelegt und Stickstoff immobilisiert, so dass es zu einer Reduktion von umweltrelevanten Emissionen wie Kohlendioxid und Nitrat kommt. Wesentlich sind die Erzeugung von Komposten hoher Qualität sowie die Rückführung von organischer Substanz und Nährstoffen (Binner et al., 2004).

Humus – und damit auch Kompost - beeinflusst die Bodenfunktionen, vor allem die Speicherung von Nährstoffen und Wasser, das Filter- und Puffervermögen, die biologische Aktivität und das Bodengefüge (Scheffer und Schachtschabel, 1982).

Die aktuelle Qualitätsdefinition für österreichische Komposte ist in der Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 292/2001) festgelegt. Demnach darf das Produkt keinen negativen Effekt auf Boden und Pflanzen haben. Für die Beurteilung ist die Einhaltung der Schwermetallgrenzwerte wesentlich. Hierbei handelt sich um Mindestanforderungen durch Begrenzung von möglichen negativen Effekten. Über den Gehalt an organischer Substanz (ein Mindestgehalt von 20 % wird gefordert) schließt man auf den Humusgehalt. Qualitätskriterien wie Huminsäuregehalte sind bisher nicht berücksichtigt, könnten aber in Zukunft über Güteklasseneinteilung als Grundlage für die monitäre Bewertung von Komposten dienen. Im Zusammenhang mit der Huminsäurebildung ist nicht die Menge der organischen Substanz, sondern ihre Zusammensetzung entscheidend (Smidt et al., 2008).

Extrahierbare Huminsäuren dienen daher am Institut für Abfallwirtschaft zur Beurteilung der Kompostqualität. Bei gut gerotteten Komposten steigt dieser Wert während der Kompostierung auf bis zu 45 % der organischen Substanz an.

In der Landwirtschaft tut sich zwischen dauerhaft höheren Ernteerträgen und gleichzeitigem Bodenschutz mit klassischer Mineraldüngung und leicht umsetzbaren organischen Wirtschaftsdüngern ein Spagat auf, der in der Zukunft nicht ohne Folgen bleiben wird.

Als eine stabile Nährstoffquelle wird Kompost als Alternative bedeutsam. Sämtliche langjährige Kompostanwendungsversuche bewirken einen Anstieg der organischen Bodensubstanz (OBS). Die wesentlichen Einflussfaktoren sind Menge, Art und Humifizierungsgrad des Kompostes und die Bodeneigenschaften, an erster Stelle die Bodenart. Dabei erzielt Fertigkompost einen höheren OBS-Anstieg als junger Frischkompost (Amlinger et al., 2006).

Kompostierung spielt im Kreislauf der Natur eine wichtige Rolle bei der Aufbereitung von Pflanzennährstoffen und der Bindung von CO₂ im Boden. Es ist ein natürlicher Prozess der Zersetzung von pflanzlichen und tierischen Resten unter Sauerstoffeinfluss und wird von den Menschen als ältestes Recyclingsystem genutzt.

2 Rahmenbedingungen

2.1 Rechtslage

Auf Basis des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWGW 2002) (BGBl.I Nr. 102/2002) wurde eine Reihe von Verordnungen erlassen. Im Jahr 1992 wurde die Verordnung über die getrennte Sammlung biogener Abfälle (BGBl. Nr. 68/1992) beschlossen. Diese ist seit 1995 in Kraft und begründete die Abtrennung kompostierbarer Abfälle vom Restabfall bereits am Entstehungsort.

Im Jahr 1993 wurden durch die ÖNORM S 2200 die Qualitätsanforderungen der kompostierbaren biogenen Abfälle festgelegt. Diese wurden 2001 durch die Kompostverordnung (BGBl.II Nr. 292/2001) ersetzt. Die Verordnung ist eine Abfallendverordnung, das heißt, sie regelt wie aus Abfall das Produkt Kompost herzustellen ist. Dazu wurden unter anderem Positivlisten für zulässige Ausgangsmaterialien und Zuschlagstoffe, Schadstoffgrenzwerte (Schwermetalle) erstellt und Regeln für das Inverkehrbringen des Produktes festgelegt.

Einen Überblick über die Abfallwirtschaft von Österreich bietet der Bundesabfallwirtschaftsplan. Dieser wird vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft alle 6 Jahre herausgegeben und dient dazu, die Umsetzung des Abfallwirtschaftsgesetzes 2002 zu unterstützen. Aus dem aktuellen Bericht von 2011 wurden zum Einstieg in die Thematik einige Daten entnommen.

Die Gesamtabfallmengen von Österreich für das Jahr 2009 betrugen 53,5 Millionen Tonnen, davon machte das Abfallaufkommen der Haushalte und ähnlicher Einrichtungen (Verwaltungseinrichtungen des Gewerbes, der Industrie, der öffentlichen Verwaltung, Kindergärten, Schulen, Landwirtschaft, Märkte, usw.) rund 3,9 Millionen Tonnen oder 7 % aus. Die Fraktion biogene Abfälle aus Haushalten und Grünabfälle macht davon rund 752.000 Tonnen oder 27 % aus.

Als Sammelsystem für die biogenen Abfälle aus Haushalten hat sich bundesweit die Biotonne im Holsystem durchgesetzt. Grünschnitt wird meist durch die Haushalte selbst zu Sammelstellen gebracht. Die Verwertung der getrennt erfassten biogenen Abfällen erfolgt entweder aerob über Kompostierung in kommunalen Anlagen, über gewerbliche Kompostierungsanlagen im Auftrag von Abfallwirtschaftsverbänden oder Kommunen, über die landwirtschaftliche Kompostierung (Aufbringung der hergestellten Komposte auf landwirtschaftliche Nutzflächen), oder anaerob über Biogasanlagen. Zu den biogenen Abfällen aus Haushalten gehören Pflanzenreste und biologisch abbaubare Abfälle aus Hausgärten, wie beispielsweise Laub, Blumen, Fallobst, bzw. sperrige Grünabfälle wie Strauch- und Baumschnitt, organische Küchenabfälle und Speisereste. Die prozentuelle Zusammensetzung des Abfalls aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen in den verschiedenen Teilfraktionen ist in Abbildung 2 dargestellt. Abbildung 3 veranschaulicht die Behandlungswege der Haushaltsabfälle. Der Vergleich von Aufkommen, Verwertung und Beseitigung von biogenen Abfällen zeigt von 1989 bis 2009 einen Anstieg von nahezu 0 auf 18,7 Massenprozent. Dieser begründet sich durch die Verordnung über die getrennte Sammlung biogener Abfälle (BGBl. Nr. 68/1992) und durch den Bau von Kompostier- und Biogasanlagen und. Tabelle 1 listet die Art der Behandlungsanlagen im Jahr 2010 auf. Insgesamt stehen 466 Kompostieranlagen mit einer Kapazität von mindestens 1,3 Millionen Tonnen zur Verfügung. Laut ARGE Kompost & Biogas wurden im Jahr 2009 etwa 935.000 Tonnen Bioabfälle in Kompostierungsanlagen verwertet.

In Österreich wird die Menge an biogenen Abfällen aus Haushalten auf ca. 2,2 Millionen Tonnen pro Jahr geschätzt. Davon werden 25 % getrennt gesammelt und in Kompost- bzw. Biogasanlagen verwertet, 40 % verbleiben in der Eigen- oder Gemeinschaftskompostierung und 35 % jedoch landen noch immer im Restmüll. Dazu kommen rund 1,3 Millionen Tonnen Grünabfälle. Diese werden entweder in reinen Grünabfall Kompostierungsanlagen oder gemeinsam mit Biotonnenmaterial oder landwirtschaftlichen Abfällen (die Grünabfälle sind wichtig als Strukturmaterial) verarbeitet (Baumgarten et al., 2010).

Die dezentrale und somit regionale Kompostierung hat sich in Österreich als wesentlicher Bestandteil der Abfallwirtschaft etabliert.

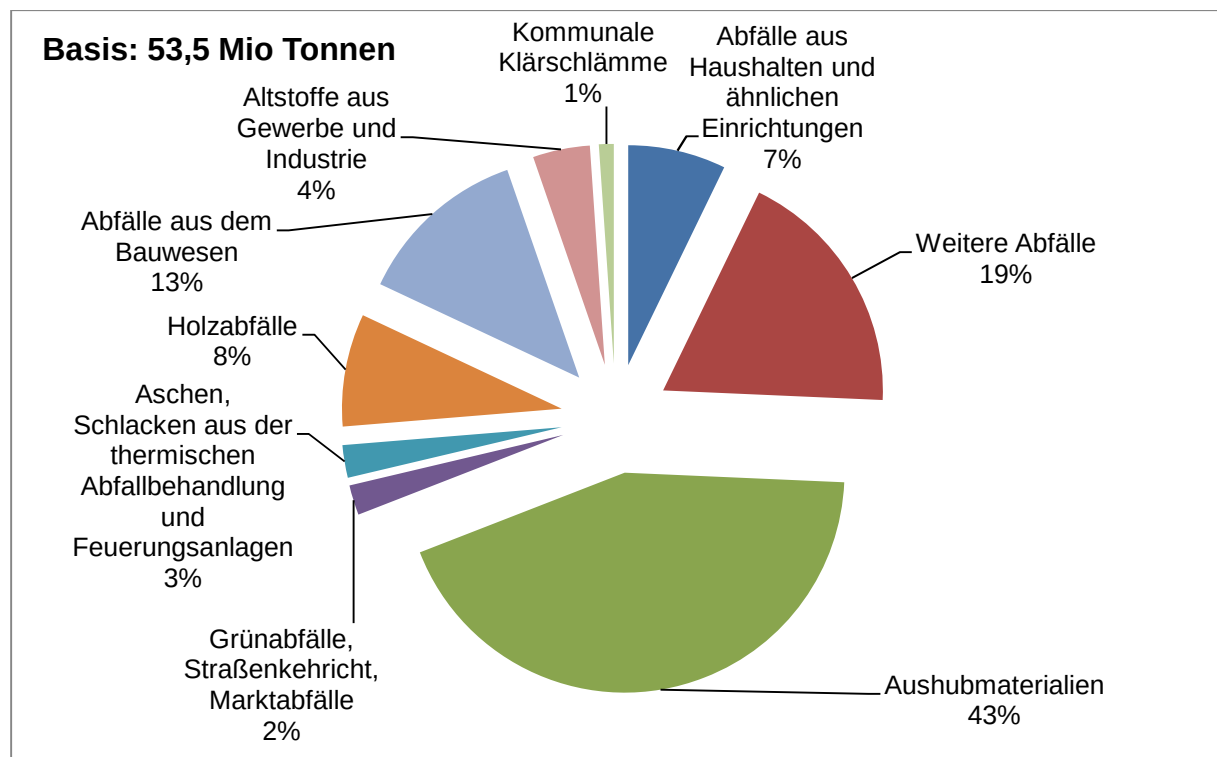


Abbildung 1: Gesamtabfallaufkommen in Österreich 2009 (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011)

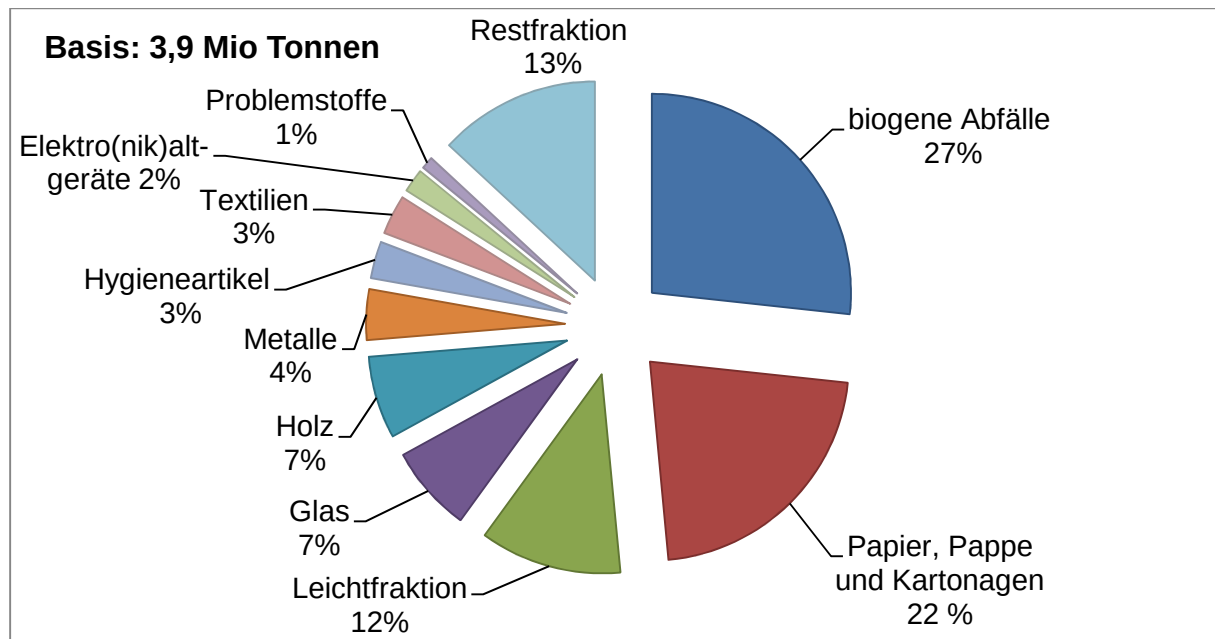


Abbildung 2: Abfallzusammensetzung von Haushalten und ähnlichen Einrichtungen in Österreich 2009 (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011)

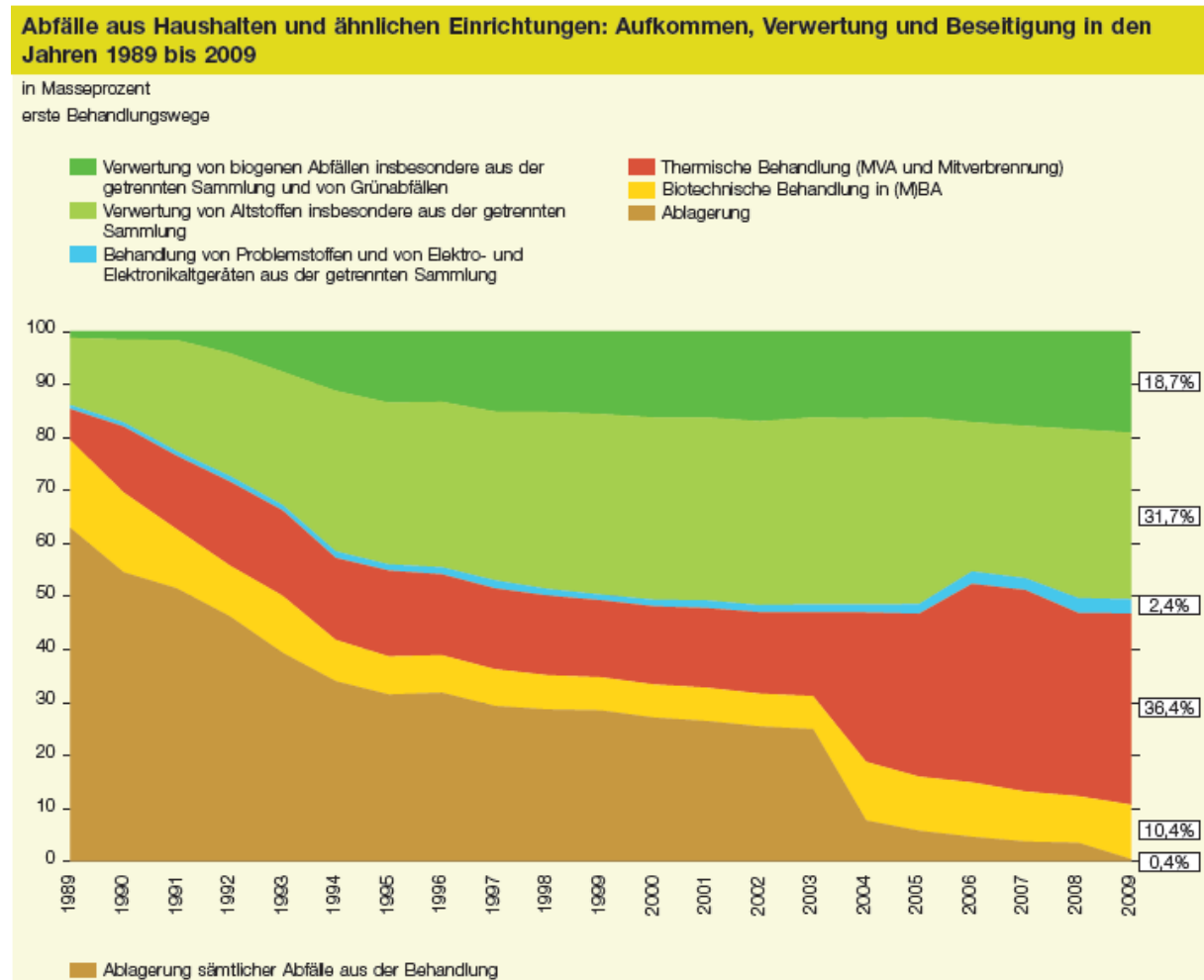


Abbildung 3: Veränderung bei der Verwertung und Beseitigung von Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen zwischen 1989 und 2009 (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011)

Tabelle 1: Anlagen zur Behandlung von Abfällen in Österreich 2010 (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011)

Arten der Anlagen	Anzahl
Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle	10
Thermische Behandlungsanlagen (ohne Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle)	49
Chemisch-physikalische Behandlungsanlagen	43
Ausgewählte Aufbereitungsanlagen für spezielle Abfälle (Fette und Frittieröle, Asbestabfälle, Chemikalien, Batterien u. a.)	93
Anlagen zur Behandlung von Elektro- und Elektronikaltgeräten	40
Shredderanlagen für Metallabfälle (inkl. Postshredder)	9
Aufbereitungsanlagen für Baurestmassen	400
Biotechnische Behandlungsanlagen zur Vorbehandlung von Restmüll und sonstigen Abfällen (MBA)	16
Anlagen zur aeroben biotechnischen Behandlung getrennt gesammelter biogener Abfälle u. a. (Kompostierungsanlagen)	466
Anlagen zur anaeroben biotechnischen Behandlung (Biogasanlagen)	157
Anlagen zur Sortierung und Aufbereitung getrennt erfasster Altstoffe und anderer Abfälle	182
Anlagen zur Verwertung getrennt erfasster Altstoffe	48
Deponien	666

2.2 Bäuerliche Kompostierung kommunaler Abfälle im Bezirk Freistadt

Im Jahr 1991 wurden per oberösterreichischem Landesgesetz (LGBL 104/1991) die Bezirksabfallverbände gegründet. Diese Verbände umfassen meistens die Gemeinden eines politischen Bezirkes. Zur Lösung überregionaler, abfallwirtschaftlicher Aufgabenstellungen haben sich diese wiederum zu Landesverbänden zusammengeschlossen.

Der Bezirk Freistadt in Oberösterreich ist ländlich strukturiert und in 27 Gemeinden aufgeteilt. 1992 wurde vom Bezirksabfallverband ein Abfallkonzept über zwei flächendeckende Entsorgungsschienen erstellt und erfolgreich umgesetzt. Zum einen die Errichtung von 25 Altstoffsammelzentren, zum anderen der Aufbau der bäuerlichen Kompostierung mit aktuell 21 Anlagen. Ein neues Umweltbewusstsein entstand in der Bevölkerung und die Entsorgung sollte künftig dezentral, gemeindeübergreifend und bürgernah erfolgen. Mit Inkrafttreten der Kompostverordnung konnte man eine regionale Wertschöpfung sichern und zusätzlich neue Arbeitsplätze schaffen. Norbert Miesenberger und das Team des BAV Freistadt haben interessierte Landwirte gefunden, der Grundstock zur Struktur der bäuerlichen Kompostierung war gelegt. Unter anderem werden Grundausbildungen, gemeinsame Anschaffung von Umsetzgeräten,

Vertragsverhandlungen mit den Gemeinden oder die elektronische Datenerfassung der Abfallmengen für das Lebensministerium von Seiten des BAV organisiert.

Durch diese Maßnahmen konnte im Bezirk Freistadt seit 1995 die Menge an Restabfall um ca. 40 Gewichtsprozent reduziert werden. Die Ergebnisse der getrennten Sammlung von biogenen Abfällen spiegeln sich auch in den Abfallmengen je Einwohner und Jahr wieder (Tabelle 2). Der Restabfallanteil am Gesamtabfall sank von 34 % im Jahr 1995 auf 18 % im Jahr 2012. Der Anteil kompostierbarer Abfälle konnte im gleichen Zeitraum von 16 % auf 31 % erhöht werden. Der bundesweite Durchschnitt von Restabfall liegt im Jahr 2009 bei 168 kg/Einwohner und Jahr. Der Bezirk Freistadt mit 99 kg/Einwohner im Jahr 2012 deutlich darunter. Das Aufkommen der getrennt gesammelten biogenen Abfälle liegt in Freistadt mit 167 kg/Einwohner und Jahr im Jahr 2012 deutlich höher als auf Bundesebene mit 90 kg (2009).

Tabelle 2: Abfallmengen 2012, Bezirk Freistadt (Hölzl, 2012)

	Abfallmenge und Einheit					
	1995			2012		
Abfallart	t/a	%	kg/EW,a	t/a	%	kg/EW,a
Restabfälle	4.681	34	78	6.440	18	99
Kompostierbare Abfälle	2.202	16	65	10.860	31	167
Alt- und Problemstoffe	6.755	50	139	17.674	51	272
Gesamtmenge	13.638	100	282	34.974	100	538

2.3 Kompostanlage Betrieb Gstöttenbauer

Der Betrieb in dem die Rotteversuche durchgeführt wurden befindet sich in der Gemeinde Wartberg/Aist, Steinpichl 13. Der Schwerpunkt des Betriebes liegt in der Landwirtschaft (Einstellhaltung von Pferden) und in der Kompostierung. Seit 1992 wird diese als landwirtschaftliches Nebengewerbe ausgeführt. Die Materialien Bioabfall, Grünschnitt und Strauchschnitt werden von der eigenen und zwei weiteren Gemeinden, Hagenberg und Unterweikersdorf übernommen. Die Bringung des Bioabfalls erfolgt entweder durch Hausabholung durch die Anlagenbetreiber (Gemeinde Wartberg) oder durch eine Anlieferung der von den Gemeinden gesammelten Abfälle. Für Grün- und Strauchschnitt besteht eine Anlieferungsmöglichkeit vor Ort.

Kompostiert wird nach der CMC-Methode von Lübke, das heißt nach kontrollierter, mikrobieller Kompostierung. Während der ersten beiden Wochen werden die Mieten täglich umgesetzt, nach 3 Wochen werden sie mit dem Hoftrack erstmals seitlich weiter versetzt und zusammengelegt, um wieder Platz für neue Mieten zu schaffen. Am Betrieb gibt es eine kleine Siebanlage und einen selbst konstruierten Vlieswickler (vor bzw. nach jedem Umsetzvorgang muss das Kompostvlies von der Miete entfernt bzw. wieder aufgelegt werden). Die Zerkleinerung des Strauchschnittmaterials sowie die Absiebung des Fertigkompostes erfolgen durch ein Lohnunternehmen. Die

asphaltierte Fläche weist ein Längsgefälle von 3 % auf, damit entstandene Sickerwässer rasch in das zugehörige Auffangbecken ablaufen können.

Erfahrungen mit Pferdemistkompostierung gab es im Betrieb bisher wenig. Gründe dafür sind einerseits der Mehraufwand, da sich der Pferdemistlagerplatz nicht in unmittelbarer Nähe des Kompostierplatzes befindet und andererseits als Hauptgrund der generelle Platzmangel auf dem asphaltierten Kompostierplatz. Überlegt wird daher Pferdemistbioabfallgemische zukünftig als Feldmieten aufzusetzen.



Abbildung 4: Kompostieranlage Gstöttenbauer

Im Jahr 2012 wurden in der Anlage Gstöttenbauer folgende Abfallmengen übernommen:

Tabelle 3: Übernommene Abfälle in der Anlage Gstöttenbauer (2012)

Abfallart	Menge	Einheit
Bioabfall	570	m ³
	(das entspricht 350 t)	
Grünschnitt	3.270	m ³
Strauchschnitt	1.350	m ³
Gesamt	5.190	m ³

Das gesamte übernommene Material von 5.190 m³ entspricht ca. 500 LKW Ladungen. Daraus wurden ca. 1.000 m³ Fertigkompost erzeugt, wovon wiederum ca. 600 m³ für die eigene Landwirtschaft verwendet und 400 m³ verkauft wurden.

Die Produktpalette umfasst neben Fertigkompost auch Rasenerde (50 % Kompost, 50 % Sand und Erde) und Blumenerde (55 % Kompost, 25 % Torf, 10 % Holzfaser, 10 % Sand). Es werden Sackware (8 mm Siebung) und lose Abholung (8 und 18 mm Siebung) angeboten, regional werden die Waren auch zugestellt. Weiters gibt es ein Extraktionsgerät um Kompostauszüge („Komposttee“) herzustellen. Die Nachfrage für den Verkauf von Kompost steigt. Die Produkte werden von der ARGE Kompost & Biogas Österreich nach der ÖNORM S 2206 qualitätszertifiziert und weisen alle A+ Qualität nach Kompostverordnung auf.



Abbildung 5: Vlieswickler

Die Anwendung in der eigenen Landwirtschaft erfolgt ab einer Rottezeit von ca. 8 Wochen. Für die Erdenherstellung sind ca. 6 Monate Nachreife auf unbefestigter Fläche erforderlich. Der Reifekompost wird vor der Anwendung abgesiebt.

Durch jahrelange Kompostanwendung konnten die sandigen Böden und die „Steinriedeln“, Lagen mit nur ca. 15 cm Bodenaufgabe über Granitfelsen, mit organischer Substanz und Humus angereichert und so fruchtbarer gemacht werden.

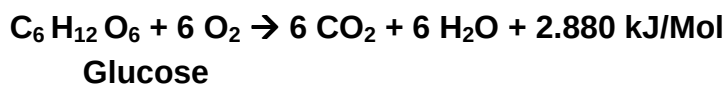
Die verbesserte Wasserspeicherfähigkeit zeigt sich vor allem in trockenen Perioden, die Pflanzen sind im Vergleich zu Nachbarflächen länger mit Wasser versorgt. In den letzten 5 Jahren wurde kein synthetisch hergestellter Dünger verwendet, die Erträge können dennoch mit vergleichbaren Flächen mithalten. Der Nährstoffkreislauf lässt sich mit dem natürlichen Prozess der Kompostierung, dem gleichzeitig ältesten Recyclingsystem der Menschheit, am Betrieb schließen.

3 Grundlagen der Kompostierung

3.1 Rotteprozess

3.1.1 Abbau, Umbau und Stabilisierung der organischen Substanz

Der Rotteprozess ist ein aerober Prozess bei dem große Mengen an Sauerstoff verbraucht und an Kohlendioxid und Wärme freigesetzt werden. Pro Molekül Glucose werden 38 ATP (Adenosintriphosphat) gebildet. Etwa 60 % dieser Energie werden als Wärme freigesetzt, was die Selbsterhitzung der Kompostmieten erklärt. Die restlichen 40 % sind in Form von ATP als Energie für die beteiligten Mikroorganismen verwertbar (Kutzner und Jäger 1994 zit. bei Zaied, 1999).



Im Gegensatz dazu findet der anaerobe Abbau durch strikt anaerobe Bakterien in einem mehr oder weniger „flüssigen“, sauerstofflosen Milieu statt. Die Reaktionsprodukte (ca. 60 % Methan und 40 % Kohlendioxid) gasen aus. Es wird nur wenig Wärme abgegeben, die überschüssige Energie bleibt im Biogas gespeichert.

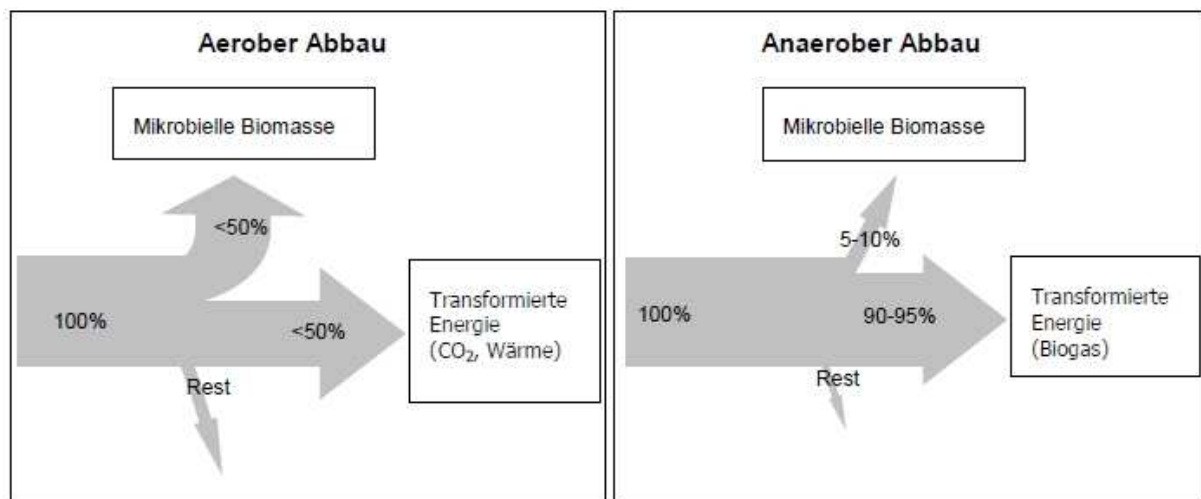
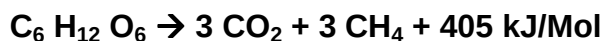


Abbildung 6: Energieumwandlung beim aeroben und beim anaeroben Prozess nach Braun, 2001

Der Abbau erfolgt durch das Zusammenwirken von chemischen und mikrobiologischen Vorgängen unter dem Einfluss abiotischer Randbedingungen. Der Großteil wird von den Mikroorganismen erledigt. In der ersten Phase finden autolytische (selbstaflösende) Prozesse in pflanzlichen und tierischen Geweben statt. Der vollständige Abbau der organischen Substanzen wird als Mineralisierung bezeichnet. Einige der Mineralisierung entgegenlaufenden Reaktionen bewirken eine Anreicherung von Kohlenstoff und Stickstoff und die Synthese von Huminstoffen (siehe Abbildung 7).

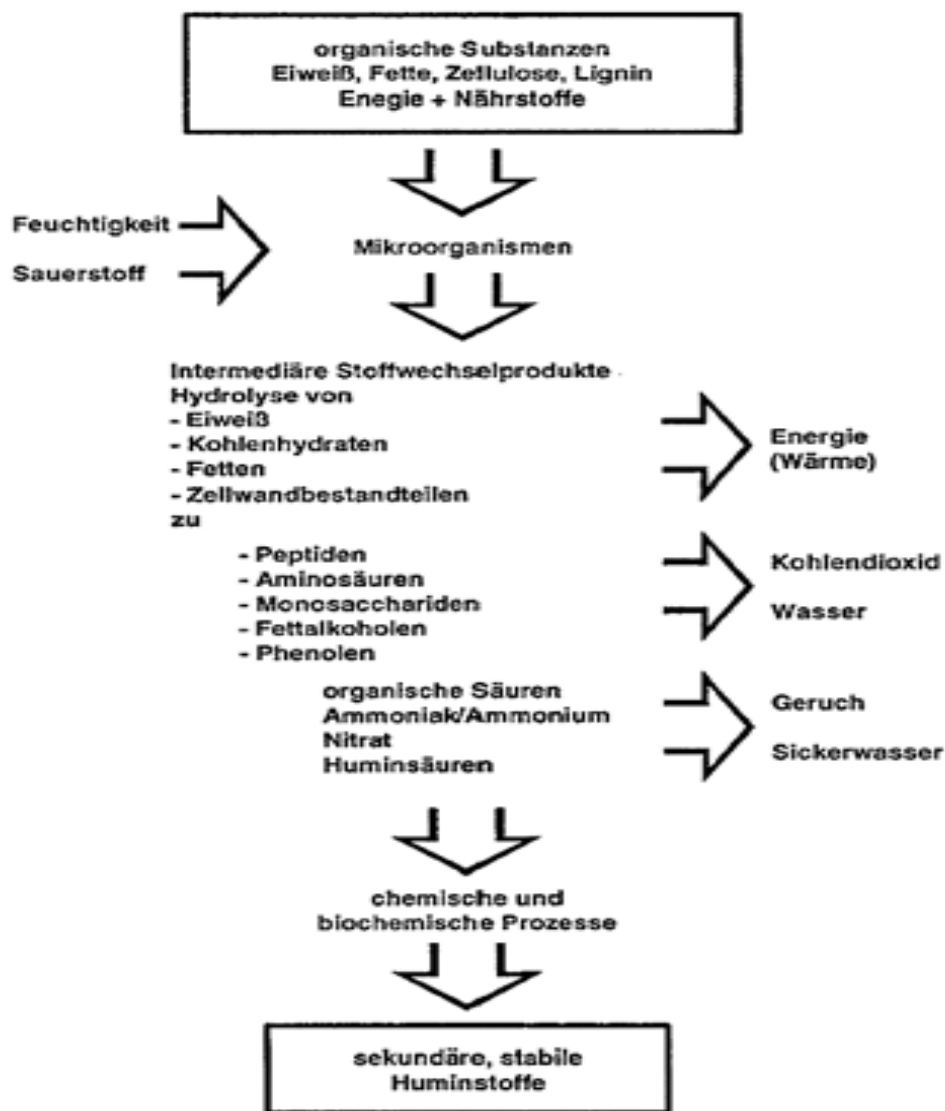


Abbildung 7: Stufen der Mineralisierung der biogenen Ausgangssubstanzen durch den mikrobiellen Abbau (Binner, 2002 aus www.kompost-biogas.at)

Bei der Kompostierung von biogenen Abfällen wird ein Rotteverlust von weniger als 50 % angestrebt, die organische Substanz soll in Huminstoffen erhalten bleiben. Der Anteil an verwertbarem Feinkompost macht etwa 30 – 35 % aus. Der Rest sind Siebüberlauf und Störstoffe (Amlinger et al., 2005).

3.1.2 Mikrobiologie

Mikroorganismen werden in Prokaryonten (Organismen ohne Zellkern und Organellen, wie zum Beispiel Bakterien) und Eukaryonten (Organismen mit Zellkern und Organellen, wie zum Beispiel Algen und Pilze) unterteilt. Weitere Differenzierung innerhalb der einzelnen Gruppen erfolgt zum Beispiel nach ihrem Verhältnis zum Sauerstoff. Als Aerobier werden solche bezeichnet, die zum Leben Luftsauerstoff brauchen, als Anaerobier jene, die sich nur in sauerstofffreiem Milieu vermehren. Es gibt Organismen die unter aeroben und auch anaeroben Bedingungen leben können,

diese Lebensweise nennt man fakultativ anaerob. Mikroaerophile sind auch noch bei max. 5 % Sauerstoff lebensfähig.

Die Energiegewinnung durch Lebewesen kann über Atmung, Gärung oder Fermentation oder durch Photosynthese erfolgen. Eine vollständige Nutzung der erhaltenen Energie ist beim aeroben Abbau organischer Verbindungen nicht möglich, da die Synthese neuer Produkte entgegenwirkt und erhebliche Mengen an Abwärme entstehen, die die Temperaturphasen des Gesamtprozesses bestimmen (Fischer et al., 2001).

Tabelle 4: Einteilung der Mikroorganismen nach Temperaturoptima

Mikroorganismen		Temperaturoptima
psychrophil	kälteliebend	unter 20 °C
mesophil	mittlere Temperaturen bevorzugend	zwischen 20 und 40 °C
thermophil	wärmebevorzugend	zwischen 40 und 70 °C
thermotolerant		bis 50 °C
obligat (strikt) thermophil		über 60 °C

Stoffwechsel und Biomassebildung

Die Energie für Erhaltung, Neubildung und Vermehrung gewinnt der Organismus durch gesteuerte Umsetzung von Stoffen innerhalb der Zelle. Als Energiequellen dienen Nährstoffe aus der Umgebung. Kohlenhydrate spielen dabei die Hauptrolle. Die im Kompost vorkommenden, polymeren Ausgangssubstrate müssen zuerst in niedermolekulare Bestandteile gespalten werden, bevor sie aufgenommen werden können (Fischer et al., 2001).

Mikroorganismen können ein Substrat aufgrund ihrer Fähigkeit zur Enzymsynthese assimilieren (Ahrens et al., 1965 zitiert bei Zaied, 1999).

Zum Ab- und Umbau eines heterogenen Gemisches wie Bioabfall ist ein gleichzeitiges oder aufeinanderfolgendes Zusammenwirken von verschiedenen Mikroorganismengruppen erforderlich. Durch Hydrolyse wird zunächst der Abbau hochmolekularer Verbindungen eingeleitet. Durch extrazellulär wirkende Enzyme, die von den Mikroorganismen produziert und ausgeschieden werden, können diese Bruchstücke gespalten werden. Enzyme sind oft hitzebeständiger als die Organismen, die sie produzieren. Aus den Abbauprodukten werden mikrobielle Biomasse aufgebaut und Stoffwechselprodukte wieder ausgeschieden. Von diesen niedermolekularen Verbindungen werden einfache Zucker und Aminosäuren am schnellsten abgebaut. Die lokalen Temperatur- und Sauerstoffveränderungen bewirken auch eine Verschiebung in der Mikroflorazusammensetzung.

Nach der Abbaugeschwindigkeit ergibt sich folgende Reihung: Glucose > Schwefelfreie Aminosäuren > Stärke > Pektine > Proteine > Schwefelhaltige Aminosäuren > Cellulose > Lignin (Binner et al., 2004).

Tabelle 5 gibt einen Überblick über die am häufigsten vorkommenden natürlichen Stoffgruppen, die nach ihren chemischen Eigenschaften und dem Abbauverhalten der Zwischen- und Endprodukte eingeteilt sind.

Tabelle 5 a: Auflistung in biogenen Abfällen vorkommender Naturstoffe (Bidlingmeier und Müsken, 1997 in Fischer, et al., 2001)

Naturstoffe	Chemischer Aufbau	Vorkommen	Abbaubarkeit und abbauende Organismen
Cellulose	Ketten von β -1,4-D-Glucose, z.T. hoch polymerisiert, Große mechanische Stabilität; unlöslich in Wasser	Zellwandsubstanz höherer Pflanzen, Heu ca. 28 %, Stroh 32 – 36 %, Holz 50 %	relativ gut, aber schwer angreifbar, da unlöslich, aerob: viele Pilzarten, insbesondere bei niedrigem pH und bei Inkrustierung mit Lignin, viele Vertreter der Actinobakterien
Hemicellulosen	Polymerverbindungen aus verschiedenen Hexosen, Pentosen und Uronsäuren	Zellwandgerüstsubstanzen (mit Cellulose und Lignin)	leichte Abbaubarkeit von (z.B. Arabane) bis schwer (Galactane) Abbau durch Actinomyceten, Bakterien und Pilze
Fructane	Polysaccharid aus β -2,1- oder β -2,6-glykosidischen D-Fructoseeinheiten	bei Vertretern mancher Pflanzenfamilien anstelle oder gemeinsam mit Stärke gespeichert	leicht abbaubar durch zahlreiche Mikroorganismen
Mannane	lösliches Polysaccharid aus Mannose	Zellwandsubstanz bei verschiedenen niederen Pflanzen, in einigen Nadelhölzern bis zu 11 %	leicht abbaubar durch zahlreiche Mikroorganismen
Xylane	Polysaccharid aus 1,4-glykosidischer β -D-Xylose mit mittlerem Polymerisationsgrad	Reserve- oder Stützsubstanz, Stroh und Bast: 15 – 20 %, Laubholz: 20 – 25 %, Koniferenholz: 7 – 12 %	leicht abbaubar durch zahlreiche Mikroorganismen

Tabelle 6 b: Auflistung in biogenen Abfällen vorkommender Naturstoffe (Bidlemeier und Müsken, 1997 in Fischer, et al., 2001)

Pektine	hauptsächlich aus Galacturonsäuren aufgebautes Polysaccharid	in der Mittellamelle zwischen Zellwänden; in jungem Pflanzengewebe, besonders reichlich in Beeren, Stein- und Kernobst	schnell abbaubar, viele Pilze und Bakterien (z.B. von Endosporenbildnern)
Chitine	Polymer aus N-Acetyl- Glucosamin (sehr stabil aufgrund der N-Brückenbindungen (Quervernetzungen))	sowohl im Tier- als auch Pflanzbereich verbreitete Stützsubstanz, bildet das Exoskelett der Insekten und Krebstiere, Hauptbestandteil der Zellwände vieler Pilze	relativ leicht abbaubar durch viele Bakterien und Pilze
Lignin	Phenylpropaneinheiten mit unterschiedlicher dreidimensionaler Verknüpfung (= Inkrustierung)	nach der Cellulose und neben den Hemicellulosen mengenmäßig bedeutendster Pflanzenbestandteil, im Holz 18 – 30 %	sehr resistent und nur langsam abbaubar; vor allem höhere Pilze (Basidiomyceten) aber auch Actinomyceten
Stärke	Poly- alpha- D- Glucoseketten. Polymerisationsgrad sehr verschieden	vorherrschende Speichersubstanz in Samen, Knollen und Wurzeln	sehr schnell abbaubar, aerob: Pilze und Bakterien anaerob: Clostridien und verwandte Gattungen
Proteine	Makromoleküle aus Aminosäuren	Strukturbestandteile (Keratin, etc.) oder Funktionsbestandteile vieler Organismen (Enzyme)	sehr leicht abbaubar, zahlreiche Pilze und Bakterien; aerob und anaerob
Fette und Wachse	Fette: Glycerinester der höheren Fettsäuren, Wachse: Fettsäuren mit primär einwertigen Alkoholen verestert	Pflanzen- und Tierreste, Speichersubstanzen	gut abbaubar, Fette: viele Bakterien und Actinomyceten Wachse: bevorzugt von Bakterien

Die größte Artenvielfalt findet man zu Beginn der Rotte zwischen 35 °C und 40 °C. Über 45 °C geht die Zahl der Actinomyceten und Pilze stark zurück. Je höher die Temperaturen, desto mehr verschiebt sich das Verhältnis von vegetativen Formen in Richtung Sporen. Über 60 °C können nur mehr wenige Bakterien überleben (Binner et al., 2004).

Sobald die Temperatur wieder unter 60 °C absinkt, werden Actinomyceten und Pilze wieder aktiv. Es werden hauptsächlich polymere Substanzen wie Cellulose, Hemicellulose, aber auch durch Bakterien gebildete Polysaccharide abgebaut, da die primären, leicht abbaubaren Substanzen schon weitgehend mineralisiert sind. Auch Bakterien siedeln sich in der Nachrottephase wieder an (Fischer et al., 2001).

Für die Mikroorganismen liegt der optimale pH- Wert im Bereich zwischen 5,5 und 8. Bakterien haben ihr Optimum im neutralen Bereich, Pilze sind säuretolerant (Binner et al., 2004).

3.1.2.1 Bakterien

Der Großteil der Bakterien sind Einzeller, die sich durch Zweiteilung vermehren und in Form von Stäbchen vorkommen, die nicht mehr als 1 µm breit und 2-5 µm lang sind. Einige Arten können Endosporen bilden, die im Vergleich zu vegetativen Zellen und pilzlichen Sporen sehr resistent gegenüber Hitze, Austrocknung, Strahlung und chemischen Einflüssen sind. Diese intrazellulären Sporen sind das Ergebnis einer unvollständigen Zellteilung mit nachfolgendem, komplettem Zellumbau. Sie haben eine dicke Hülle (ca. 50 % des Volumens), einen geringen Wassergehalt (ca. 15 %) und keine nachweisbare Stoffwechselaktivität. Die bekanntesten Gattungen sind *Bacillus* (aerobe, bzw. fakultativ anaerobe Lebensweise) und *Clostridium* (anaerober Stoffwechseltyp) (Fischer et al., 2001).

Während der thermophilen Phase dominieren die Bakterien aufgrund ihrer hohen physiologischen Flexibilität (Binner et al., 2004).

3.1.2.2 Actinomyceten

Diese Gruppe gehört zu den Bakterien, kann aber wie echte Pilze Myzel bilden und sich über Konidien bzw. Sporangiosporen vermehren. Diese sind weniger hitzeresistent als die Endosporen von anderen Bakteriengattungen. Actinomyceten haben eine große Bedeutung als Cellulose- und Chitinabbauer (Fischer et al., 2001).

In der thermophilen und der anschließenden mesophilen Phase spielen sie eine wichtige Rolle. Sie leben großteils aerob. Typische Vertreter sind die Gattungen *Thermoactinomyces* und *Thermomonospora* (Binner et al., 2004).

3.1.2.3 Pilze

Pilze umfassen eine große, heterogene Gruppe. Ihr Spektrum reicht von einzelligen Hefen über fädige Schimmelpilze bis zu fruchtkörperformenden Hutpilzen. Sie wachsen indem sich die Hyphen an der Spitze verlängern. Jeder Teil des Myzels ist wachstumsfähig. Die Vermehrung kann sexuell und asexuell erfolgen. Die Sporen, häufig nur Zellabschnürungen mit verdickter Zellwand, besitzen aber gegenüber dem Myzel nur eine gering erhöhte Temperaturresistenz. Aufgrund der heterotrophen Lebensweise müssen sie komplexes organisches Material aufnehmen, sie leben aerob oder fakultativ anaerob (z.B. Hefen). Der Großteil der Pilze wächst mesophil

bis psychrophil. Es gibt nur wenige Thermotolerante, die bis annähernd 60 °C tolerieren, zum Beispiel Schimmelpilze (Fischer et al., 2001).

Aspergillus und Penicillium sind bekannte Vertreter der Kompostpilzflora. Sie haben geringere Stoffwechselaktivitäten als Bakterien, sind aber stärker säuretolerant und daher verstärkt am Rottebeginn zu finden. Sie haben einen besonders hohen Sauerstoffverbrauch und ziehen so die Randbereiche der Mieten vor (Binner et al., 2004).

3.1.3 Hygienisierung

Bioabfälle und Grünabfälle können verschiedene obligat oder fakultativ pathogene Bakterien, Pilze und Viren enthalten (Fischer et al., 2001).

Bei der Kompostierung wirken zwei Prozessphasen hygienisierend. In der Heißrotte erfolgt eine Reduktion bzw. Abtötung pathogener Keime des Ausgangsmaterials, in der anschließenden Stabilisierungsphase verhindert die biologische Stabilität des Endprodukts deren weitere Vermehrung. Zusätzlich werden durch die Zunahme von bodentypischen Mikroorganismen antibiotisch- antagonistische Wirkungsweisen gefördert.

Auch keimfähige Samen und Pflanzenteile werden bei entsprechendem Rotteprozess inaktiviert. Bei der Lagerung kann es allerdings durch Samenflug zur Wiederbesiedelung kommen. Grenzwerte für die Anwendungsbereiche Gartenbau und Sackware liegen bei drei Pflanzenkeimungen je Liter Kompost (Binner et al., 2004).

Die Anforderungen hinsichtlich Seuchenhygiene sind in der Kompostverordnung nur mangelhaft geregelt, es handelt sich um Basisanforderungen an die Prozessführung. Gefordert wird lediglich, dass Temperaturmessungen während der Heißrotte protokolliert werden. In der Richtlinie Stand der Technik der Kompostierung sind die erforderlichen Maßnahmen näher präzisiert. Demnach gibt es verschiedene Varianten des Temperatur-Zeitregimes zum indirekten Nachweis der ausreichenden Reduktion von seuchenhygienisch relevanten Keimen, die für die offene Mietenkompostierung in Tabelle 7 ersichtlich sind.

Tabelle 7: Varianten des Temperatur-Zeitregimes zum indirekten Nachweis zur Seuchenhygiene (Amlinger, et al., 2005)

Mindesttemperatur	Dauer
55 °C	kontinuierliche Temperaturmessung mittels Sonde; Einhaltung der Mindesttemperatur über einen zusammenhängenden Zeitraum von 4 Stunden jeweils nach 5 Umsetzungsvorgängen; Gesamtmesszeitraum: mindestens 10 Tage
55 °C	Diskontinuierliche, arbeitstägliche Temperaturmessung; Einhaltung der Mindesttemperatur an sämtlichen Messtagen innerhalb eines zusammenhängenden Zeitraums von 10 Tagen bei mindestens 3 Umsetzungsvorgängen
60 °C	Diskontinuierliche, arbeitstägliche Temperaturmessung; Einhaltung der Mindesttemperatur an sämtlichen Messtagen über 3 x 3 Tage bei 2 Umsetzungsvorgängen innerhalb eines zusammenhängenden Zeitraums von 14 Tagen
65 °C	Diskontinuierliche, arbeitstägliche Temperaturmessung; Einhaltung der Mindesttemperatur an sämtlichen Messtagen über 2 x 3 Tage bei 1 Umsetzungsvorgang innerhalb eines zusammenhängenden Zeitraums von 14 Tagen

3.1.4 Geruchsemissionen

Geruchsemissionen stellen ein zentrales Problem der Kompostierung dar. Selbst bei ordnungsgemäßigem Betrieb können Geruchsemissionen nicht gänzlich verhindert werden. Besonders bei anaeroben Milieubedingungen werden stark geruchsintensive Stoffwechselprodukte gebildet. Auch bei „Überhitzung“ über 70 °C kommt es zur Bildung von unerwünschten, geruchsintensiven Stoffwechselprodukten. Tabelle 8 gibt einen Überblick über geruchsintensive Stoffwechselprodukte und Geruchseindrücke während der unterschiedlichen Rottephasen (Amlinger et al., 2005).

Tabelle 8: Phasen der Entstehung geruchsaktiver Substanzen beim Rotteprozess (Amlinger, et al., 2005)

Rottephase und Temperaturbereich	Charakteristische Geruchsbildner	Bestimmender Geruchseindruck	Dauer der Phase	pH-Wert im Rottegut
Mesophile Startphase (15- 45°C)	Niedere Carbonsäuren, Aldehyde, Alkohole, Carbonsäureester, Ketone, Terpene, Sulfide	alkoholisch-fruchtig bis käsig-schweißartig	wenige Tage bis max. eine Woche	4 bis 6
Selbsterwärmungsphase; Temperatur steigt weiter auf 45- 65 °C	wie Startphase	wie Startphase	wenige Tage bis max. eine Woche	4 bis 6
Hochtemperaturphase (> 65°C, teilweise bis > 70°C)	Ketone, schwefelorganische Verbindungen, Terpene, Pyrazine, Pyridine, Ammoniak	süßlich- pilzig, Heißrottegeruch, unangenehm-muffig	wenige Tage bis zu mehreren Wochen	6 bis über 7
Abkühlungsphase (65- 45°C)	Sulfide, Ammoniak, Terpene	muffig-stechend, ammoniakalisch	bis zu 12 Wochen	bis über 8
Reifungsphase (< 45°C)	Huminstoffen	pilzig, erdig	mehrere Wochen	> 7

3.1.5 Prozesssteuerung

3.1.5.1 Aufbereitung

Wesentlich bei der offenen Mietenkompostierung ist von Anfang an genügend strukturstabiles Material mit einzubringen. Dieses schafft über die gesamte Intensivrottedauer das nötige freie Luftporenvolumen, damit der Sauerstoffeintrag über Konvektion sichergestellt werden kann. Das Strukturmaterial (meist Baum- und Strauchschnitt) wird mit einem Shredder zerkleinert. Auch das C/N Verhältnis kann über den Strukturmaterialanteil beeinflusst werden. Es sollte zwischen 25 und 35 liegen. Ein günstiger Strukturmaterialanteil bei der offenen Mietenkompostierung ist bei 40 % Bioabfall, 60 % Strukturmaterial (v/v) bzw. 50 % Bioabfall und 50 % Strukturmaterial (m/m) gegeben (Binner 2012, pers. Mitteilung).

3.1.5.2 Umsetzen

Durch das Umsetzen werden Mikroorganismen, die von ihnen gebildeten extrazellulären Enzyme, Substrate (Nährstoffe) und Wasser durchmischt und die Struktur des Rottegutes aufgelockert, was die Milieubedingungen für den aeroben Ab- und Umbau fördert. Außerdem wird so das Material von den äußeren, kühleren Zonen so in das heiße Innere gebracht, wodurch eine gleichmäßige Hygienisierung erfolgen kann (Fischer et al., 2001).

Durch die Erwärmung im Kern der Miete kommt es über den Kamineffekt zu einer Konvektionsströmung, die die Versorgung der Mikroorganismen mit Sauerstoff bzw. die Entsorgung des produzierten CO₂ gewährleistet.

Die weitverbreitete Meinung, dass das Umsetzen zu einer Belüftung des Materials führt, trifft nur bedingt zu. Die Mikroorganismen haben nach kurzer Zeit (< 1 Stunde) den eingebrachten Sauerstoff wieder veratmet, begründet durch die neuerliche Aktivierung der Mikroflora (Beffa et al., 1996b zitiert bei Fischer et al., 2001).

Durch zu hohe Belüftungsraten erfolgt sofort ein weiterer Abbau der gebildeten Stoffwechselprodukte. Die Folge ist eine rasche Mineralisierung der organischen Substanz, wodurch jedoch die Huminstoffbildung gestört wird. Durch regelmäßiges Umsetzen, bei dem wichtig ist, dass die Dreiecksmietenform beibehalten wird, kann die Intensivrottedauer verkürzt werden. Wenn die Mieten nicht oder nur unregelmäßig umgesetzt werden, kann die Rottedauer bis zu 12 Monaten betragen (Binner et al., 2004).

Die Wärme wird vor allem über Verdunstungswärme (ungefähr 90 %) abgeführt. Durch das Umsetzen kommt es daher auch zur Trocknung des Materials (Fischer et al., 2001). Durch angepasste Bewässerung kann eine Trockenstabilisierung des Materials vermieden werden (siehe 3.1.5.3).

3.1.5.3 Bewässerung

Der Wassergehalt sinkt durch das Abströmen warmer, feuchter Luft. Da Mikroorganismen Nährstoffe und Sauerstoff nur in gelöster Form aufnehmen können, ist eine Bewässerung des Rottegutes unbedingt erforderlich. Das Befeuchten erfolgt sinnvollerweise vor oder während des Umsetzungsvorgangs, da nur dadurch eine gleichmäßige Verteilung des Wassers möglich ist.

Wird das Material zu feucht, sind die für die Sauerstoffversorgung erforderlichen Luftporen mit Wasser gefüllt, was die Konvektion be- bzw. verhindert. Ungünstige klimatische Bedingungen, wie hohe Niederschläge können daher den Verlauf der Kompostierung stören. In diesem Fall ist die Miete durch Abdeckung mit Vlies davor zu schützen, dass sie sich mit Wasser vollsaugt und vermehrt anaerobe Bedingungen auftreten.

Die Bewässerung erfolgt am Effektivsten während des Umsetzungsvorgangs durch direktes Einspritzen oder unmittelbar davor. Mittels Faustprobe kann der Feuchtigkeitszustand der Kompostmieten kontrolliert werden. Das mit der Hand zusammengeballte Material soll nicht auseinander fallen bzw. soll die Hand nicht sauber bleiben (zu trocken). Andererseits darf auch keine Tropfenbildung auftreten und die Materialporen müssen erkennbar bleiben (sonst zu feucht). Als Faustregel gilt, im Zweifelsfall eher zu trocken als zu feucht aufsetzen (Binner 2012, pers. Mitteilung).

3.1.5.4 Optimierungsmaßnahmen gegen Emissionen

Die Maßnahmen gegen die Bildung der treibhausrelevanten Gase CH_4 und N_2O während der Kompostierung sind gegenläufig. Zu Beginn der thermophilen Phase liegt der Schwerpunkt auf der Vermeidung von CH_4 . Dies kann bei Mieten mit ausreichend Strukturanteil in der Regel durch höhere Umsetzhäufigkeit gesteuert werden. In der Abkühl- bzw. Nachrottephase soll dann die N_2O Bildung minimiert werden. Eine abnehmende Bearbeitungsintensität (Umsetzen) zeigt eine Tendenz zur N_2O Verringerung. Ein sehr enges C/N-Verhältnis in der Ausgangsmischung weist eine Tendenz zur höheren Lachgasbildung auf. Andererseits zeigt auch ein zu hoher Anteil an holzreichem Grünschnitt (Kohlenstoff ist nicht ausreichend verfügbar) eine Erhöhung der N_2O Emissionen, da kein Einbau von mineralischem Stickstoff in die Biomasse möglich ist (Amlinger et al., 2005).

Tabelle 9: Maßnahmen zur Prozessoptimierung für einen emissionsarmen Betrieb (Amlinger, et al., 2005)

Maßnahme	CH_4	NH_3 *	N_2O
Strukturmaterialanteil erhöhen bzw. Umsetzhäufigkeit erhöhen	positiv, bessere O_2 - Versorgung unterdrückt CH_4 - Bildung	leicht erhöhte Emission aufgrund verstärkter Belüftung möglich, Ursachen: Anstieg des pH - Wertes, erhöhter Feuchteaustrag	potenziell negativ, bessere O_2 - Versorgung bei sinkenden Temperaturen fördert die N_2O - Bildung als Zwischenprodukt der Nitrifikation und Denitrifikation
Feuchteoptimierung durch kontrollierte Bewässerung bzw. Abdeckung	positiv, Vorbeugung gegen Vernässung und Ausbildung anaerober Zonen	Vernässung führt zu reduzierenden Bedingungen (Denitrifikation) mit Anreicherung von NH_4^+ , Austrocknung führt zu vermehrter Emission von NH_3	Vernässung kann auch in spätem Rottestadium zu O_2 - Mangel führen, und damit zur Denitrifikation von NO_2 - und NO_3 - unter Bildung von N_2O

*frühzeitig emittiertes NH_3 steht nicht mehr einer späteren N_2O - Bildung zur Verfügung

Der nationale Beitrag der Kompostierung zum Treibhauseffekt kann als vernachlässigbar eingestuft werden. Unabhängig vom Kompostierungsverfahren ergaben Untersuchungen in Österreich und Deutschland als Anteil der Kompostierung zwischen 0,03 und 0,06 % des klimawirksamen, nationalen Gesamtausstoßes an CO_2 - Äquivalenten (Amlinger et al., 2005).

3.1.6 Kompostreife

Zur Beurteilung der Kompostreife können unterschiedliche Parameter herangezogen werden. Atmungsaktivität (siehe 3.2.7) oder Selbsterhitzung geben allerdings nur Auskunft über den Abbaugrad aber nicht über die Kompostqualität. Bei reifem Kompost sollte es zu keiner Selbsterhitzung mehr kommen. Im LAGA- Merkblatt 10 (1995) „Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost“ werden abhängig von der Selbsterhitzung fünf Rottegradstufen unterschieden (siehe Tabelle 10). Als chemische Parameter zur Beurteilung des Reifezustandes werden zusätzlich Nitratgehalt, Ammoniumgehalt, das Verhältnis Nitrat/Ammonium und Gehalt an niederen Carbonsäuren herangezogen. Die uneingeschränkte Pflanzenverträglichkeit ist ebenso ein Indikator (Binner et al., 2004).

Tabelle 10: Einteilung Rottegrade (LAGA- Merkblatt 10, 1995)

Rottegrad	T max (°C)	Produktbezeichnung
I	> 60	Kompostrohstoff
II	50 - 60	Frischkompost
III	40 - 50	Frischkompost
IV	30 - 40	Fertigkompost
V	< 30	Fertigkompost

3.2 Rotteparameter

3.2.1 Temperatur

Die Abwärme aus den Stoffwechselvorgängen der Mikroorganismen führt zur Selbsterhitzung und bestimmt die Temperaturphasen. Sind die leicht abbaubaren Verbindungen erschöpft, verlangsamen sich Abbau und wärmeliefernde Prozesse (Binner et al., 2004).

Im Laufe des Kompostierprozesses verändern sich wie erwähnt die Temperaturen und die Aktivität der Mikroorganismen. Es gibt drei wesentliche Phasen: die Abbau-, Umbau- und Aufbauphase oder auch genannt Haupt- (Intensiv-, oder Heißrotte) und Nachrotte und Reife (Helfer und Merrettig-Bruns, 2001).

3.2.2 Gasaustausch

Für den aeroben Abbau ist ausreichende und gleichmäßige Sauerstoffversorgung notwendig. Sauerstoff dient als Elektronenakzeptor (Elektronenempfänger) unter aeroben Bedingungen, der Bedarf der Mikroorganismen ändert sich während des Prozesses:

Faktor Temperatur: Zwischen 45 °C und 60 °C, in der Anfangsphase kommt es zum höchsten mikrobiellen Abbau, der Sauerstoffbedarf ist am größten, was auch an der intensiven Kohlendioxidbildung erkennbar ist. Bei 70 °C erfolgt nur mehr ein geringer Abbau, die CO₂ Werte gehen zurück.

Faktor Inputmaterial: Durch leicht verfügbare Organik werden Biomasse und Mikroorganismenaktivität erhöht, mehr Sauerstoff wird benötigt.

Faktor Rottephase: Während der Heißrotte ist der Bedarf am höchsten, nimmt dann nach Überschreiten des Maximums ab.

Faktor Partikelgröße: Die aeroben Abbauvorgänge finden nur am Wasserfilm an der Partikeloberfläche statt. Große Oberflächen ermöglichen mehr Angriffsfläche und bedingen erhöhten Sauerstoffbedarf.

Faktor Strukturmaterialanteil: Es ist von Anfang an (beim Aufsetzen der Mieten) genügend Strukturmaterial (siehe 3.2.6 Kohlenstoff/Stickstoff - Verhältnis) nötig, damit ein aerober Abbau über den Rotteverlauf stattfinden kann.

Faktor Mietenabmessungen: Die vorgegebenen Maße (siehe 3.3.1 Offene Systeme) sollen nicht überschritten werden, da das Potential für anaeroben Abbau im Mieteninneren steigt.

Faktor Belüftung: Eine zwangsweise oder natürliche Belüftung ist für die Versorgung der Mikroorganismen mit Sauerstoff, zur Abfuhr von Wasser und zur Trocknung des Rottegutes, zur Verhinderung eines Wärmestaus und zum Abführen des CO_2 nötig.

Bei offenen Mietenrottesystemen soll die Luft durch natürliche Konvektion gut zirkulieren können, damit die gebildeten Gase, Wärme und Wasser über den First der Miete ausgetragen und Frischluft im Mietenfußbereich angesaugt werden können. Voraussetzungen für optimale Sauerstoffversorgung werden in der Literatur sehr unterschiedlich definiert. Genannt werden Bereiche zwischen 10 Vol. % und 18 Vol. %. Die größte mikrobielle Aktivität (Mineralisierungsrate) wurde zwischen 15 Vol. % und 20 Vol. % gemessen. Da das Ziel der Kompostierung Huminstoffaufbau und nicht Mineralisierung ist, wirken zu hohe Belüftungsraten kontraproduktiv für die Kompostqualität. Wichtig ist eine möglichst gleichmäßige Sauerstoffversorgung des Rottegutes.

Wenn CO_2 Gehalte über 20,8 Vol. % auftreten, weist das auf anaerobe Bereiche hin. Da von den Mikroorganismen beim aeroben Abbau aus O_2 ein gleich großes Volumen an CO_2 gebildet wird beträgt die Summe von Sauerstoff und Kohlendioxid im strikt Aeroben immer 20,8 Vol. %, (so wie der O_2 Gehalt der Atmosphäre). Nur unter anaeroben Bedingungen kann ein größeres Volumen an CO_2 gebildet werden (Binner et al., 2004).

3.2.3 pH- Wert

Auch der pH- Wert zeigt einen typischen Verlauf während der Rotte. Zu Beginn, in der mesophilen Phase gibt es viele aktive Säurebildner. (Binner et al., 2004). Deshalb sinkt der pH-Wert anfangs, bedingt durch Hydrolyse bzw. die im Zuckerstoffwechsel anfallenden niederen Carbonsäuren (Essigsäure, Propionsäure, aber auch Buttersäure und Valeriansäure) (Fischer et al., 2001). Bakterien und Actinomyceten werden durch geringe pH-Werte gehemmt. In dieser Phase sind es daher vor allem säuretolerante Pilze, die allmählich für den Abbau dieser Säuren und damit für einen Anstieg des pH-Wertes sorgen.

3.2.4 Wassergehalt

Der Wasserfilm umgibt die Kompostpartikel. Die Mikroorganismen befinden sich im Wasserfilm. Die Nährstoffe und der Sauerstoff können von diesen nur in gelöster Form durch die semipermeable Zellwand aufgenommen werden. Fehlt der Wasserfilm, stellen Mikroorganismen daher den Stoffwechsel ein. Nimmt

andererseits dieser Wasserfilm zulasten des Luftporenvolumens zu, werden die Mikroorganismen ungenügend mit Sauerstoff versorgt, da der Gastransport behindert wird. Dies kann zu Beginn der Kompostierung bei sehr wasserhaltigen Stoffen zu anaeroben Bereichen und verminderter Temperaturerhöhung führen. Darum hat der Wassergehalt der Ausgangsmaterialien einen signifikanten Einfluss auf die Aktivität der Mikroorganismen. Der Intensivrotteprozess läuft in der Regel bei Wassergehalten zwischen 50 % – 60 % (maßgebend ist nicht der absolute Wassergehalt sondern der Anteil des Wassergehaltes am maximalen Wasserhaltevermögen des Materials) optimal ab, unter 30 % – 35 % wird die mikrobielle Aktivität deutlich gehemmt (Binner et al., 2004).

Wasser wird im Laufe des Abbaus durch die Oxidation der Organik gebildet. Wassermangel entsteht vor allem durch Verdunstung, bedingt durch die Selbsterwärmung bzw. die Konvektion und wenn die Umgebungstemperatur hoch ist (Glathe, et al., 1985 zit. bei Zaid, 1999). Maßnahmen gegen Austrocknung bei hoher Umgebungstemperatur sind Beschattung bzw. Abdecken der Mieten und Bewässern.

3.2.5 Organische Substanz

Die organische Substanz von Boden (OBS) setzt sich aus Humus (ca. 90 %) und Biomasse (ca. 10 %) zusammen. Die Definition stammt aus der Bodenkunde. Da Humus mengenmäßig den weit größeren Anteil ausmacht werden die Begriffe Humus und organische Substanz häufig gleichgesetzt. Humus im engeren Sinn ist aber nur die abgestorbene organische Substanz. Diese setzt sich wiederum aus Streustoffen und Huminstoffen zusammen. Die Streustoffe der Flora und Fauna sind nicht oder nur schwach umgewandelt und enthalten noch sichtbare Gewebestrukturen. Durch deren Abbau können Pflanzennährstoffe freigesetzt werden. Daher werden die Streustoffe auch als Nährhumus bezeichnet. Umwandlungsprozesse führen dagegen zu stabilen organischen Fraktionen, den Huminstoffen oder dem Dauerhumus. Diese sind morphologisch stark umgeformt und ohne erkennbare Gewebestrukturen. Sie haben eine niedrige Umsatzrate, sind gegen Mineralisierung stabilisiert und haben eine hohe Verweilzeit im Boden (Scheffer und Schachtschabel, 1982).

Die organische Substanz der eingesetzten biogenen Abfälle wird während der Rotte abgebaut und zum Teil in Huminstoffe umgebaut. Die Organikgehalte in Komposten liegen in der Regel zwischen 30 % und 40 % der Trockenmasse. Bei Gehalten unter 15 % spricht man von Erden (Baumgarten et al., 2010).

Huminstoffe im Kompost tragen zur Rückführung stabiler organischer Substanz in den Boden bei, sie werden als Wert gebender Bestandteil des Komposts angesehen. Für andere Qualitätsparameter schaffen sie außerdem günstige Voraussetzungen (Smidt et al., 2008).

Als Summenparameter für die Menge an organischer Substanz werden Glühverlust und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) herangezogen. Laut Kompostverordnung müssen für Qualitätskomposte Glühverluste > 20 % in der Trockenmasse erreicht werden. Das Verhältnis von TOC zu Glühverlust liegt im Bereich von 0,5 bis 0,6 (Smidt et al., (2008).

Eine rasche Abnahme der organischen Substanz während der Rotte (Mineralisierung) ist daher nicht für die Beurteilung des Rotteprozesses geeignet. Ziel ist ja die Erhaltung der organischen Substanz bzw. die Bildung von Huminstoffen.

3.2.6 Kohlenstoff/Stickstoff- Verhältnis

Die Mikroorganismen stellen beim Abbau neben den abiotischen Faktoren auch Ansprüche an die vorhandenen Nährstoffe, welche im Kohlenstoff/ Stickstoff-Verhältnis charakterisiert werden (Helfer und Merrettig-Bruns, 2001).

Die Verwertung von Kohlenstoffverbindungen ist nur dann möglich, wenn in entsprechenden Mengen auch Stickstoff verfügbar ist. Ein ausgewogenes C/N Verhältnis ist somit für den Rotteprozess entscheidend. Ideal sind Verhältnisse zwischen (20) 25 und 30 (35). In der Analytik werden bei der Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des organisch gebundenen Stickstoffs (Dumas Stickstoff) auch aktuell nicht verfügbare Verbindungen für die Mikroorganismen miterfasst (Binner et al., 2004).

Kohlenstoffverbindungen werden bei rascher Mineralisierung als Kohlendioxid freigesetzt, oder in die mikrobielle Biomasse eingelagert. Aus Proteinen, Nukleinsäuren und Harnstoff entstehen Ammoniak und Ammonium, welche zur Biomassebildung genutzt werden. Bei Sauerstoffüberschuss kommt es zur Umsetzung zu Nitrat. Für das Ausgangsmaterial günstig gilt ein Verhältnis von 25 bis 30:1. Durch den Abbau wird das C/N-Verhältnis im Laufe der Rotte enger. In Komposten wird ein Verhältnis von 10:1 am Ende angestrebt, dieses entspricht dem mittleren Verhältnis im Bodenumus (Helfer und Merrettig-Bruns, 2001).

Je weiter das C/N-Verhältnis ist, umso geringer ist die Mineralisierungsrate und desto mehr Stickstoff kann festgelegt werden. Andererseits steigt jedoch die Gefahr von Stickstoffverlusten.

Wird der Stickstoff für weitere Umsetzung der kohlenstoffreichen Bestandteile benötigt, ist er nur schwer auswaschbar, aber auch nicht pflanzenverfügbar (Baumgarten et al., 2010).

Wenn das C/N-Verhältnis zu niedrig (< 15) ist und es gleichzeitig zu hohen Rottetemperaturen und hohen Belüftungsraten kommt, können hohe Verluste von leicht verfügbarem Stickstoff in Form von Ammoniak auftreten. Weitere Ursachen für NH_3 - Bildung können ein pH- Wert Anstieg und zu hoher Feuchteverlust sein. Die Bedingungen treten vor allem im thermophilen Bereich während der Hauptrotte auf. Lachgasbildung wird bei besserer Sauerstoffversorgung und sinkenden Temperaturen als Zwischenprodukt der Nitrifikation und Denitrifikation gefördert. Das Maximum der Bildung findet bei etwa 30°C statt. Die Bedingungen dafür kommen in der Nachrotte- und Reifephase vor (Amlinger et al., 2005).

3.2.7 Atmungsaktivität

Die Sauerstoffzehrung, also der von den Mikroorganismen verbrauchte Sauerstoff pro Zeiteinheit (in $\text{mg O}_2/\text{g TM}$) beschreibt den Abbauzustand (Reifegrad) des Rottegutes. Je reifer (stabiler) der Kompost ist, desto geringer ist der Sauerstoffverbrauch. Im Ausgangsmaterial liegen die Werte zwischen 50 und $100 \text{ mg O}_2/\text{g TM}$, im Reifekompost in der Regel $< 5 \text{ mg O}_2/\text{g TM}$ (Binner et al., 2004).

3.3 Kompostierungsverfahren

In Abbildung 8 ist die vereinfachte Darstellung einer Kompostieranlage dargestellt. Der Prozess der Hauptrotte kann durch technische Maßnahmen (Materialaufbereitung, Umsetzen, Bewässern) beschleunigt werden. Die Phase dauert normalerweise 2 (zwangsbelüftete Intensivrottesysteme) bis > 6 Wochen

(natürlich belüftete offene Mietenrotte). Der Prozess der Nachrotte kann nur mehr unwesentlich beschleunigt werden (Umsetzen) und dauert zwischen 8 und 12 Wochen. Die Reife benötigt Zeit, gefördert wird sie durch natürliche Bodenorganismen (Binner, 2012/2013).

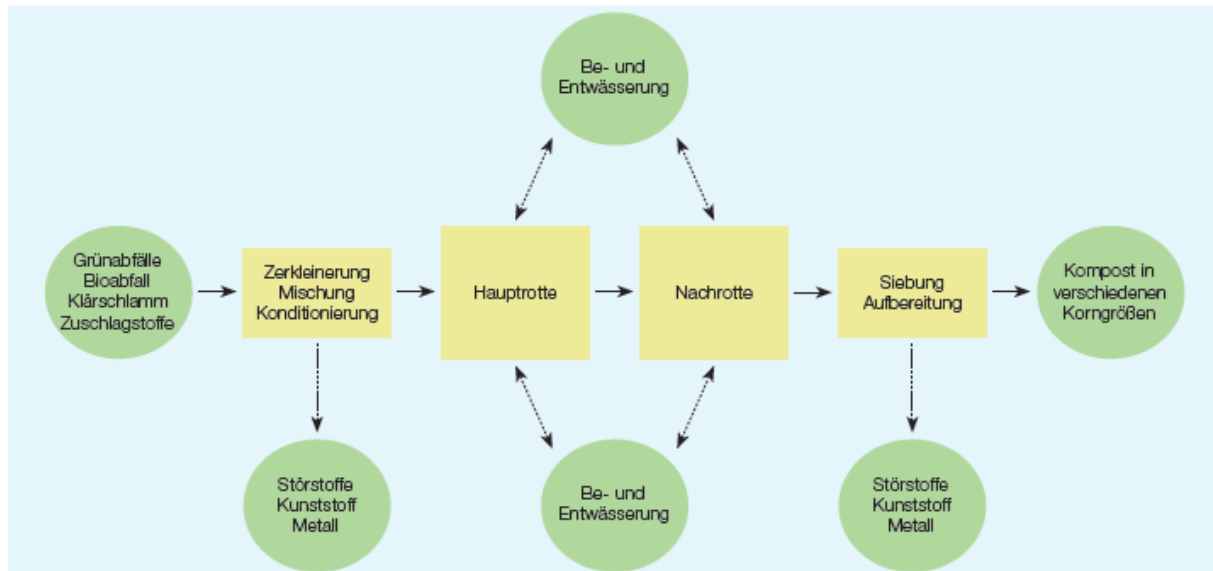


Abbildung 8: Vereinfachte schematische Darstellung einer Kompostieranlage (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011)

3.3.1 Offene Systeme

Als offene Systeme werden die Mietenrottsysteme bezeichnet, die in direktem Kontakt mit der Außenluft stehen. Die Belüftung erfolgt meist über natürliche Konvektion („Kaminzugeffekt“). Fallweise wird auch Zwangsbelüftung über Saug- bzw. Druckbelüftung eingesetzt. Das gebildete Gasgemisch kann über die Mietenoberfläche ausströmen und ermöglicht somit ein Zuströmen von frischer Luft an der Mietenbasis. Die Milieubedingungen stellen sich natürlich ein (Binner et al., 2004).

Eine Abdeckung mit Vlies oder natürlichen Materialien dient zum Schutz vor der Witterung. Dadurch kann der direkten Sonneneinstrahlung und Verdunstung und auch dem Starkregen entgegen gewirkt werden.

Die Mietenrottsysteme sind im Vergleich zu geschlossenen Systemen weniger aufwendig (Zerkleinerung, Umsetzung, Siebung), nur für strukturreiche Abfälle geeignet und für geringe Durchsatzmengen ausgerichtet. Es werden überwiegend Grünabfälle mit Biotonneanteil bis 50 % in dezentralen Kleinkompostierungsanlagen (in Österreich häufig landwirtschaftliche Anlagen) verarbeitet. Die Mietenkompostierung ist ein einfaches Verfahren mit geringen Investitionskosten. Trapezmieten haben Dimensionen im Bereich 4,5 - 5,5 m Breite und 1,8 - 2,2 m Höhe. Dreiecksmieten sind kleiner dimensioniert mit 3 - 3,3 m Breite und 1,4 - 1,6 m Höhe. Holzbestandteile werden zur Vergrößerung der Oberfläche geschreddert. Eine zu starke Zerkleinerung ist aber wegen eines ausreichenden Luftporenvolumens zu vermeiden. Der Siebüberlauf verbleibt als Überkorn und kann erneut als Strukturmaterial verwendet werden. Zum Wenden werden Umsetzgeräte oder Radlader verwendet, meist im 7 - 14 tägigen Rhythmus. Die Bewässerung soll während des oder unmittelbar vor dem Umsetzen erfolgen, so wird auch Staubentwicklung vermindert (Weißenfels, 2001).

3.3.2 Geschlossene Systeme

Größere Mengen an geruchsbildenden Abfällen (Bioabfall) werden meist in gekapselten Systemen verarbeitet. Dabei ist das Ziel die Abfallmengen pro m³ Hallen- bzw. Reaktorvolumen zu maximieren und dabei die Rottedauer zu minimieren (Weißenfels, 2001). Dies führt häufig zu intensiver Mineralisierung, was wie bereits erwähnt der Huminstoffbildung entgegenwirkt (Binner, et al., 2004).

Die Behälter zur Kompostierung werden auch als „Bioreaktoren“ oder „Rottetunnel“ bezeichnet. Eine gezielte Prozessoptimierung ist theoretisch besser als im offenen System möglich. Bedingt durch die Zwangsbelüftung (mit hohem Wasseraustrag) ist besonders auf ausreichenden Wassergehalt zu achten. Durch starke Automatisierung wie Fördereinrichtungen und Zwangsbelüftung verkürzt sich die Intensivrottephase auf 10 - 20 Tage. Durch Batchbetrieb wird der Rotteaktor in einem Arbeitsschritt zur Gänze gefüllt und nach Prozessende zur Gänze geleert. Meistens wird das Material im Reaktor nicht bewegt. Durch die intensive Belüftung entstehen nach wenigen Tagen bevorzugte Luftwege (Kanalbildung). Meist werden große Wassermengen freigesetzt. Darum soll das Material nach 7 - 10 Tagen ausgeräumt, mit Prozesswasser befeuchtet, homogenisiert und wieder in den Tunnel zurückgebracht werden. Durch die vollständige Abluftfassung können Geruchsstoffe mittels Biofilter entfernt werden, wodurch Geruchsemissionen minimiert werden können. An die Intensivrotte im geschlossenen System schließt immer eine meist offene Nachrotte an (Binner et al., 2004).

3.4 Kompostqualität

3.4.1 Definition gemäß der Kompostverordnung

Die Menge und Qualität der organischen Substanz und deren Gehalt an Huminstoffen bestimmen die Kompostqualität. Bei Einhaltung der Kompostverordnung verlieren Komposte ihre Abfalleigenschaft und dürfen als Produkt verkauft werden. Bei Nichteinhaltung behält der produzierte Kompost den Status Abfall, darf aber als solcher, in Abhängigkeit der Landesbodenschutzgesetze verwertet werden. Bis jetzt werden Negativabgrenzungen wie das Unterschreiten von Schwermetallgrenzwerten zum Schutz der Umwelt als Qualitätsdefinition herangezogen (Tabelle 11). Förderliche Eigenschaften des Komposts bleiben bei der Beurteilung unberücksichtigt. Die Kriterien der Kompostverordnung sind als unzureichend einzustufen. Die geforderten 20 % organische Substanz im Reifekompost sind eher tief angesetzt, da bei Smidt, et al., (2008) der Mittelwert aus 83 Proben bei 35,7 % TM $\pm$ 29 % liegt. Echte Qualitätsparameter wie beispielsweise der Huminstoffgehalt bzw. Nährstoffgehalte wären für die Beurteilung der Kompostqualität wesentlich.

Erforderlich zur Erreichung des Produktstatus sind die ausschließliche Verwendung von Materialien die gelistet sind (Positivlisten), eine Eingangs- und Endproduktkontrolle, Aufzeichnungspflichten und eine Deklarationspflicht (nach Ausgangsmaterial und Schwermetallgehalt in die Klassen A+, A und B). Je nach Anwendungsart gibt es Zusatzregelungen zu erfüllen, wie beschränkte Anwendungsmengen, das unterschreiten von Ballaststoffgrenzwerten oder die Einschränkung der Ausgangsmaterialien (Binner et al., 2004).

Die mit in Krafttreten der Kompostverordnung zurückgezogene ÖNORM S 2200 unterteilte nach unterschiedlicher Qualität in zwei Anwendungstypen.

Anwendungstyp A ist als Bodenverbesserungsmittel und/oder Mischkomponente für Substrate, Anwendungstyp B war nur als Bodenverbesserungsmittel geeignet.

Tabelle 11: Anforderungen Qualitätsklassen (BGBl. II Nr. 292 / 2001)

Schwermetalle	Dimension	Grenzwert der Qualitätsklasse		
		A+	A	B
Cd	mg/kg TM	0,7	1	3,0
Cr	mg/kg TM	70	70	250
Hg	mg/kg TM	0,4	0,7	3,0
Ni	mg/kg TM	25	60	100
Pb	mg/kg TM	45	120	200
Cu	mg/kg TM	70	150	500
Zn	mg/kg TM	200	500	1800

Schwermetalle unterliegen keinem biologischen Abbau und reichern sich daher im Verlauf der Rotte im Kompost an.

Die Parameter Nährstoffe und Huminstoffe wurden für diese Arbeit als wesentliche Qualitätsparameter ausgewählt.

3.4.2 Nährstoffgehalte

Pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte unterliegen in Abhängigkeit von Ausgangsmaterialien und Rottegrad starken Schwankungen. Bioabfallkomposte weisen höhere Nährstoffgehalte (N, P, K) auf als reine Grünschnittkomposte oder jene, denen Wirtschaftsdünger beigemischt wurde. Die Spannweiten der Nährstoffgehalte sind in Tabelle 13 ersichtlich (Baumgarten et al., 2010). Die Gesamtgehalte können im Anwendungsjahr nicht vollständig als düngerwirksam angerechnet werden. In

Tabelle 14 sind die Löslichkeit und der verfügbare Anteil der Nährstoffe im ersten Jahr aufgelistet.

Unter den Nährstoffen nimmt **Stickstoff** eine besondere Stellung ein, weil er vielen biologischen/chemischen Umwandlungsprozessen unterliegt und der Bedarf der Pflanzen im Vergleich zu anderen Nährstoffen am höchsten ist. Stickstoff beeinflusst den Ernteertrag in der Regel am stärksten.

Mehr als 99 % des Gesamtstickstoffs sind organisch gebunden. Anorganisch kommt Stickstoff als Ammonium (NH_4^+), Nitrat (NO_3^-) und in geringem Anteil als Nitrit (NO_2^-) vor. Diese Anteile werden zum Teil durch Mineralisierung der organischen Substanz nachgeliefert und pflanzenverfügbar gemacht. Als gasförmige Emissionen während der Kompostierung können Ammoniak (NH_3), Stickstoffdioxid (NO_2), Lachgas (N_2O) und elementarer Stickstoff (N_2) auftreten (Baumgarten et al., 2010; Scheffer und Schachtschabel, 1982).

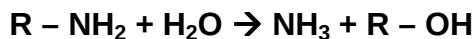
Die Huminsäuren spielen eine wichtige Rolle bei der Fixierung von Stickstoff. Der Stickstoffgehalt wird in Bodenhuminsäuren mit 1,6 % – 4,1 % angegeben. Stickstoff ist somit ein wesentlicher Bestandteil der terrestrischen Huminsäuren, der nicht auswaschbar aber pflanzenverfügbar ist. Die Komposthuminsäuren weisen deutlich höhere Stickstoffgehalte als die Bodenhuminsäuren auf. Die

Stickstoffkonzentrationen liegen zwischen 4,9 % bis 8,9 %. Es besteht kein signifikanter Zusammenhang zwischen Kompoststickstoff und Huminsäurestickstoff. Das heißt, stickstoffreiche Inputmaterialien führen nicht automatisch zu hohem Stickstoffgehalt in den Huminsäuren. Der Beitrag der Huminsäuren zum Gesamtstickstoff wiederum schwankt sehr stark zwischen 13 % und 61 % (Smidt et al., 2008).

Stickstoffdynamik und -nachlieferung

Mineralisierung

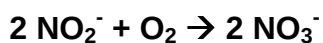
Mikroorganismen wandeln organischen Stickstoff in anorganischen, „mineralischen“ Stickstoff um. Die erste Stufe dabei ist die Ammonifikation bei der abhängig vom pH-Wert Ammonium oder Ammoniak gebildet wird. Bei diesem exothermen Prozess sind vor allem aerob lebende autotrophe Bakterien beteiligt, die Durchführung ist an die Anwesenheit von elementarem Sauerstoff gebunden. Ammoniak wird durch Desaminierung von Aminogruppen der organischen Substanz abgespalten, sowie über die Hydrolyse von Harnstoff.



Das so gebildete Ammoniak reagiert mit Wasser zu Ammonium.



Als zweiter Teilprozess folgt die Nitrifikation. Unter dieser versteht man die Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat unter aeroben Verhältnissen. Dieser Prozess setzt sich aus Nitrit- und Nitratbildung zusammen.



Der erste Schritt erfolgt über die Aktivität der Gattung *Nitrosomonas*. Diese verbessern durch Ansäuerung des Milieus und durch den Verbrauch von Ammoniak, welches für *Nitrobacter* giftig wirkt, deren Lebensbedingungen. Die Nitratbildung selbst erfolgt über die Aktivität der Gattung *Nitrobacter*. Die Nitrifizierung ist für Boden und Pflanzen von großer Bedeutung, da die Ionen leicht ausgewaschen werden können (Scheffer und Schachtschabel, 1982).

Die zweite Reaktion verläuft schneller als die erste, darum wird Nitrit nur in Spuren im Rottegut gefunden. Nitrat findet sich bereits während der Nachrotte bei höheren Temperaturen. Darum ist in der 2. Rottephase häufig höhere Konzentration von Nitrat nachweisbar. In der thermophilen Phase nur in niedriger Konzentration oder gar nicht nachweisbar (GISI, 1990 zitiert bei Zaid, 1999).

Hoher Gehalt an Ammoniumstickstoff zeigt in der Regel einen noch geringen Rottefortschritt an. Bei gleichzeitig hohem pH-Wert (ab 7,5 - 8) wird aus Ammonium

Ammoniak mit stechendem Geruch freigesetzt. Bei schlechter Sauerstoffversorgung ist der Gehalt an NH_4 höher, da NO_3 als sauerstoffreiche Verbindung auch von den Mikroorganismen oxidiert wird. Die wichtigsten Einflussgrößen auf die Mineralisierung von Stickstoff sind das C/N Verhältnis, die Feuchtigkeit, die Durchlüftung und der pH-Wert (Binner et al., 2004).

Laut Scheffer und Schachtschabel, (1982) läuft die Ammonifikation bei Temperaturen über 30 °C schneller als die Nitrifikation ab und es kommt zu einem starken Anstieg des NH_4 -Gehaltes. Erst mit einem Absinken der Temperatur sinkt der NH_4 -Gehalt und der NO_3 -Gehalt beginnt durch die verstärkte Nitrifikation zu steigen.

Das NO_3/NH_4 Verhältnis dient daher auch als Parameter für den Rottefortschritt, es steigt während des Rotteverlaufes zunächst an. In Reifkompost sollte sowohl Ammonium als auch Nitrat gering sein, da der Stickstoff in die Huminstoffe eingebaut wird. Für Frischkomposte kennzeichnend ist ein Wert unter 2, bei ausgereiften Komposten sollte er über 20 liegen. Das Verhältnis ist aber nur aussagekräftig, wenn Stickstoff in verfügbarer Form vorhanden ist, der NO_3 -Gehalt soll dazu höher als 50 mg/kg FM sein (Fuchs, 2005).

Immobilisierung

Als Stickstoff-Immobilisierung bezeichnet man den entgegengesetzten Vorgang. Bei diesem werden anorganische Stickstoffverbindungen durch Einbau in die Körpersubstanz der Mikroorganismen, deren C/N-Verhältnis sehr eng (< 10) ist, in organische Bindungen überführt (Scheffer und Schachtschabel, 1982). Dieser Stickstoff steht dann bis zum Absterben der Mikroorganismen Pflanzen nicht zur Verfügung.

Ammonium kann unter 45 °C durch mesophile Mikroorganismen zu Nitrat oxidiert werden und bei ausreichendem Kohlenstoffangebot als Bakterienmasse immobilisiert werden (Schuchardt, 1993 zit. bei Zaid, 1999).

Denitrifizierung

Zahlreiche fakultativ anaerobe Bakterien (z.B.: *Pseudomonas*) können bei Sauerstoffmangel Nitrit- und Nitrat-Sauerstoff statt elementaren Sauerstoff als H-Akzeptor bei enzymatischen Oxidationsreaktionen verwenden. Unter anaeroben Verhältnissen wird die Denitrifizierung begünstigt. Durch den mikrobiellen Abbau von Nitrat entstehen gasförmige Verluste in Form von Stickstoffdioxid (NO_2), Lachgas (N_2O) und elementarer Stickstoff (N_2), dagegen nur in geringen Mengen Ammoniak (NH_3) (Scheffer und Schachtschabel, 1982; Fuchs, 2005).

Bei Stickstoff ist der organisch gebundene Anteil nur zu einem kleinen Teil (5 - 10 % im 1. Anwendungsjahr) pflanzenverfügbar. Die Pflanzen ernähren sich nicht primär von Humus, sondern nehmen die Nährstoffe in anorganischer Form (NO_3 , NH_4) auf. Ammonium und Nitrat machen zusammen nur etwa 10 % des N-Gesamtgehaltes aus. Durch Mineralisation können diese aus der organischen Substanz freigesetzt werden. Dies ist ein stark witterungsabhängiger Prozess. Man rechnet bei regelmäßigem Einsatz mit einer Verfügbarkeit in den Folgejahren von 3 – 5 % pro Jahr. Darum ist eine Kompostanwendung über mehrere Jahre zu empfehlen, wodurch der N-Vorrat im Boden ansteigt. Die Kompostgabe sollte so bemessen werden, dass noch eine Ergänzungsdüngung (Gülle, Jauche oder Mineraldünger) im Rahmen der bewilligungsfreien Düngermengen (WRG 1959) erfolgen kann um genügend verfügbaren Stickstoff in den Boden zu bringen. In Tabelle 12 sind die Stickstoffbindungen in den verschiedenen Wirtschaftsdünger und deren Jahreswirksamkeiten aufgelistet. Die Wirksamkeit von organisch gebundenem

Stickstoff von Komposten aus biogenen Abfällen und Klärschlammkomposten entspricht der von Stallmistkomposten (Baumgarten et al., 2010).

Tabelle 12: Stickstoffbindung in Wirtschaftsdüngern (Richtlinien für die sachgerechte Düngung, 2006)

Wirtschaftsdünger	NH₄- N %	organisch gebundener N %	Jahreswirksamkeit des Wirtschaftsdüngerstickstoffs % (bezogen auf die feldfallenden N- Mengen)
Stallmist	15	85	50
Rottemist	5	95	30
Stallmistkompost	< 1	> 99	(5) - 10
Rindergülle	50	50	70
Rinderjauche	90	10	100
Schweinegülle	65	35	80

Phosphor- und Kaliumgehalte verhalten sich unabhängig von anderen Parametern. Für die Wirkung in der Fruchtfolge werden Gesamtgehalte angegeben. Die vorhandenen Gehalte sind aber auch nicht sofort und gänzlich im Anwendungsjahr (zwischen 40 % - 90 %), sondern mittelfristig aber zum größten Teil als Grunddüngung verfügbar. Darum werden zusätzlich die verfügbaren Anteile im CAL- oder CAT- Extrakt angeführt.

Calcium- und Magnesiumcarbonate bewirken den hohen pH- Wert (> 7,5) und machen Kompost auch zum Kalkdünger (Baumgarten et al., 2010).

Kompost enthält wasserlösliche Salze, hauptsächlich in Form von Chloriden und Sulfaten. Diese werden entweder als Pflanzennährstoffe genutzt oder bleiben im Boden oder Substrat. Der Salzgehalt oder die elektrische Leitfähigkeit dient als Summenparameter für diese Ionenkonzentrationen. In der Regel sind bei der Anwendung in der Landwirtschaft keine Probleme zu erwarten. Für Sonderanwendungen können sich in Abhängigkeit von der Pflanzenart höhere Anforderungen (geringerer Salzgehalt) ergeben (Baumgarten et al., 2010).

Der Einfluss der Ausgangsmaterialien auf den Gehalt an verfügbaren Nährstoffen ist wenig untersucht (Smidt et al., 2008).

Im Boden steht die Bindung von vorhandenen Nährstoffen durch Kationenaustausch, die Erhaltung bzw. der Aufbau von Dauerhumus und die schrittweise Freisetzung aus diesem im Vordergrund (Binner et al., 2004).

Tabelle 13: Spannweiten von Nährstoffgehalte in Komposten (Baumgarten et al, 2010)

Nährstoffe	Gesamtgehalt % TM	pflanzenverfügbarer Anteil % TM (bestimmt im CAL-Extrakt)
Stickstoff (N)	0,6 - 2,3	
Phosphor (P)	0,13 - 0,52	0,09 - 0,22
Phosphat (P ₂ O ₅)	0,3 - 1,9	0,2 - 0,5
Kalium (K)	0,6 - 1,5	0,6 - 1,0
Kaliumoxid (K ₂ O)	0,5 - 3	0,7 - 1,3
Calcium (CaO)	2,4 - 19	
Magnesium (MgO)	1 - 5,4	

Tabelle 14: Gesamtgehalte und Löslichkeit von Komposten (Baumgarten, et al., 2010)

Gesamtgehalte und lösliche Anteile				pflanzenverfügbarer Anteil im 1. Jahr
Parameter	niedrig	mittel	hoch	
TM		60 % FM		
Organische Substanz	20 % TM	35 % TM	45 % TM	
Stickstoff (N) gesamt	1,0 % TM	1,5 % TM	2,0 % TM	5 - 10 %
Phosphor (P ₂ O ₅)	0,3 % TM	0,7 % TM	1,2 % TM	40 - 70 %
Kaliumoxid (K ₂ O)	0,8 % TM	1,3 % TM	1,8 % TM	60 - 90 %
Calciumoxid (CaO)	4 % TM	8 % TM	12 % TM	

Die Praxisdaten der Bioabfall- Grünschnittkomposten aus Tabelle 15 werden im praktischen Teil der Masterarbeit zur Interpretation der Ergebnisse zusätzlich herangezogen.

Tabelle 15: Analysendaten - Mittelwerte von 10 Reifekomposten (Binner et al, 2004)

Biotonne und Grünabfälle	% TM
Organische Substanz	bis 45
Huminstoffe	bis 30 oTM
Stickstoff, N	
organisch gebunden	1,0 - 2,2
Huminstickstoff	0,3 - 0,75
Nitrat, NO ₃ - N	0,01 - 0,1
Phosphor, P₂O₅	
gesamt	0,8 - 1,2
pflanzenverfügbar (im CAL-Extrakt)	0,2 - 0,4
Kalium, K₂O	
gesamt	1,1 - 2,0
pflanzenverfügbar (im CAL-Extrakt)	0,7 - 1,4

3.4.3 Huminstoffe

Huminstoffe sind organische Verbindungen mit unterschiedlichen Eigenschaften, die sich aus dem Polymerisierungsgrad, der C- und N-Konzentration sowie der Fähigkeit zur Nährstoffbindung ergeben. Sie werden in verschiedene Fraktionen, nach Zusammensetzung und Polymerisationsgrad eingeteilt und nach ihrem Lösungs-/Fällungsverhalten unterschieden. Fulvosäuren entstehen vorwiegend abiotisch und sind für die Pflanzenernährung unerwünscht. Huminsäuren haben vor allem eine Bedeutung für die Sorption von Nährstoffen und Humine tragen auf Grund ihres hohen Polymerisationsgrades besonders zur physikalischen Stabilität des Bodens bei (Scheffer und Schachtschabel, 1982).

Fulvosäuren sind bei jedem pH-Wert lösliche Huminstoffbestandteile. Grau- und Braunhuminsäuren sind unter alkalischen Bedingungen lösliche, im sauren Milieu unlösliche Huminstoffbestandteile. Humine sind im sauren und alkalischen Milieu unlösliche Huminstoffbestandteile und (noch) nicht analytisch erfassbar. Die mit alkalischer Lösung extrahierbaren Huminsäuren werden als quantitativ bestimmbarer Parameter gewählt, um den Gehalt an Huminstoffen und deren Aufbau im Rotteverlauf darzustellen (Smidt et al., 2004).

Tabelle 16: Eigenschaften der Huminstoffe (Scheffer und Schachtschabel, 1982)

Parameter	Fulvosäuren	Huminsäuren	Humine
Polymerisationsgrad	niedrig	mittel	hoch
Mobilität	hoch	mittel	gering
C-Konzentration (%)	45	55	> 60
N-Konzentration (%)	0,5 - 2	3 - 8	-
Nährstoffbindung	gering	hoch	gering
Farbe	gelb-rotbraun	braun-schwarz	schwarz
Entstehung	vorwiegend abiotisch		vorwiegend biotisch

Humifizierung ist im Gegensatz zur Mineralisierung ein aufbauender Prozess. Dieser beginnt bereits während der Intensivrotte und wird durch ausreichende Sauerstoffversorgung und höhere Temperaturbereiche (nachgewiesen bis 50 °C) gefördert. Die Bausteine für Bildung sind bekannt (wie die aromatischen Gruppen aus Lignin, Farbstoffen, Proteiden, Gerbstoffen und langkettige, aliphatische Strukturen). Bioabfälle haben auf Grund ihrer Vielfalt an unterschiedlichen organischen Verbindungen die besten Voraussetzungen hierfür. Diese Spaltprodukte liegen bereits in der Intensivrottephase vor. Es kann aber keine stöchiometrische Formel definiert und keine chemische Synthese durchgeführt werden. Der Synthesemechanismus, ob und wie diese Bruchstücke miteinander verbunden sind, ist noch nicht vollständig geklärt. Ein Modell geht davon aus, dass die Huminsäuren ein großes, vernetztes Molekül darstellen. Das zweite, neuere Modell beruht auf der „Micellen“ – Theorie. Demnach bestehen sie aus einer Zusammensetzung vieler kleiner Moleküle mit hydrophoben Zentrum, die zu einem größeren Aggregat, das auch Micelle genannt wird verbunden sind. Mit zunehmender Kompostreife bilden sich mit Tonmineralen organo- mineralische Komplexe (Ton-Humus-Komplexe), die nur mehr schwer mineralisierbar sind (Binner et al., 2004).

Die aromatischen Ringstrukturen stellen dem mikrobiellen Abbau einen großen Widerstand entgegen. Nährstoffe, die in diesen Kerngruppen enthalten sind können kaum mineralisiert werden. Die verbindenden Brücken zwischen den Kerngruppen werden durch Gruppen aus C, N, O und S gebildet. Für die Nährstoffbindung sind die reaktiven Seitengruppen (Carboxyl-, Hydroxyl-, Carbonyl-, Amino-, Thiolgruppen) verantwortlich (Scheffer und Schachtschabel, 1982).

Die an Huminstoffe gebundenen Nährstoffe sind pflanzenverfügbar, aber kaum wasserlöslich. Somit stellt Kompost eine langsam fließende Nährstoffquelle dar. Mit Kohlenstoffgehalten zwischen 44,3 % und 54,4 % in der Trockenmasse welche nur zu einem sehr geringen Teil und über sehr lange Zeiträume wieder als Kohlendioxid freigesetzt werden, leisten sie einen Beitrag zum Klimaschutz (Kohlenstoffsensenfunktion). Die Huminsäuregehalte österreichischer und ausländischer Komposte liegen zwischen 5 % bis 46 % bezogen auf organische Trockenmasse (Smidt et al., 2008).

Die Komposthuminsäuren verändern sich während des Prozesses von aliphatischen in Richtung aromatischer Eigenschaften und werden im Laufe der Zeit den Bodenuminsäuren ähnlicher (Smidt et al., 2004).

Laut Smidt, et al., (2008) besteht kein Zusammenhang zwischen der Menge an organischer Substanz (GV) und dem Huminsäureaufbau. Dies ist in Abbildung 9 im Korrelations-Loadingsplot der Hauptkomponentenanalyse ersichtlich. Die Summenparameter der organischen Substanz (GV, TOC, TN) stehen innerhalb der Gruppe in Beziehung. Sie stehen jedoch nicht mit dem Parameter Huminsäuren (HS) in der gleichen Gruppe und somit in keiner Korrelation. Der Parameter Atmungsaktivität (AT_4) steht wiederum in einer eigenen Gruppe und mit keinem anderen Parameter in direktem Zusammenhang.

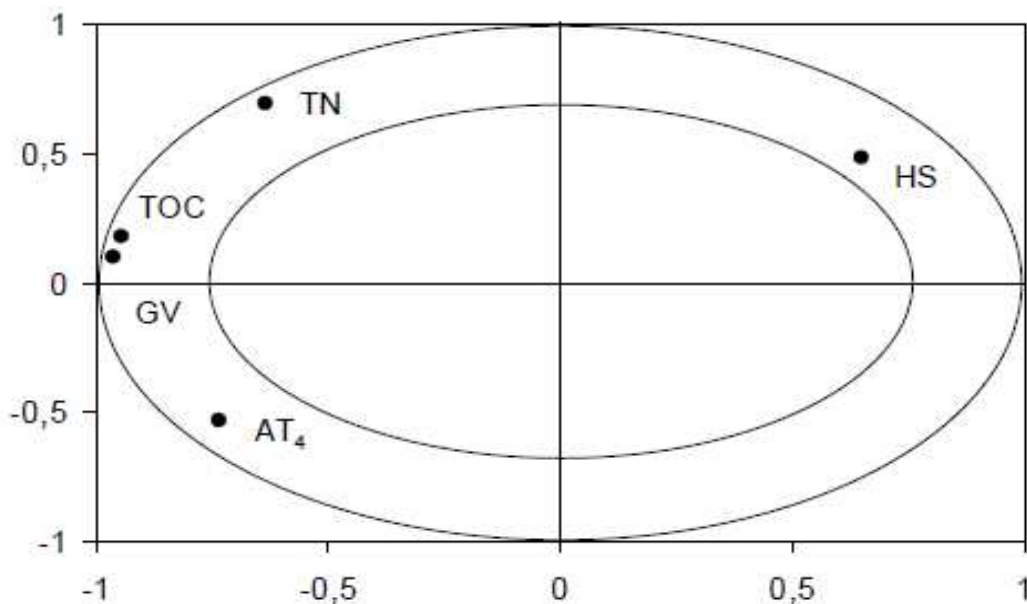


Abbildung 9: Korrelations-Loadingsplot der Hauptkomponentenanalyse der Parameter Huminsäuren (HS), Gesamtstickstoff (TN), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Glühverlust (GV) und Atmungsaktivität (AT_4) (Smidt et al., 2008)

Wichtiger als der Gesamtgehalt ist die chemische Zusammensetzung der Inputmaterialien. Dadurch konnte etwa durch Zugabe von Bioabfällen zu Klärschlamm der Huminsäuregehalt gesteigert werden (Smidt et al., 2008).

Die laut Kompostverordnung verwendeten, herkömmlichen Parameter wie Glühverlust, organischer Stickstoff oder Kohlenstoff geben allerdings keine Auskunft über die chemische Beschaffenheit der Ausgangsmaterialien.

3.4.3.1 Fourier-Transform-Infrarot-Spektrometer (FT-IR)

Mithilfe der FT-IR-Spektroskopie können Spaltprodukte des Ausgangsmaterials sowie auch die neugebildeten Reaktionsprodukte, wie zyklische Verbindungen und Polymerisate von Kohlenhydraten und Proteinen nachgewiesen werden. Die Methode dient zur Bestimmung von Reaktivität und Reife und kann zukünftig die langwierigen nasschemischen Analysen ersetzen. Mithilfe dieser Analysenmethode kann ein Gesamtüberblick über Prozessverlauf und Endproduktqualität gewonnen werden (Smidt et al., 2004).

Die Messung beruht auf der Wechselwirkung von elektromagnetischen Wellen mit Molekülen bzw. Atomen. Diese werden zu Schwingungen angeregt und entnehmen die dafür erforderliche Energie der Infrarotstrahlung. Aus dieser stoffspezifischen Schwächung der elektromagnetischen Strahlung über den Wellenzahlbereich von $4000 - 400 \text{ cm}^{-1}$ resultiert ein Infrarotspektrum mit Absorptionsbanden, die das Material charakterisieren. Die Veränderung dieses Spektrums über den Prozessverlauf ist ein Maß für die Veränderung der organischen Substanz und erlaubt die Beurteilung des Rotteprozesses. Die Infrarotspektroskopie erlaubt neben einem Rückschluss auf die eingesetzten Ausgangsmaterialien (Bioabfallkomposte unterscheiden sich beispielsweise sehr deutlich von Klärschlammkomposten) auch eine eventuelle Beimischung von mineralischen Komponenten festzustellen. Die Auswertung und Interpretation erfordert jedoch große Erfahrung und Kenntnis über die „Indikatorbanden“, die für die Humifizierung charakteristisch sind. In Tabelle 17 und Tabelle 18 sind diese Wellenzahlenbereiche aufgelistet (Meissl et al., 2007).

Die für die Vorhersage der Atmungsaktivität ausgewählten Regionen umfassen die Wellenzahlbereiche 3005 cm^{-1} bis 2797 cm^{-1} , 1792 cm^{-1} bis 1529 cm^{-1} und 1352 cm^{-1} bis 1200 cm^{-1} . Für die Bestimmung der Humifizierung (Huminsäuregehalt) eignen sich die Wellenzahlbereiche 1745 cm^{-1} bis 1685 cm^{-1} und 1610 cm^{-1} bis 1567 cm^{-1} und die als neu entstehende Bande 1640 cm^{-1} (Smidt et al., 2008).

In Abbildung 10 und Abbildung 11 sind diese Wellenzahlenbereiche mit den „Indikatorbanden“ grafisch ersichtlich. Die Banden der organischen Verbindungen sind grün, die der anorganischen grau gekennzeichnet und stellen „Indikatorbanden“ zur einfacheren visuellen Auswertung dar. In diesen Bereichen sind Veränderungen während des Rotteprozesses gut erkennbar (Meissl et al., 2007).

Tabelle 17: Zuordnung der organischen Wellenzahlenbereiche (Meissl et al., 2007)

Wellenzahl (cm ⁻¹)	Entwicklung und Zuordnung der Wellenzahlen(bereiche) im Kompost
2920 und 2850	die Methylenbanden nehmen mit fortschreitendem Abbau ab, da die Molekülstrukturen zusammenbrechen.
1740 - 1720	Aldehyde, Ketone, Carbonsäuren und Ester sind nur bei sehr frischem Material im Spektrum sichtbar. Sie verschwinden nach kurzer Rottedauer.
1650 - 1630	in diesem Wellenzahlbereich überlappen sich mehrere Banden (Carboxylate, Amide, Alkene und Aromaten).
1540	Amide werden während des Rotteprozesses abgebaut, wodurch die Höhe der Bande während der Rotte abnimmt.
1510	in diesem Wellenzahlenbereich absorbieren Lignocellulosen aus (Holzbestandteile). Es ist ein guter Indikator für die Erkennung von Bioabfall.
1320	die aromatischen primären und sekundären Amine nehmen während der Anfangsphase der Rotte zu, dann ab und verschwinden mit zunehmender Reife.
1260-1240	in diesem Wellenzahlenbereich absorbieren Carbonsäuren und Amide. Diese Bande nimmt mit zunehmender Reife ab.

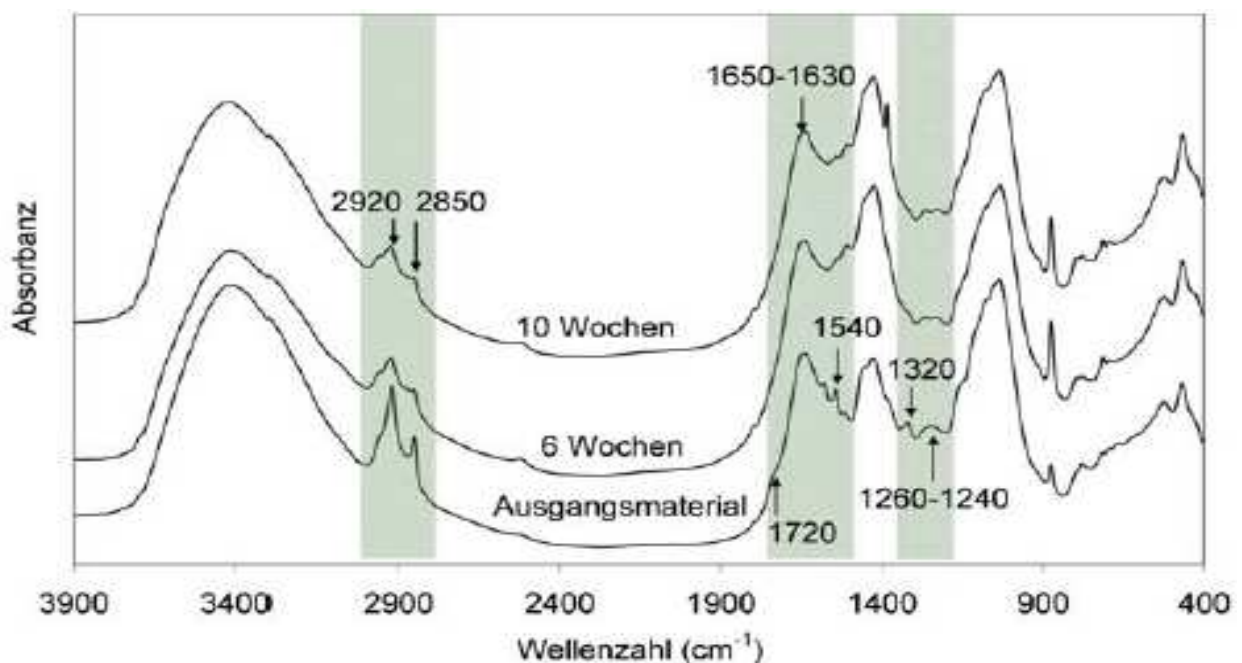
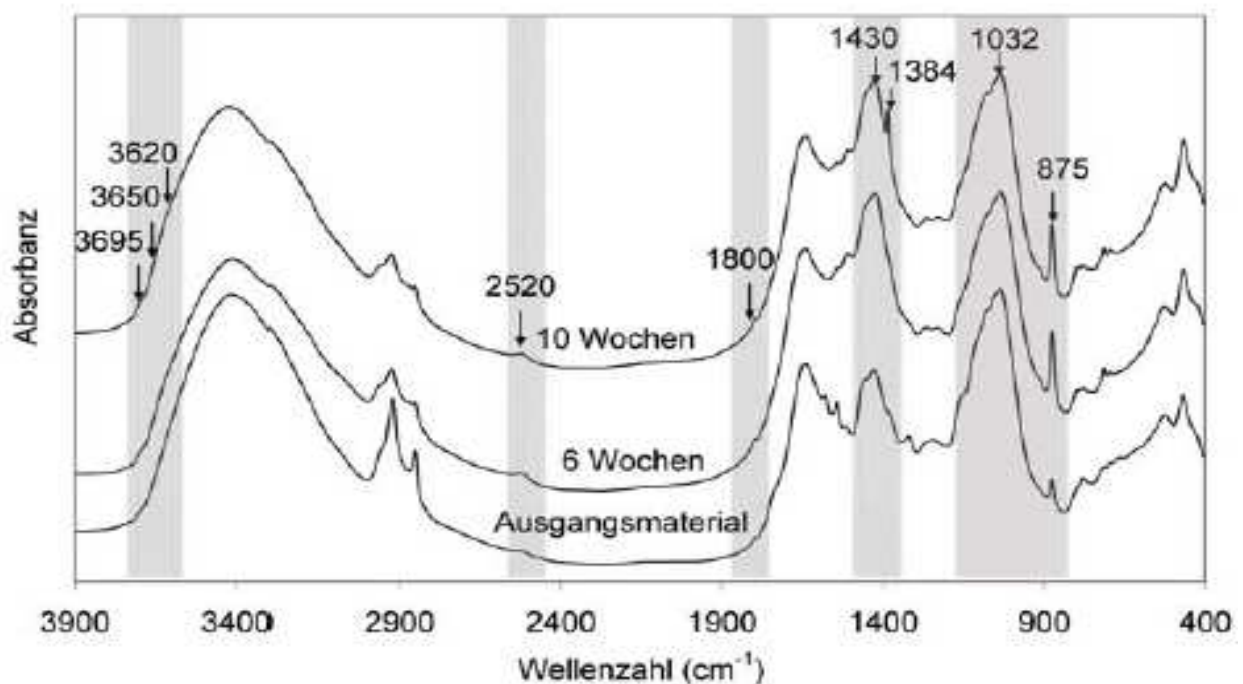


Abbildung 10: Wellenzahlenbereich mit organischen "Indikatorbanden" (Meissl et al., 2007)

Tabelle 18: Zuordnung der anorganischen Wellenzahlenbereiche (Meissl et al., 2007)

3695, 3650 und 3620	treten diese drei Banden gemeinsam auf, kann auf Kaolin geschlossen werden.
2520 und 1800	diese Carbonatbanden sind erst bei einem sehr hohen Anteil an Carbonat richtig sichtbar.
1430	die Carbonatbande nimmt während des Rotteprozesses zu, da es durch den Abbau der Organik zu einer relativen Anreicherung im Kompost kommt.
1384	Nitrat tritt zumeist in einem späteren Abbaustadium auf.
1032	die Tonminerale nehmen mit zunehmendem Abbau und zunehmender Mineralisierung zu.
875	die Carbonatbande nimmt während des Rotteprozesses zu, da es zu einer relativen Anreicherung im Kompost kommt.

**Abbildung 11: Wellenzahlbereiche mit anorganischen "Indikatorbanden" (Meissl, et al., 2007)**

3.4.3.2 Auswertemodelle

Am Institut für Abfallwirtschaft wurden zwei dazugehörige Auswertetools entwickelt. Der Zeitaufwand ab Probenvorbereitung beträgt in Summe inklusive Modellvorhersage je Probe nur mehr ca. 15 Minuten.

„InfraHUM“

Dieses Modell wird zur Vorhersage des Huminsäureanteils aus den Infrarotspektren verwendet. Das Modell beruht auf der nasschemischen Auswertung der Huminsäuregehalten von 360 Bioabfallkomposten und der Korrelation dieser Analysedaten mit den infrarotspektroskopischen Daten. Die Datenauswertung erfolgt mit Hilfe multivariater Statistik und Regressionsanalysen (Meissl et al., 2007).

„InfraKLASS“

Dieses Modell basiert ebenfalls auf Infrarotspektroskopie und multivariater Statistik und ermöglicht die Identifizierung der zur Kompostierung verwendeten Ausgangsmaterialien. Komposte aus Bioabfällen aus der getrennten Sammlung können von Komposten aus anderen Materialien wie Klärschlamm oder Restmüll unterschieden werden. Für die Modellerstellung wurden typische Infrarotspektren der jeweiligen Abfälle verwendet (Meissl et al., 2007).

3.5 Bodenkundliche Aspekte der Kompostanwendung

3.5.1 Humus als Basis der Bodenfruchtbarkeit

„Bodenfruchtbarkeit ist die natürliche Fähigkeit zur Pflanzenproduktion“ (Klapp, 1967 zitiert bei Friedel, 2012).

Die Definition von Humus ist in der Bodenkunde und in der Abfallwirtschaft zu aufgrund unterschiedlicher Analysemethoden zu unterscheiden. In der Bodenkunde wird die organische Substanz über eine Bestimmung des C-Gehalts durch Oxidation auf trockenem Weg (800 – 950 °C). Das freigesetzte CO₂ wird aufgefangen und bestimmt. Bei tonarmen Sanden kann die organische Substanz gravimetrisch über den Glühverlust (GV) bei 105 °C getrocknetem Boden ermittelt werden. Bei höherem Tongehalt wird eine Korrektur für das aus dem Ton freigesetzte Wasser erforderlich. Das Edaphon wird teilweise miterfasst, weil es bis auf größere Wurzeln schwer abzutrennen ist. Auch die zerkleinerten, teilweise zersetzten Pflanzenrückstände sind analytisch schwer von den Huminstoffen zu unterscheiden. Bei der Umrechnung des C-Gehalts in organische Substanz wird von einer mittlere C-Konzentration der organischen Substanz von 58 % ausgegangen. Aufgrund der Schwankungen der C-Konzentrationen zwischen 40 – 60 %, liegt der Umrechnungsfaktor zwischen 1,7 – 3,2. Je höher der Huminstoffgehalt der Böden, umso höher ist auch der C-Gehalt der organischen Substanz. (Scheffer und Schachtschabel, 1982).

Der Unterschiede in der Begriffsbestimmung des Humus in Bodenkunde und bei der Kompostierung werden bei Smidt et al, (2008) dargelegt. Die konventionellen Parameter wie Glühverlust und organischer Kohlenstoff erlauben keine Differenzierung chemischer Komponenten. Zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und dem Huminsäureaufbau besteht kein Zusammenhang. Der Gehalt an Organik (TOC) kann weder die Qualität und demnach auch nicht den Humusgehalt charakterisieren. Zur Bestimmung der Huminsäuren werden die für die Abfallwirtschaft neuen Untersuchungsmethoden „Infrarotspektroskopie“ (siehe 3.4.3.1) und „thermische Analyse“ verwendet. Mit der thermischen Analyse werden das Verhalten eines Materials und seine Eigenschaften in Abhängigkeit von der Temperatur erfasst und dokumentiert. Es werden der Massenverlust und der Wärmestrom einer Probe bei einer konstanten Aufheizrate gemessen und mit einem Massenspektrometer gemessen. Infrarotspektroskopie und thermische Analyse liefern zahlreiche Datenpunkte und beschreiben darum das Material besser als einzelne Parameter.

Boden besteht aus den vier Hauptkomponenten mineralische Stoffe, organische Stoffe, Luft und Wasser. Bei einem landwirtschaftlich genützten Boden kann von den Mengenrelationen 45 % mineralische und 5 % organischer Anteil und 50 % Porenraum für Luft und Wasser ausgegangen werden (Vol. %). Die organische Substanz besteht aus teilweise zersetzten Pflanzenrückständen, Mikroorganismen im Zersetzungsprozess, Nebenprodukten von mikrobiellen Wachstum und

Zersetzung und der „Humusfraktion“, bei der sich die Nebenprodukte zu stabileren Formen verändert haben. Die stabile Fraktion besteht aus ca. 50 % – 55 % Kohlenstoff, 4 % - 5 % Stickstoff und 1 % Schwefel (Amlinger et al., 2006).

Da der Humusgehalt von Böden mit zunehmender Intensität der Bewirtschaftung abnimmt, muss die Fruchtbarkeit des Bodens durch „Humusdüngung“ erhalten und gestärkt werden. Die Pfade der Humifizierung in natürlichen Böden nach Weissbart et al., (2001) bringen verschiedene Humusformen hervor. Zum Rohhumus zählen Moder oder Moor, mit langsamer Mineralisierung. Sie kommen auf Sanden, Heideböden und Podsolen durch die Anreicherung von phenolischen Verbindungen von unzersetzten Pflanzenrückständen (Cellulose, Lignin) vor. Zu den geochemischen Humusformen zählen instabile Kalk-, Ton-, und Eisenmull mit hohem Mineralisierungspotential während der Vegetationszeit. Eine geochemisch bedingte Festlegung von Kalk, Eisenoxide- oder hydroxide, Ton, Aluminium, Silicium verhindert die Bildung von größeren Komplexen. Als hydromorphen Humus bezeichnet man Anmoor und Torf, die unter Wassereinfluss entstehen. Anaerobe Mikroorganismen produzieren keinen Humus, Lignin wird zum Teil hydrolysiert und nur sehr schlecht mineralisiert. Zum entwickelten oder neugebildeten Humus zählt der Waldmull, der für fruchtbare landwirtschaftliche Böden typisch ist. Er wird von Mikroorganismen aus Spaltprodukten der Hydrolyse aufgebaut, diese Verbindungen sind eine Speicherform des Kohlenstoffs und Stickstoffs. Die bei der Kompostierung entstehenden Huminverbindungen sind eine Vorstufe vom Typ neugebildeter Humus.

Die einzelnen **Nutzwirkungen von Kompost** (Amlinger et al., 2006):

Sämtliche langjährige Anwendungen von Kompost bewirken einen **Anstieg der organischen (Boden)Substanz (OBS)**. Kompostierte Materialien ergeben die höchste Humusreproduktionsleistung. Es gibt aber vereinzelt auch Versuche, die bei unterschiedlichen C-Quellen (Stroh, Mist, Kompost) keine signifikanten Unterschiede in der OBS-Veränderung zeigen. In Abbildung 12 ist ersichtlich, dass durch Fertigungskompost der Anteil des humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs am gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff mit mehr als 50 % am höchsten liegt. Der durchschnittliche Anstieg des Humusgehaltes beträgt 0,1 – 1,9 %-Punkte, während es ohne organische Düngung zu einem Rückgang kommt. Zu berücksichtigen sind aber auch Ernterückstände, die liegen bleiben.

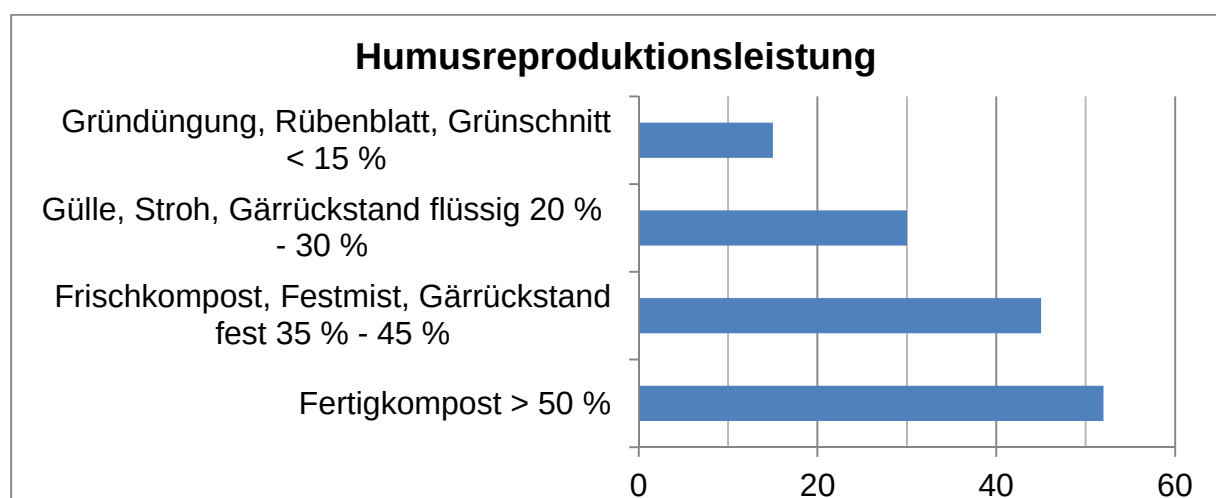


Abbildung 12: Anteil des humusreproduktionswirksamen Kohlenstoff am organisch gebundenen Kohlenstoff (Amlinger et al., 2006)

Wichtig ist der Anteil an Kohlenstoff, der für die Humusbildung angerechnet werden (Humus-C) kann. In Abbildung 12 sind diese Gehalte die resultierende Reproduktion daraus gegenübergestellt.

Organischer Dünger	Organische Substanz ¹⁾	Organischer Kohlenstoff ²⁾	Anteil Humus-C ³⁾	Humus-C Reproduktion ⁴⁾
Fertigkompost	36%	21%	51%	2,6 t ha ⁻¹
Gülle (Schwein)	75%	43%	21%	0,1 ha ⁻¹
Stroh (Getreide)	85%	49%	21%	0,6 ha ⁻¹
Gründüngung, Rübenblatt	90%	52%	14%	0,5 ha ⁻¹

¹⁾ Glühverlust in % der Trockenmasse (organische Trockensubstanz)

²⁾ Organisch gebundener Kohlenstoff in % der Trockenmasse (rechnerisch aus Glühverlust x 0,58), genauer aus direkter C-Analytik zu bestimmen

³⁾ Anteil an wirksamen Humus-C am organisch gebundenen Kohlenstoff, nach Reinhold, (2005)

⁴⁾ Humusreproduktion bei mittleren Aufwandmengen von: Kompost 40 t, Schweinegülle 30 m³, Stroh 7 t, Gründüngung/Rübenblatt 60 t/ha. Annahme durchschnittlicher Trockenmassegehalte.

Tabelle 19: Kohlenstoffgehalte von organischen Düngern im Humus (Amlinger et al., 2006)

Ertragswirkung und ökonomische Bewertung

Die meisten langjährigen Untersuchungen zeigen gegenüber ungedüngten, zum Teil auch reinen Mineraldüngerparzellen eine positive Ertragswirkung. Diese stellt sich erst mittelfristig, nach 3 bis 6 Jahren ein. Weiters wird die Ertragssicherheit erhöht, da witterungsbedingte Jahresschwankungen ausgeglichen werden.

Aichberger und Wimmer, (1998) untersuchten in einem Düngerversuch (8 Versuchsjahre) mit der Fruchtfolge Körnermais, Sommerweizen, Wintergerste den Einfluss von 4 unterschiedlichen Komposten hinsichtlich ihrer Wirkung auf Bodeneigenschaften (Humusgehalt in %) und Pflanzenenertrag. Beim Versuchsboden handelt es sich um einen mittelschweren lehmigen Schluff mit guter Nährstoffversorgung, einem pH-Wert von 6,8 und einen Humusgehalt von 2 %. Es wurden reine Mineraldüngungsvarianten (0 kg N, 40 kg N, 80 kg N und 120 kg N) mit den 4 verschiedenen Kompostvarianten und Kompost mit zusätzlich mineralischem Stickstoff kombiniert verglichen. Die Aufbringungsmengen der Komposte betrugen jährlich 175 kg N und 175 kg Kompost-N + 80 kg Mineral-N pro Hektar. Verwendet wurden Biotonnen-, Grünschnitt-, Stallmist- und Klärschlammkompost unterschiedlicher Zusammensetzung. Dabei zeigte der Stallmistkompost die höchsten Gehalte an organischer Substanz und Stickstoff und der Klärschlammkompost die höchsten Phosphat- und Kalkwerte. In Abhängigkeit vom N-Gehalt wurden zwischen 15 und 40 t Frischmasse ausgebracht.

Sie stellten einen Humusanstieg von ursprünglich 1,9 % auf 1,98 bis 2,13 % fest. Der durchschnittliche Anstieg liegt bei 0,1 – 0,3 %-Punkte, dies entspricht einer relativen Anreicherung von 12 % gegenüber dem Ausgangsgehalt. (Die Analysenmethode zur Feststellung des Humusgehaltes (TOC oder GV) konnte aus der Literatur nicht festgestellt werden). Die rein rechnerisch zu erwartende Steigerung hätte 0,5 bis 0,8 % betragen sollen (es wurden rund 30 t organische Substanz zugeführt). Daraus wird geschlossen, dass die Differenz im Laufe der Jahre mineralisiert wurde. Mit zunehmender N-Mineralisierung nahm der Humusgehalt im Boden im Laufe der Jahre messbar ab. Bei reiner mineralischer N-Düngung (40, 80 und 120 kg/ha pro Jahr) beträgt der Humusabbau 0,06, 0,12 und 0,2 % (siehe Tabelle 20). Der Humusgehalt nahm mit zunehmender N-Mineraldüngung über die Jahre messbar ab. Demnach ist Kompost als humusfördernder Dünger geeignet.

Die Ergebnisse (siehe Tabelle 20) zeigen eine Erhöhung der Gesamtstickstoffgehalte (N %) und der löslichen N-Fractionen im Boden (N_{HWL} mg/100g) durch die Kompostaufbringung.

Tabelle 20: Auswirkungen einer mehrjährigen Kompostdüngung auf Bodenkenndaten und Pflanzenertrag (Aichberger und Wimmer, 1998)

Variante (4- fache Wiederholung)	Humus (%)	N (%)	N (N_{HWL}) mg/100 g	N min (nach Ernte) kg/ha
0 kg Stickstoff	1,9	0,13	3,4	25
40 kg Stickstoff	1,84	0,13	3,7	20
80 kg Stickstoff	1,78	0,13	3,5	21
120 kg Stickstoff	1,7	0,13	3,3	23
Biotonnenkompost (BTK)	2,13	0,16	4,4	24
Grünschnittkompost (GSK)	1,98	0,14	4,6	32
Mistkompost (MIK)	2	0,14	4,4	35
Klärschlammkompost (KLSK)	2,03	0,15	4,2	29
Biotonnenkompost + 80 kg Stickstoff	2,11	0,15	3,6	36
Grünschnittkompost + 80 kg Stickstoff	2	0,16	3,9	42
Mistkompost + 80 kg Stickstoff	1,94	0,14	3,9	32
Klärschlammkompost + 80 kg Stickstoff	2,23	0,15	4,3	26

Es wurden auch die Nährstoffgehalte, der pH-Wert und die Aggregatstabilität erhöht. Die N-Wirkung der Komposte nimmt mit den Anwendungsjahren zu. Die durchschnittliche N-Freisetzung über die 8 Jahre beträgt 37 kg pro Jahr. Mais mit seiner langen Vegetationsdauer, kann den Kompoststickstoff besser nutzen als Getreide. Der Vergleich der Pflanzenerträge zeigt, dass die N-Wirkung von Kompost sehr begrenzt ist. Es wird pro Jahr nur zwischen 10 und 60 kg Stickstoff pflanzenverfügbar. Die durchschnittliche Ertragsminderung im Vergleich zur Standardvariante mit 80 kg Mineral-N beträgt im Mittel aller Komposte, Kulturen und Versuchsjahre minus 15,5 % (entspricht ca. 40 kg Mineral-N-Äquivalenten). Bei einer mineralischen Ergänzungsdüngung von 80 kg N (auf insgesamt 255 kg N) liegen die Erträge im Bereich der 120 kg Mineral-N-Variante, die Pflanzenverfügbarkeit wird aber nicht verbessert. Die verschiedenen Kompostvarianten bewirken keine großen Ertragsunterschiede. Aus dem N-Pool wurden im Versuchszeitraum erst insgesamt 20 % pflanzenverfügbar. Besser wirken nach Aichberger und Wimmer (1998) in den

Anfangsjahren auch größere Gaben (alle 2 – 3 Jahre) gegenüber jährlichen geringen Aufbringungsmengen (< 10 t TM).

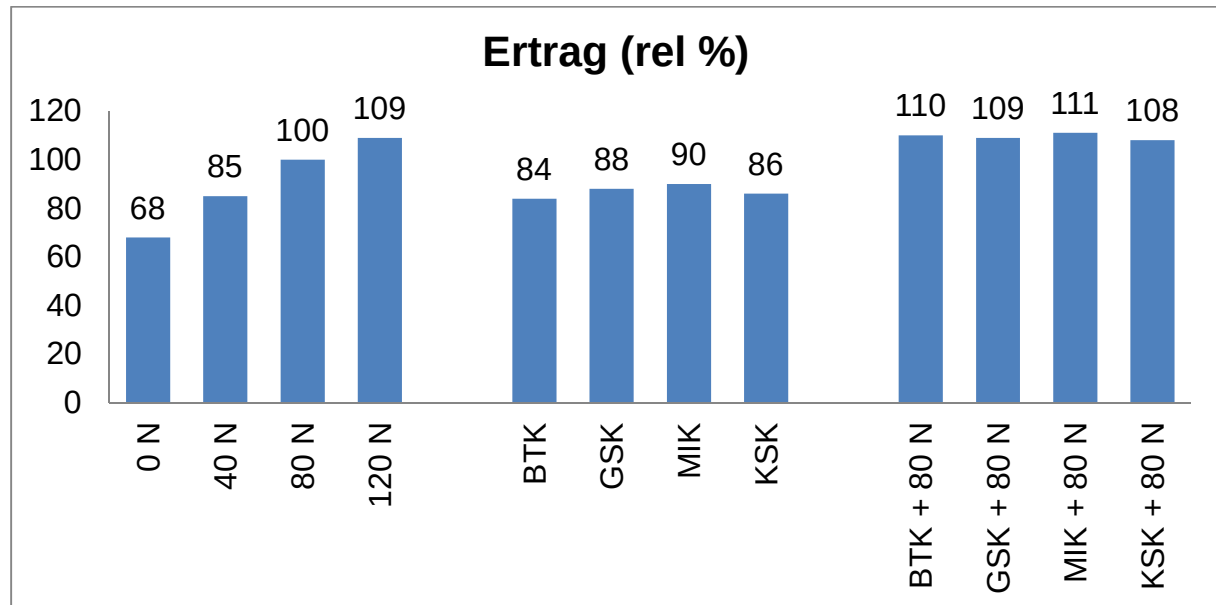


Abbildung 13: Erträge bei unterschiedlicher Kompost bzw. Düngergabe im 8-jährigen Durchschnitt (80 N = 100 %), (Aichberger und Wimmer, 1998)

Andere Arbeiten belegen den positiven Einfluss auf qualitätsbestimmende Inhaltsstoffe (z.B. Ölkürbis, Kartoffeln, Grünland, Gemüse).

Nährstoffwirkung

Die Gesamtverfügbarkeit an Hauptnährstoffen wird durch eine längerfristige Kompostanwendung erhöht. Durch jährliche Anwendung von 6 – 10 t TM ha wird 60 kg – 80 kg Phosphor sowie 110 kg – 130 kg Kalium pro ha ausgebracht. Die Ernteprodukte nehmen maximal 10 % auf, die pflanzenverfügbaren löslichen Pools im Boden werden erhöht. Bei Mineraldüngern liegt die Effizienz von Phosphordüngern bei 15 % - 20 % und von Kalidüngern bei 50 % - 60 % im Anwendungsjahr. Unter Beachtung dieser Tatsache kann die gesamte Düngereffizienz der Kompostdüngung über die Fruchtfolgeperioden mit 30 % - 50 % für die Phosphorversorgung und mit 40 % - 60 % für die Kaliversorgung als hoch angenommen werden. Trotzdem bleibt die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors in den ersten Jahren geringer als bei mineralischen P-Düngern. Die Stickstoffwirkung wird in Kapitel 3.4.2 behandelt. Für Schwefel wurde eine kurzfristige Verfügbarkeit von 5 % – 10 % des Gesamtschwefeleintrags festgestellt. Längerfristig wird die S-Mineralisierung verbessert und der Bedarf an einer zusätzlichen Schwefeldüngung gegebenenfalls reduziert. Bei unsachgemäßer Anwendung von Kompost kommt es vorwiegend zu einer Überversorgung mit P und K. Es gibt keine messbaren Auswirkungen auf die Gesamtgehalte an Spurennährstoffen in den Böden, jedoch eine Steigerung der Pflanzenaufnahme von Cu, Mn, Zn. Auf nationaler Ebene kann durch Kompost bei Ausschöpfung der Sammel- und Produktionspotenziale zwischen 8 % und 10% des Nährstoffbedarfes in der Landwirtschaft abgedeckt werden (Amlinger et al, 2006).

Puffereigenschaften, Kationenaustauschkapazität und pH-Wert

Feste Bodenteilchen können an ihrer Oberfläche sowohl Gase aus der Bodenluft (z.B. Stickstoff, Sauerstoff, Ammoniak, Schwefeldioxid) als auch Moleküle und Ionen (z.B. Nährstoffe) aus der Bodenlösung adsorbieren (festhalten) und bei Bedarf wieder abgeben. Bei der Anlagerung von neutralen Molekülen (z.B.: Wasser) ist kein Ionenaustausch nötig. Die Adsorption von Ionen ist dagegen mit der Desorption gleicher Mengen anderer Ionen verknüpft, die dann in die Bodenlösung übergehen. Diesen Vorgang nennt man Ionenaustausch. Die Ionen-Gesamtmenge, die in einem Boden austauschbar gebunden vorkommt nennt man Austauschkapazität.

Die wichtigsten austauschbaren Kationen sind Calcium (Ca^{2+}), (60 % – 90 %), Magnesium (Mg^{2+}), (5 % – 15 %), Kalium (K^+), (2 % - 5 %) und Natrium (Na^+), (< 1 %). Mit zunehmender Bodenversauerung treten Wasserstoff (H^+), Aluminium (Al^{3+}) und Eisen (Fe^{3+}) an deren Stellen. Die Bindung von Ammonium (NH_4^+) ist für den Stickstoffhaushalt wichtig. Die wichtigsten austauschbaren Anionen sind Phosphat- (PO_4^{3-}), Sulfat- (SO_4^{2-}), Nitrat- (NO_3^-) und Chlorionen (Cl^-). Nitrat- und Chloridionen werden nur schwach gebunden und sind leicht auswaschbar. Die Anionenaustauschkapazität ist geringer als die Kationenaustauschkapazität.

Die wichtigsten Kationenaustauscher der Böden sind die Tonminerale und die organische Substanz, während die Oxide und Hydroxide eine geringere Bedeutung haben. Die Austauschkapazität hängt von dem Gehalt, der Größe ihrer zugänglichen Oberfläche und der Art und Höhe ihrer Ladung ab. Die Bindung setzt voraus, dass die Oberfläche der Austauscher negativ geladen ist.

Für die Entstehung gibt es zwei Möglichkeiten. Entweder durch isomorphen Ersatz in der Kristallstruktur, d.h. höherwertige werden durch niederwertigere Kationen in den Silicatschichten ersetzt. Die dadurch bedingte Schichtladung ist von äußeren Bedingungen unabhängig und wird auch als permanente Ladung bezeichnet.

Oder durch die zweite Möglichkeit, der Abdissoziation von H^+ -Ionen von oberflächennaher OH^- und OH_2 -Gruppen (funktionelle Gruppen). Durch den Anstieg der OH-Ionen-Konzentration in der Bodenlösung werden H-Ionen von der Oberfläche der Austauscher abgezogen und hinterlassen eine negative Ladung. Hierbei handelt es sich um eine variable oder pH-Wert abhängige Ladung. Diese wird sofort durch ein Kation abgesättigt. Die funktionellen Gruppen reagieren wie eine schwache Säure, sie beteiligen sich umso eher, je leichter das H-Ion abdissoziiert.

Mit steigender Ladung steigt die Stärke der Bindung. Bei gleicher Wertigkeit steigt die Austauschbarkeit mit steigendem Radius. Denn ein Kation gleicher Ladung kann umso fester gebunden werden, je weiter es sich der Oberfläche nähern kann. Je kleiner das Ion in der Bodenlösung ist, desto näher kommt es zur Oberfläche (Hydratationseffekt).

Da die OBS eine hohe variable Ladung entwickeln kann, steigt die Austauschkapazität mit steigendem pH-Wert erheblich an und sorgt für den Großteil der pH-Pufferung in Oberflächenböden.

Huminstoffe haben die Eigenschaften einer schwachen Säure. Ihre negative Ladung verdanken sie der Protonenabgabe der Carboxyl- (COOH), phenolischen OH^- , Enol- und auch anderen alkoholischen Gruppen. Ihre Ladung ist ausschließlich variabel. Diese zusätzlichen, negativen Ladungen erhöhen die Kationenaustauschkapazität gegenüber Varianten ohne Kompostdüngung. Der pH-Wert des Bodens wird durch Zufuhr von basisch wirksamen Stoffen in Form von Calciumcarbonat mit praxisüblichen Kompostgaben von < 10 t TM/ha/a erhalten (Amlinger et al., 2006; Scheffer und Schachtschabel, 1982).

Bodenphysikalische Eigenschaften

Die Bodenstruktur beinhaltet die Größe und die räumliche Anordnung von Partikeln, Aggregaten und Poren. Die wichtigsten Parameter, die die Bodenstruktur beeinflussen und anhand derer die Bodenqualität definiert wird, sind die Aggregatstabilität, die Wasserleitfähigkeit, die Infiltration von Sickerwasser, der Erosionswiderstand, die Feldkapazität (Wasserrückhaltekraft), der Lufthaushalt bzw. Volumen und Verteilung der Bodenporen. Diese Parameter sind alle direkt mit Menge und Qualität der OBS verknüpft und sind nicht als Einzelindikatoren, sondern in Summe für die bodenverbessernde Wirkung von Kompost zu betrachten.

Die Aggregatstabilität, als wichtigste Einflussgröße für die Bodenstruktur, wird durch Kompost erhöht. Die effektivste Verbesserung zeigt sich auf tonigen und sandigen Böden. Die Änderungen sind nur bei Makroaggregaten (frische, niedermolekulare Stoffe mit hohen Umsatzraten und kurzen Umsatzzeiten) und Mikroaggregaten (stark humifizierte Stoffe $> 20 \mu\text{m}$, mit längeren Umsatzzeiten) feststellbar. Auf den spezifischen Oberflächen der Aggregate spielen sich die Speicher- und Austauschvorgänge von Wasser und Stoffen zwischen Bodenfauna, Mikroorganismen und Wurzelhaaren ab. Durch die Stoffwechselprodukte der Mikroorganismen mit verkittenden Eigenschaften wird die Aggregatstabilität (kurzzeitig) positiv beeinflusst.

Der Ausgangspunkt für die Aggregierungsprozesse der Mikroaggregate ($< 20 \mu\text{m}$) ist die Tonmineral- Flockung. Die geflockten Kleinstpartikel ($< 2 \mu\text{m}$) werden durch inerte organische aromatische Stoffe mit Schichtsilicaten (Tonmineralen) verbunden und stabilisiert. Ein weiterer Mechanismus geht von Bakterienkolonien oder Pilzhyphen aus, die sich mit einer Hülle aus Kohlenhydraten und anhaftenden Tonpartikeln umgeben. Diese Struktur bleibt erhalten, weil die abgestorbenen Bakterien durch die Umhüllung mit Ton vor Abbau geschützt sind.

Mikroaggregate im Bereich von $20 - 250 \mu\text{m}$ werden außer durch Oxide und Tonminerale ebenfalls durch inerte, humifizierte OBS stabilisiert sowie durch feine Wurzel- und Hyphennetzwerke und Polysacchariden, die durch Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen ausgeschieden werden.

Makroaggregate ($> 250 \mu\text{m}$) sind aggregierte Mikroaggregate.

Die Widerstandsfähigkeit gegenüber Aufschlammung und Dispergierung ist entscheidend für die Erhaltung der Porensystems. Durch höhere Kompostgaben werden Grobporenanteil ($> 50 \mu\text{m}$) und Porenvolumen erhöht und die Lagerungsdichte verringert. Die Wasserinfiltration, welche angibt wie viel Wasser je Zeiteinheit versickert, erhöht sich ebenfalls, die Wasserleitfähigkeit ist hierfür entscheidend. Sobald Aggregate zerstört und damit Grobporen verstopft werden, kommt es zur Verschlammung, Verkrustung und Erosion. Der Aggregaterfall wird unter anderem durch Quellung und Luftsprengung ausgelöst, diese wirken umso stärker, je schneller das Wasser in die Aggregate eindringt.

Gut humifizierte OBS setzt die Eindringgeschwindigkeit von Wasser herab, da diese die Benetzbarkeit der Aggregate reduziert. Bei Aggregaten ab $10 \text{ mm} - 20 \text{ mm}$ Durchmesser sinkt die Zerfallsrate. Durch die dunklere Färbung der OBS wird die Bodentemperatur erhöht und tages- und jahreszeitliche Schwankungen können durch hohe Kompostgaben verringert werden (Amlinger et al., 2006; Scheffer und Schachtschabel, 1982).

Schwermetalle

Die gesamte Adsorptions- und Austauschdynamik des Bodens für Mineralstoffe und Schwermetalle verändert sich mit der Kompostaufbringung. Durch die organischen Substanzen werden zusätzlichen Sorptionsflächen für Metalle im Boden geschaffen, daher muss der Kompost möglichst gering belastet sein. Die Verfügbarkeit von löslichen organischen Substanzen sinkt mit zunehmender Kompostreife. Generell neigen die Metalle, die am stärksten an die OBS gebunden sind, auch dazu, am schnellsten adsorbiert zu werden. Die meisten Metalle (Pb^{3+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} und Fe^{3+}) sind im Komplex mit der OBS stabil. Im Gegensatz dazu zeigen Metalle wie Cu^{2+} , Ni^{2+} und Co^{2+} , die mit gelösten Humin- oder Fulvosäuren komplexiert sind, zu einer großen Instabilität. Diese reagiert empfindlich auf pH-Wert und auf das metall/organische Verhältnis, indem sie durch steigenden pH-Wert und sinkendem metall/organischem Verhältnis abnimmt. Auch die im Kompost enthaltenen mineralischen Komponenten (Karbonate, Oxide, Phosphate) können schwer lösliche Verbindungen mit Schwermetallen eingehen und deren Verfügbarkeit verringern. Ionensorptions- und Austauschprozesse sind unter anderem von den Parametern pH-Wert, Kationenaustauschkapazität und vom Vorhandensein reaktiver Oberflächen abhängig. Die Zufuhr von Kompost erhöht (wie beschrieben) die Pufferkapazität und die Absorptionsleistung des Bodens (Amlinger et al., 2006).

Pestizide und organische Schadstoffe

Der hohe Gehalt an organischer Substanz wirkt sich auf das Bindungs- und Abbauverhalten während der Kompostierung und in kompostgedüngten Böden aus. Einerseits werden Verfügbarkeit und Toxizität verringert, andererseits herrschen durch die erhöhte Mikroorganismenaktivität bessere Bedingungen für einen oxidativen Abbau von Schadstoffen. Beide Mechanismen werden vielfach bestätigt. Je reifer der Kompost, desto stärker organische Bindung von Schadstoffen. Einige Untersuchungen zeigen, dass eine effektive Mineralisierung nur in Böden durch Anwendung von ausgereiften Komposten auftritt. Daraus lässt sich schließen, dass die während der Kompostreifung und Humifizierung aktiven Mikroorganismengruppen fähig sind organische Schadstoffe, wie PAKs und andere Kohlenwasserstoffe abzubauen. Frischkompost führt zu geringeren Abbauleistungen. Anreicherungs-szenarien von persistenten Schadstoffen (PAK, PCB, PCDD/PCDF) zeigen, dass unter Berücksichtigung der Halbwertszeiten in Böden der durchschnittliche Eintrag durch Kompost i zu keiner Anreicherung im Boden führen würde. Der natürliche Abbau gleicht den Eintrag aus.

Die Schadstofffrachten fallen selbst bei überhöhten Kompostgaben so gering, dass mittelfristig keine messbare Anhebung der Bodengehalte zu erwarten ist (Amlinger et al., 2006).

Bodenbiologie

Das Bodenleben übernimmt die zentrale Aufgabe in der Erhaltung eines „gesunden“ Bodens. In einem fruchtbaren Boden befindet sich eine Größenordnung von 2.500 kg/ha an Bodenorganismen, was in etwa 5 Großvieheinheiten (a´ 500 kg) entspricht. Der Erfolg für das „Funktionieren“ des Bodenökosystems ist abhängig von der Anwesenheit von ausreichend verfügbaren Kohlenstoffquellen. Der Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen stellt die Energie zur Verfügung, die wiederum für andere Stoffumsätze verantwortlich sind (z.B. asymbiontische N-Fixierung, Protein- und Aminosäureabbau, Mineralisierung und Immobilisierung von Stickstoff,

Umformung von Mineralstoffen). Falls über Pflanzenrückstände und Organismen (und deren Ausscheidungen) selbst zu wenig Kohlenstoff zur Verfügung steht, muss zur Erhaltung externe organische Substanz wie Kompost zugeführt werden.

OBS ist ein direktes Produkt der gemeinsamen biologischen Aktivität von Pflanzen, Mikroorganismen und Tieren sowie unzählbarer abiotischer Faktoren. Die Mikrobielle Biomasse ist definiert als der lebende Anteil der OBS und unterliegt starken Schwankungen. Sie kann nach der Kompostdüngung um den Faktor 4 - 6 ansteigen, nimmt nach Verbrauch der leicht abbaubaren organischen Substanz aber auch schnell (innerhalb eines Jahres) wieder ab und nähert sich der Ausgangsmenge. Mikroorganismen reagieren sehr sensibel auf Änderungen ihrer Lebensbedingungen, daher geht es bei einer Wiederherstellung bzw. Sanierung eines Bodensystems in erster Linie um die Aktivierung der mikrobiellen Leistungen. Die Auswirkungen der Kompostwirtschaft auf die Bodenbiologie sind generell die Erhöhung der biologischen Aktivität und der mikrobiellen Biomasse und der Anstieg enzymatischer Reaktionen (substratinduzierte Respiration, Protease-, Urease- und β -Glucosidaseaktivität, Dehydrogenase und Katalaseaktivität), sowie eine höhere Artenzahl und Abundanz (Besatzdichte) der Mesofauna (0,2 – 2 mm; Rädertiere, Nematoden, Milben, Collembolen) und ein höherer Regenwurmbesatz. Regenwürmer scheinen eher auf die Zufuhr von organischem Material zu reagieren als die bereits im Boden vorliegende. Die Regenwurmdichte bei den Biokompost-Varianten gegenüber 0 - bzw. NPK Varianten erhöhte sich von ca. 40/m² auf 80/m².

Die Bodenorganismen leisten einen entscheidenden Beitrag sowohl zum Ab- und Umbau der organischen Substanz als auch zur Humusbildung und Freisetzung und Bereitstellung von Pflanzennährstoffen. Für die Höhe der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität sind zwei Formen der organischen Substanz entscheidend. Kurzfristig kann sie durch die Zufuhr von leicht abbaubarem Material stark erhöht werden. Längerfristig aber nur wenn der Gehalt an organischer Substanz im Boden nachhaltig erhöht wird, da diese eine ständige Nahrungsquelle darstellt (Amlinger et al., 2006).

Unterdrückung von Pflanzenkrankheiten (antiphytopathogenes Potential)

Die Wirkung der Kompostierung auf die Pflanzengesundheit besteht nicht nur darin Krankheitserreger zu vernichten. Es gibt zahlreiche Beispiele, Pflanzenarten von diversen Krankheitserregern geschützt sind.

Es gilt zwischen einer „allgemeinen“ und einer „spezifischen“ (auf bestimmte Krankheitserreger wirkende) Suppressivität zu unterscheiden. Die Suppressivität gegen *Pythium* und *Phytophthora* zählt zum "allgemeinen" Typ, die gegen *Rhizoctonia* zu dem "spezifischen" Typ. Die Mechanismen beruhen auf Konkurrenz, Antibiose und Hyperparasitismus. Weiter wird in „Quantitative Suppressivität“, die durch die große Anzahl von Mikroorganismen in jungem Kompost zu beobachten ist und „Qualitativen Suppressivität“, mit nur wenigen, dafür effizienten, Antagonisten im Reifekompost unterschieden. Je ärmer ein Substrat an Mikroben ist, desto geringer ist seine Bedeutung für den Suppressivitätseffekt. In unreifen Komposten vermehren sich die Pathogene zuerst, in reifen Komposten werden sie dann unterdrückt. Die suppressive Wirkung ist meist proportional zur Menge der Kompostgabe. Die phytosanitären Eigenschaften sind aber noch schwer zu quantifizieren und standardisieren (Amlinger et al., 2006).

Fuchs, (2005) beschreibt Beispiele von Unterdrückung von Pflanzenkrankheiten, wie bei Kresse und Gurke, die Unterdrückung der *Pythium ultimum* (Umfallkrankheit) und bei Gerste eine Verringerung von *Erysiphe graminis* (echter Mehltau).

3.5.2 Anwendung von Kompost als Dünger

Als rechtliche Rahmenbedingungen sind eine Vielzahl von Gesetzen und Verordnungen zu beachten. Laut Düngemittelverordnung (BGBl. II Nr. 100/2004) dürfen Komposte aus biogenen Abfällen nur dann als „Düngemittel“ im Rahmen des Düngemittelgesetzes (BGBl. Nr. 513/1994) in Verkehr gebracht werden, wenn es sich um Grünschnittkompost, d.h. um pflanzliches Material aus der Landwirtschaft, dem Garten- und Grünflächenbereich handelt.

Aufgrund der Düngemittelgesetz-Novelle 2013 wird es laut einer Stellungnahme des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit in Zukunft (2014) rechtlich möglich sein, generell Qualitätskomposte (anstatt nur Grünschnittkomposte) nach der Kompostverordnung als Ausgangsmaterialien für Düngemittel im Rahmen der Düngemittelverordnung zuzulassen (Hölzl 2014, pers. Mitteilung).

Der Stickstoff ist limitierend für die Ausbringungsmengen. Gemäß dem Wasserrechtsgesetz (BGBl. Nr. 215/1959) sind die zulässigen Stickstoffaufbringungsmengen für landwirtschaftliche Nutzflächen ohne Gründeckung mit 175 kg und mit Gründeckung (auch Dauergrünland und Stickstoff zehrende Fruchtfolgen) mit 210 kg Reinstickstoff pro Hektar und Jahr begrenzt. Sie gelten als Stand der Technik und werden auf Mineraldünger-, Gülle- und Kompostausbringung gleichermaßen angewandt. Höhere Stickstoffmengen bedürfen einer wasserrechtlichen Genehmigung. Es wird nicht zwischen rascher oder langsamer Verfügbarkeit unterschieden. Das Verhältnis zwischen mineralischem und organisch gebundenem Anteil bestimmt die unmittelbare Wirksamkeit des in Wirtschaftsdüngern enthaltenen Stickstoffs (siehe Tabelle 12).

Das „Österreichische Aktionsprogramm zur Umsetzung der EG Nitratrichtlinie (91/676/EWG, Anhang II)“ legt weitere verbindliche Regelungen bezüglich der Ausbringungszeiten, Umsetzungsmaßnahmen bei der Aufbringung (z.B. entlang von Oberflächengewässern) und Lagerung von Feldmieten ohne befestigte Bodenplatten fest.

Laut Kompostverordnung sind als allgemeine Aufwandsmengenbeschränkungen in der Landwirtschaft max. 8 t TM pro Hektar und Jahr in einem Durchrechnungszeitraum von 5 Jahren zulässig. Die Mengen können auch auf einmal ausgebracht werden. Hier ist ein Widerspruch zu den Bewilligungsgrenzen für Jahres-Stickstoffeinträge des Wasserrechts gegeben, da die Gleichbehandlung von Kompost dessen N-Gehalt zu 80 % für die Humusreproduktion verbraucht wird, mit anderen stickstoffhaltigen Düngemitteln mit vorwiegend leichtlöslichen Stickstoffformen nicht gerechtfertigt ist. Durch eine Aufbringung von bis zu 10 t TM/ha in einem Durchrechnungszeitraum von 5 Jahren, aufgeteilt auf mind. 2 Gaben wäre eine ausreichende Humuserhaltung gewährleistet. In Tabelle 21 und Tabelle 22 sind maximale Aufbringungsmengen und Anwendungshinweise verschiedener Kulturen näher erläutert. Für die Anwendung unterscheidet man zwischen Frisch- und Reifkomposten. Bei beiden ist die Hauptrotte und Hygienisierung abgeschlossen. Frischkomposte kennzeichnet ein höherer Anteil an organischer Substanz und ein weiteres C/N Verhältnis. Dieser ist noch nicht für die Herstellung von Kulturerden geeignet, da dann der weitere Abbau im Boden erfolgt. Das weite C/N Verhältnis bewirkt eine Konkurrenz der Pflanzen und der Mikroorganismen um den Stickstoff im Boden.

Im Ackerbau ist das Ziel eine positive Humusbilanz, besonders bei intensiven Fruchtfolgen, viehloser Bewirtschaftung oder der Produktion von nachwachsenden Rohstoffen für die Energiegewinnung. Wichtig dabei ist die flache Einarbeitung von

Kompost anstatt dem tiefem Unterpflügen. Im Grünland steht die Nährstoffversorgung der Pflanzen im Vordergrund. Die Aufbringung von Kompost ist ganzjährig möglich und weist weniger Futtermittelschmutzungs- und Ammoniakausgasungsrisiko als andere Wirtschaftsdünger (Gülle, Stallmist) auf. Bei Garten- und Feldgemüse erfolgt die Anwendung in Abhängigkeit von der Salzverträglichkeit und des Nährstoffaneignungsvermögen einer Kultur, dabei sind Kopfdüngungen zu vermeiden. Weiters ist die Gefahr des Einwachsens von Ballaststoffen gegeben. Auf ein enges C/N-Verhältnis ist bei Gemüsearten mit hohem Stickstoffbedarf, wegen der Gefahr der Stickstoffimmobilisierung zu achten. Für den Weinbau eignet sich nährstoffarmer Kompost, der gröber abgesiebt gleichzeitig als Erosionsschutz dient oder als Pflanzlochgabe angewendet wird. Der absolute Nährstoffbedarf von Obstkulturen (Bäume, Sträucher, Stauden) ist relativ gering. Kompost kann entweder direkt als Pflanzlochgabe, auf die Baumscheibe oder breitflächig in die Pflanzenreihen aufgebracht werden (Baumgarten et al., 2010).

Tabelle 21: Maximale Kompostaufbringungsmengen gemäß Kompostverordnung (BGBl. 292/2001)

Anwendungsbereich		Qualitätsklassen		
		A+	A	B
Landwirtschaft	Düngung	max. 8 t TM/ha und Jahr im Durchschnitt von 5 Jahren		ausgeschlossen
	Rekultivierung, Erosionsschutz	max. 160 t TM/ha innerhalb von 20 Jahren		
Hobbygarten		nicht mehr als 10 Liter pro m ² und Jahr		
Pflanzungen (Pflanzlöcher)		nicht mehr als 40 % des Volumens		

Tabelle 22: Kompostanwendung für landwirtschaftlichen Kulturen (Baumgarten et al., 2010)

Kultur	Aufbringungszeitpunkt
Erdäpfel	Frühjahr, vor dem Anbau
Gemüse	Frühjahr, vor dem Anbau
Körner- und Silomais	Frühjahr, vor dem Anbau
Kurzumtriebs- und Kurzrasenweiden	Herbst, nach der letzten Nutzung
Obstbau	Herbst, Frühjahr, Pflanzlochanwendung (20 Vol.-%), Baumscheibe, Pflanzreihen
Sommergetreide	Frühjahr, vor dem Anbau
Weinbau	Herbst
Wiesen	Frühjahr, nach dem Ergrünen, nach dem Schnitt, nach der letzten Nutzung im Herbst
Wintergetreide	Frühjahr, in den Bestand, Sommer/Herbst, vor dem Anbau
Zuckerrüben	Herbst
Zwischenfrüchte, Gründüngung, Winterraps	Sommer, vor dem Anbau

Als Beispiel für erfolgreiche Humus- und damit Kompostwirtschaft aus der Praxis können Plaggenböden genannt werden. In Deutschland, in der Gegend um Osnabrück wurden vom 8. bis zum 12. Jahrhundert durch Aufbringung von Einstreu aus Gras und Heidekraut gemeinsam mit Mist, Asche und Küchenabfällen die kargen Sandböden verbessert. Der Name des Bodens „Plaggenesch“ bedeutet das Abtragen der Vegetation („Plaggen“) und das Aufbringen des Materials („Esch“). Diese Bodenhorizonte weisen noch heute höhere Gehalte an stabiler (humifizierter) organischer Substanz auf als der fossile Horizont. Sie zählen zu den anthropogenen Böden mit erhöhtem Phosphorgehalt und mindestens 50 cm starkem „Eschhorizont“. Die unterschiedlichen Huminsäuregehalte (% oDM) mit zunehmender Tiefe sind in Abbildung 14 dargestellt. Im Vergleich liegt der TOC- Gehalt des oberen Horizontes („Eschhorizont“) bei 1,5 % und der des fossilen Horizontes bei 0,1 % (Smidt et al., 2008).

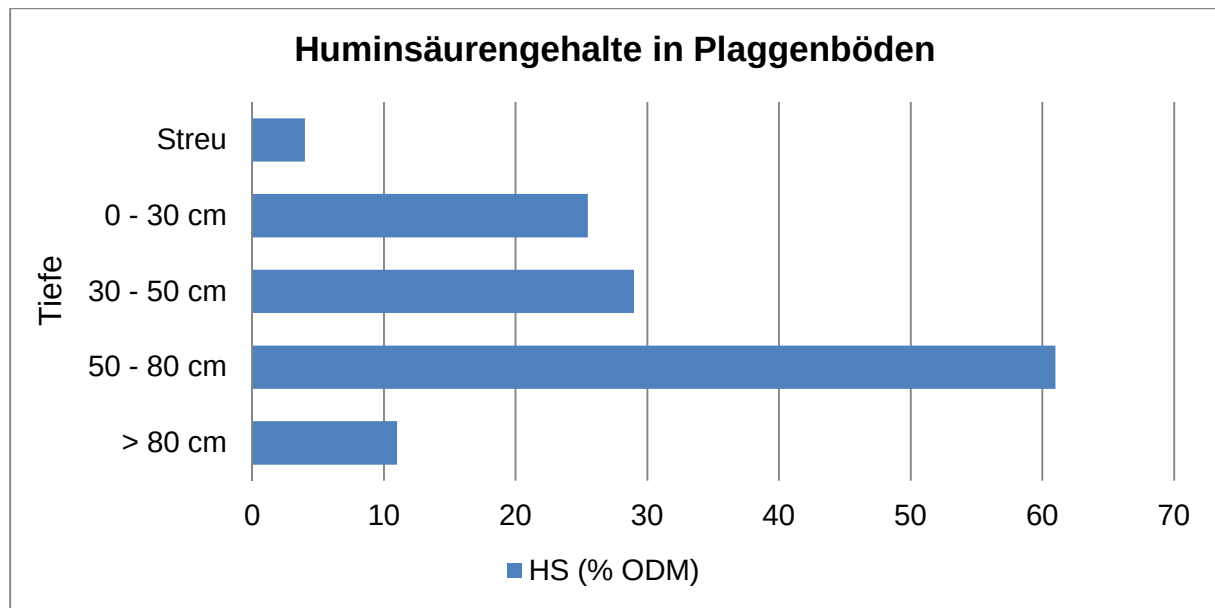


Abbildung 14: Huminsäuregehalte in Plaggenböden in unterschiedlichen Tiefen (Smidt et al., 2004)

Getinet, (2008) führte auch Kompostierungsversuche mit Pferdemist und Bioabfall (im Labormaßstab) durch. Die Ausgangshypothese dabei lautete, dass es keinen Unterschied zwischen verschiedenen Mischungen von Pferdemist und Bioabfällen im Kompostierungsverlauf und auf die Kompostqualität gibt. Bei seinem ersten Experiment gab es fünf unterschiedliche Zusammensetzungen: 100 % Pferdemist (HM), 75 % Pferdemist und 25 % Bioabfall (HMB1), 50 % Pferdemist und 50 % Bioabfall (HMB2), 25 % Pferdemist und 75 % Bioabfall (HMB3), 100 % Bioabfall (B). Dieser Versuch lief über 20 Wochen in der Klimakammer. Das zweite Experiment fand in einem 200 l Reaktor, wieder über einen Zeitraum von 20 Wochen und nur mehr mit B und der Mischung HMB2 statt. Der Verlauf der Selbsterwärmung, der Abbaurate der organischen Substanz und die Anhäufung von Huminsäuren waren im reinen Bioabfall (B) höher als in der Variante Pferdemist (HM). Die Humifizierungsrate nahm mit der Erhöhung des C/N-Verhältnisses im Bioabfall durch Pferdemist zu (d.h. B > HMB1 > HMB2 > HMB3 > HM). Dies entsprach nicht den Erwartungen. Die Ursachen lagen in den günstigeren Bedingungen von Bioabfall (Feuchtigkeitsgehalt, Temperatur und Nährstoffzusammensetzung, Substrat Durchlässigkeit, C/N Verhältnis) im Vergleich zu Pferdemist. Bei den Komposten aus den Mischungen von Bioabfällen und Pferdemist lagen die Werte der Parameter Glühverlust, TOC, C/N-Verhältnis, Huminsäurebildung, Abbaurate von organischem Kohlenstoff und Phytotoxizität zwischen den Ergebnissen der Varianten Bioabfälle (B) und Pferdemist (HM). In Bezug auf Kompoststabilität und der Kompostreife zeigte die Kombination beider Abfälle Vorteile auf. Die Kombinationen von Pferdemist und Bioabfall (HMB1, HMB2 und HMB3) ergaben günstigere Ergebnisse als Pferdemist allein.

4 Kompostierversuch - Untersuchungsprogramm

Die Kompostierung erfolgte wie in der landwirtschaftlichen Kompostieranlage Gstöttenbauer üblich in offene Zeilenmieten. Für alle vier Mieten wurden die gleichen Ausgangsmaterialien bei möglichst gleichen Rottebedingungen eingesetzt. Unterschiede gab es lediglich im Pferdemistanteil (bzw. Bioabfallanteil). Miete I stellte die Referenz, das heißt die normale Bioabfall- Grünschnittmischung des Betriebes dar. Die Mieten II und III wurden an diese angepasst modifiziert. Um nicht zu viele unterschiedliche Einflussgrößen auf Rotteprozess und Kompostqualität zu schaffen, blieben alle Parameter bis auf den Bioabfall/Pferdemistanteil gleich. Bei Miete II wurde der Bioabfallanteil zur Hälfte durch Pferdemist ersetzt. Bei Miete III wurde der Bioabfallanteil komplett durch Pferdemist ersetzt. Miete IV besteht aus Pferdemist und Strauchschnitt, ohne Bioabfall und Grünschnitt.

Die Rohmaterialien wurden schichtweise mit dem Traktor (mit Frontlader) auf Zeilenmieten aufgesetzt. Eine Traktorschaukel hat 1 m³ Fassungsvermögen. Unmittelbar nach dem Aufsetzen wurde zur Homogenisierung mit dem Umsetzgerät gewendet.

Die Dreiecks Mietenabmessungen betrugen 1,6 m Höhe und 3 m Breite (diese richten sich nach den Maßen des Umsetzgerätes). Die Längen waren variabel und betrugen bei Miete I 18 m, bei Miete II 12 m, bei Miete III 13 m, bei Miete IV 16 m. Mieten II bis IV waren hintereinander angeordnet. Erst nach dem ersten Seitenversetzen hatten alle 4 Mieten in einer Reihe Platz. Über den ganzen Versuchszeitraum wurden die Mieten durchgehend durch eine Vliesabdeckung vor Witterungseinflüssen (Regen, Sonne) geschützt. Die genauen Daten zum Versuchsaufbau, den Mietenzusammensetzungen und dem gesamten Messprogramm sind den Tabelle 23 bis Tabelle 25 zu entnehmen.

Für jede Miete gab es ein eigenes Protokoll zum Monitoring von Temperatur und Mietenluftzusammensetzung. Die Umsetzhäufigkeit richtete sich nach der Temperatur, der Mietenluftzusammensetzung und dem Wassergehalt. Je nach Bedarf (Test über die Faustprobe) wurde während des Umsetzens bewässert. Dazu wurde Wasser mit einem Schlauch der das Wasser der Sickerwassergrube fördert in das bewegte Material gespritzt.

4.1 Rohstoffgruppen

Die verschiedenen Rohstoffgruppen werden im Folgenden kurz charakterisiert.

4.1.1 Bioabfallmaterial

Der Bioabfall der drei entsorgten Gemeinden war ca. 2 Wochen alt und wurde auf flüssigkeitsdichter Fläche zwischengelagert.



Abbildung 15: Bioabfalllager

4.1.2 Strukturmaterial

Die Zerkleinerung des Strauchschnittes erfolgte mittels Lohnschredders. Das Material war zu Versuchsbeginn schon ca. 4 Wochen alt und sehr fein. Während der Lagerung am Lagerplatz wurde es bewässert, um nicht ganz auszutrocknen. Dadurch muss beim Aufsetzen weniger Wasser eingebracht werden. Zusätzlich wird dadurch die Staubentwicklung beim Hantieren vermindert.

Altsiebreste (Siebüberlauf) wurden als zusätzliches Strukturmaterial verwendet.



Abbildung 17: Strukturmateriallager
(im Bildhintergrund)



Abbildung 16: Siebüberlauf

4.1.3 Stammkompost

2 Wochen alter Kompost wird in geringen Mengen zur „Animpfung“ zugesetzt.

4.1.4 Grünschnittmaterial



Abbildung 18: Grünschnittlager

Das Grünschnittmaterial war sehr heterogen zusammengesetzt und reichte vom frischen über etwas fauligen Rasenmärgut bis hin zum trockenen, langstieligem Heumaterial.

4.1.5 Pferdemist

Der Strohanteil (mit geringem Anteil an Sägespänen) im Pferdemist wurde mit ca. 15 % abgeschätzt. Das C/N Verhältnis von Pferdemist liegt nach Amlinger, et al., (2005) bei ca. 25:1.



Abbildung 19: Pferdemistlager

4.1.6 Erde

Die zugefügte Erde entstammt einem Bauaushub aus der Region. Nach dem CMC-Verfahren wurde die Erde sofort dem Ausgangsmaterial zugemischt. Durch einen zu hohen Erdzusatz können jedoch Porosität, Sauerstoffversorgung und Abbauintensität leiden (Amlinger et al., 2005). Damit zu Rottebeginn und während der intensiven Abbauphase genügend Luftporenvolumen vorhanden ist, sollte die Zugabe von

lehmiger Erde als Tonmineralquelle idealerweise erst zu einem späterem Zeitpunkt (nach ein bis zwei Wochen) erfolgen.

Die Abbildung 20 bis Abbildung 22 zeigen die Mieten beim Aufsetzen und nach dem ersten Umsetzen.



Abbildung 20: Aufsetzen der Mieten



Abbildung 21: Miete III und IV unmittelbar nach dem ersten Umsetzen



Abbildung 22: Miete I und II unmittelbar nach dem ersten Umsetzen

4.2 Mietenzusammensetzungen

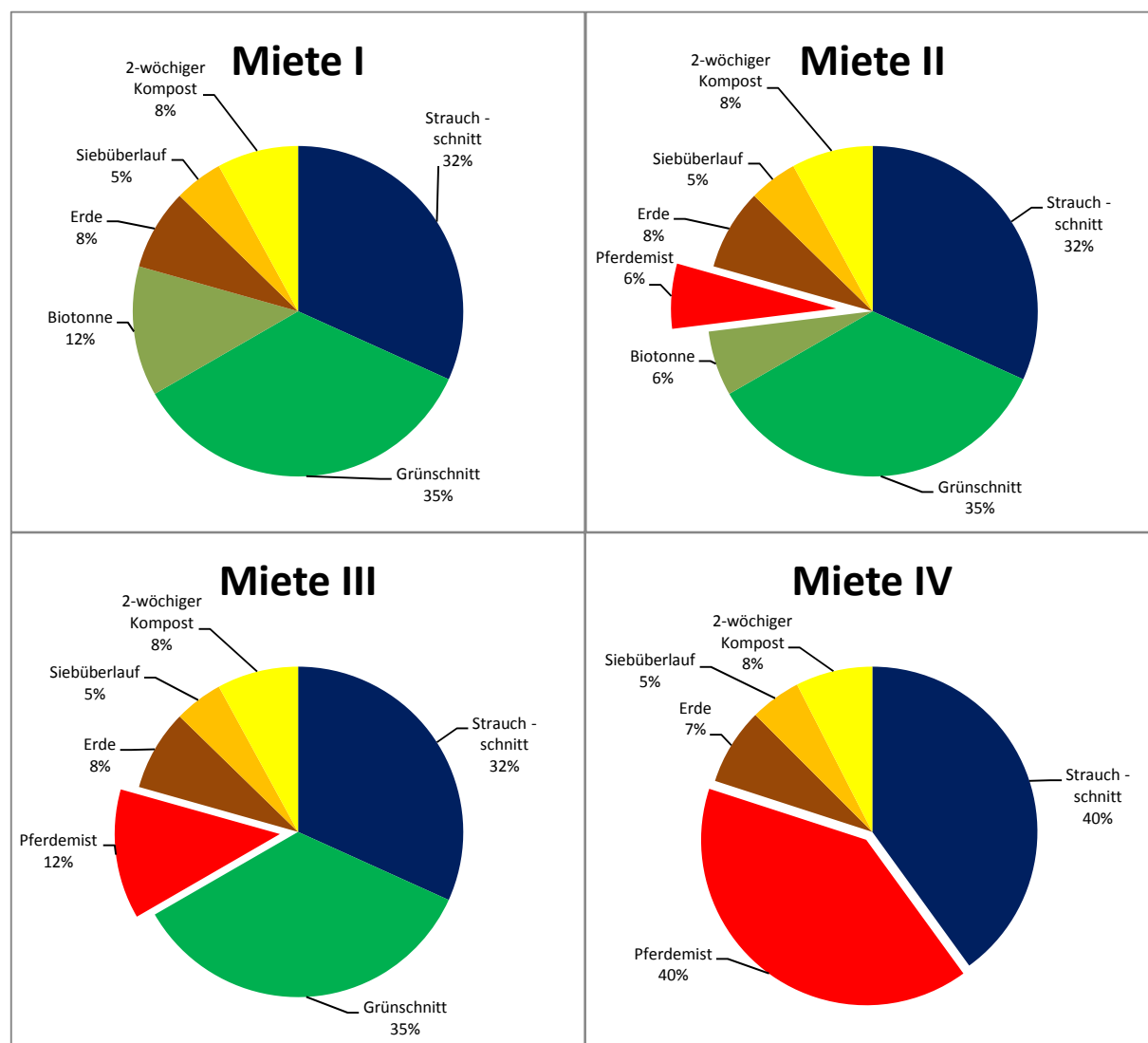


Abbildung 23: Zusammensetzungen der 4 Versuchsmieten

Tabelle 23: Zusammensetzungen der 4 Versuchsmieten

Material	Miete I		Miete II		Miete III		Miete IV	
	m ³	%	m ³	%	m ³	%	m ³	%
Strauchschnitt	10	32	10	32	10	32	16	40
Grünschnitt	11	35	11	35	11	35	0	0
Biotonne	4	12	2	6	0	0	0	0
Erde	2,5	8	2,5	8	2,5	8	3	7
Siebüberlauf	1,5	5	1,5	5	1,5	5	2	5
2-wöchiger Kompost	2,5	8	2,5	8	2,5	8	3	8
Pferdemist	0	0	2	6	4	12	16	40
Summe	31,5	100	31,5	100	31,5	100	40	100

4.3 Umsetzhäufigkeit und Bewässerung der Versuchsmieten

Tabelle 24 zeigt die Umsetz- und Bewässerungszeitpunkte. Die Versuchsmieten wurden insgesamt 27-mal mit dem Umsetzgerät gewendet und dabei siebenmal bewässert.

Tabelle 24: Umsetzhäufigkeit und Bewässerung der Versuchsmieten

Datum	Woche	Versuchsdauer (Tagen)	Miete	Wasserzugabe	Anmerkungen
04.07.2012	1	0	I-IV	I-IV	Vließ
05.07.2012		1	I-IV	I-IV	Vließ
06.07.2012		2	I-IV		Vließ
07.07.2012		3	I-IV		Vließ
08.07.2012		4	I-IV		
09.07.2012		5	I-IV		
10.07.2012		6	I-IV		
11.07.2012	2	7	I-IV		I abends nochmal
12.07.2012		8	I-IV		
13.07.2012		9	I-IV		
14.07.2012		10	I-IV		Vließ
16.07.2012		12	I-IV		
18.07.2012	3	14	I-IV	I-IV	trocken, weiß
19.07.2012		15	I-IV		verschoben
21.07.2012		17	I-IV		
23.07.2012		19	I-IV	I-IV	trocken, Vließ
28.07.2012	4	24	I-IV		Vließ
31.07.2012		27	I-IV	I-IV	Vließ
04.08.2012	5	31	I-IV		Vließ
07.08.2012		34	I-IV	I-IV	sehr trocken, Vließ
10.08.2012	6	37	I-IV		Vließ
16.08.2012	7	43	I-IV		sehr trocken, Vließ
20.08.2012		47	I-IV	I-IV	Vließ
24.08.2012	8	51	I-IV		Vließ
27.08.2012		54	I-IV		verschoben, Vließ
01.09.2012	9	59	I-IV		Vließ
06.09.2012	10	64	I-IV		Vließ
12.09.2012	11	70	I-IV		Vließ
20.09.2012	12	78	I-IV		verschoben, Vließ

4.4 Messstellen und Probenahme

Vor jedem Umsetzen wurde an jeweils drei Messstellen je Miete (Abbildung 24), Temperatur und Mietenluftzusammensetzung gemessen. Die Probenahmen erfolgten jeweils nach den Messungen möglichst an den Messpunkten. Die entnommenen Materialmengen (je Probenahmestelle ca. 10 Liter) wurden möglichst rasch in dicht verschließbare Kunststoffkübel verpackt und direkt danach nach Wien zum Institut für Abfallwirtschaft transportiert. Dort wurden die Proben mittels Shredders feucht auf Korngröße < 20 mm zerkleinert. Danach wurden Teilproben luftgetrocknet, ofengetrocknet ($105\text{ }^{\circ}\text{C}$) oder bei $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ zur Stabilisierung tiefgefroren.

Die Bezeichnung der Proben erfolgte mittels Projektnummer, Mietennummer, Messstelle und Probenahmewoche (039/ II – 1 – 13 bedeutet beispielsweise Probe von Miete II an Probenahmestelle 1 nach 13 Wochen Rottedauer).

Insgesamt wurden 7 Probenahmen durchgeführt, (unmittelbar nach dem Aufsetzen (Woche 0), nach 1 Woche, nach 2 Wochen, nach 4 Wochen, nach 6 Wochen, nach 9 Wochen und nach Beendigung des Versuches, nach 13 Wochen).

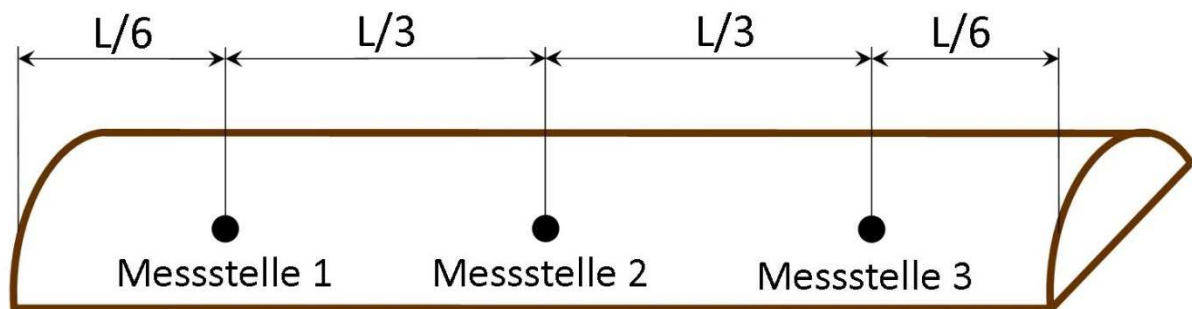


Abbildung 24: Anordnung der Mess- bzw. Probenahmestellen



Abbildung 25: Probenahme

4.5 Mess- und Analysenprogramm

In Tabelle 25 sind Mess- und Analysenprogramm (Parameter und Messhäufigkeit) dargestellt.

Tabelle 25: Mess- und Analysenprogramm des Kompostierungsversuches

Datum	Woche	Versuchsdauer (Tagen)	Temperatur	CH ₄	CO ₂	O ₂	Probenahme	WG	pH- Wert	NH ₄ -N	NH ₃ -N	AT4	GV	Leitfähigkeit	Huminstoffe
04.07.2012	1	0		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
05.07.2012		1	x	x	x	x									
06.07.2012		2	x	x	x	x									
07.07.2012		3	x	x	x	x									
08.07.2012		4	x	x	x	x									
09.07.2012		5	x	x	x	x									
10.07.2012		6	x	x	x	x									
11.07.2012	2	7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
12.07.2012		8	x	x	x	x									
13.07.2012		9	x	x	x	x									
14.07.2012		10	x	x	x	x									
16.07.2012		12	x	x	x	x									
18.07.2012	3	14	x	x	x	x									
19.07.2012		15	x				x	x	x	x	x	x	x		
20.07.2012		16	x												
21.07.2012		17	x	x	x										
23.07.2012		19	x												
25.07.2012	4	21	x	x	x										
27.07.2012		23	x	x	x										
28.07.2012		24													
31.07.2012		27	x	x	x										
02.08.2012	5	29	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		
04.08.2012		31													
07.08.2012		34	x												
10.08.2012	6	37	x												
16.08.2012	7	43	x				x	x	x	x	x	x	x		
17.08.2012		44	x												
20.08.2012		47	x	x	x	x									
21.08.2012		48	x	x	x										

22.08.2012	8	49	x	x	x	x									
24.08.2012		51	x	x	x	x									
27.08.2012		54	x												
29.08.2012	9	56	x												
31.08.2012		58	x												
01.09.2012		59													
03.09.2012		61	x												
06.09.2012	10	64	x				x	x	x	x	x	x	x		
10.09.2012		68	x												
12.09.2012	11	70													
14.09.2012		72	x												
18.09.2012		76	x												
20.09.2012	12	78													
21.09.2012		79	x												
24.09.2012		82	x												
01.10.2012	13	89	x												
02.10.2012		90	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x

5 Analytik

Die Analysen wurden zum Großteil im Labor des Institutes der Abfallwirtschaft durchgeführt. Bodenrelevante Analysen erfolgten am Institut für Bodenforschung.

5.1 Labor Abfallwirtschaft

Die Analysen erfolgten nach den institutsinternen Analysevorschriften, welche sich an der ÖNORM S 2023 „Untersuchungsmethoden und Güteüberwachung von Komposten“ orientieren.

5.1.1 Probenvorbereitung

5.1.1.1 Herstellen der Frischprobe

Unmittelbar nach Anlieferung im Labor des Instituts für Abfallwirtschaft erfolgte die Aufbereitung mittels Schredder. Die Probe wurde feucht auf < 20 mm zerkleinert. Durch mehrmaliges Shreddern erfolgte gleichzeitig eine Homogenisierung des Probenmaterials. Jeweils 100 g Feuchtprobe wurden auf 0,1 g genau in einen Kunststoff sack eingewogen und bei - 18 °C zur Stabilisierung eingefroren.

5.1.1.2 Herstellung der Eluate

Für die Herstellung der für die Analysen benötigten Eluate wurden die Proben nach schonendem Auftauen mit je 1 l deionisierten Wasser versetzt und für 2 Stunden auf den Überkopfschüttler (bei 6 Umdrehungen/Minute) gegeben. Danach wurde durch Faltenfilter filtriert. Aus den Eluaten wurden die Parameter pH-Wert (sofort), sowie Ammonium- und Nitratstickstoff bestimmt (zur Stabilisierung wurden die Eluate bis zur Analyse bei -18 °C tiefgefroren).

5.1.1.3 Herstellung der luftgetrockneten Analysenproben

Eine Teilprobe der Frischprobe wurde durch ca. 2 wöchige offene Lagerung in breiten Aluschalen bei Raumtemperatur getrocknet. Anschließend erfolgte eine stufenweise Zerkleinerung mittels Messer- und Scheibenschwingmühle und im Folgenden eine Absiebung auf < 0,63 m. Die derart aufbereiteten Analysenproben wurden für die Bestimmung der Leitfähigkeit (aus einem Eluat 1:10), des Glühverlustes (GV), des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC), des Gesamtstickstoffs (TN) und der Huminsäuren (HS) verwendet.

5.1.2 Wassergehalt (WG)

Ca. 500 g - 1000 g Frischprobe wurden auf 0,1 g genau in ausgewogene Aluminiumschalen eingewogen und bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Nach der Trocknung wurden die warmen Schalen gewogen. Mit Formel 1 wurde der Wassergehalt auf eine Dezimalstelle genau bestimmt.

Formel 1: Wassergehalt (WG in % FM)

$$\text{WG (\% FM)} = \frac{100 * (\text{Einwaage feucht} - \text{Einwaage trocken})}{\text{Einwaage feucht}}$$

Die Ergebnisse werden als Mittelwert zweier Wiederholungen in % FM angegeben. Beträgt die Abweichung der beiden Einzelwerte vom Mittelwert $\pm 5\%$ muss die Analyse wiederholt werden.

5.1.3 pH-Wert

Die Messung des pH-Werts erfolgte mittels elektrochemischer Verfahren, die aufgrund einer Elektrodenreaktion ablaufen (Potentiometrie) (Smidt, 2004).

Vor der Messung muss das verwendete pH- Meter (WTW pH 531) mit den Standardpuffern 4, 7 oder 10 kalibriert werden. Die Glaselektrode wird für jeweils 2 - 3 Minuten in das Eluat der Frischprobe eingetaucht und der auf 20 °C kompensierte Messwert auf 1 Kommastelle genau abgelesen. Die Analyse erfolgt als Einfachbestimmung.

5.1.4 Leitfähigkeit (Lf)

Aus 10 g Analysenprobe und 100 ml deionisiertem Wasser wird durch 3- stündiges Überkopfschütteln ein Eluat hergestellt. Im Filtrat wird mittels Konduktometer (WTW LF 95) die Leitfähigkeit in mS/cm gemessen und direkt, auf eine Dezimalstelle genau abgelesen. Das verwendete Konduktometer zeigt den Meßwert kompensiert auf 25 °C. Durch Multiplikation mit dem Korrekturfaktor 0,90446 wird auf eine Temperatur von 20 °C kompensiert. Die Analyse erfolgt als Einfachbestimmung.

5.1.5 Glühverlust (GV)

Ca. 10 g der Analysenprobe werden auf 0,01 g genau in gewogene Porzellantiegel eingewogen. Anschließend werden die Proben 3 Stunden im Trockenschrank bei 105 °C getrocknet, (dabei wird auch der Restwassergehalt bestimmt). Die getrockneten Proben werden über Nacht in den Muffelofen gegeben. Durch langsames Aufheizen (Dauer 7 Stunden) auf 550 °C wird verhindert, dass durch den Energieinhalt der Probe eine Maximaltemperatur von 550 °C überschritten wird. Dadurch wird sichergestellt, dass keine Carbonate zerfallen und so ein höherer Glühverlust vorgetäuscht wird. Anschließend wird das Material über mindestens 5 h trocken bei 550 °C verbrannt (geglüht). Nach Abkühlung im Exsikkator werden die Tiegel erneut verwogen.

Die Differenz zwischen der Masse des Probenmaterials und dem Glührückstand bezeichnet man als Glühverlust.

Formel 2: Glühverlust (GV in % TM)

$$\text{GV (\% TM)} = \frac{\text{Einwaage trocken} - \text{Einwaage verglüht}}{\text{Einwaage trocken}} * 100$$

Die Ergebnisse werden als Mittelwert zweier Wiederholungen in % TM angegeben. Beträgt die Abweichung der beiden Einzelwerte vom Mittelwert mehr als 2,5 %, muss die Analyse wiederholt werden.

5.1.6 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Gesamtstickstoff (TN) und C/N Verhältnis

Mittels VARIO-MAX CNS- Analysator werden TC (Total carbon) und TIC (Total inorganic carbon) jeweils doppelt bestimmt. Aus der Differenz wird der TOC (Total organic carbon) berechnet.

Formel 3: Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC in % TM)

$$\text{TOC (\% TM)} = \text{TC} - \text{TIC}$$

Zur TC und TN-Bestimmung wird die luftgetrocknete Analysenprobe verwendet. Der TIC wird aus dem Glührückstand analysiert. Die Analyse erfolgt durch Verbrennung der Probe bei 950 °C im Sauerstoffstrom. Mittels Wärmeleitfähigkeitsdetektors werden zuerst der TN und anschließend der Kohlenstoffgehalt bestimmt. Der CaCO_3 -Gehalt (% TM) wird aus dem TIC-Wert berechnet. Der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) und der Gesamtstickstoff (N_{Dumas}) werden in Relation gesetzt um das C/N Verhältnis zu berechnen.

5.1.7 Stickstoffverbindungen

Der Gesamtstickstoff setzt sich folgendermaßen zusammen:

Formel 4: Gesamtstickstoff (TN in % TM)

$$\text{TN (\% TM)} = N_{\text{Dumas}} + \text{NO}_3 - \text{N} + \text{NH}_4 - \text{N}$$

In Komposten liegt Stickstoff überwiegend organisch gebunden vor. (Nitratstickstoff und Ammoniumstickstoff liegen im ppm-Bereich). Deshalb entspricht N_{Dumas} mit ausreichender Genauigkeit dem Gesamtstickstoff.

5.1.7.1 Ammoniumstickstoff

$\text{NH}_4\text{-N}$ wird aus dem Eluat der Frischprobe mittels Photometers bestimmt. Durch die Reaktion von Ammonium, Natriumsalizylat, Natriumnitroprussiat und Natriumdichlorisocyanurat im alkalischen Bereich entsteht ein smaragdgrüner Farbstoff. Die Extinktion des Ammonium-Salizylatkomplexes wird bei 655 nm mit dem Photometer bestimmt. Zu stark konzentrierte Proben müssen verdünnt werden. Die Auswertung erfolgte über eine Kalibration mit Standardlösungen. Dafür wurde von unterschiedlichen Konzentrationen die Extinktion gemessen (Linearität bis 25 mg/l). Die Extinktionen und Konzentrationen werden in ein x-y-Diagramm eingetragen. Mittels Kalibriergeraden können die Konzentrationen unbekannter Proben aus ihren Extinktionen bestimmt werden. Durch Einrechnen des Feststoff/Flüssigkeits-Verhältnisses und des Wassergehaltes der Originalprobe wird der Ammoniumgehalt in mg/kg TM angegeben. Die Ergebnisse sind die Mittelwerte

einer Doppelbestimmung. Die zulässige Abweichung der Einzelwerte um den Mittelwert beträgt $\pm 5 \%$.

5.1.7.2 Nitratstickstoff

$\text{NO}_3\text{-N}$ wird aus dem Eluat der Frischprobe mittels Photometers bestimmt. Zuerst werden einige Körner Amidosulfonsäure zugesetzt, welche das vorhandene Nitrit zerstören. Je nach Konzentration muss das Ausgangseluat verdünnt werden. Durch die Reaktion von Nitrat mit 2,6 - Dimethylphenol in stark saurer Lösung (95 - 97 % ige Schwefelsäure und 85 % ige Phosphorsäure) entsteht eine Rotfärbung. Für die Bestimmung des Blindwertes wird 1 ml Deionat verwendet. Die Messung des Blindwertes als auch Probewertes gegen die Säuremischung erfolgte im ultravioletten Lichtbereich bei 324 nm. Die Auswertung wird mittels eigener Kalibrierkurve (siehe Ammoniumstickstoffbestimmung) durchgeführt. Durch Einrechnen des Feststoff/Flüssigkeits-Verhältnisses und des Wassergehaltes der Originalprobe wird der Nitratgehalt in mg/kg TM angegeben. Die Ergebnisse sind die Mittelwerte einer Doppelbestimmung. Die zulässige Abweichung der Einzelwerte um den Mittelwert beträgt $\pm 5 \%$.

5.1.8 Atmungsaktivität

Die Atmungsaktivität wird mittels Sapromat über einen Zeitraum von vier Tagen (AT_4) bestimmt. Die auf optimalen Wassergehalt (bestimmt mittels Faustprobe) angefeuchtete Originalprobe wird im Doppelansatz in Reaktionsgefäße eingebaut. Die Reaktionsgefäße werden in ein auf 20°C temperiertes Wasserbad gestellt. Durch die aeroben Stoffwechselvorgänge wird Sauerstoff verbraucht und in ein gleich großes Volumen an CO_2 umgewandelt. Das CO_2 wird mittels NaOH-Plättchen absorbiert. Der dadurch entstehende Unterdruck wird von einer Messeinheit registriert. Durch elektrochemische Sauerstofffreisetzung mittels Kupfersulfatlösung wird der Unterdruck wieder ausgeglichen. Die dafür benötigte Strommenge ist äquivalent zum verbrauchten Sauerstoff. Aus der Summenlinie über 4 Tage kann die AT_4 (Angabe in $\text{mg O}_2/\text{g TM}$) errechnet werden. Die Ergebnisse sind die Mittelwerte einer Doppelbestimmung. Weicht das Ergebnis der Einzelwerte mehr als 10 % vom Mittelwert ab, muss die Analyse wiederholt werden.

5.1.9 Huminstoffe

5.1.9.1 Nasschemisch (nach Dannenberg, vereinfacht)

Die Bestimmung erfolgte über eine modifizierte Methode nach Dannenberg. Dabei extrahiert man die Huminstoffe mit einer alkalischen Lösung und fraktioniert sie dann nach ihrem vom pH-Wert abhängigen Lösungsverhalten. Dies geschieht mit jeder Probe an vier aufeinanderfolgenden Tagen. Dadurch wird eine möglichst vollständige Extraktion gewährleistet. Für das Ausgangsextrakt werden ca. 10 g der lufttrockenen Analysenprobe (auf 0,1 g genau) mit Natriumpyrophosphatlösung versetzt und über Nacht auf den Überkopfschüttler eluiert. Am nächsten Tag wird die Flüssigphase mittels zweistufiger Zentrifugation vom festen Rückstand getrennt. Der Überstand wird mit deionisiertem Wasser aufgefüllt und dient als Ausgangsextrakt. Für die weitere Extraktion wird der Zentrifugationsrückstand wieder mit Natriumpyrophosphat versetzt und auf den Überkopfschüttler gegeben.

Da die Fulvosäuren bei einem pH-Wert < 2 ausfallen, wird im nächsten Schritt 37%-ige Salzsäure beigegeben. Zur Auftrennung wird wieder zentrifugiert. Der daraus gewonnene Überstand wird mit 40 %-iger Natronlauge versetzt und mit Pufferlösung (Glycin, Natriumchlorid und Natronlauge) aufgefüllt.

Je nach Intensität der Färbung werden unterschiedliche Verdünnungen vom Ausgangsextrakt (unfraktioniert) angesetzt. Die Messung der optischen Dichten erfolgte mittels Photometers im visuellen Lichtbereich (VIS) bei Wellenlängen von 400 nm. Aus der Differenz des unfraktionierten Extraktes (Formel 5) und des Fulvosäurenextraktes (Formel 6) errechnet sich der Huminsäuregehalt (Formel 7). Zur Vergleichbarkeit werden die optischen Dichten jeweils auf 1 Gramm organische Trockenmasse bezogen. Durch Erstellung einer Kalibration aus Extinktionen und gravimetrischer Bestimmung der Huminsäuren kann rechnerisch die Huminsäurefraktion in % oTM bestimmt werden (Formel 8).

Formel 5: Ausgangsextrakt (OD/g oTM)

$$\text{unfraktioniertes Extrakt (OD 400 nm/ g oTM)} = \frac{\text{Extinktion} * 100 * \text{Verdünnung}}{\text{Einwaage oTM}}$$

Formel 6: Fulvosäuren (OD/g oTM)

$$\text{Fulvosäuren (OD 400 nm/ g oTM)} = \frac{\text{Extinktion} * 100 * 2}{\text{Einwaage oTM}}$$

Formel 7: Huminsäuren (OD/g oTM)

$$\text{Huminsäuren (OD 400 nm/ g oTM)} = \text{unfrakt. Extrakt-Fulvosäuren}$$

Formel 8: Huminsäuren (% oTM)

$$\text{Huminsäuren (% oTM)} = \frac{(\text{Huminsäure} + 90,063)}{8,412 * 10}$$

5.1.9.2 Fourier Transform Infrarot Messung (FT-IR)

Für die Messung des IR-Spektrums wird die Messtechnik ATR (attenuated total reflection) angewandt. Dabei wird die Intensität des reflektierten Lichtes über die wellenlängenabhängige Absorption gemessen. Zur Messung werden ca. 2 mg (eine Spatelspitze) der luftgetrockneten Analysenprobe verwendet und an die Oberfläche des Lichtwellenleiters angepresst. Gemessen wird im mittleren Infrarotbereich zwischen 4000 cm⁻¹ und 400 cm⁻¹. Es wurden Scans aufgenommen, gemittelt und mit dem Hintergrundspektrum korrigiert. Es folgte eine statistische Auswertung mittels SIMCA (Soft Independent Modelling of Class Analogy), mit der Proben nach vorgegebenen Kriterien klassifiziert werden. Diese Kriterien müssen ausreichend im Spektrum abgebildet werden und sich in ihrer spektralen Charakteristik unterscheiden.

5.2 Labor Bodenforschung

5.2.1 Nährstoffe

Die Bestimmung von pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium erfolgte gemäß der ÖNORM L 1087 mit der Calcium-Acetat-Lactat (CAL) – Methode. Aus Calciumlactat, Calciumacetat, Essigsäure und Wasser und der luftgetrockneten Analysenprobe wurde ein Extrakt hergestellt. Nach dem Ausschütteln und Abfiltrieren der Lösung wurden über die Photometrie mittels eines induktiv gekoppeltem Plasmas und der Atomemissionsspektrometrie (ICP- OES) die Nährstoffgehalte gemessen. Die Methode beruht auf der Verwendung eines Argon-Plasmas (sehr heiß) welches die Elemente zur Lichtemission anregt.

5.2.2 Schwermetalle

Für die Bestimmung des Gesamtgehaltes wurde ein Säureextrakt-Standardaufschlussverfahren gemäß ÖNORM L 1085 in Königswasser (Salpetersäure, Salzsäure) angewandt.

Die quantitative Analyse erfolgte mit der Gerätekombination ICP-MS (induktiv gekoppeltes Plasma & Massenspektrometrie). Durch einen hochfrequenten Strom wird ionisiertes Argon induziert und die Probe auf 5.000 bis 10.000 °C erhitzt. Dabei werden die Atome ionisiert und ein Plasma entsteht. Die im Plasma generierten Ionen werden in Richtung des Analysators des Massenspektrometers durch ein elektrisches Feld beschleunigt. Die Ionen werden direkt detektiert und messtechnisch erfasst. Es wurden ca. 0,5 g Probe, auf 3 Dezimalstellen genau eingewogen mit 4,5 ml HCl und 1,5 ml HNO₃ versetzt und für 3 Stunden auf 150 °C erhitzt. Nach Abkühlung, Spülung mit Wasser und Filtrierung erfolgte die Messung. Mit Hilfe von Formel 9 erfolgte die Umrechnung von ng/g auf mg/kg TM.

Formel 9: Schwermetallgehalt (mg/kg TM)

$$c \text{ (mg/kg TM)} = (c_{\text{Metall}} \text{ (in Lösung)} \text{ (ng/g)} * (v_{\text{Einwaage}} \text{ ml/g)} * 1000)$$

6 Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

6.1 Auswertemethoden

Insgesamt wurden 84 Festproben analysiert, (4 Mieten, je 7-malige Probenahme (Woche 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13) und je 3 Probenahmestellen je Miete ($7 \cdot 4 \cdot 3 = 84$)).

Die Mittelwerte aus den drei Probenahmestellen je Miete und Probennahme wurden mit dem R- Programm errechnet und grafisch als Box Plots über den Rotteverlauf dargestellt. Diese Kastendiagramme stellen den Mittelwert (Median), die Streuung der Messwerte um den Mittelwert, die Fühlerlängen und eventuelle Ausreißer der Messwerte der jeweiligen Miete dar.

Trotz der geringen Anzahl an Daten und der Einfachheit der statistischen Methode sind die Ergebnisse auch auf den Grafiken gut nachvollziehbar. Für jeden Parameter sind die Mittelwerte der drei Messwerte und die Streuung der Messwerte um diesen über den Rotteverlauf einzeln abgebildet. Sowie über eine weitere Grafik, bei der die Mittelwerte der 4 Varianten gemeinsam dargestellt sind, werden die Unterschiede sichtbar.

Ob die Abweichungen bei den Parametern Nährstoffe und Huminstoffe um die Mittelwerte begründet oder zufällig sind wurde mittels ANOVA, der einfaktoriellen Varianzanalyse im EXEL 2010 überprüft.

Die Anwendung ist sinnvoll, wenn man eine unabhängige Variable hat, die sich in mehreren Faktorstufen unterscheidet, wie der Pferdemistanteil der in 4 unterschiedlichen Faktorstufen vorkommt, aber nur eine abhängige Variable, wie z.B. der Huminsäuregehalt hat. Dabei lauteten die Hypothesen:

H₀: Der Pferdemist hat keinen Einfluss auf den mittleren Huminsäuren-/Nährstoff-Gehalt.

H_A: Der Pferdemist hat Einfluss auf den theoretischen mittleren Huminsäuren-/Nährstoff-Gehalt.

Ist der p-Wert größer als das Risiko 1. Art ($\alpha = 0,05$), wird die Nullhypothese angenommen. Das heißt, der Pferdemist hat keinen signifikanten Einfluss auf den mittleren Gehalt. Ist der p-Wert kleiner als das Risiko 1. Art ($\alpha = 0,05$), wird die Nullhypothese verworfen und die Alternativhypothese angenommen. Das heißt, der Pferdemist hat signifikanten Einfluss auf den mittleren Gehalt.

Da die einfache ANOVA Unabhängigkeit der Daten voraussetzt und das durch Probeentnahmen zu 7 verschiedenen Zeiten nicht gegeben ist muss das multiple Testen durch post-hoc-t-tests korrigiert werden. Um herauszufinden, zwischen welchen der Faktorstufen (Mieten) die Unterschiede genau liegen wurden für den Parameter Pferdemist-Faktor post-hoc t-tests gerechnet (mit gepoolter Standardabweichung) und mittels der Holm-Methode für multiples Testen korrigiert.

H₀: Der mittlere Huminsäuren-/Nährstoffgehalt ist bei beiden Varianten gleich.

H_A: Der mittlere Huminsäuren-/Nährstoffgehalt ist bei beiden Varianten ungleich.

Ist der p-Wert kleiner als das Risiko 1. Art ($\alpha = 0,05$), wird die Nullhypothese verworfen und die Alternativhypothese angenommen. Der Huminsäuren-/Nährstoffgehalt ist bei beiden Varianten ungleich. Ist der p-Wert größer als das Risiko 1. Art ($\alpha = 0,05$), wird die Nullhypothese angenommen. Der mittlere Huminsäuren-/Nährstoffgehalt ist bei beiden Varianten gleich.

6.2 Temperatur

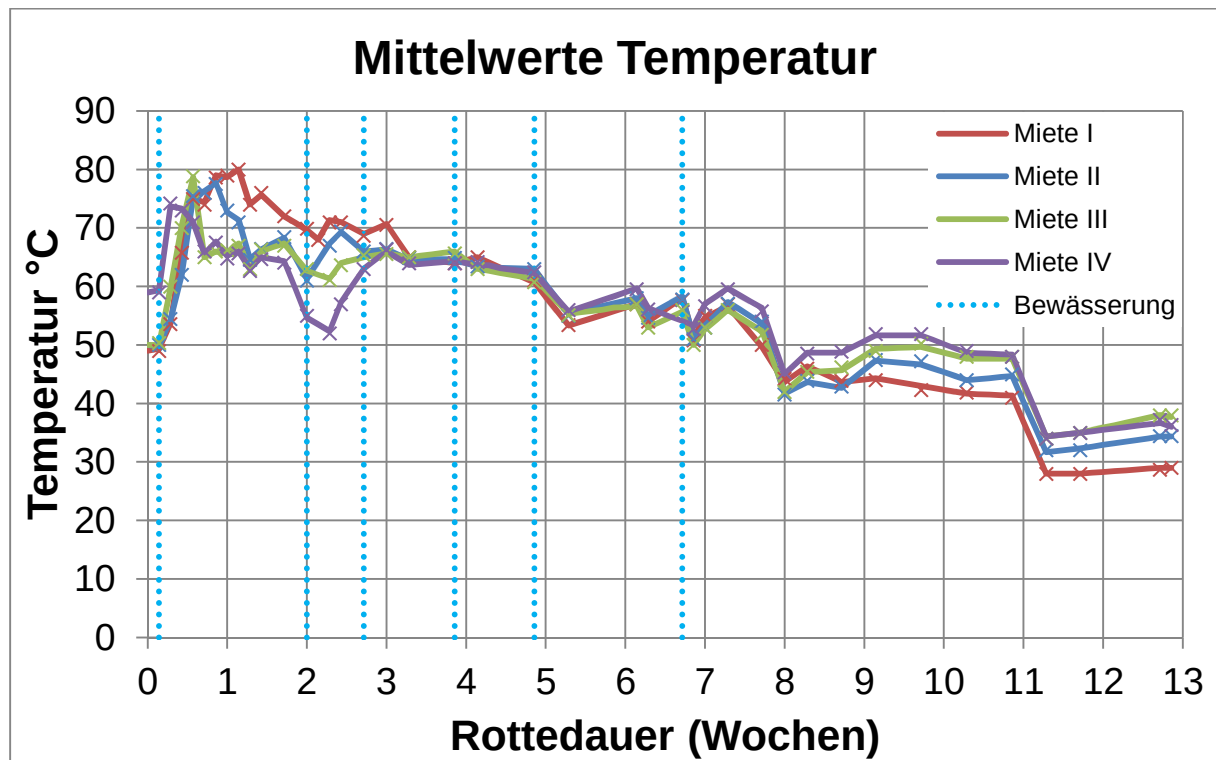


Abbildung 26: Temperaturverlauf in den Mieten I - IV

Die Messungen erfolgten mit einer Temperatursonde jeweils vor dem Umsetzen. Die Heißrotte startete bei allen Varianten zwischen dem 2. und 4. Versuchstag. Bei den Mieten I und II wurden am vierten Tag mittlere Temperaturen (Mittelwert ergibt sich immer aus den drei Messstellen je Miete) von 63 °C und 66 °C erreicht, bei Miete III wurden am dritten Tag mittlere Temperaturen von 60 °C gemessen und Miete IV hatte schon am zweiten Tag 59 °C erreicht. Eine solch große Selbsterhitzung am Beginn der Rotte ist ein Indiz für ein hohes Maß an leicht umsetzbarer organischer Substanz und eine daraus resultierende hohe mikrobielle Aktivität. Bei Miete I konnte beispielsweise am achten Versuchstag an einer Messstelle eine Höchsttemperatur von 83 °C gemessen werden. Auch der weitere Temperaturverlauf verlief bei allen Varianten charakteristisch für die offene Mietenkompostierung. Die Hygienisierung (siehe 3.1.3) wurde bei allen Varianten erfüllt. Der weitere Verlauf ist bei allen Mieten ähnlich, die Temperaturen liegen in den ersten fünf Wochen durchwegs über 60 °C. Ab etwa 40 Rottetagen stellen sich etwas niedrigere Temperaturen unter 60 °C ein. Ab dem 80. Versuchstag weisen alle Mieten unter 40 °C auf. Zu Versuchsende waren allerdings Miete III und IV noch deutlich wärmer (37,7 °C und 36 °C) als die Mieten I und II. Gemäß LAGA- Merkblatt M 10, (1995) ist Miete I Rottegrad V und die Mieten II, III, und IV Rottegrad IV zuzuordnen. Es herrschten sehr trockene Bedingungen, besonders in den Wochen 5 bis 7, und es kam zum Wärmestau im Inneren. In Woche 3, 8 und 12 zeigten sich nach dem seitlichen Versetzen sofortige sprunghafte Veränderungen der Temperaturen nach unten. Der Gehalt an leicht verfügbarer Organik war in Miete I und II durch den Bioabfall höher, bei Miete IV (ohne Bioabfall) wurden nicht ganz so hohe Temperaturen erreicht. Rottematerial mit großem Strukturmaterial weist einen schnellen Temperaturanstieg auf, wie bei Miete IV ersichtlich war. Geringerer Strukturanteil bewirkte durch Isolierwirkung in der Miete einen Wärmestau.

Der Strohanteil vom Pferdemist (Miete IV) wurde rasch mineralisiert und wies ab Woche 5 auch einen geringeren Strukturanteil auf. Der Temperaturverlauf war ähnlich wie bei den anderen Varianten. Die höheren Temperaturen von Miete III und IV am Versuchsende sind auf die bessere Isolierwirkung (aufgrund der Feinheit des Materials) und nicht auf eine noch höhere Aktivität der Mikroorganismen zurückzuführen. Dies wurde auch durch die Ergebnisse der Atmungsaktivitätsmessung belegt. Es gibt einen positiven Einfluss von Pferdemist auf die Prozessgeschwindigkeit; die Heißrotte verläuft rascher.

6.3 Mietenluftzusammensetzung

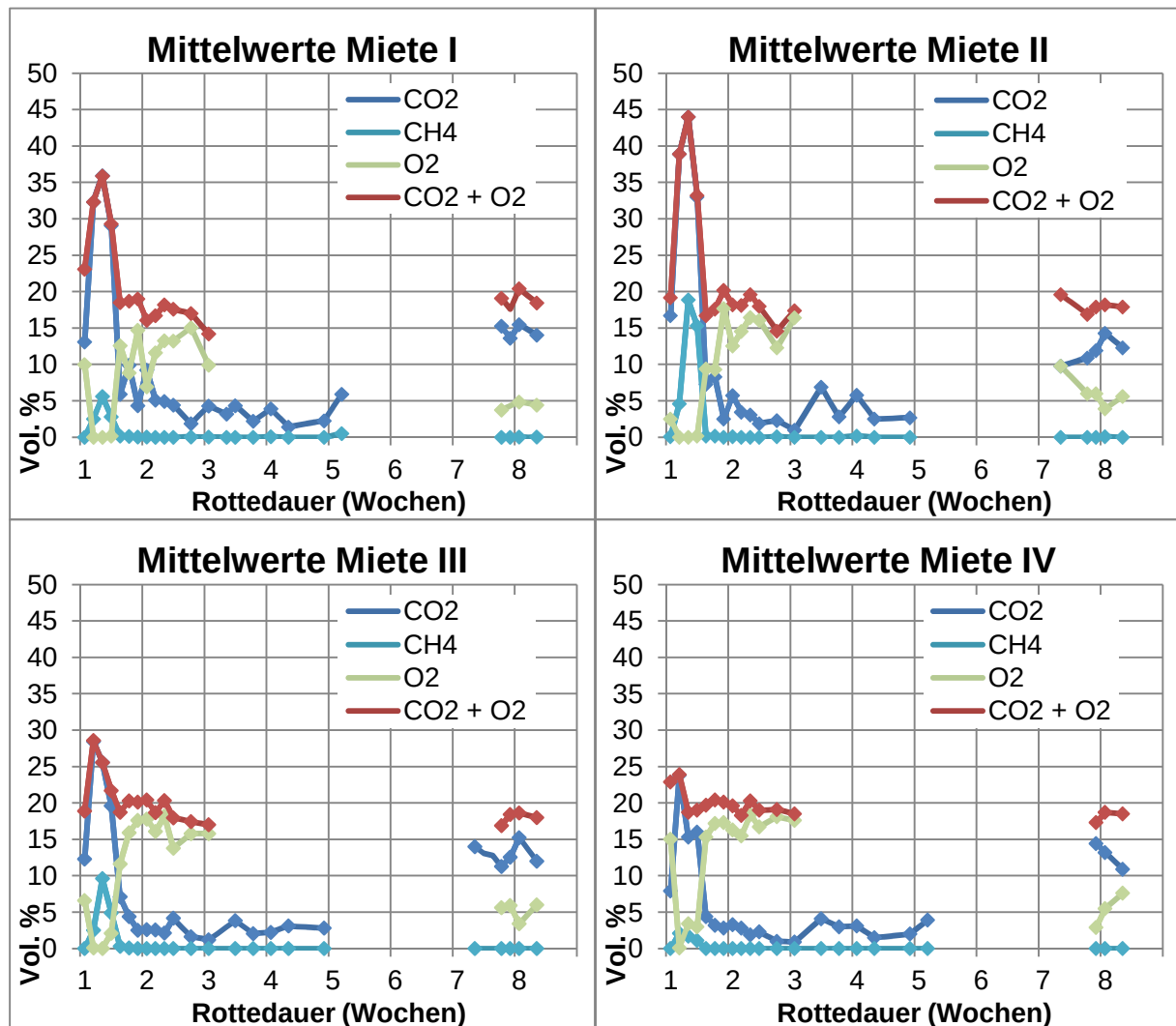


Abbildung 27: Mietenluftzusammensetzung der 4 Varianten

Die Messungen erfolgten mit einem mobilen Deponiegasmessgerät, welches auf die üblichen Bereiche der Porenluftzusammensetzung von Rottegut kalibriert war und wurden vor dem Umsetzen durchgeführt. Der von den Mikroorganismen benötigte Sauerstoff stammt hauptsächlich aus der Luft, kann aber auch aus sauerstoffreichen Verbindungen des Substrates freigesetzt werden. Eine gute Korrelation von CO₂, O₂ und CH₄ ist bei allen Varianten im gesamten Rotteverlauf zu sehen. Die Kohlendioxidverteilung wird durch den Sauerstoffverlauf bestätigt (nachdem aus dem verbrauchten Sauerstoff ein äquivalentes Volumen an CO₂ erzeugt wird, beträgt die Summe aus O₂ und CO₂ theoretisch immer 20,8 Vol.%, sowie der Sauerstoffgehalt

der Atmosphäre). Methan ist ein Hinweis für anaeroben Abbau und soll unter 1 % sein. In der 1. Woche, vom 2. – 4. Versuchstag fand bei allen 4 Mieten ein anaerober Abbau statt. Besonders bei Miete II wurden sehr hohe Methangehalte (bis zu 18,9 Vol.%) gemessen. Aber auch bei Miete III mit 9,6 Vol.%, bei Miete I mit 5,6 Vol.% und bei Miete IV mit 2,1 Vol.% waren die Millieu-Bedingungen anaerob.

Anzustreben ist eine Sauerstoffkonzentration von > 10 %, was allerdings während der Intensivrotte nicht immer einhaltbar ist. Sauerstoffarmut zu Beginn der Intensivrotte ist durch sehr hohe CO₂ Gehalte nachweisbar (bei Miete I 36 Vol.%, Miete II 44 Vol.%, Miete III 29 Vol.% und Miete IV 24 Vol.%). Die deutlich über 20,8 Vol.% liegenden CO₂ Gehalte werden durch zumindest bereichsweise anaerobe Bedingungen verursacht. Ab Woche 3 war die Sauerstoffsonde kaputt, ab Woche 5 auch die Kohlendioxidsonde. In Woche 8 wurde daher das Gerät zur Reparatur gebracht.

Gleichmäßige Sauerstoffversorgung kann nur bei genügend Strukturmaterialanteil sichergestellt werden. Ab dem fünften Tag stiegen die Sauerstoffgehalte in der Porenluft bei Miete I auf 11,6 Vol.%, Miete II auf 12,6 Vol.%, Miete III auf 9,4 Vol.% und Miete IV auf 15,3 Vol.% an und die Methangehalte sanken unter 1 Vol.%. Der höhere Strukturanteil wirkte sich bei Miete IV positiv auf die gleichmäßige Sauerstoffversorgung gleich zu Beginn aus. Die Sauerstoffversorgung war in Miete IV am besten, Miete I zeigte die schlechtesten Ergebnisse. Eine geringfügig niedrigere O₂-Konzentration ist wahrscheinlich auf die höhere mikrobielle Aktivität zurückzuführen. Ab der siebten Woche veränderte sich bei allen Mieten das CO₂/O₂ Verhältnis sprunghaft zu Gunsten von CO₂. Die geringeren Sauerstoffkonzentrationen sind eher auf mangelnde Nachlieferung, als auf größere Mikroorganismenaktivität zurückzuführen (vgl. Atmungsaktivität). Die Summe aus CO₂ und O₂ bewegte sich bei Miete I und II ab dem fünften Rottetag um etwa 20 Vol.% herum. Bei Miete III stellte sich bereits am vierten Versuchstag ein Wert von 21,7 % ein und wurde auch bis zur Woche 8 gemessen. Bei Miete IV bewegten sich die Werte auch ab dem 4. Versuchstag innerhalb von 17,3 Vol.% und 22,9 Vol.%.

Die Zugabe der Erde zu Beginn nimmt Porenvolumen ein, dadurch ist eine schlechtere Konvektion und damit Sauerstoffversorgung gegeben. Besser wäre die Erdzumischung erst zu einem späteren Zeitpunkt zuzugeben (nach 1 - 2 Wochen). Durch das Umsetzen werden Emissionen wie CO₂ zusammen mit dem Wasserdampf aus der Miete gebracht. Der durch das Umsetzen eingebrachte Sauerstoff wird innerhalb kurzer Zeit (< 1 Stunde) von den Mikroorganismen wieder verbraucht. Der Einfluss des Umsetzens auf die Mietenluftzusammensetzung begrenzt sich auf das Austauschen der Mietenluft.

6.4 Wassergehalt

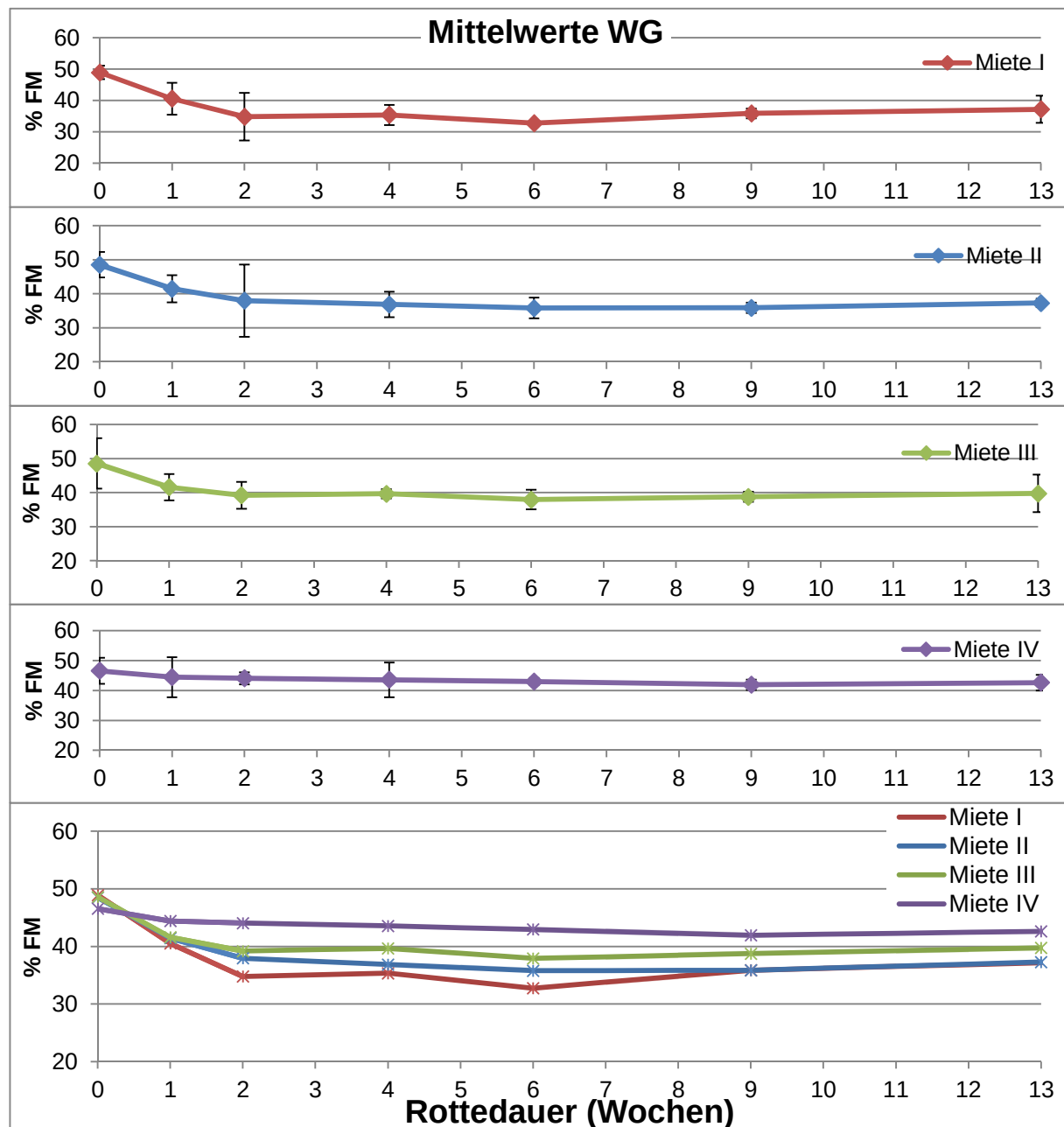


Abbildung 28: Verlauf der Wassergehalte in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

Der Intensivrotteprozess läuft in der Regel (abhängig von Wasserhaltevermögen und Porenvolumen) bei Wassergehalten zwischen 50 % und 60 % optimal ab. Unter 30 % – 35 % wird die mikrobielle Aktivität deutlich gehemmt. In der Literatur findet man Gesamtwassergehalte der Ausgangsmischungen bis zu 75 %. Der Optimalbereich sinkt im Rotteverlauf mit abnehmender Wasserkapazität auf 35 % - 45 % ab. Die Anfangswassergehalte liegen zwischen 47 % bei Miete IV, 48 % bei Miete II und III und 49 % bei Miete I (FM). Nach der Intensivrotte, wenn die Temperatur der Mieten wieder unter 60 °C fällt, ist das Bewässern mit Prozesswasser nicht mehr möglich. Da die Gefahr besteht die Mieten mit Pathogenen aus dem Prozesswasser zu verschmutzen, denn nur bei Temperaturen über 55 °C ist eine Hygienisierung

gewährleistet. Ab der 5. Versuchswoche erfolgte die Wasserzufuhr nur mehr durch den „zufällig“ auftretenden Niederschlag. Der August war sehr heiß und trocken. Dementsprechend trocken und heiß waren in dieser Zeit auch die Mieten, besonders Miete I. Der Wassergehalt betrug zwischen Woche 5 und 7 unter 35 %. Bei Smidt et al., (2008) wurden aus 82 Proben (Bioabfall- und Klärschlammkomposte) ein Mittelwert von $40,6 \% \pm 27,2 \%$ ermittelt, deren Minimal- und Maximalwerte bei 14,9 % und 76,3 % liegen. Die Werte stimmen mit den Versuchsmieten überein. Für die Qualitätsklassen A und B ist ein Wassergehalt von 25 % - 50 % (FM) vorgeschrieben. Dies wird von allen Varianten erfüllt. Das Inputmaterial Pferdemist bewirkt zu Beginn einen etwas geringeren Ausgangswassergehalt gegenüber der Standardvariante (Miete I). Mit zunehmendem Pferdemistanteil wird das Wasser über den Rotteverlauf besser gespeichert weil Stroh (75 % - 85 %) und Baum- und Strauchschnitt (74 % - 90 %) mehr Wasser aufnehmen können als Bioabfall und Grünschnitt (50 % - 55 %). Der Endwassergehalt wird aber im Wesentlichen von der Wasserzugabe beeinflusst. Die Wasserzugaben bewirken einerseits die Aufrechterhaltung der Lebensbedingungen der Mikroorganismen und andererseits die Abkühlung der Mieten. Der Wassergehalt war zu Beginn für den Rotteprozess günstig, hätte aber noch höher sein können. Im Verlauf der Rotte war dieser aber zeit- bzw. bereichsweise zu gering (Miete I von Woche 2 – 9).

6.5 pH- Wert

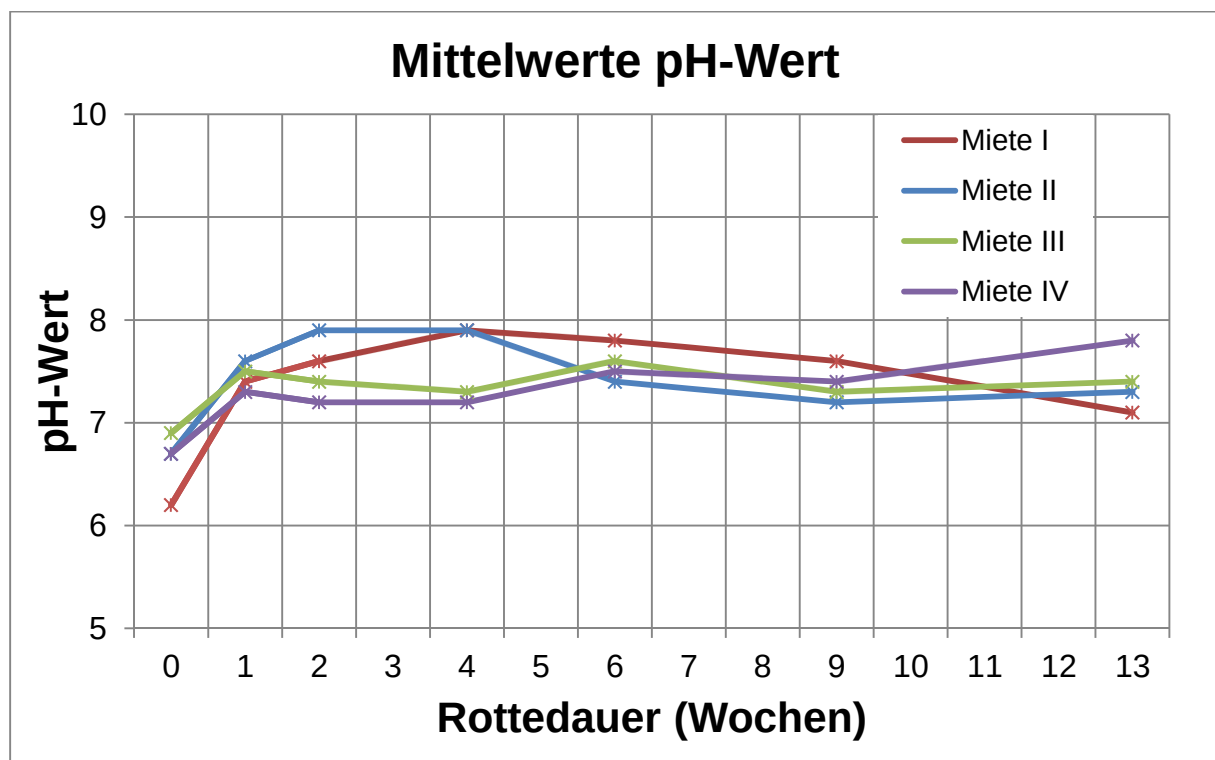


Abbildung 29: Verlauf der pH-Wert-Mittelwerte im Vergleich

Der pH- Wert zeigt während der Rotte einen typischen Verlauf. Anfangs sinkt er durch Hydrolysevorgänge bzw. die Bildung niederer Carbonsäuren in der Regel ab. Mit zunehmendem Rottefortschritt steigt er wieder an.

Bei Miete I beträgt er zuerst 6,2 und steigt auf 7,1, bei Miete II steigt er von anfangs 6,7 auf 7,3, bei Miete III ist der Verlauf von 6,9 zu 7,4 und bei Miete IV von 6,7 zu 7,8. Ein langsamerer pH- Anstieg ist bei Miete III und IV zu verzeichnen. Der

Mittelwert der Endprodukte aller vier Mieten liegt bei $7,4 \pm 0,3$ % mit einem Minimalwert von 7,0 und einem Maximalwert von 8,0. Diese Werte liegen innerhalb derer von Smidt, et al. (2008), wo der Mittelwert aus 77 Proben bei $7,9 \pm 7,7$ % mit Minimal- und Maximalwerten von 6,3 und 9,1 liegt. Die Analyse des pH- Wertes dient der Kontrolle des Rotteprozesses. Der pH- Wert steigt mit zunehmendem Pferdemistanteil an. Für den Rottebeginn wirkt sich Pferdemist (wegen Erhöhung des Anfangswertes) positiv aus.

6.6 Leitfähigkeit

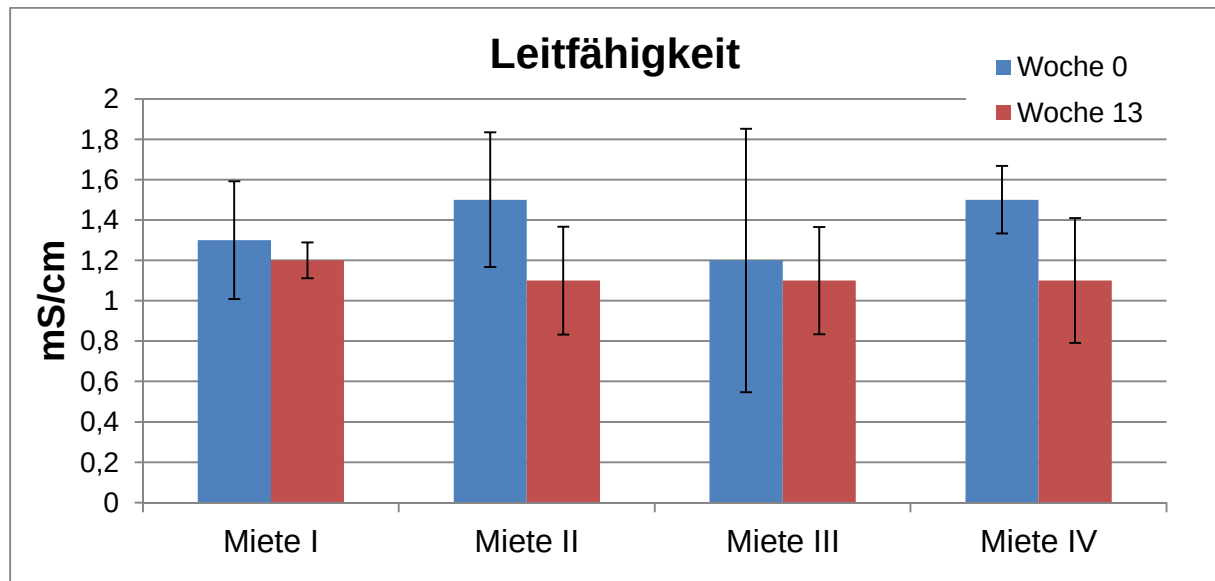


Abbildung 30: Verlauf der Leitfähigkeit (kompensiert auf 20°C) in allen 4 Varianten

Die Grenzwerte sind laut Kompostverordnung nach Anwendungsbereich unterschiedlich. Die Grenzwerte für die Qualitätsklasse A liegen bei < 2 mS/cm und für Qualitätsklasse B bei < 4 mS/cm. Alle Varianten liegen unter < 2 mS/cm. Bei Miete I sank die Leitfähigkeit von 1,5 auf 1,2, bei Miete II von 1,3 auf 1,1, bei Miete III war der Verlauf von 1,2 zu 1,1 und bei Miete IV von 1,5 zu 1,1 mS/cm. Der Mittelwert der Endprodukte über den Rotteverlauf liegt bei allen vier Varianten bei $1,1 \pm 0,05$ % mit einem Minimalwert von 1,0 und einem Maximalwert von 1,2. Bei Smidt et al., (2008) liegt der Mittelwert aus 68 Proben bei $2,3 \pm 41$ % mit Minimal- und Maximalwerten von 0,3 und 5 mS/cm. Der Salzgehalt ist bei den vier Varianten deutlich niedriger als in der Literatur beschrieben wird. Die Endprodukte eignen sich für die Qualitätsklasse A und B. Bei Miete II und III sind die Salzgehalte niedriger als bei Miete I und IV. Dies deutet auf geringeren Salzgehalt im Pferdemist als in der Biotonne hin. Dem widerspricht allerdings Miete IV (ohne Biotonne). Dies lässt sich eventuell durch höheren Salzgehalt im Pferdemist gegenüber dem Grünschnitt erklären.

6.7 Glühverlust

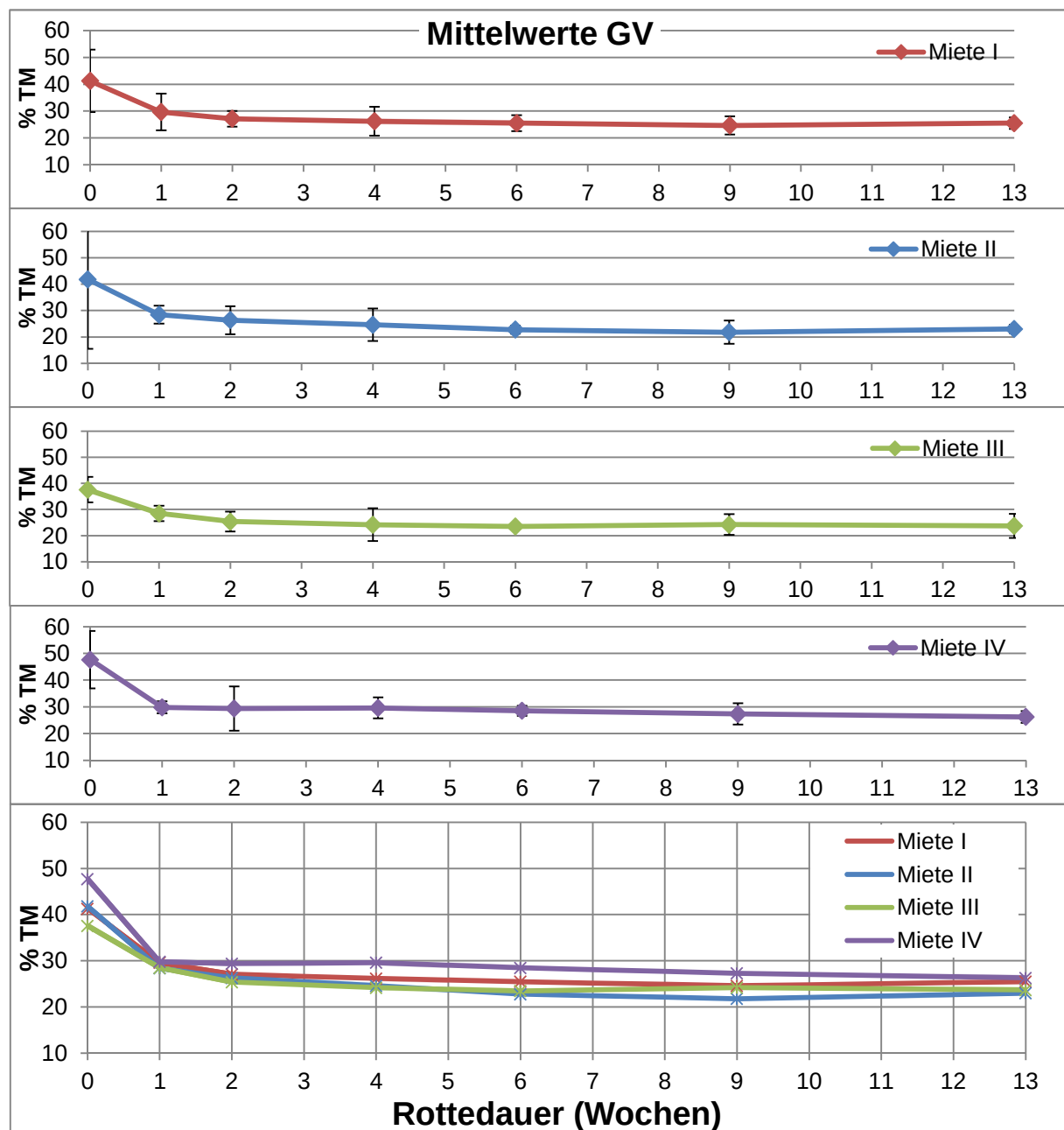


Abbildung 31: Verlauf der Glühverluste in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

Die Mittelwerte der Komposte ergeben bei Miete I 25,5 %, bei Miete II 23 %, bei Miete III 23,5 % und bei Miete IV 26,3 % (TM). Bei Miete IV ist der Wert am höchsten, gefolgt von Miete I. Der Mittelwert aller Endprodukte liegt bei 24,6 % TM $\pm$ 1,5 %. Bei Smidt et al., (2008) liegt der Mittelwert aus 83 Proben bei 35,7 % TM $\pm$ 29 %. Der Minimalwert bei 17,0 % und der Maximalwert bei 64,7 %. Für Qualitätskompost müssen > 20 % TM erreicht werden. Alle vier Varianten liegen darüber, jedoch im Vergleich mit der oben genannten Literatur befinden sie sich alle unter dem dort festgestellten Mittelwert. Der höhere Glühverlust von Miete IV wird vom höheren Gehalt an Strauchschnitt (40 % gegenüber 32 % bei den drei anderen Varianten) beeinflusst. Laut Tabelle 26 ergaben sich aus der Differenz der Volumen

von Anfang und Ende Volumenverluste von 74,5 % für Miete I, 61,8 % für Miete II, 60,3 % für Miete III und 60,6 % für Miete IV. Die Verluste waren bei allen Varianten in der ersten Woche am höchsten. Dies kann auf den hohen Gehalt an für Mikroorganismen leicht verfügbarer organischer Substanz in dieser Phase zurückgeführt werden. Danach war die Abbaugeschwindigkeit langsamer. Die Erdzumischung gleich zu Beginn könnte eine Rolle spielen. Diese ist im Ausgangsmaterial noch nicht homogen verteilt, wodurch wahrscheinlich bei der Probenahme Erde nicht repräsentativ enthalten ist. Mit jedem Umsetzungsvorgang verringert sich dieses Problem.

Tabelle 26: Mietenabmessungsanfangs- und Endwerte

	Miete I		Miete II		Miete III		Miete IV	
	Woche 0	Woche 13	Woche 0	Woche 13	Woche 0	Woche 13	Woche 0	Woche 13
Länge (m)	18	8	12	8	13	9	16	11
Breite (m)	3	2,5	3	2,5	3	2,5	3	2,5
Höhe (m)	1,6	1,1	1,6	1,1	1,6	1,1	1,6	1,1
Volumen (m ³)	86	22	58	22	62	25	77	30
Vol- Verlust (m ³)	64		36		38		47	
Vol- Verlust (%)	75		62		60		61	

6.8 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)

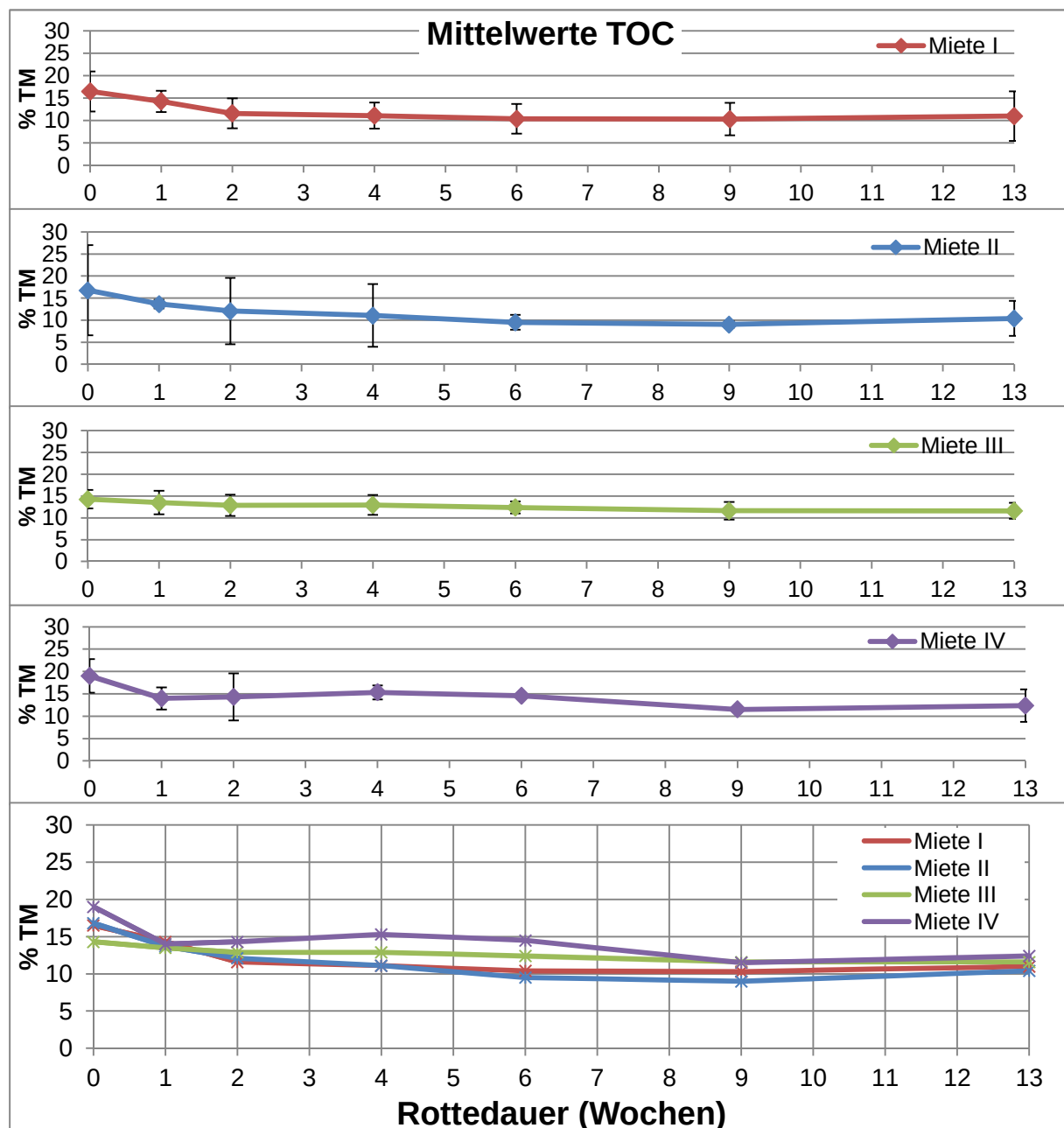


Abbildung 32: Verlauf der TOC-Werte in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

Der TOC- Mittelwert (organischer Kohlenstoff) der Komposte beträgt für Miete I 11 % $\pm$ 1,8 %, für Miete II 9,2 % $\pm$ 0,8 %, für Miete III 11,6 % $\pm$ 0,6 % und für Miete IV 11,9 % $\pm$ 2 % (TM). Alle Gehalte liegen unter dem Mittelwert von 18,3 % TM $\pm$ 30% von Smidt et al., (2008). Dieser ergibt sich aus 79 Proben mit einem Minimalwert von 8,1 % TM und einem Maximalwert von 35,8 % TM. Für Qualitätskompost muss der Gehalt > 12 % TM liegen. Auf Grund der starken Streuung der 3 Einzelproben je Miete (besonders bei Miete II) sind Aussagen nur sehr bedingt möglich. Sowohl beim GV und beim TOC sind bei Miete IV die Werte am höchsten, hier kann man aber im Vergleich zum Bioabfallkompost (Miete I) nicht eindeutig herauslesen, ob der positive

Einfluss auf die organische Substanz nur durch Pferdemist bedingt ist, oder auch durch den höheren Anteil an Strauchschnitt.

Das Verhältnis von Kohlenstoff zum Glühverlust liegt bei Smidt et al., (2008) bei $0,52 \pm 4,8 \%$ (Mittelwert aus 79 Proben; Minimalwert 0,45 und Maximalwert 0,68).

Bei Miete I und Miete II ergibt das Verhältnis $0,41 \pm 0,1\%$, bei Miete III 0,49 und bei Miete III und IV $0,52 \pm 0,1 \%$. Alle C/GV Werte decken sich mit dem Mittelwert aus der Literatur und liegen im charakteristischen Bereich.

6.9 Atmungsaktivität

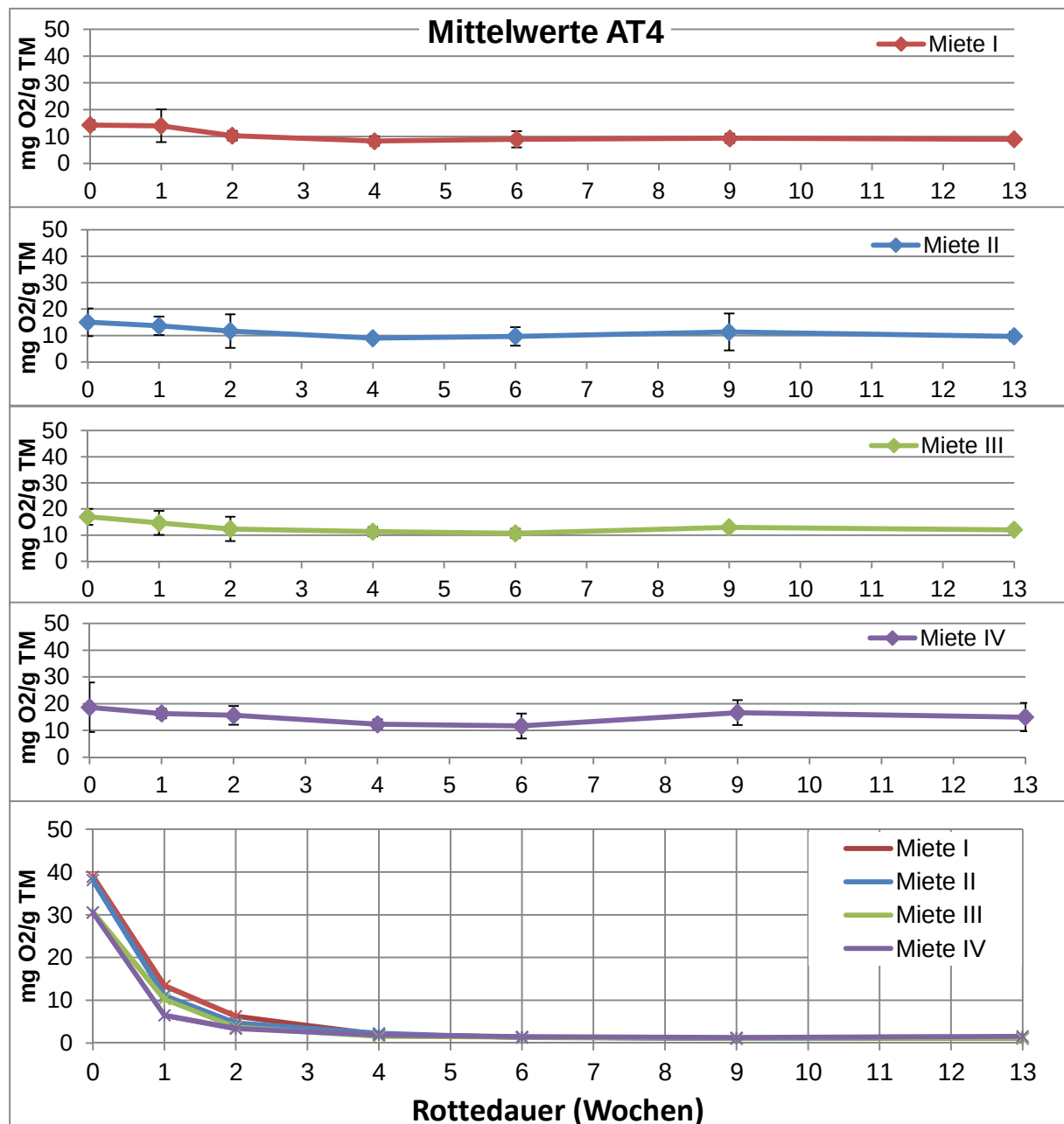


Abbildung 33: Verlauf der Atmungsaktivität in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

Die Verläufe sind typisch und annähernd gleich. Nach der 4. Woche ist der mikrobielle Abbau weitgehend abgeschlossen. Die Anfangs- und Endwerte ($\text{mg O}_2/\text{g}$

TM) betragen bei Miete I 38,9 und 1,1, bei Miete II 38,1 und 1,2, bei Miete III 30,6 und 1,2 und bei Miete IV 30,5 und 1,6. Miete I und II weisen höhere Anfangsgehalte als Miete III und IV auf. Grund dafür ist die größere Menge leicht verfügbarer Organik aus dem Bioabfall. Bei Miete IV ist nach der 1. Woche die Atmungsaktivität schon weiter gesunken, als bei den anderen Varianten, das heißt der Abbau ist hier am weitesten fortgeschritten. (Die Mittelwerte von Miete I - IV betragen nach einer Woche 13,4, 11,1, 10,3 und 6,5 mg O₂/ g TM). Der Mittelwert aller Komposte beträgt $1,3 \pm 0,2$ %, die Min.- und Max. Werte 0,9 und 1,8 mg O₂/ g TM. Bei Smidt et al., (2008) beläuft sich der Mittelwert aus 75 Proben auf $5,2 \pm 136$ %. Der niedrigste Wert liegt bei 0,4, der höchste bei 32,9 mg O₂/ g TM. Der Abbau ist verglichen mit den Literaturwerten schon weiter fortgeschritten und so gut wie beendet, über die Qualität des Kompostes bzw. der organischen Substanz gibt die Atmungsaktivität jedoch keine Auskunft. Der positive Einfluss von Pferdemist bezüglich Abbaugeschwindigkeit zeigt sich. Es könnte aber auch der Einfluss des Strukturmaterials (Baum- und Strauchschnitt) sein, der zur besseren Sauerstoffversorgung beiträgt, da Pferdemist die Atmungsaktivität der Ausgangsmischung zu verringern scheint.

6.10 Kohlenstoff/Stickstoff Verhältnis

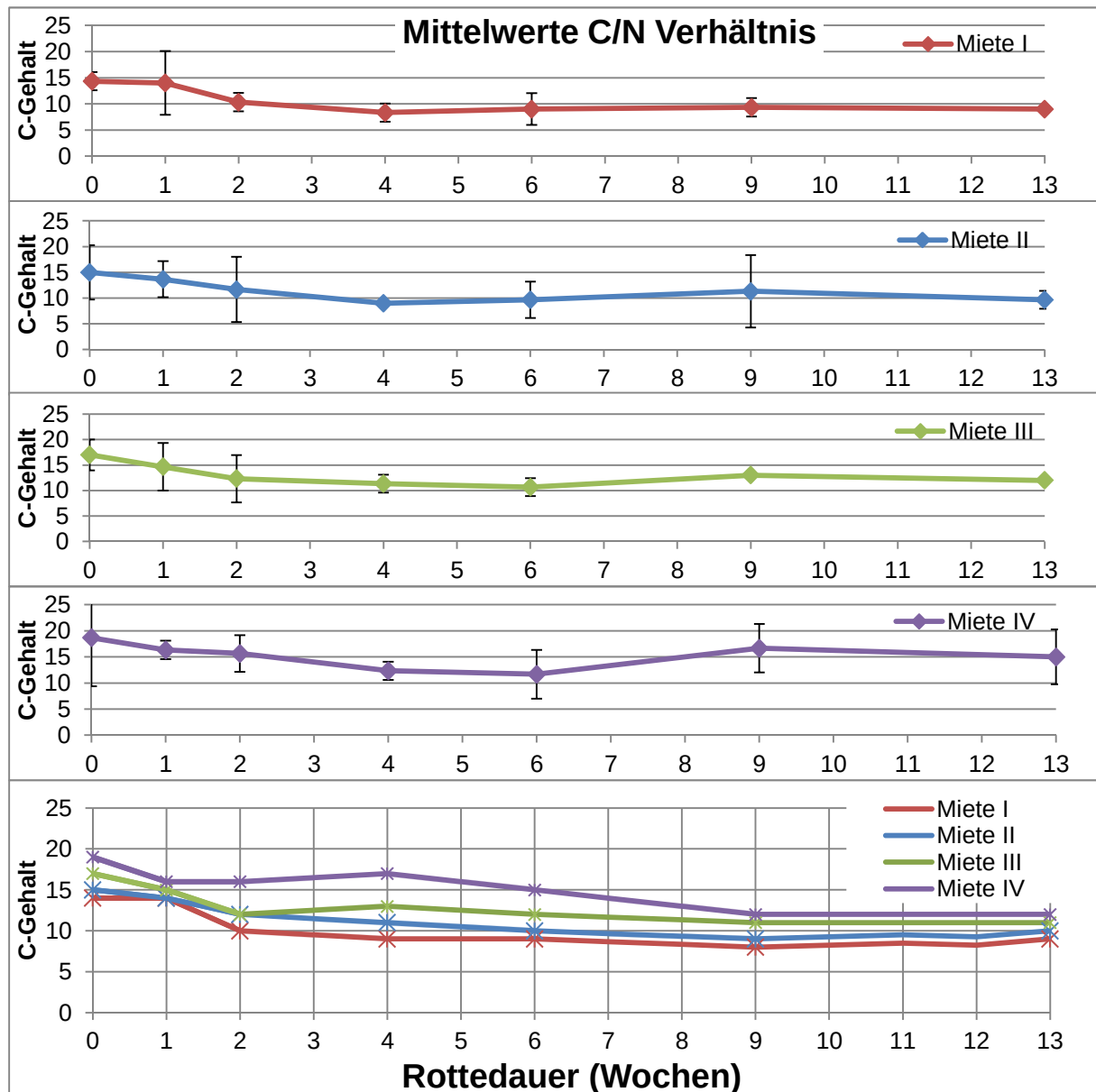


Abbildung 34: Verlauf der C/N Verhältnisse in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

Die errechneten Werte zu Versuchsbeginn und Versuchsende ergaben für Miete I 14:1 und 9:1, für Miete II 15:1 und 10:1, für Miete III 17:1 und 11:1 und für Miete IV 19:1 und 12:1. Dabei wird deutlich, dass die Ausgangsmischungen der Mieten I bis III zu wenig kohlenstoffhaltiges Material erhielten. (Die Ausgangsmaterialrezeptur war die im Betrieb übliche, mittlerweile wurde der Strukturanteil im Betrieb erhöht). Mit steigendem Pferdemistanteil stieg auch der C-Gehalt, bei Miete IV war zusätzlich auch der Strauchschnittanteil höher. Das C/N Verhältnis nimmt charakteristisch mit fortschreitendem Rotteverlauf ab. Bereits beim Aufsetzen der Mieten war das C/N Verhältnis bei allen Mieten relativ eng, da in der verwendeten Literatur Ausgangsverhältnisse von (20) 25 und 30 (35): 1 angegeben werden. Der Mittelwert von 79 Proben bei Smidt et al., (2008) ergibt $11 \pm 28 \%$, mit einem Minimalwert von 6,8 und einem Maximalwert von 25,7. Der Kompost von Miete IV liegt über diesem

Mittelwert, die der anderen Mieten liegen darunter oder sind gleich. Bei Miete III und IV ging das Anfangs- und Endverhältnis etwas stärker zurück als bei Miete I und II. Der Grund dafür liegt beim höheren Pferdemistanteil, da sich das Stroh als leicht verfügbare C-Quelle in höherem Maße abbaute. Miete I hingegen erreicht am raschesten das C/N Verhältnis $< 10:1$. Dies zeigt einmal mehr, dass das C/N Verhältnis nicht wirklich als Reifeparameter geeignet ist, da es zu stark vom Ausgangsmaterial beeinflusst wird.

6.11 Ammoniumstickstoff

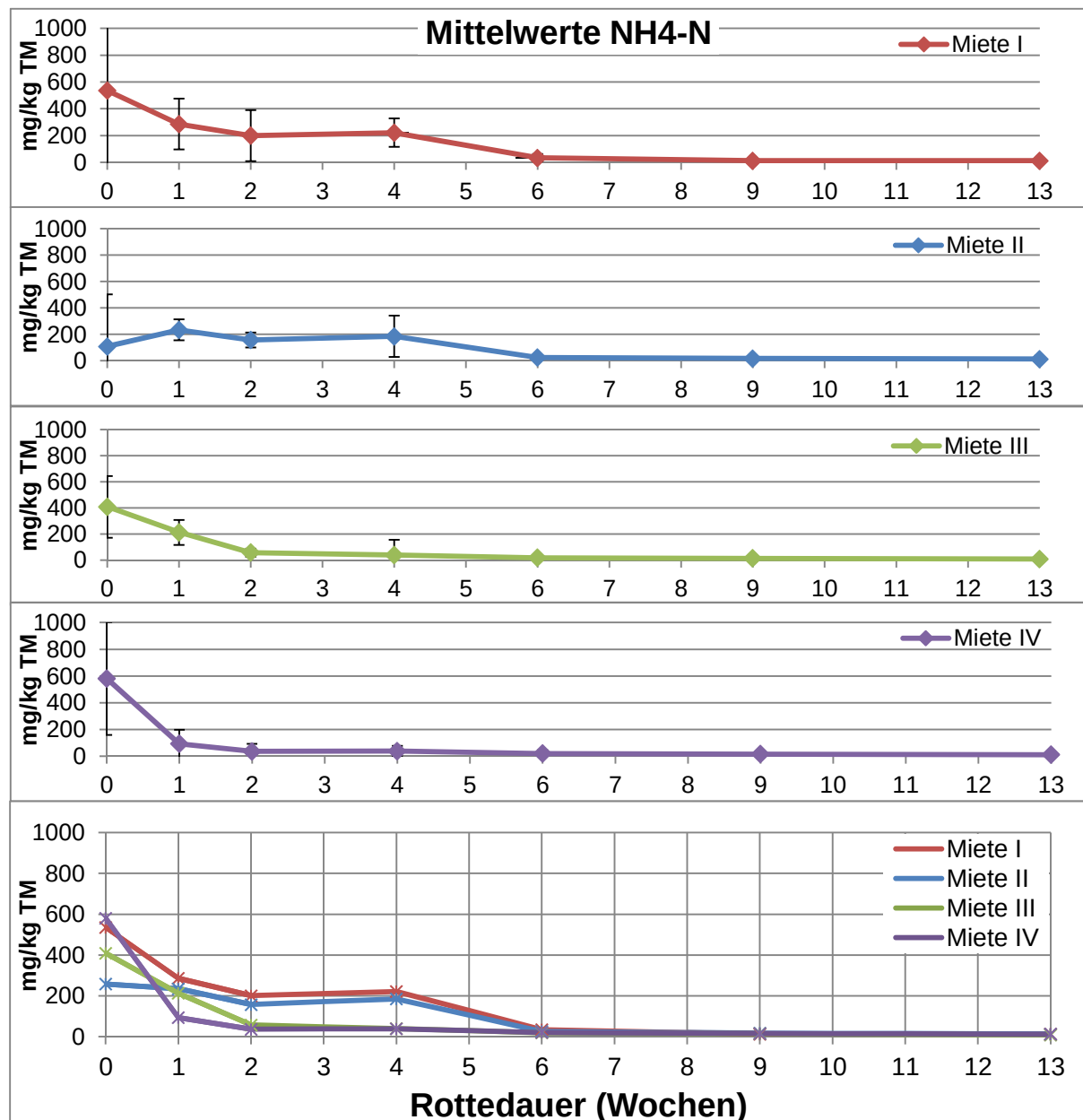


Abbildung 35: Verlauf von Ammoniumstickstoff in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

Die Anfangs- und Endwerte, bzw. der Verlauf vom Ammoniumstickstoffabbau ergab folgende Werte: Bei Miete I wurden im Ausgangsmaterial 550 mg/kg TM und im Endprodukt 14 mg/kg TM gemessen. Bei Miete II anfangs 250 mg/kg TM und am

Ende 13 mg/kg TM. Bei Miete III waren es zuerst 400 mg/kg TM und nach 13 Wochen 9 mg/kg TM und bei Miete IV wurden 600 mg/kg TM und 12 mg/kg TM nachgewiesen. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration im Ausgangsmaterial ist bei Miete II am niedrigsten und könnte in Korrelation mit dem pH- Wert von 6,7 betrachtet zu Verlusten in Form von Ausgasungen von Ammoniak geführt haben (stechende Gerüche). Nach der zweiten Woche war der $\text{NH}_4\text{-N}$ Wert bei Miete IV am weitesten gesunken (unter 40 mg/kg TM), gefolgt von Miete III ab der vierten Woche und Miete I und II ab der sechsten Woche. Der weitere Verlauf ist bei allen Varianten parallel. Bei Smidt et al., (2008) ergibt der Mittelwert aus 64 Proben $815 \text{ mg/kg TM} \pm 159 \%$. Die Streuung geht von 2 bis 6000 mg/kg TM. Der Mittelwert der Literatur liegt im Vergleich zu den 4 Varianten relativ hoch, auch die Streuung (in der Literatur) ist sehr breit. Zu hohe Ammoniumgehalte sind bei der Kompostierung unerwünscht, da es zu Verlusten an Stickstoff kommen kann. Die Ammoniakemission wird bei einem C/N-Verhältnis $< 20:1$, einem pH-Wert > 7 , höheren Temperaturen und hohen Belüftungsraten gefördert (Amlinger et al., 2005). Auch hier ist wieder ein großer Einfluss durch das Strukturmaterial gegeben, da durch bessere Sauerstoffversorgung (Miete IV) der Abbau schneller verläuft. Es ist ein positiver Einfluss von Pferdemist auf die Verkürzung der Prozesslänge gegeben.

6.12 Nitratstickstoff

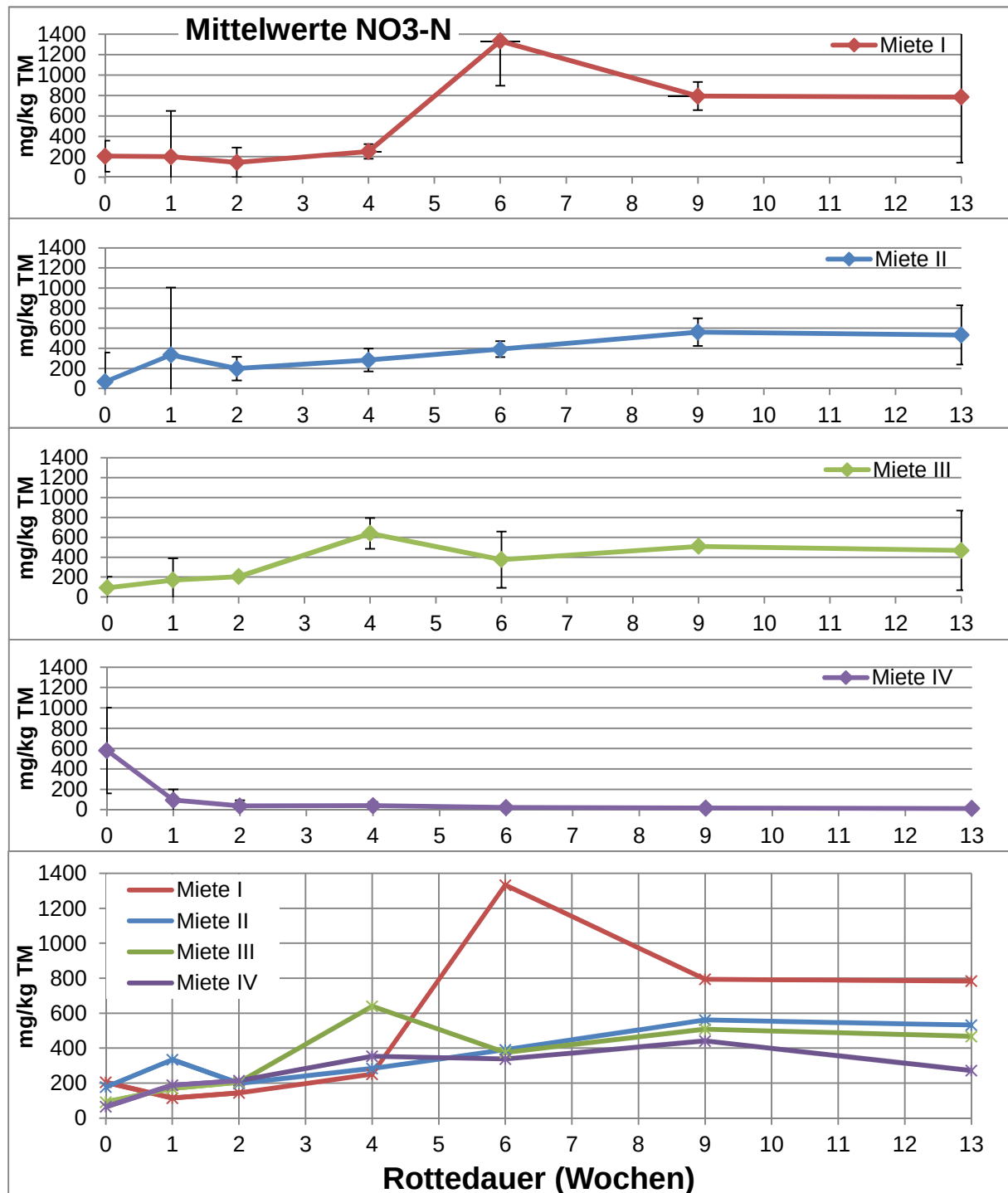


Abbildung 36: Verlauf von Nitratstickstoff in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

Zu Versuchsbeginn ergaben die Analysen für den NO₃- N folgende Werte, für Miete I 200 mg/kg TM, für Miete II 180 mg/kg TM, für Miete III 90 mg/kg TM und für Miete IV 65 mg/kg TM. Am Versuchsende lagen die Werte bei Miete I bei 800 mg, bei Miete II bei 550 mg/kg TM, bei Miete III bei 470 mg/kg TM und bei Miete IV bei 270 mg/kg TM. Wie in der N-Dynamik (siehe 3.4.2) beschrieben, folgt der Ammonifikation die Nitrifikation. Da die Ammonifikation bei Temperaturen über 30 °C schneller als die

Nitrifikation abläuft, kommt zu einem starken Anstieg des NH_4 -Gehaltes zu Rottebeginn. Erst mit einem Absinken der Temperatur sinkt der NH_4 -Gehalt und der NO_3 -Gehalt beginnt durch die verstärkte Nitrifikation zu steigen. Im Kompost sollte sowohl Ammonium als auch Nitrat gering sein, da der Stickstoff in die Huminstoffe eingebaut wird. Das heißt der Einbau in die Huminstoffe ist bei Miete I am wenigsten weit fortgeschritten. Der Mittelwert der 4 Varianten beträgt $562 \text{ mg/kg TM} \pm 211,8 \%$. Der Minimalwert liegt bei 270 mg/kg TM und der Maximalwert bei 950 mg/kg TM . Smidt et al., (2008) ermittelnden einen Mittelwert von 460 mg/kg TM mit $\pm 110 \%$ mit Streuungen von 0 bis 2.300 mg/kg TM . Für die Qualitätsklasse A muss das $\text{NO}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$ Verhältnis > 2 (bei ausgereiften Komposten sollte es über 20) liegen. Das Verhältnis ist aber nur aussagekräftig, wenn Stickstoff in verfügbarer Form vorhanden ist, der NO_3 -Gehalt soll dazu höher als 50 mg/kg FM sein (Fuchs, 2005). Bei Smidt et al. (2008) liegt der Mittelwert dieses Verhältnisses aus 64 Proben bei $25,4 \pm 219 \%$, der Minimalwert beträgt 0, der Maximalwert liegt bei 375. Bei Miete I liegt der Wert bei 56, bei Miete II bei 41, bei Miete III bei 52 und bei Miete IV bei 23. Bei allen Varianten ist der Wert deutlich über 2. In Abbildung 37 sind zur Verdeutlichung die Verläufe von Nitratstickstoff und Ammoniumstickstoff während der Rotteprozesse dargestellt. Je höher der Pferdemistanteil ist, desto rascher verläuft der Umbau.

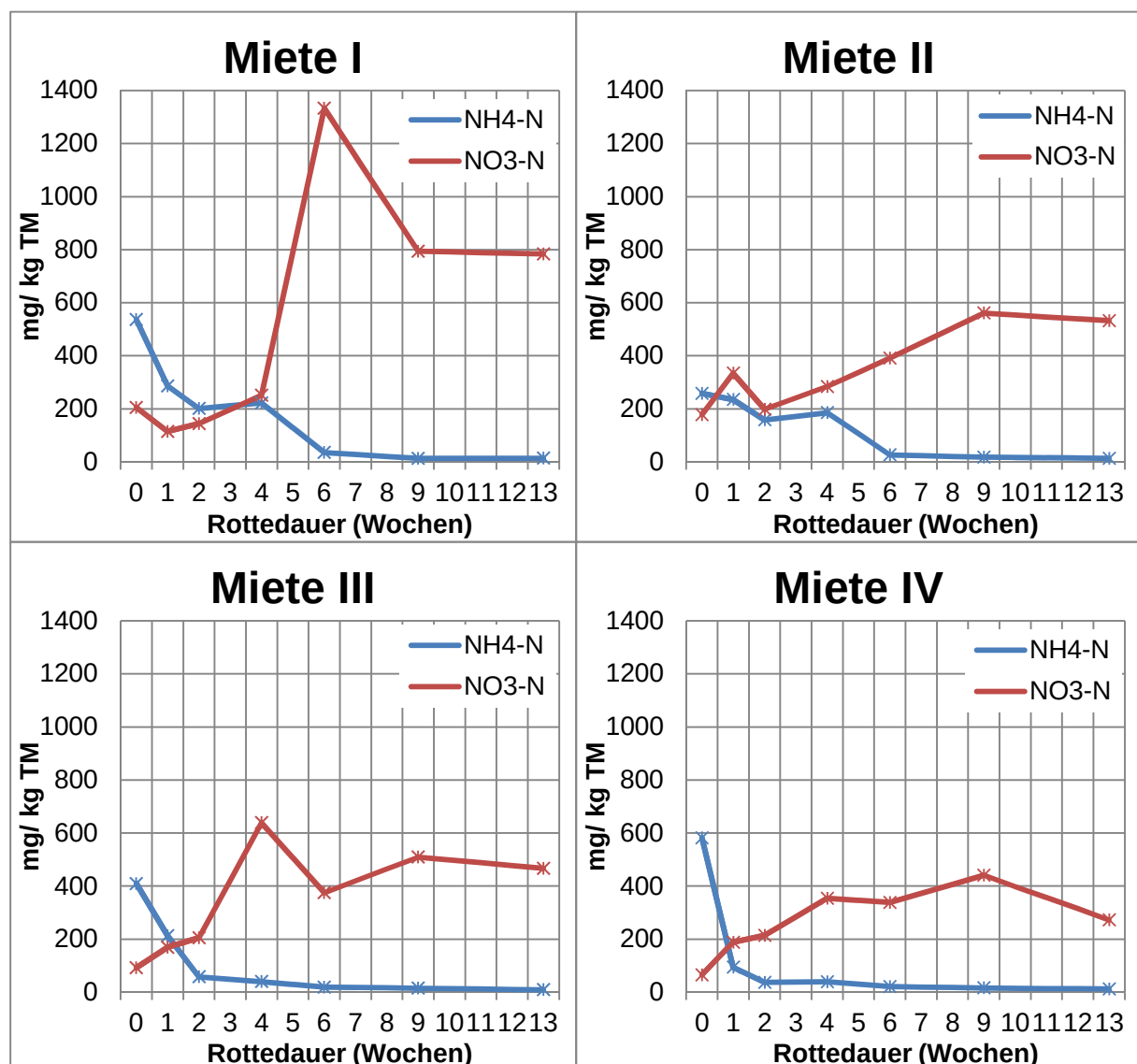


Abbildung 37: Verhältnis von Ammonium- und Nitratstickstoff im Rotteverlauf

6.13 Nährstoffgehalt der Komposte

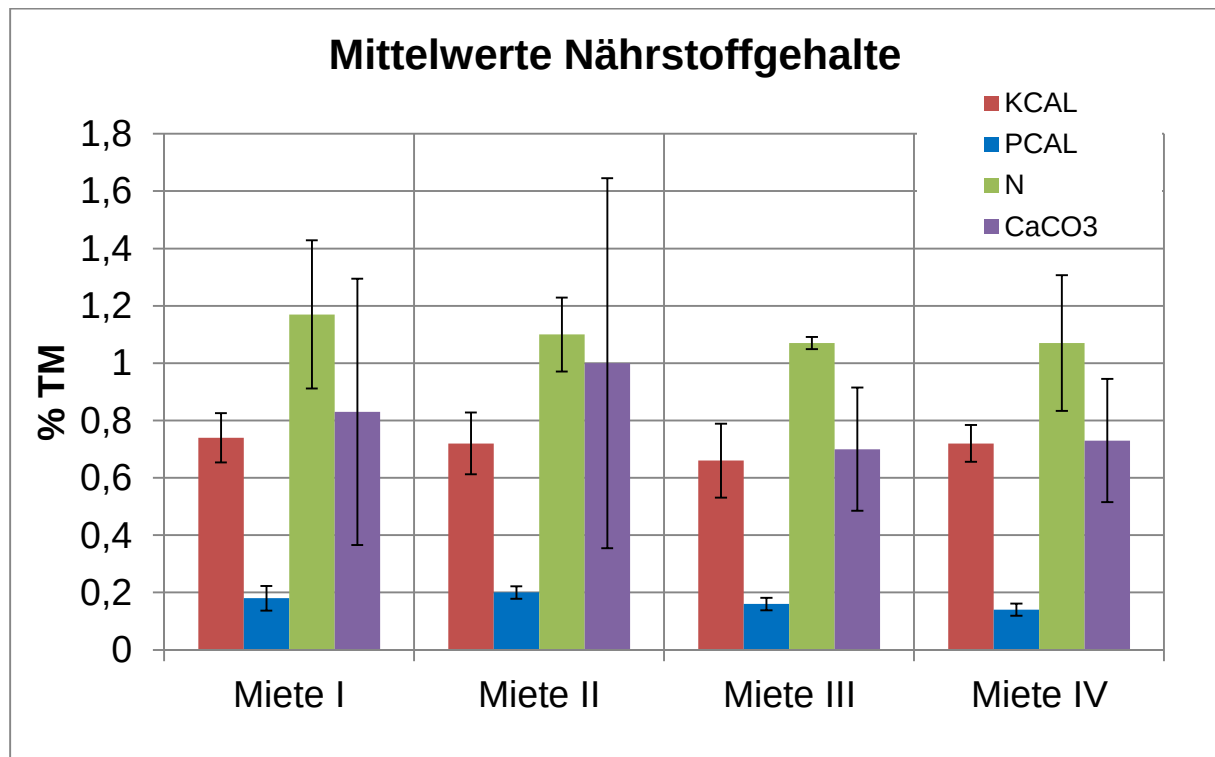


Abbildung 38: Nährstoffgehalte der 4 Komposte (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

6.13.1 Stickstoff

Der Gesamtstickstoffgehalt zu Versuchsende beträgt für Miete I 1,17 % TM, für Miete II 1,1 % TM, für Miete III 1,07 % TM und für Miete IV 1,07 % TM. Bei Smidt et al., (2008) ergab der Mittelwert des N-Gesamtgehaltes aus 79 Bioabfall- und Klärschlammkomposten 1,7 % TM $\pm$ 35 %, dabei lagen die Minimal- und Maximalwerte bei 0,7 % und 4,2 %. Die Spannweiten der Gesamtstickstoffgehalte bei Baumgarten et al., (2010) (siehe 3.4.2; Tabelle 13) liegen zwischen 0,6 % bis 2,3 % TM. Die Mieten liegen alle unter dem Mittelwert von Smidt et al., aber innerhalb der Spannweiten von Baumgarten et al., (2010). Grafisch dargestellt verringert sich der N-Gesamtgehalt mit zunehmendem Pferdemitgehalt etwas. Allerdings gibt es laut den Ergebnissen der ANOVA (einfaktoriellen Varianzanalyse) keinen Einfluss von Pferdemit auf den mittleren N-Gesamt-Gehalt. Da der p-Wert (0,4550) größer als das Risiko 1. Art ($\alpha = 0,05$) ist wird die Nullhypothese angenommen. Der mittlere N-Gesamt-Gehalt ist bei beiden Varianten gleich.

6.13.2 Calciumcarbonat

Die Werte der Komposte betragen für Miete I 0,83 %, für Miete II 1,0 %, für Miete III 0,70 % und für Miete IV 0,73 % (TM). Bei Baumgarten et al., (2010) wird Ca als CaO angegeben mit 2,4 % - 19 % TM (Tabelle 13). Mit dem Umrechnungsfaktor 0,56 ergeben sich daraus CaCO₃-Werte von 4,3 % - 33,9 % TM. Die Calciumcarbonatgehalt aller Mieten liegt sehr weit unter den Werten der Literatur. Der Pferdemit hat laut ANOVA keinen Einfluss auf den mittleren CaCO₃-

Gesamtgehalt. Da der p-Wert (0,1323) größer ist als das gewählte Risiko 1. Art ($\alpha = 0,05$), wird die H_0 angenommen. Auch grafisch lässt sich kein Einfluss ablesen.

6.13.3 Kalium

Die Gesamtgehalte ergeben für alle vier Mieten den gleichen Wert von 0,7 % TM. Die K_{CAL} -Gehalte liegen für Miete I bei 0,90 % TM, für Miete II bei 0,87 % TM, für Miete III bei 0,79 % TM und für Miete IV bei 0,86 % TM. Bei Smidt et al., (2008) liegt der Mittelwert für K_{CAL} aus 61 Proben bei 0,6 % TM $\pm$ 51 %, der Minimalwert bei 0,1 % TM und der Maximalwert bei 1,5 % TM. Alle vier Mieten liegen über diesem Wert. Die K_{CAL} -Werte von Baumgarten et al., (2010) (Tabelle 13) liegen zwischen 0,7 % TM und 1,4 % TM. Alle vier Varianten liegen innerhalb dieser angegebenen Werte. Der Pferdemist hat laut ANOVA (p-Wert von 0,163624285 $>$ $\alpha = 0,05$) und Grafik keinen Einfluss auf den mittleren Kalium Gehalt.

6.13.4 Phosphor

Die Gesamtgehalte machen bei Miete I 0,18 % TM, bei Miete II 0,2 % TM, bei Miete III 0,16 % TM und bei Miete IV 0,14 % TM aus. Der P_{CAL} -Wert aller 4 Varianten liegt bei 0,1 % TM. Der Mittelwert aus 79 Proben für P- Gesamt liegt bei Smidt et al., (2008) bei 1,9 % TM $\pm$ 73 %, Minimalwert bei 0,4 % und Maximalwert bei 7,8 %. Der P_{CAL} - Mittelwert liegt bei 0,3 % TM $\pm$ 56 %, Minimalwert bei 0,1 % und Maximalwert bei 1,1 %. In Tabelle 13 (Praxisdaten) liegen die Gesamtgehalte zwischen 0,8 % - 1,2 % (TM) und die P_{CAL} - Werte zwischen 0,2 % und 0,4 % (TM). Die Phosphorgesamtgehalte aller 4 Komposte sind sehr niedrig im Vergleich zu den Daten aus der Literatur. Auch die P_{CAL} -Werte aller 4 Varianten liegen unterhalb der Literaturwerte. Der Pferdemist hat laut ANOVA insofern einen Einfluss als dass mit steigendem Pferdemistanteil der P-Gehalt im Endprodukt abnimmt. (Da der p-Wert (0,0058) kleiner ist als das Risiko 1. Art ($\alpha = 0,05$) wird die H_0 verworfen und die H_A angenommen. Der mittlere P-Gesamt-Gehalt ist bei den Varianten nicht gleich. Bei den darauf folgenden t-tests (Vergleich zweier Mittelwerte für abhängige Stichproben) ist der p-Wert von Miete I und II im Vergleich mit Miete IV $<$ $\alpha = 0,05$, bei Miete III im Vergleich mit Miete IV ist der p-Wert $>$ $\alpha = 0,05$. Das heißt es gibt mit wenig Pferdemistanteil noch keinen Einfluss, erst mit steigenden Pferdemist nimmt der mittlere P-Gehalt ab).

6.14 Huminsäuren

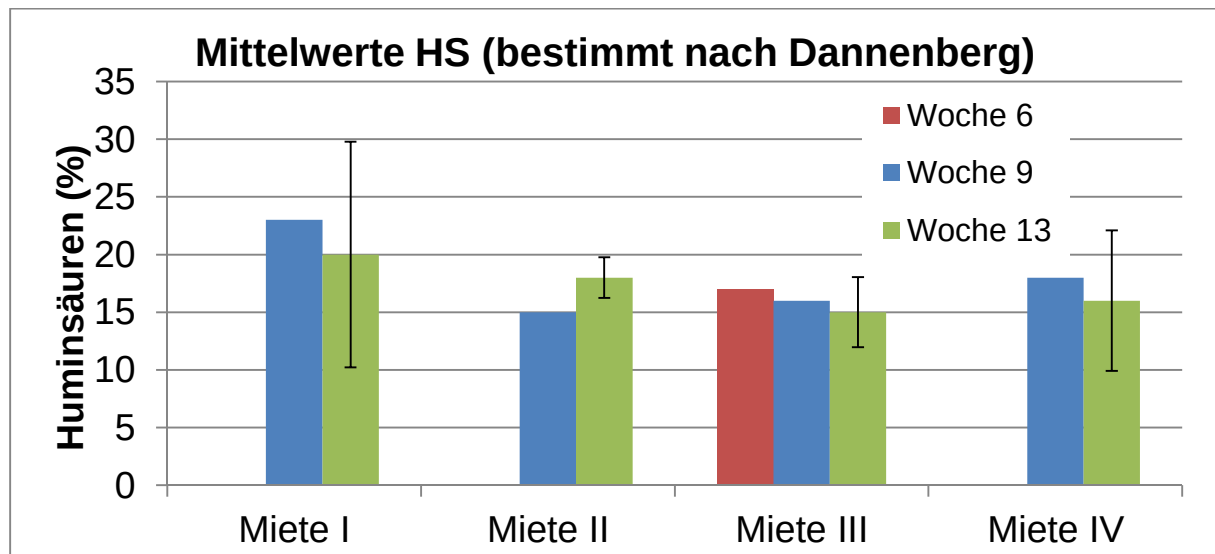


Abbildung 39: Huminsäuregehalte (nach Dannenberg) der 4 Komposte (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

Die Huminsäuren-Mittelwerte (bestimmt nach Dannenberg) der Komposte betragen für Miete I 1565, für Miete II 1412, für Miete III 1170 und für Miete IV 1277 (OD 400mn/g oTM). Vergleicht man die Werte mit den Kompostdaten von Smidt et al., (2008) aus 78 Proben, so liegen alle vier Varianten unter diesem Mittelwert von 1785 ± 42 % mit Minimal- und Maximalwerten von 105 und 3850 (OD 400 mn/g oTM). Um die nasschemisch ermittelten Huminsäuren mit den Huminsäuren, bestimmt mit der FT-IR Methode direkt vergleichen zu können wurden mittels einer Formel (siehe 5.1.9.1) von OD 400 mn/g oTM in % oTM umgerechnet. Demnach ergab die Auswertung in Prozent für Miete I 20 %, für Miete II 18 %, für Miete III 15 % und für Miete IV 16 % (oTM). Bei den Mieten I, III und IV sinken die Huminsäuregehalte von Woche 9 zu Woche 13. Die Änderungen machen bei Miete I 3 % (von 23 % zu 20 %) und bei den Mieten III und IV je 2% (von 17 % zu 15 und von 18 % zu 16 %) (oTM) aus. Nur bei Miete II steigt der Wert um 3 % von 15 % auf 18 % (oTM). Miete I (Biotonne, Grünschnitt, Strauchschnitt, ohne Pferdemit) erreicht die höchsten Huminsäuregehalte. Miete II (Biotonne, Grünschnitt, Strauchschnitt und Pferdemit) erreicht die zweithöchsten Werte. Miete III (Grünschnitt, Strauchschnitt, Pferdemit) den niedrigsten Wert und Miete IV (Strauchschnitt und Pferdemit) liegt nur knapp vor Miete III. Die Art der Zusammensetzung des Ausgangsmaterials ist entscheidend für die Huminsäuren-Bildung. Dies kann als mögliche Erklärung für den höchsten Huminsäuregehalt von Miete I dienen.

Die Analyse der Huminsäuren-Mittelwerte (ermittelt mittels FT-IR und dem Vorhersagemodell „InfraHUM“) der Komposte ergab jedoch folgende andere Prozentwerte: Für Miete I 27 %, für Miete II 25 %, für Miete III 25 % und für Miete IV 27 % (oTM) (siehe Abbildung 40). Das Modell „InfraHUM“ ließ sich nur für das Material, das in der Rotte schon weiter fortgeschritten anwenden. Die Huminsäurenwerte der ersten Rottewochen, die nicht ins Modell passten wurden aber im Rotteverlauf zur vollständigen Darstellung abgebildet. (In den Auswertefiles, die sich im Anhang befinden, sind diese Werte, die nicht in das Modell passen in roter Farbe gekennzeichnet).

Laut der Huminsäurenbestimmung nach Dannenberg gibt es laut ANOVA keinen Einfluss von Pferdemit auf den mittleren Huminsäuregehalt (p-

Wert = 0,1 > $\alpha = 0,05$). Im Gegensatz zur Huminsäurenbestimmung mittels FT-IR, dabei hat der Pferdemist laut ANOVA einen Einfluss auf den mittleren Huminsäuregehalt (p -Wert = 0,042 < $\alpha = 0,05$). Die Ergebnisse der t -tests zeigen aber, dass es doch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten gibt (Miete I $p = 0,5$; Miete II $p = 0,1$, Miete III $p = 0,06$), da der p -Wert bei allen Varianten > $\alpha = 0,05$ ist und die Huminsäuregehalte für die Mieten I, II, III verglichen mit Miete IV gleich sind. Eine Tendenz zu höheren Huminsäuregehalten mit steigendem Pferdemistanteil ist grafisch aber ersichtlich (vgl. Miete II). Die Standardvariante (Miete I) erreicht aufgrund ihres heterogenen Ausgangsmaterials bei der Analyse nach Dannenberg den höchsten Wert und ermittelt mittels FT-IR-Methode einen beinahe gleich hohen Huminsäurenwert wie Miete IV. Die FT-IR-Analyse, als „chemischer Fingerabdruck“ wird letztendlich zur Bewertung herangezogen, da bei der nasschemischen Methode ein großes Ungenauigkeitspotential besteht.

Der Mittelwert bei Smidt et al., (2008) liegt bei 22,2 % oTM $\pm$ 40 %, mit Minimal- und Maximalwerten von 2,3 % und 46,8 %. Alle vier Varianten liegen über diesem errechneten Mittelwert.

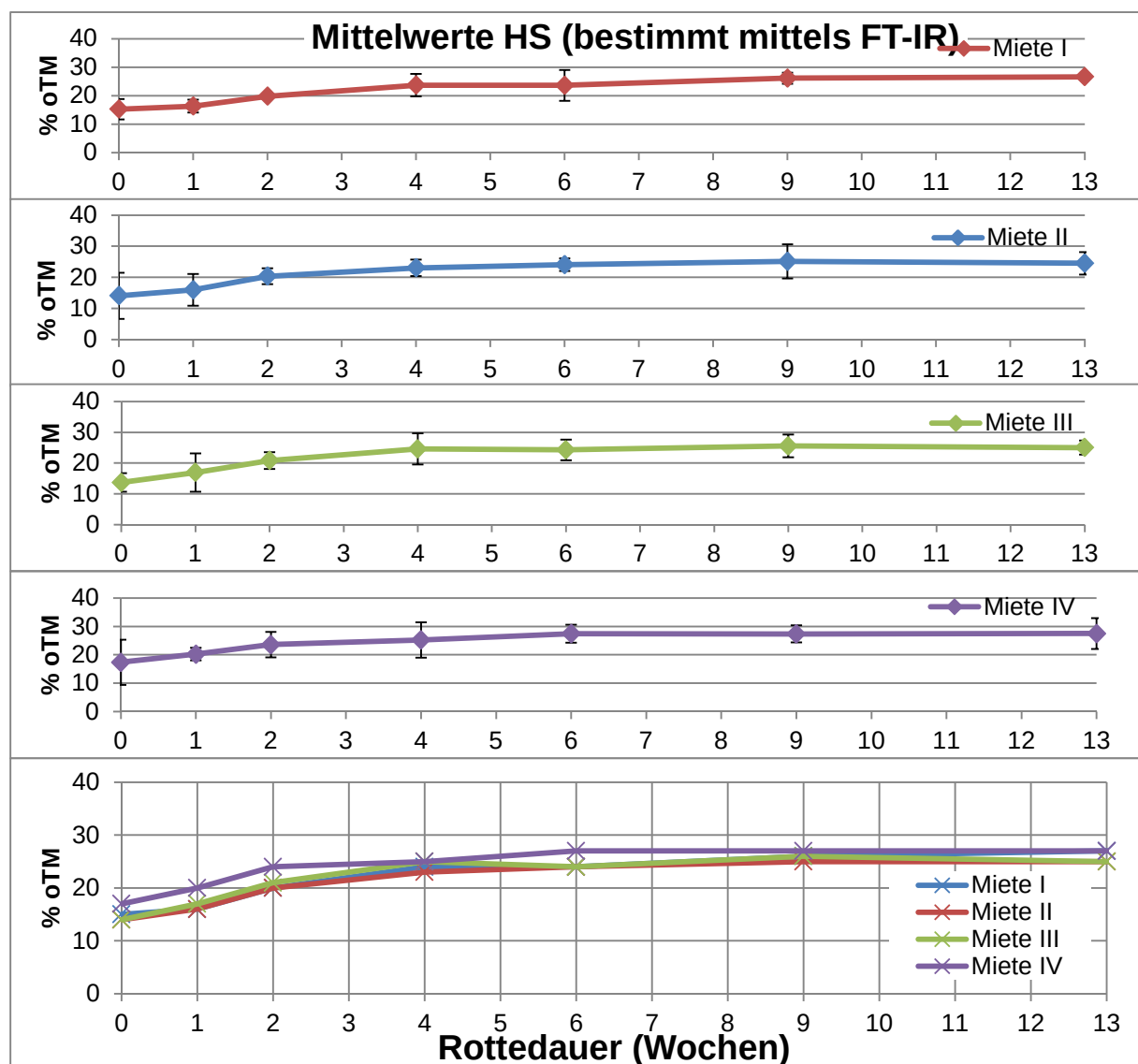


Abbildung 40: Huminsäuregehalte (mittels FT-IR) der 4 Komposte (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben)

In den Abbildung 41 -Abbildung 44 sind die Infrarotspektren über den Rotteverlauf aufgetragen. Anhand der Indikatorbanden, deren Auftreten und Verschwinden, lässt sich der Rotteverlauf gut verfolgen. Zuerst kommt es zur Auflösung niedermolekularer Substanzen wie Glucose, Proteine, Stärke etc. Dazu geben beispielsweise die aliphatischen Methylenbanden bei 2920 cm^{-1} und 2850 cm^{-1} Auskunft über die Reife des Materials. Mit fortschreitendem Abbau nehmen diese ab, dies ist bei allen vier Varianten zu sehen. Ebenso lässt sich über das Verschwinden der Aminbande bei 1320 cm^{-1} auf den Rottefortschritt schließen, da diese nur im unreifen Material zu finden ist. Bei allen vier Varianten ist diese Bande zu Rottebeginn sichtbar und in den Komposten verschwunden. Bei Miete IV ist diese Bande zu Beginn am stärksten ausgeprägt. Im Bereich 1260 cm^{-1} – 1240 cm^{-1} absorbieren Carbonsäuren und Amide, diese Bande nimmt mit ebenfalls mit dem Rottefortschritt ab. Das Vorkommen dieser Banden im Ausgangsmaterial sowie deren Abbau während des Rotteverlaufs ist bei allen 4 Varianten feststellbar. Bei Miete IV ist bei der Wellenzahl 1510 cm^{-1} ist eine kleine Schulter im Inputmaterial erkennbar, in diesem Bereich absorbieren Lignocellulosen, die vom höheren Anteil an Strauchschnitt stammen. Diese Bande nimmt erst mit zunehmendem Rottefortschritt ab, da Lignin sehr resistent und schwer abbaubar ist. Die färbende Eigenschaft des Lignins beeinflusst die quantitative Bestimmung der Huminsäuren dahin gehend, dass die Anfangsgehalte an Huminsäuren (bei Miete IV) deutlich höher liegen als die von Mieten I – III.

Die Zunahme der mineralischen Komponenten durch den Abbau der Organik wird durch die Banden 1032 cm^{-1} , welche Tonminerale charakterisiert und die Carbonatbande (875 cm^{-1}) gezeigt. Bei allen vier Varianten sind die Zunahmen beider Peaks gut ersichtlich, besonders jedoch in Abbildung 45 bei Miete IV. Die Komposthuminsäuren unterliegen im Laufe des Rotteprozesses einer Umwandlung, welche an den Polysacchariden im Bereich von 1250 cm^{-1} bis 900 cm^{-1} zu erkennen ist. Auch hier weist Miete IV die größten Veränderungen auf. Für die Identifizierung und Quantifizierung der Huminsäuren dienen die Banden der Wellenzahlen 1595 cm^{-1} und 1740 cm^{-1} . Dabei weisen die Zunahme des Peaks bei 1595 cm^{-1} sowie die Abnahme des Peaks bei 1740 cm^{-1} auf die Huminsäurenbildung während des Rotteprozesses hin. Diese ist bei allen 4 Varianten gut zu erkennen. Eine deutliche Zunahme des Peaks bei 1595 cm^{-1} und Abnahme des Peaks bei 1740 cm^{-1} zeigt vor allem Miete IV in Abbildung 44.

Weiters geben Derivativspektren eine Auskunft über die Entwicklung von Huminsäuren. Diese stellen die Ableitung der vektornormierten IR-Spektren des jeweiligen Materials dar. Die Derivativspektren des ersten Versuchstages sind jenen des letzten Versuchstages gegenübergestellt (siehe Abbildung 45).

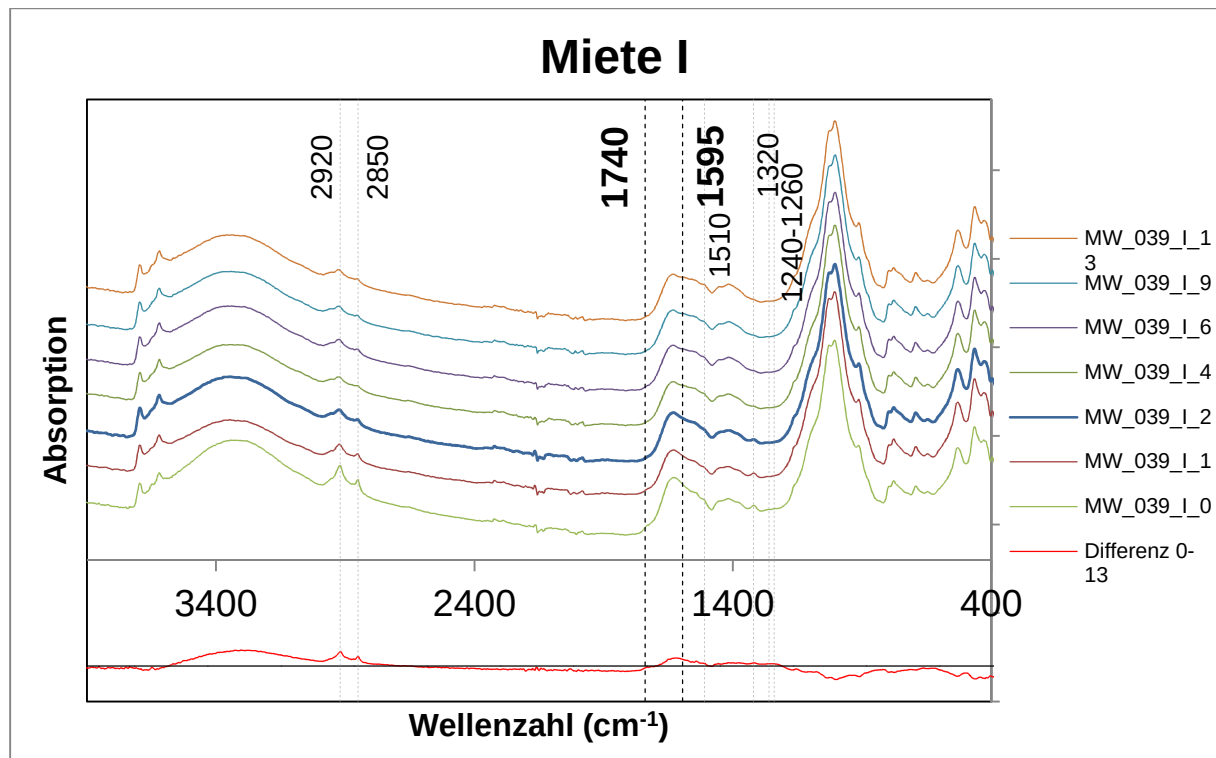


Abbildung 41: FT-IR-Spektren von Miete I (nach 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13 Wochen Rottedauer)

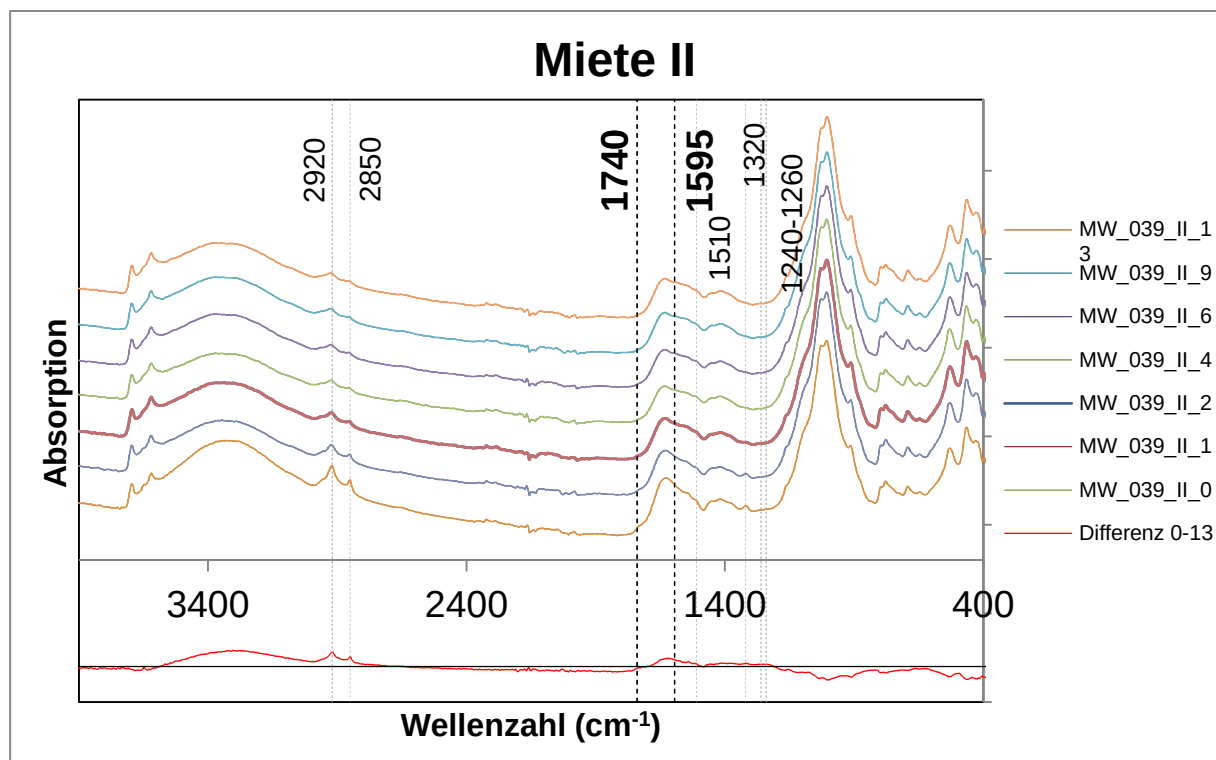


Abbildung 42: FT-IR- Spektren von Miete II (nach 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13 Wochen Rottedauer)

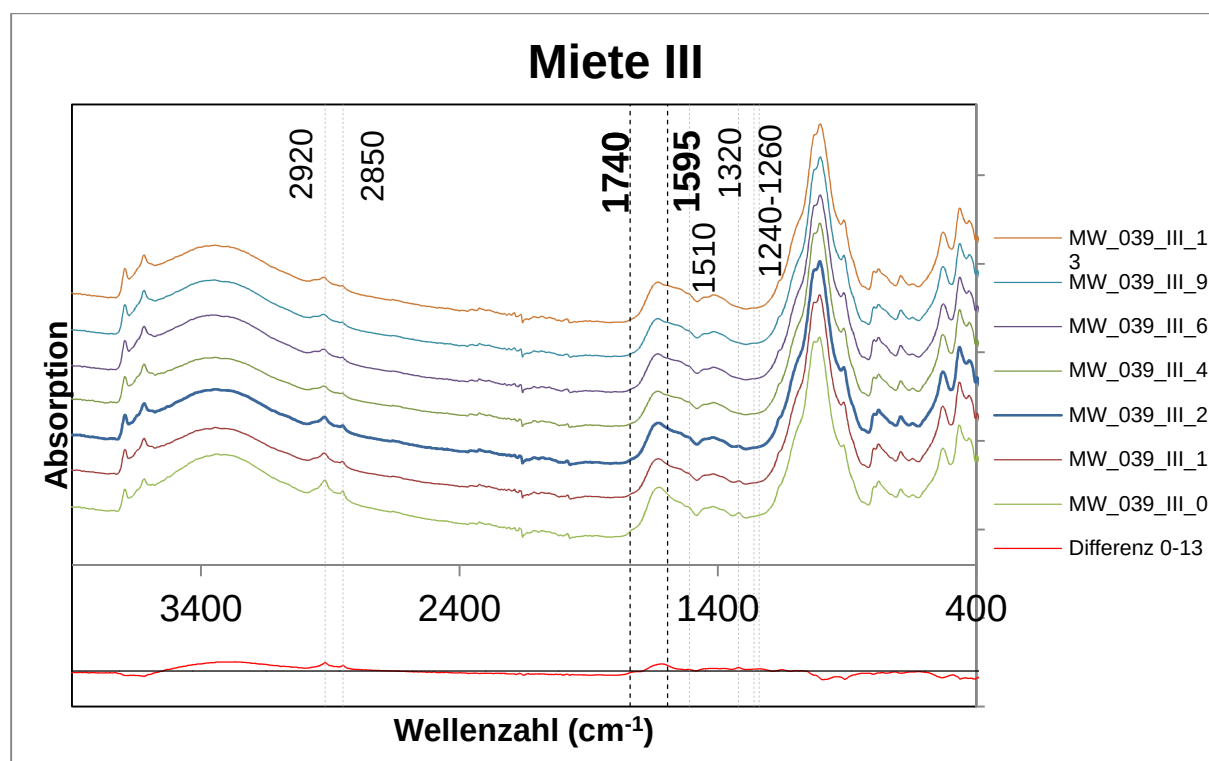


Abbildung 43: FT- IR-Spektren von Miete III (nach 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13 Wochen Rottedauer)

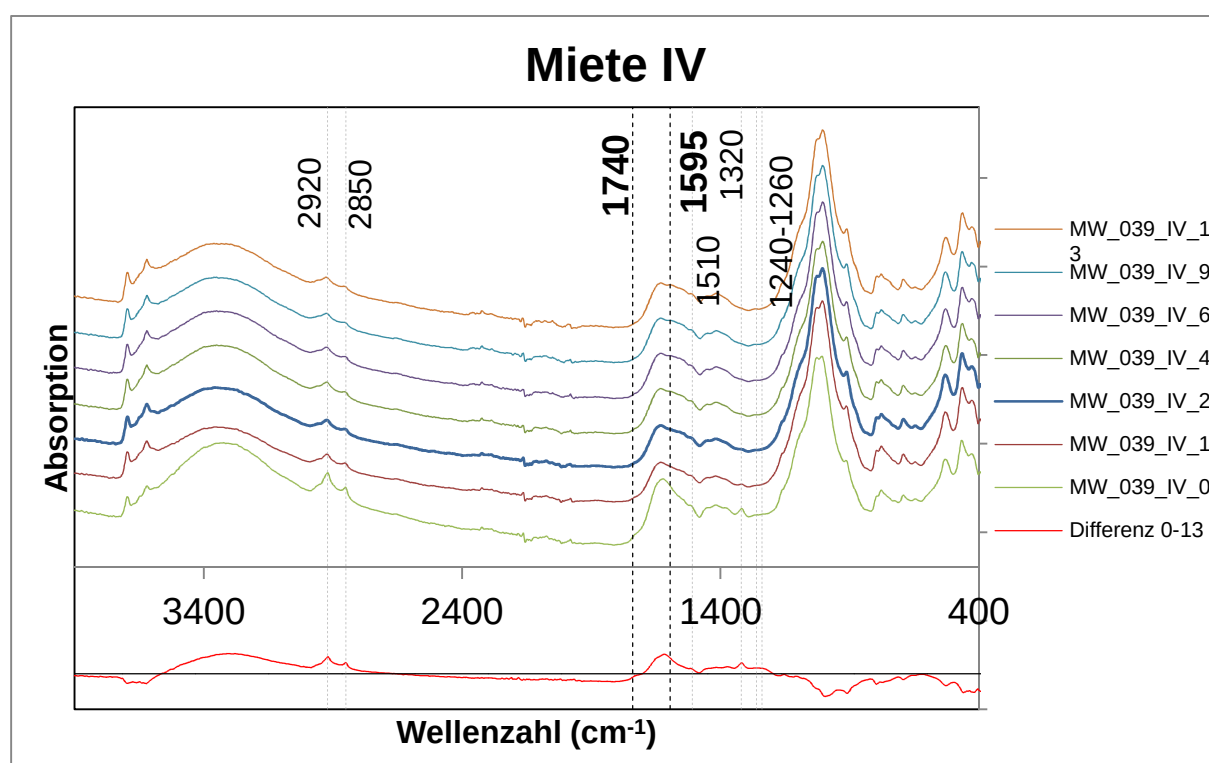


Abbildung 44: FT-IR- Spektren von Miete IV (nach 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13 Wochen Rottedauer)

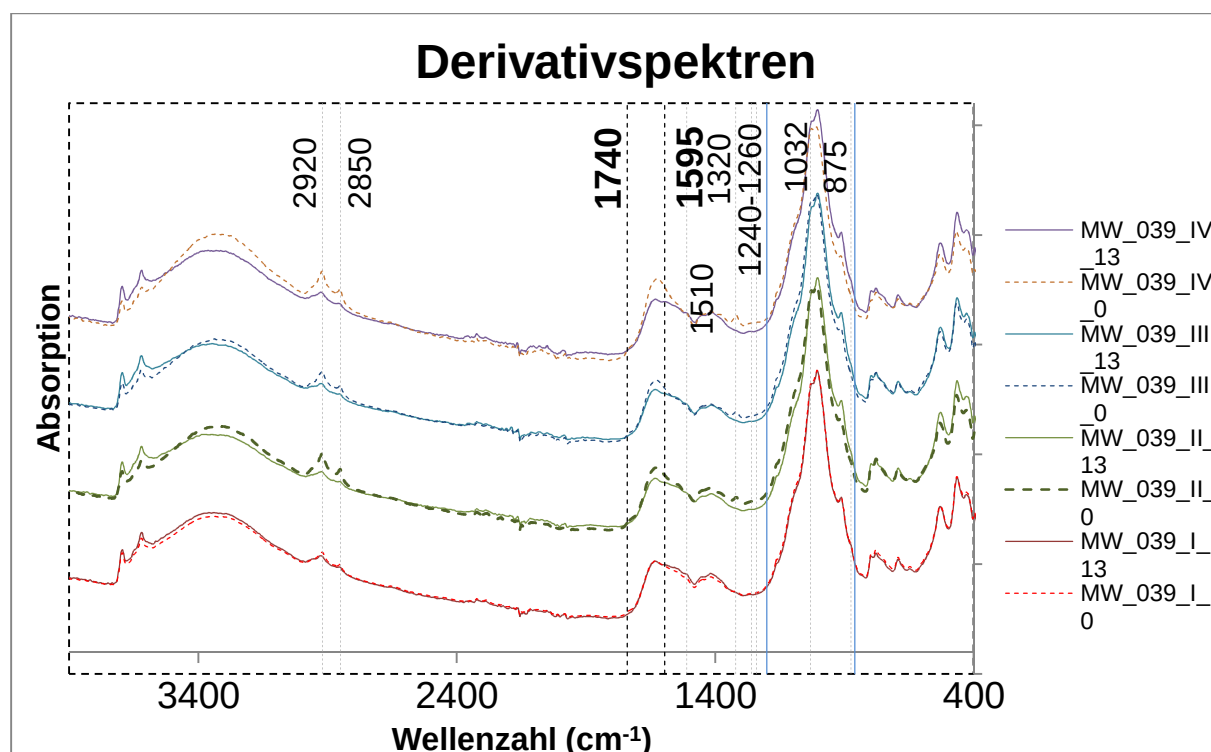


Abbildung 45: FT-IR-Derivativspektren der Ausgangsmaterialmischungen und Endproben (Komposte) von allen vier Varianten

6.15 Schwermetallgehalte

Tabelle 27: Schwermetallgehalte (mg/kg TM) aller 4 Komposte

Miete	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
I	32,6	15,3	23,7	100,6	10,1	0,2	14,2
II	37,1	17,5	24,1	103,3	10,5	0,2	15,9
III	37,9	17,4	22,1	101,7	11,0	0,3	13,8
IV	45,4	18,8	26,7	113,3	10,0	0,3	15,0
Grenz- werte (mg/kg TM)	70	25	70	200		0,7	45

Die Gehalte von Chrom, Nickel, Cadmium und Zink sind bei Miete IV am höchsten und bei Miete I am niedrigsten. Auch bei Kupfer wurde bei Miete IV der höchste Wert festgestellt. Dies könnte auf den höheren Anteil an Strauchschnitt zurückzuführen sein, der zum Teil vom Straßenverkehr belastet ist (an Staubpartikel gebunden) und nicht auf den höheren Gehalt an Pferdemist. Bei Arsen sind die Unterschiede sehr gering, es ist kein Einfluss von Pferdemist erkennbar. Sowie bei Blei, hier ist auch nicht eindeutig feststellbar wie hier die Unterschiede zwischen den 4 Varianten begründet sind. Die Schwermetallgrenzwerte wurden bei allen 4 Komposten unterschritten. Die Qualitätsklasse A+ wurde somit von allen vier Varianten erreicht.

6.16 Düngerberechnungen

Zum Schutz des Bodens gibt es für die mit Kompost zugeführten Nährstoff- und Schwermetallfrachten Aufwandmengenbeschränkungen (siehe Tabelle 21; maximale Aufbringungsmengen von Kompost in Abhängigkeit von der Qualitätsklasse gemäß Kompostverordnung). Unter Berücksichtigung dieser Begrenzungen können für einen sinnvollen Komposteinsatz die Kompostmengen von mehreren Jahren auf einmal ausgebracht werden.

Die Frachtenregelung für Schwermetalle ergibt sich aus den Grenzwerten (Tabelle 11; Anforderungen Qualitätsklassen nach der Kompostverordnung) und aus der fachlichen Praxis (Cross Compliance, Bodenschutzgesetze der Länder, Bundesabfallwirtschaftsplan, Kompostverordnung).

Hinsichtlich der ausgebrachten Mengen an Stickstoff, Phosphor und Kalium sind die „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ des BMLFUW zu beachten.

Die Aufwandsmengenbeschränkungen für Stickstoff und rechtlichen Rahmenbedingungen sind in Kapitel 3.5.2; Anwendung von Kompost als Dünger beschrieben.

Für die Umrechnung der Nährstoffgehalte von % TM in kg FM wurde gemäß der Richtlinie für die Anwendung von Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft, Baumgarten et al., (2010) durch den Faktor 1,67 dividiert (siehe Tabelle 29).

Tabelle 28: Nährstoffgehalte der 4 Komposte

	Nährstoffgehalte (% TM)				
	OS	N _{ges}	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaCO ₃
Miete I	25,5	1,2	0,2	0,7	0,8
Miete II	23	1,0	0,2	0,7	1
Miete III	23,5	1,1	0,2	0,7	0,7
Miete IV	26,3	1,1	0,1	0,7	0,7

Tabelle 29: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 1t FM oder 600 kg TM/ha

Aufbringungsmenge 1t FM oder 600 kg TM	Nährstoffgehalte (kg)				
	OS	N _{ges}	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaCO ₃
Miete I	153	7	1	4	5
Miete II	138	6	1	4	6
Miete III	141	6	1	4	4
Miete IV	158	6	1	4	4

Tabelle 30: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 13,4 t FM oder 8 t TM/ha

Aufbringungsmenge 13,4 t FM oder 8 t TM	Nährstoffgehalte (kg)				
	OS	N _{ges}	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaCO ₃
Miete I	2044	94	14	56	64
Miete II	1844	81	16	56	80
Miete III	1884	86	13	56	56
Miete IV	2108	86	11	56	56

Tabelle 31: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 25 t FM oder 15 t TM/ha

Aufbringungsmenge 25 t FM oder 15 t TM	Nährstoffgehalte (kg)				
	OS	N _{ges}	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaCO ₃
Miete I	3833	176	27	105	120
Miete II	3457	152	30	105	150
Miete III	3532	161	24	105	105
Miete IV	3953	161	21	105	105

Tabelle 32: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 42 t FM oder 25 t TM/ha

Aufbringungsmenge 42 t FM oder 25 t TM	Nährstoffgehalte (kg)				
	OS	N _{ges}	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaCO ₃
Miete I	6388	293	45	175	200
Miete II	5762	253	50	175	251
Miete III	5887	268	40	175	175
Miete IV	6588	268	35	175	175

Tabelle 33: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 67 t FM oder 40 t TM/ha

Aufbringungsmenge 67 t FM oder 40 t TM	Nährstoffgehalte (kg)				
	OS	N _{ges}	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaCO ₃
Miete I	10220	469	72	281	321
Miete II	9218	405	80	281	401
Miete III	9419	429	64	281	281
Miete IV	10541	429	56	281	281

Da es sich bei den im Wasserrechtsgesetz (BGBl. Nr. 215/1959 definierten maximal zulässigen Aufbringungsmengen für Stickstoff von 175 kg bzw. 210 kg/ha/a um „feldfallenden“ (der am Feld ankommende Stickstoff aus organischen Düngern)

Stickstoff handelt, können für Komposte gemäß den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ Ausbringungsverluste berücksichtigt werden. Für feste organische Materialien wie Mist und Kompost 9 % (* 0,91) und für flüssige organische Materialien wie Gülle und Jauche 13 % (* 0,87).

In Tabelle 34 und

Tabelle 35 wurden zwei Berechnungsbeispiele für mögliche Fruchtfolgeplanung und Aufwandsmengen von den Mieten I und IV angegeben.

Tabelle 34: Berechnungsbeispiel der Düngewirkung bei der Fruchtfolge Körnerraps - Weizen

	N kg/ha	N feldfallend	P₂O₅ kg/ha	K₂O kg/ha
1. Jahr Kompostgabe 15 t TM Miete I (1,2 % N; 0,2 % P₂O₅; 0,7 % K₂O)	176	160	27	105
1. Jahr Hauptfrucht Körnerraps (35 dt/ha), Entzug		116	63	35
Differenz		44	-36	70
Erntereste		64	29	174
		108	-7	244
2. Jahr Hauptfrucht Weizen (12 % RP, 80 dt/ha), Entzug		144	64	48
Differenz		-36	-71	196
Erntereste	+	36	22	101
		0	-49	297

Tabelle 35: Berechnungsbeispiel der Düngerwirkung bei der Fruchtfolge Körnermais - Weizen - Weizen

	N kg/ha	N feldfallend	P ₂ O ₅ kg/ha	K ₂ O kg/ha
1. Kompostgabe 25 t TM Miete IV (1,1 % N; 0,1 % P₂O₅; 0,7 % K₂O)	268	244	35	175
1. Jahr Hauptfrucht Körnermais (80 dt/ha), Entzug		120	64	40
Differenz		124	-29	135
Erntereste		72	32	211
		196	3	346
2. Jahr Hauptfrucht Weizen (14,5 % RP, 80 dt/ha), Entzug		176	64	68
Differenz		20	-61	278
Erntereste		36	22	101
		56	-39	379
2. Kompostgabe 15 t TM Miete IV		244	35	175
		300	-4	554
3. Jahr Hauptfrucht Weizen (14,5 % RP, 80 dt/ha), Entzug		176	64	68
Differenz		124	-68	486
Erntereste		36	22	101
		160	-46	587

Die Nährstoff-Gesamtgehalte sind jedoch im Anwendungsjahr nicht vollständig anrechenbar. Bei Stickstoff sind im 1. Jahr nur 5 % – 10 %, bei Phosphor 40 % – 70

% und bei Kalium 60 % - 90 % verfügbar. Ausgehend davon, dass mittelfristig der Großteil der ausgebrachten P- und K-Mengen pflanzenverfügbar sind, kann Kompost der Grunddüngung einer Fruchtfolge dienen. Die Gesamtnährstoffgehalte und deren Löslichkeit ist bei den Komposten aller 4 Varianten (siehe

Tabelle 14; Gesamtgehalte und Löslichkeit von Komposten) als niedrig einzuordnen.

Die Nährstoffbilanz kann bei beiden Berechnungsbeispielen nicht vollständig ausgeglichen werden. Beim 1. Beispiel wird der Kompost der Miete I durch einmalige Gabe zu Beginn ausgebracht (15 t TM oder 25 t FM) Darauf folgen die Kulturen Körnermais und Winterweizen. Im 2. Beispiel wird Kompost der Miete IV auf 2 Gaben aufgeteilt. Die Fruchtfolge lautet Körnermais – Winterweizen – Winterweizen. Die Gehalte der OS sind bei Miete IV am höchsten und bei Miete II am geringsten. Die errechneten N_{ges} -Gehalte (in kg TM oder kg FM) sind bei Miete I am höchsten und bei Miete II am niedrigsten. Bei Mieten III und IV sind die Werte immer gleich, diese liegen zwischen den Gehalten von I und II. Hier wirkt sich die Zumischung von Pferdemist zum Bioabfall im Vergleich zu reinem Bioabfall (Miete I) und reinem Pferdemist (Miete III und IV) am schlechtesten aus. Bei den Phosphor-Gesamtgehalten hingegen wirkt sich die Zumischung positiv aus, da die Gehalte der Miete II am höchsten sind, gefolgt von Miete I, Miete III und Miete IV. Der Pferdemist alleine (Miete IV) erreicht die geringsten Phosphor-Gesamtgehalte. Die Kalium-Gesamtgehalte sind bei allen 4 Varianten gleich. Die Calciumcarbonat-Gesamtgehalte sind bei Miete II am höchsten und bei den Mieten III und IV am niedrigsten. Hier zeigt sich die beste Wirkung, wenn eine Zumischung von Pferdemist zum Bioabfall erfolgt.

Tabelle 36: Durchschnittliche Nährstoffentzüge von Ackerkulturen (www.agravis.de)

	Ertrag dt/ha	Erntegut (z.B. Korn, Knolle, Rübe)						Ertrag dt/ha	Erntereste (z.B. Stroh, Kraut, Blatt)					
		N	P2O5	K2O	MgO	S	CaO		N	P2O5	K2O	MgO	S	CaO
Weizen	80	144	64	48	16	15	8	72	36	22	101	14	8	32
12% RP	100	180	80	60	20	20	10	80	40	24	113	16	11	36
Weizen	80	176	64	48	16		8	72	36	22	101	14	8	32
14,5% RP	100	220	80	60	20		10	80	40	24	113	16	11	36
Gerste	60	102	48	36	12	15	6	60	30	18	102	12	8	27
	80	136	64	48	16	10	8	72	36	22	123	14	11	33
Roggen	70	105	56	42	11	15	7	74	37	22	148	15	8	33
	90	135	72	54	14	10	9	85	43	26	171	17	11	38
Triticale	70	126	56	42	14	15	7	74	37	22	126	15	8	33
	90	162	72	54	18	20	9	85	43	26	145	17	11	38
Hafer	60	90	48	36	12	10	6	66	26	20	172	13		30
	80	60	64	48	16	15	8	80	32	24	210	16		36
Sommer- braugerste	40	56	32	24	8		4	30	16	12	68	4		20
	60	84	48	36	12		8	45	30	18	102	6		32
Körner- mais	80	120	64	40	20	12	20	105	72	32	211	32	7	63
	100	150	80	50	25	18	25	129	90	39	257	39	11	77
Silomais	400	152	70	192	46	19	69							
	550	209	97	264	63	29	95							
Acker- bohne*	40	164*	48	56	12	7	6	52	78*	16	105	10	14	55
	50	205*	60	70	15	9	8	60	90*	18	122	12	18	64
Erbse*	40	144*	44	56	12	21	6	48	72	14	101	10	14	50
	50	180*	55	70	15	27	7	55	83	17	117	11	18	58
Körner- raps	35	116	63	35	18	15	22	58	64	29	174	17	9	107
	45	149	81	45	23	20	28	70	77	35	211	21	12	129
Zucker- rübe	550	99	55	138	33	15	37	379	106	42	269	30	8	91
	650	117	65	163	39	20	44	394	110	43	280	32	10	95
Kartoffel	400	140	56	240	28	11	12	128	19	16	119	30	11	89
	500	175	70	300	35	14	15	140	21	17	128	32	14	96

Nur ein enges C/N-Verhältnis des Bodens (<15:1) kann zu einer nennenswerten N-Mineralisierung führen. Es können Zu- und Abschläge bei der Stickstoffdüngung in

Abhängigkeit von den Standortfaktoren, wie Ertragserwartung, Gründigkeit, Bodenschwere, Grobanteil, Wasserverhältnisse und Stickstoffnachlieferungspotential des Standorts getätigt werden. Im pH-Bereich 6,2 – 8,0 finden folgende Acker- und Grünlandkulturen optimale Bedingungen: Zuckerrüben, Mohn, Hanf, weiße Lupine, Luzerne, Steinklee, Esparsette. Der pH-Bereich 5,6 – 7,3 ist günstig für Raps, Rübsen, Senf, Lein, Erbsen, Ölrettich, Rotklee und Weißklee (Baumarten et al., 2010).

7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Rahmen eines Kompostierungsversuchs wurden die Auswirkungen von der Zumischung von Pferdemist zu Bioabfallkomposten untersucht. Dabei stellten sich folgende Fragen:

Gibt es einen Einfluss von unterschiedlichen Pferdemistzugaben auf den Rotteverlauf und die Kompostqualität (Nähr- und Huminstoffgehalt)?

Kann das Modell „InfraHUM“ zur Charakterisierung der Kompostqualität über Huminsäuregehalte angewendet werden?

Wie kann der Rotteprozess zukünftig optimiert werden?

Dazu wurden die gleichen Ausgangsmaterialien bei möglichst gleichen Rottebedingungen eingesetzt. Miete I stellte die Referenz, das heißt die normale Bioabfall- Grünschnitt- Strauchschnittmischung des Anlagenbetreibers dar. Es blieben alle Parameter bis auf den Bioabfall/Pferdemistanteil gleich. Bei Miete II wurde der Bioabfallanteil zur Hälfte durch Pferdemist ersetzt. Bei Miete III wurde der Bioabfallanteil komplett durch Pferdemist ersetzt und Miete IV besteht nur aus Pferdemist und Strauchschnitt, ohne Bioabfall und Grünschnitt.

Der Rotteversuch dauerte 13 Wochen, zur Analyse wurden folgende Parameter untersucht: Temperatur, Mietenluftzusammensetzung, Wassergehalt, Atmungsaktivität, pH-Wert, Ammoniumstickstoff, Nitratstickstoff, Glühverlust, gesamter organischer Kohlenstoff, Leitfähigkeit, Nährstoffgehalt, Huminsäuregehalt und Schwermetallgehalt.

Gesicherte positive Effekte der Pferdemistzugabe

Der Pferdemist hat einen positiven Einfluss auf die Prozessdauer, die Heißrotte, dokumentiert über die Messwerte bzw. Ergebnisse von Temperatur, Ammoniumstickstoff, Nitratstickstoff und Atmungsaktivität verläuft schneller. Der größte Einfluss ist durch das Strukturmaterial (bedingt auch durch den höheren Anteil an Strauchschnitt) gegeben, da durch die bessere Sauerstoffversorgung (Miete IV) der Abbau schneller verläuft. Das C/N Verhältnis nahm durch den Pferdemistanteil (Miete III und IV) während des Rotteverlaufs stärker ab als bei den anderen Varianten (I und II). Da das enthaltene Stroh als leicht verfügbare C-Quelle rascher abgebaut wurde. Die Massenverluste (Vol.%) der Mieten wiederum sind mit steigendem Pferdemistanteil geringer. Je höher der Pferdemistanteil ist, desto rascher verläuft der Umbau von Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff. (Dies erklärt warum bei Miete I zu Versuchsende der Einbau der Stickstoffverbindungen in die Huminsäuren am wenigsten weit fortgeschritten ist).

Tendenzen zu positiven Effekten der Pferdemistzugabe

Die Struktur wirkte sich bei Miete IV positiv auf die gleichmäßige Sauerstoffversorgung gleich zu Beginn aus. Die Sauerstoffversorgung war in Miete IV am besten. Sowohl beim GV als auch beim TOC sind bei Miete IV die Werte am höchsten. Hier kann man aber im Vergleich zur Miete I (Bioabfall) nicht eindeutig herauslesen, ob der positive Einfluss auf die organische Substanz nur durch Pferdemist oder auch durch den höheren Anteil an Strauchschnitt (40 % gegenüber 32 % bei den drei anderen Varianten) bedingt ist.

Weitere bei den Rotteversuchen gewonnene Erkenntnisse

Wenn das Rottematerial zu Beginn einen großen Strukturanteil enthält, kommt es zu einem rascheren Temperaturanstieg (Miete IV), aber auch zu einer schnelleren Mietenabkühlung in der 3. Woche. Ein geringerer Strukturanteil bewirkt durch die Isolierwirkung in der Miete höhere Temperaturen ab der 4. Woche. Eine gleichmäßige Sauerstoffversorgung kann nur bei genügend Struktur in der Anfangsmaterialzusammensetzung sichergestellt werden. Eine Verbesserung des Gasaustausches ist bei fehlender Struktur auch mit dem Rottefortschritt nicht gegeben, das zeigt sich im Vergleich der Mieten I und II (wenig Struktur) mit den Mieten III und IV (mehr Struktur). Aus diesem Grund sollte auch die Erdzugabe erst nach 1- 2 Wochen erfolgen, um zu Beginn der Rotte keine Feinporen zu „verstopfen“.

Auch bei Miete IV (ohne Bioabfall und Grünschnitt) stiegen die Temperaturen bis 74 °C (Mittelwert am 3. Tag) an, also ist nicht nur der Bioabfall für die hohen Temperaturen maßgeblich, sondern allgemein leicht verfügbare Stickstoffquellen.

Die Geruchsbelastung ist bei geringem Anteil an Strukturmaterial durch anaerobe Milieubedingungen höher. In der 1. Woche (2. – 4. Versuchstag) ist dies bei allen 4 Varianten, besonders Miete II der Fall.

Das Inputmaterial Pferdemist bewirkt einen etwas geringeren Ausgangswassergehalt gegenüber der Standardvariante (Miete I).

Der pH- Wert steigt mit zunehmendem Pferdemistanteil an. Für den Rottebeginn wirkt sich Pferdemist (wegen Erhöhung des Anfangswertes) positiv aus.

Die Leitfähigkeit ist, verglichen mit der Literatur bei allen 4 Varianten sehr niedrig. Bei Miete II und III sind die Salzgehalte geringer als bei Miete I und IV. Dies lässt sich möglicherweise durch höheren Salzgehalt im Pferdemist gegenüber dem Grünschnitt erklären.

Weitere praxisrelevante Erkenntnisse sind unter anderem die Überzeugung, dass auch durch selteneres Umsetzen der Rotteverlauf seinen charakteristischen Lauf nimmt. Durch tägliches Umsetzen wird mitunter zu viel Struktur zerschlagen und die Mikroorganismen werden in ihrer Arbeit gestört.

Als Beispiel hierfür kann ein Kompostiersversuch der Stadt Wien genannt werden, wo die O₂-Versorgung durch natürliche Konvektion nach den arbeitsfreien Wochenenden, wo die Mieten nicht umgesetzt wurden besser war als unter der Woche durch tägliches Umsetzen (Binner, 2013, pers. Mitteilung).

Die Abdeckung mit Vlies ist während der Heißrotte nicht nötig, erst wenn die Temperaturen < 50 °C sinken, sollen die Mieten wegen Gefahr der Übersättigung mit Wasser bei Niederschlag geschützt werden.

Bezüglich der Nährstoffgesamtgehalte entsteht kein deutlich besseres Endprodukt mit Pferdemist. Bei den errechneten N_{ges}-Gehalten (in kg TM oder kg FM) wirkt sich die Zumischung von Pferdemist zum Bioabfall (Miete II) im Vergleich zu reinem Bioabfall (Miete I) und reinem Pferdemist (Miete III und IV) am schlechtesten aus. Die Calciumcarbonat-Gesamtgehalte sind bei Miete II am höchsten und bei den Mieten III und IV am niedrigsten. Hier zeigt sich die beste Wirkung, wenn eine Zumischung von Pferdemist zum Bioabfall erfolgt. Die Kalium-Gesamtgehalte sind bei allen 4 Varianten gleich. Bei den Phosphor-Gesamtgehalten hingegen wirkt sich die Zumischung positiv aus, da die Gehalte der Miete II am höchsten sind, gefolgt von Miete I, Miete III und Miete IV. Der Pferdemist alleine (Miete IV) erreicht die geringsten Phosphor-Gesamtgehalte. Das heißt der Pferdemist ist sowohl in den Zumischungen zum Bioabfallanteil (vgl. Miete II; positiv für CaCO₃ und P_{Ges}-Gehalt, aber geringster N_{Ges}-Gehalt) verwendbar. Als auch in den Varianten ohne Bioabfall

(vgl. Miete III und IV) für Feldmieten, betrachtet man vor allem den N_{Ges} -Gehalt. Es werden von allen 4 Mieten ja tatsächlich annähernd gleiche Nährstoff-Gesamtgehalte erreicht, da die betrachteten Unterschiede nicht sehr groß sind. Die Gesamtnährstoffgehalte und deren Löslichkeit sind bei den Komposten aller 4 Varianten als niedrig einzuordnen.

Hinsichtlich der Schwermetallbelastungen wurden die Grenzwerte bei allen 4 Komposten unterschritten. Die Qualitätsklasse A+ (die Einhaltung von Schwermetallgrenzwerten gilt als ein Hauptkriterium) wurde somit von allen vier Varianten erreicht. Die höheren Gehalte von Chrom, Nickel, Cadmium, Kupfer und Zink bei Miete IV im Vergleich zur Miete I könnten auf den höheren Anteil an Strauchschnitt zurückzuführen sein, der zum Teil vom Straßenverkehr belastet ist.

Die Ergebnisse der Huminsäureanalysen (festgestellt durch 2 verschiedene Methoden) ergaben unterschiedliche Ergebnisse. Die Standardvariante (Miete I) erreicht aufgrund ihres heterogenen Ausgangsmaterials bei der Analyse nach Dannenberg den höchsten Wert. Die Zumischung von Pferdemist zum Bioabfall (Miete II) erreicht den 2. höchsten Wert. Mittels FT-IR-Methode und dem Modell „InfraHUM“ hingegen wurden sowohl bei Miete I und IV die höchsten Huminsäurewerte festgestellt. Eine Tendenz zu höheren Huminsäuregehalten mit steigendem Pferdemistanteil ist grafisch ersichtlich. Die FT-IR-Analyse, als „chemischer Fingerabdruck“ wird letztendlich zur Bewertung herangezogen, da bei der nasschemischen Methode ein großes Ungenauigkeitspotenzial besteht. Das Modell „InfraHUM“ lässt sich nur für das Material, das in der Rotte schon weiter fortgeschritten anwenden, nicht aber für junges, unreifes Material. Wie bei Getinet (2008), nahm die Humifizierungsrate mit der Erhöhung des C/N-Verhältnisses im Bioabfall durch Pferdemist zu. Jedoch erreichten die Varianten I (Bioabfall, Grünschnitt, Strauchschnitt) und IV (Pferdemist, Strauchschnitt), in denen Bioabfall und Pferdemist nicht kombiniert wurden die höchsten Huminsäuregehalte.

Bei Miete II (Mischung von Bioabfall und Pferdemist) lagen die Werte der Parameter Wassergehalt, Glühverlust, C/N Verhältnis, $\text{NO}_3\text{-N}$ und Huminsäuren (nach FT-IR) zwischen den Ergebnissen der Varianten I (Bioabfall) und IV (Pferdemist). Diese Ergebnisse decken bei den Parametern Glühverlust, C/N-Verhältnis und Huminsäurebildung sich mit denen von Getinet (2008).

Allerdings waren bei Getinet (2008), der Verlauf der Selbsterwärmung, der Abbaurate der organischen Substanz und die Anhäufung von Huminsäuren im reinen Bioabfall höher als in der Variante mit reinem Pferdemist. Die Ergebnisse dieser Arbeit bezüglich der genannten Parameter hingegen zeigen das Gegenteil.

Da die Rotte durch die Beigabe von Pferdemist rascher verläuft (siehe Ergebnisse von NH_4 , NO_3 , AT_4) könnte zukünftig das Material z.B. nach 4 – 6 Wochen schon vom Platz genommen zur Nachrotte und auf unbefestigte Fläche verlegt werden.

Pferdemist ist in Zumischung zu Bioabfall (6 %), anstatt dem Bioabfall (12 %) oder nur in Kombination (40 %) mit Strauchschnitt verwendbar und beeinflusst den Rotteverlauf positiv. Der Einsatz in der Kompostierung stellt in jedem Fall eine förderliche Alternative zur Stapelmist-Lagerung dar (besonders wegen der hohen Mineralisierungsraten unter anaeroben Bedingungen).

Entweder man steuert die Rotte so, dass die Prozesslänge im Vordergrund steht, das heißt mit einer schnelleren Heißrottephase und verkürzter Nachrotte- und Reifephase. Oder man legt das Augenmerk auf die Endproduktqualität. Ziel der Kompostierung soll ja schließlich nicht nur der schnelle Abbau des organischen Materials, sondern vielmehr die Bildung von Huminsäuren und Stabilisierung der Organik sein.

8 Literaturverzeichnis

- Aichberger, K., & Wimmer, J. (1998). Auswirkungen einer mehrjährigen Kompostdüngung auf Bodenkenndaten und Pflanzenertrag. *Runder Tisch Kompost - RTK, Wien, 29.-30.9.1998* (S. 86-87). Linz: Bundesamt für Agrarbiologie.
- Amlinger, F., Peyr, S., Geszti, J., Dreher, P., Weinfurtner, K., & Nortcliff, S. (2006). *Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden*. Wien: BMFLUW.
- Amlinger, F., Peyr, S., Hildebrandt, U., Müsken, J., Cuhls, C., & Clemens, J. (2005). *Richtlinie: Stand der Technik der Kompostierung*. Wien: BMFLUW.
- Baumgarten, A., Müller, H., Spatny, N., Feichinger, F., Tulnik, R., Strebl, H., Humer, J., & Swoboda, M., (2010). *Richtlinie für die Anwendung von Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft*. Wien: BMFLUW.
- Binner, E., Lechner, P., & Smidt, E. (2004). Biologische Behandlung. In P. Lechner, *Kommunale Abfallentsorgung*. Wien: Facultas Universitätsverlag.
- Braun, R. (2001). *Stand der Technik der Biogasabfallvergärung*. Wien: Wiener Umweltanwaltschaft.
- Buchgraber, K., & Gindl, G. (2004). *Zeitgemäße Grünlandbewirtschaftung*. Graz: Leopold Stocker Verlag.
- Etz, H., & Baumgarten, A. (2006). *Richtlinien für die sachgerechte Düngung*. Wien: BMFLUW.
- Fischer, J. L., Albrecht, A., & Kämpfer, P. (2001). Mikrobiologie der Kompostierung von Abfällen. In P. Kämpfer, & W. D. Weißenfels, *Biologische Behandlung organischer Abfälle*. Berlin: Springer Verlag.
- Friedel, J. K. (2012/2013). Humus, LVA- Nr. 911.008. Universität für Bodenkultur, Wien.
- Fuchs, J. G. (2005). Qualitätsansprüche von Komposten. Frick: Forschungsinstitut für biologischen Landbau.
- Getinet, D. (2008). *Development of composting practices for organic waste treatment and soil restoration in Ethiopia*. Wien: Universität für Bodenkultur.
- Helfer, A., & Merrettig-Bruns, U. (2001). Testverfahren zur aeroben biologischen Abbaubarkeit von Feststoffen. In W. D. Peter Kämpfer, *Biologische Behandlung organischer Abfälle*. Berlin: Springer Verlag.
- Hölzl, F. X. (2012). *Abfallwirtschaftsbericht Freistadt*. Freistadt: Bezirksabfallwirtschaftsverband.
- Meissl, K., Smidt, E., & Tintner, J. (2007). *Humus als Qualitätskriterium für Kompost*. Wien: Universität für Bodenkultur.
- Scheffer, F., & Schachtschabel, P. (1982). *Lehrbuch der Bodenkunde, 11.Auflage*. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- Smidt, E., Binner, E., & Lechner, P. (2008). *Huminstoffe als Qualitätsparameter für Komposte und zur verfahrenstechnischen Optimierung von Kompostanlagen*. Wien: Universität für Bodenkultur.
- Smidt, E., Lebsorger, S., & Kisser, M. I. (2004). Untersuchung von Abfällen. In P. Lechner, *Kommunale Abfallentsorgung*. Wien: Facultas Universitätsverlag.

- Weissbart, J., Lammert, B., & Groschupp, C. (2001). *Stickstoffverfügbarkeit von kompostierbaren Abfällen im Ökolandbau*. Schiltigheim: Organisation Professionnelle de l'Agriculture Biologique en Alsace.
- Weißenfels, W. D. (2001). Verfahrenstechnik der aeroben Behandlung. In P. Kämpfer, & W. D. Weißenfels, *Biologische Behandlung organischer Abfälle*. Berlin: Springer Verlag.
- Zaied, H. (1999). *Untersuchungen zum Einfluß verschiedener Zusätze auf den Rotteverlauf, die Stickstoffdynamik und die Kompostqualität bei der Kompostierung von Reststoffen aus der Legehennenhaltung*. Georg-August-Universität Göttingen: Selbstverlag Hachem Zaied.
- http://www.agravis.de/media/pflanzen/pflanzen_pdf/duengemittel/Naehrstoffentzuege.pdf. (2013). Von Agravis Raiffeisen AG. abgerufen
- http://www.kompostbiogas.info/index.php?option=com_content&task=view&id=197&Itemid=223. (2013). Von Kompost-Biogas Info. Abgerufen

9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anlagen zur Behandlung von Abfällen in Österreich 2010 (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011).....	13
Tabelle 2: Abfallmengen 2012, Bezirk Freistadt (Hölzl, 2012).....	14
Tabelle 3: Übernommene Abfälle in der Anlage Gstötenbauer (2012)	15
Tabelle 4: Einteilung der Mikroorganismen nach Temperaturoptima.....	19
Tabelle 5 a: Auflistung in biogenen Abfällen vorkommender Naturstoffe (Bidlingmeier und Müsken, 1997 in Fischer, et al., 2001).....	20
Tabelle 6 b: Auflistung in biogenen Abfällen vorkommender Naturstoffe (Bidlingmeier und Müsken, 1997 in Fischer, et al., 2001).....	21
Tabelle 7: Varianten des Temperatur-Zeitregimes zum indirekten Nachweis zur Seuchenhygiene (Amlinger, et al., 2005).....	24
Tabelle 8: Phasen der Entstehung geruchsaktiver Substanzen beim Rotteprozess (Amlinger, et al., 2005)	25
Tabelle 9: Maßnahmen zur Prozessoptimierung für einen emissionsarmen Betrieb (Amlinger, et al., 2005)	27
Tabelle 10: Einteilung Rottegrade (LAGA- Merkblatt 10, 1995).....	28
Tabelle 11: Anforderungen Qualitätsklassen (BGBl. II Nr. 292 / 2001)	34
Tabelle 12: Stickstoffbindung in Wirtschaftsdüngern (Richtlinien für die sachgerechte Düngung, 2006).....	37
Tabelle 13: Spannweiten von Nährstoffgehalte in Komposten (Baumgarten et al, 2010)	38
Tabelle 14: Gesamtgehalte und Löslichkeit von Komposten (Baumgarten, et al., 2010)	38
Tabelle 15: Analysendaten - Mittelwerte von 10 Reifekomposten (Binner et al, 2004)	38
Tabelle 16: Eigenschaften der Huminstoffe (Scheffer und Schachtschabel, 1982) ..	39
Tabelle 17: Zuordnung der organischen Wellenzahlenbereiche (Meissl et al., 2007)42	
Tabelle 18: Zuordnung der anorganischen Wellenzahlenbereiche (Meissl et al., 2007)	43
Tabelle 19: Kohlenstoffgehalte von organischen Düngern im Humus (Amlinger et al., 2006)	46
Tabelle 20: Auswirkungen einer mehrjährigen Kompostdüngung auf Bodenkenndaten und Pflanzenertrag (Aichberger und Wimmer, 1998)	47
Tabelle 21: Maximale Kompostaufbringungsmengen gemäß Kompostverordnung (BGBl. 292/2001).....	54
Tabelle 22: Kompostanwendung für landwirtschaftlichen Kulturen (Baumgarten et al., 2010)	55
Tabelle 23: Zusammensetzungen der 4 Versuchsmieten.....	61
Tabelle 24: Umsetzhäufigkeit und Bewässerung der Versuchsmieten	62
Tabelle 25: Mess- und Analysenprogramm des Kompostversuches	64
Tabelle 26: Mietenabmessungsanfangs- und Endwerte	80
Tabelle 27: Schwermetallgehalte (mg/kg TM) aller 4 Komposte.....	96
Tabelle 28: Nährstoffgehalte der 4 Komposte	97

Tabelle 29: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 1t FM oder 600 kg TM/ha.....	97
Tabelle 30: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 13,4 t FM oder 8 t TM/ha	98
Tabelle 31: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 25 t FM oder 15 t TM/ha	98
Tabelle 32: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 42 t FM oder 25 t TM/ha	98
Tabelle 33: Nährstoffgehalte der Komposte bei Aufbringungsmengen von 67 t FM oder 40 t TM/ha	98
Tabelle 34: Berechnungsbeispiel der Düngerwirkung bei der Fruchtfolge Körnerraps - Weizen.....	99
Tabelle 35: Berechnungsbeispiel der Düngerwirkung bei der Fruchtfolge Körnermais - Weizen - Weizen	100
Tabelle 36: Durchschnittliche Nährstoffentzüge von Ackerkulturen (www.agravis.de)	101

10 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Gesamtabfallaufkommen in Österreich 2009 (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011).....	11
Abbildung 2: Abfallzusammensetzung von Haushalten und ähnlichen Einrichtungen in Österreich 2009 (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011).....	12
Abbildung 3: Veränderung bei der Verwertung und Beseitigung von Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen zwischen 1989 und 2009 (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011).....	12
Abbildung 4: Kompostieranlage Gstötenbauer	15
Abbildung 5: Vlieswickler	16
Abbildung 6: Energieumwandlung beim aeroben und beim anaeroben Prozess nach Braun, 2001	17
Abbildung 7: Stufen der Mineralisierung der biogenen Ausgangssubstanzen durch den mikrobiellen Abbau (Binner, 2002 aus www.kompost-biogas.at).....	18
Abbildung 8: Vereinfachte schematische Darstellung einer Kompostieranlage (Bundesabfallwirtschaftsplan, 2011).....	32
Abbildung 9: Korrelations-Loadingsplot der Hauptkomponentenanalyse der Parameter Huminsäuren (HS), Gesamtstickstoff (TN), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Glühverlust (GV) und Atmungsaktivität (AT ₄) (Smidt et al., 2008)	40
Abbildung 10: Wellenzahlenbereich mit organischen "Indikatorbanden" (Meissl et al., 2007)	42
Abbildung 11: Wellenzahlbereiche mit anorganischen "Indikatorbanden" (Meissl, et al., 2007).....	43
Abbildung 12: Anteil des humusreproduktionswirksamen Kohlenstoff am organisch gebundenen Kohlenstoff (Amlinger et al., 2006).....	45
Abbildung 13: Erträge bei unterschiedlicher Kompost bzw. Düngergabe im 8-jährigen Durchschnitt (80 N = 100 %), (Aichberger und Wimmer, 1998).....	48
Abbildung 14: Huminsäuregehalte in Plaggenböden in unterschiedlichen Tiefen (Smidt et al., 2004)	56
Abbildung 15: Bioabfalllager	58
Abbildung 16: Siebüberlauf.....	58
Abbildung 17: Strukturmateriallager	58
Abbildung 18: Grünschnittlager	59
Abbildung 19: Pferdemitlager.....	59
Abbildung 20: Aufsetzen der Mieten.....	60
Abbildung 21: Miete III und IV unmittelbar nach dem ersten Umsetzen	60
Abbildung 22: Miete I und II unmittelbar nach dem ersten Umsetzen.....	60
Abbildung 23: Zusammensetzungen der 4 Versuchsmieten.....	61
Abbildung 24: Anordnung der Mess- bzw. Probenahmestellen	63
Abbildung 25: Probenahme	63
Abbildung 26: Temperaturverlauf in den Mieten I - IV	73
Abbildung 27: Mietenluftzusammensetzung der 4 Varianten.....	74

Abbildung 28: Verlauf der Wassergehalte in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	76
Abbildung 29: Verlauf der pH-Wert-Mittelwerte im Vergleich.....	77
Abbildung 30: Verlauf der Leitfähigkeit (kompensiert auf 20°C) in allen 4 Varianten	78
Abbildung 31: Verlauf der Glühverluste in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	79
Abbildung 32: Verlauf der TOC-Werte in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	81
Abbildung 33: Verlauf der Atmungsaktivität in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	82
Abbildung 34: Verlauf der C/N Verhältnisse in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	84
Abbildung 35: Verlauf von Ammoniumstickstoff in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	85
Abbildung 36: Verlauf von Nitratstickstoff in den Mieten I - IV (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	87
Abbildung 37: Verhältnis von Ammonium- und Nitratstickstoff im Rotteverlauf	88
Abbildung 38: Nährstoffgehalte der 4 Komposte (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	89
Abbildung 39: Huminsäuregehalte (nach Dannenberg) der 4 Komposte (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	91
Abbildung 40: Huminsäuregehalte (mittels FT-IR) der 4 Komposte (Darstellung der Mittelwerte und der maximalen Abweichungen von aus 3 unterschiedlichen Bereichen jeder Miete entnommenen Einzelproben).....	92
Abbildung 42: FT-IR-Spektren von Miete I (nach 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13 Wochen Rottedauer).....	94
Abbildung 42: FT- IR- Spektren von Miete II (nach 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13 Wochen Rottedauer).....	94
Abbildung 43: FT- IR-Spektren von Miete III (nach 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13 Wochen Rottedauer).....	95
Abbildung 44: FT-IR- Spektren von Miete IV (nach 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13 Wochen Rottedauer).....	95
Abbildung 45: FT-IR-Derivativspektren der Ausgangsmaterialmischungen und Endproben (Komposte) von allen vier Varianten	96

11 Formelverzeichnis

Formel 1: Wassergehalt (WG in % FM)	67
Formel 2: Glühverlust (GV in % TM)	67
Formel 3: Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC in % TM)	68
Formel 4: Gesamtstickstoff (TN in % TM)	68
Formel 5: Ausgangsextrakt (OD/g oTM)	70
Formel 6: Fulvosäuren (OD/g oTM)	70
Formel 7: Huminsäuren (OD/g oTM)	70
Formel 8: Huminsäuren (% oTM)	70
Formel 9: Schwermetallgehalt (mg/kg TM)	71

12 Anhang

12.1 Abkürzungen

Al	Aluminium
ATR	Messtechnik der Infrarotspektroskopie
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
C	Konzentration
°C	Grad Celsius
Ca	Calcium
CaCO ₃	Calciumcarbonat
CaO	Calciumoxid
Cd	Cadmium
CH ₄	Methan
C/N	Kohlenstoff/ Stickstoff-Verhältnis
Cr	Chrom
Co	Cobalt
COOH	Karboxylgruppe
CO ₂	Kohlendioxid
Cu	Kupfer
Fe	Eisen
FM	Frischmasse
g	Gramm
GV	Glühverlust
h	Stunde
Hg	Quecksilber
K ₂ O	Kalium
l	Liter
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
mm	Milimeter
Mg	Magnesium
Na	Natrium
mS/cm	Milisiemens pro Zentimeter
NaOH	Natriumhydroxid
N _{Dumas}	organisch gebundener Stickstoff, entspricht in Komposten näherungsweise dem Gesamtstickstoff
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺ - N	Ammoniumstickstoff
Ni	Nickel
N _{min}	Mineralischer Stickstoff
NO ₃ ⁻ - N	Nitratstickstoff
NO ₂ ⁻ - N	Nitritstickstoff
O ₂	Sauerstoff

OS	Organische Substanz
OBS	Organische Bodensubstanz
P	Phosphor
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/PCDF	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
Pb	Blei
P ₂ O ₅	Phosphat
PO ₄	Phosphat
pH-Wert	negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenaktivität
SO ₄	Sulfat
TC	Gesamtkohlenstoff
TIC	Gesamter anorganischer Kohlenstoff
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
TM	Trockenmasse (häufig auch als TS = Trockensubstanz bezeichnet)
V	Volumen
WG	Wassergehalt
Zn	Zink

12.2 Auswertefiles

Temperaturaufzeichnung

Woche	Miete I				Miete II				Miete III				Miete IV			
	Temperatur			MW	Temperatur			MW	Temperatur			MW	Temperatur			MW
1.	47	49	52	49	51	48	50	50	49	50	51	50	54	61	63	59
	54	53	54	54	54	55	54	54	56	62	61	60	72	76	73	74
	68	69	62	66	60	65	61	62	65	72	74	70	72	76	72	73
	78	75	72	75	75	78	73	75	78	79	79	79	74	72	67	71
	78	77	68	74	75	76	78	76	62	66	67	65	68	63	66	66
	80	81	76	79	78	75	80	78	66	63	69	66	68	66	69	68
2.	80	78	78	79	74	74	70	73	64	62	71	66	67	63	66	65
	77	80	83	80	74	67	73	71	66	67	69	67	67	67	64	66
	71	71	80	74	65	66	63	65	61	63	65	63	64	63	62	63
	73	74	80	76	66	68	65	66	65	66	67	66	66	66	63	65
	70	73	73	72	68	70	67	68	66	67	69	67	65	66	62	64
3.	69	70	70	70	64	60	60	61	64	64	60	63	56	57	51	55
	65	69	70	68												
	69	73	72	71	66	69	67	67	62	62	60	61	45	57	55	52
	74	70	69	71	69	71	68	69	65	64	63	64	48	63	61	57
	70	69	68	69	66	68	64	66	64	67	64	65	63	65	61	63
4.	71	70	71	71	66	68	65	66	66	66	65	66	65	67	66	66
	67	65	63	65	64	67	63	65	65	65	65	65	61	65	65	64
	64	65	63	64	64	66	64	65	67	67	64	66	62	66	65	64
5.	65	66	64	65	63	63	64	63	63	64	62	63	62	65	64	64
	62	62	58	61	66	64	59	63	63	61	60	61	62	62	63	62
6.																
	53	54	53	53	53	56	57	55	56	56	54	55	57	56	54	56
7.	59	57	55	57	58	59	57	58	59	57	54	57	60	61	58	60
	51	56	55	54	56	56	53	55	55	53	51	53	57	57	55	56
	59	59	56	58	60	61	54	58	59	56	52	56				
	53	52	49	51	54	53	46	51	52	51	47	50	55	55	50	53
	56	56	52	55	56	56	48	53	55	54	49	53	58	59	54	57
8.																
	58	57	55	57	58	59	55	57	58	56	54	56	60	61	58	60
	51	50	48	50	55	55	51	54	54	52	51	52	58	58	53	56
9.	42	37	52	44	42	43	40	42	43	42	41	42	44	46	45	45
	44	40	55	46	43	45	43	44	45	45	46	45	49	48	49	49
	43	40	48	44	42	43	43	43	44	46	47	46	48	50	48	49

10.																
	47	45	41	44	47	47	48	47	48	49	51	49	51	52	52	52
	45	44	40	43	45	47	48	47	48	50	51	50	51	52	52	52
11.																
	41	45	39	42	42	44	46	44	45	49	49	48	46	50	50	49
	40	45	39	41	42	45	47	45	44	49	50	48	46	50	49	48
12.																
	28	29	27	28	29	33	33	32	30	36	37	34	33	35	35	34
	28	29	27	28	30	33	34	32	31	37	37	35	33	36	36	35
13.																
	30	30	27	29	34	35	34	34	35	39	40	38	35	38	37	37
	29	30	28	29	34	35	34	34	35	39	39	38	35	38	35	36

Miete I													Miete II														
Woche	CO ₂			MW CO ₂	CH ₄			MW CH ₄	O ₂			MW O ₂	CO ₂ + O ₂	Woche	CO ₂			MW CO ₂	CH ₄			MW CH ₄	O ₂			MW O ₂	CO ₂ + O ₂
1.	12,7	9,6	17	13,1	0	0	0	0,0	8,9	12,1	9	10,0	23,1	1.	16,6	17,4	16,2	16,7	0,1	0,1	0	0,1	1,4	1,9	4,2	2,5	19,2
	26	29,9	41,1	32,3	1,9	1,6	4	2,5	0	0	0	0,0	32,3		45	39,2	32,6	38,9	6,5	5	2,3	4,6	0	0	0	0,0	38,9
	28,7	37,2	41,9	35,9	3,1	4,7	9	5,6	0	0	0	0,0	35,9		45,8	45	41,2	44,0	18,1	22,1	16,6	18,9	0	0	0	0,0	44,0
	22,5	23,6	41,1	29,1	1,4	2,5	4,6	2,8	0	0,6	0	0,2	29,3		35,7	32,2	31	33,0	15,7	18,1	12,2	15,3	0,5	0	0	0,2	33,2
	5,8	4,8	7,1	5,9	0,1	0,1	0,3	0,2	12,6	13,8	11,4	12,6	18,5		6,6	6,8	8,4	7,3	0,2	0,1	0,2	0,2	8,5	11,2	8,6	9,4	16,7
	8,4	8,2	13,1	9,9	0,1	0	0,3	0,1	10,4	10,9	5,2	8,8	18,7		7,7	7,6	9,6	8,3	0,2	0,2	0,3	0,2	11,4	8,2	8,4	9,3	17,6
2.	2,7	2,8	7,5	4,3	0	0	0,1	0,0	16,9	16,9	10,3	14,7	19,0	2.	3	2,2	2,3	2,5	0	0	0	0,0	17	18	18	17,7	20,2
	7,8	6,5	13,4	9,2	0	0	0,1	0,0	8	11,4	1,4	6,9	16,1		6,8	4	6,4	5,7	0	0	0,3	0,1	9	16,1	12,5	12,5	18,2
	3,9	3,9	7,5	5,1	0	0	0	0,0	13,6	13,5	7,8	11,6	16,7		3,1	2,9	4,4	3,5	0	0	0	0,0	15	15,4	13,3	14,6	18,1
	2,3	5	7,5	4,9	0	0	0	0,0	15	14,2	10,6	13,3	18,2		5,7	2,8	0,7	3,1	0	0	0	0,0	13,5	17,3	18,6	16,5	19,6
	3,7	4,7	4,9	4,4	0	0	0	0,0	13,4	11,7	14,6	13,2	17,6		2,3	2,3	1,1	1,9	0	0	0	0,0	16,5	13,3	18,5	16,1	18,0
	1,5	2,3	1,8	1,9	0	0,1	0,1	0,1	16,3	14,3	14,6	15,1	17,0		2,3	2,6	1,9	2,3	0,1	0	0,1	0,1	5,7	16,2	15	12,3	14,6
3.	3	5,3	4,6	4,3	0	0	0,1	0,0	11,6	8,7	9,4	9,9	18,6	3.	1,7	0,5	0,9	1,0	0	0	0	0,0	15,3	17,4	16,4	16,4	17,4
	3,2			3,2	0	0	0	0,0																			
	5,4	2,9	4,8	4,4	0	0	0	0,0							7,4	6,8	6,5	6,9	0	0	0	0,0					
	2,2			2,2	0	0	0	0,0							1,1	5	2,2	2,8	0	0	0	0,0					
4.	2,3	2,3	7,1	3,9	0	0	0,3	0,1						4.	6,2	6	5,1	5,8	0,3	0,2	0,1	0,2					
	1,6	1,3	1,4	1,4	0	0	0	0,0							3	3	1,6	2,5	0	0	0	0,0					
	1,4	2,4	3	2,3	0	0	0	0,0							2,9	2,8	2,5	2,7	0	0	0	0,0					
5.	6,4	6	5,4	5,9	0,3	0,2	1	0,5						5.													
7.														7.													
															10	9,6		9,8	0	0		0,0	9,9	9,6		9,8	19,6
	15,8	13,4	16,6	15,3	0	0	0	0,0	2,5	5,5	3,3	3,8	19,1		11,9	10,4	10,4	10,9	0	0	0	0,0	5,2	5,7	7,2	6,0	16,9
	15,7	14,1	11	13,6	0	0	0	0,0							14,5	11,4	9,9	11,9	0	0	0	0,0					17,9
8.	15,6	17,2	13,7	15,5	0,1	0,1	0	0,1	3,8	4,4	6,4	4,9	20,4	8.	17,5	14	11,4	14,3	0,1	0,1	0	0,1	1,3	3,5	6,9	3,9	18,2
	14,8	14,4	12,9	14,0	0	0,1	0	0,0	3,9	4,2	5,2	4,4	18,5		12,9	12,1	11,8	12,3	0	0	0	0,0	5,2	5,6	6	5,6	17,9
												</															

Miete III													
Weche	CO ₂			MW CO ₂	CH ₄			MW CH ₄	O ₂			MW O ₂	CO ₂ + O ₂
1.	14,6	9,6	12,7	12,3	0	0	0	0,0	3,2	10,4	6,1	6,6	18,9
	29,9	26	29,5	28,5	4	1,4	2,2	2,5	0	0	0,4	0,1	28,6
	27,9	20,9	27,9	25,6	9,9	7	11,9	9,6	0	0	0	0,0	25,6
	24	12,3	22,5	19,6	7,2	1,3	6,1	4,9	0	6,2	0	2,1	21,7
	6,3	4,6	10,4	7,1	0,1	0,1	0,8	0,3	12,3	14,8	7,6	11,6	18,7
	2,6	3,5	7,1	4,4	0	0	0,3	0,1	18,2	16,9	12,6	15,9	20,3
	4,4	1,5	1,7	2,5	0,1	0	0	0,0	15,4	19	18,5	17,6	20,1
2.	2,4	2,8	2,6	2,6	0	0	0	0,0	18,2	17,3	17,8	17,8	20,4
	2	2,4	3,3	2,6	0	0	0	0,0	16,9	16,3	15,2	16,1	18,7
	1,8	2,7	1,9	2,1	0	0	0	0,0	18,7	17,5	18,5	18,2	20,3
	5,1	4	3,4	4,2	0	0	0	0,0	12,1	14,1	15,1	13,8	18,0
	1,3	1,8	1,8	1,6	0	0	0	0,0	16,3	15,5	15,7	15,8	17,4
3.	1,3	1,3	1	1,2	0	0	0	0,0	15,2	15,4	16,9	15,8	17,0
	5,1	2,3	4,1	3,8	0	0	0	0,0					
	1,4	2,1	2,7	2,1	0	0	0	0,0					
4.	2,4	2,1	2,2	2,2	0	0	0	0,0					
	4,1	2,6	2,6	3,1	0	0	0	0,0					
	2,9	2,8	2,7	2,8	0	0	0	0,0					
5.													
7.													
	15	14	13	14,0	0	0	0	0,0	4,7		6,5	5,6	19,6
	10,8	10	13	11,3	0	0	0	0,0	5,7	6,4	5,5	5,9	16,9
	16	11	10,6	12,5	0	0	0	0,0	1,3	3,3	3,3		18,4
	14,8	17,6	13,3	15,2	0	0	0	0,0	3,3	1,4	5,4	3,4	18,6
8.													
	13,7	9,8	12,5	12,0	0	0	0	0,0	4,5	7,9	5,7	6,0	18,0
Miete IV													
Weche	CO ₂			MW CO ₂	CH ₄			MW CH ₄	O ₂			MW O ₂	CO ₂ + O ₂
1.	9,4	7,7	6,7	7,9	0	0	0	0,0	13,2	15,7	16,1	15,0	22,9
	24	24,8	22,5	23,8	1,6	2,8	2	2,1	0	0,3	0	0,1	23,9
	16,2	19,4	10,4	15,3	1,7	3	0,4	1,7	2	0,8	7,3	3,4	18,7
	19,3	14,7	13,9	16,0	1,8	0,9	0,6	1,1	0,5	3,9	4,5	3,0	19
	6,3	3,5	3,5	4,4	0	0	0	0,0	13,1	16,5	16,3	15,3	19,7
	3,4	1,4	4,8	3,2	0	0	0	0,0	16,9	19,5	15,3	17,2	20,4
	3,4	1,5	3,6	2,8	0	0	0	0,0	16,7	18,9	16,4	17,3	20,1
2.	5,3	1,8	2,9	3,3	0	0	0	0,0	14,1	18,1	16,8	16,3	19,6
	2,2	3	3,1	2,8	0	0	0	0,0	16,4	15,3	14,9	15,5	18,3
	1,8	1,4	2,6	1,9	0	0	0	0,0	18,7	18,9	17,6	18,4	20,3
	1,5	2,7	2,6	2,3	0	0	0	0,0	18,1	15,9	16,2	16,7	19
	1,2	1,1	0,8	1,0	0	0	0	0,0	17,3	17,9	19,1	18,1	19,1
3.	0,6	1,6	0,5	0,9	0	0	0	0,0	17,8	15,9	19,1	17,6	18,5
	2,8	5,9	3,6	4,1									
	3,7	1,9	3,4	3,0									
4.	2,1	2,3	4,8	3,1	0	0	0	0,0					
	0,8	1,8	2	1,5	0	0	0	0,0					
	1,1	1,8	3,1	2,0	0	0	0	0,0					
5.	2,9	5,6	3,1	3,9									
7.													
	15	14	13	14,0	0	0	0	0,0	4,7		6,5	5,6	19,6
	10,8	10	13	11,3	0	0	0	0,0	5,7	6,4	5,5	5,9	16,9
	16	11	10,6	12,5	0	0	0	0,0	1,3	3,3	3,3		18,4
	14,8	17,6	13,3	15,2	0	0	0	0,0	3,3	1,4	5,4	3,4	18,6
8.													
	13,7	9,8	12,5	12,0	0	0	0	0,0	4,5	7,9	5,7	6,0	18,0

[illegible]

[illegible]

[illegible]

Miete IV																																					
Probe		039/IV-1-0	039/IV-2-0	039/IV-3-0	039/IV-1-1	039/IV-2-1	039/IV-3-1	039/IV-1-2	039/IV-2-2	039/IV-3-2	039/IV-1-4	039/IV-2-4	039/IV-3-4	039/IV-1-6	039/IV-2-6	039/IV-3-6	039/IV-1-9	039/IV-2-9	039/IV-3-9	039/IV-1-13	039/IV-2-13	039/IV-3-13					039/IV-0 MW	039/IV-1 MW	039/IV-2 MW	039/IV-4 MW	039/IV-6 MW	039/IV-9 MW	039/IV-13 MW				
Anlage		Gstöttenbauer																																			
Datum der Probenahme		04.07.2012	04.07.2012	04.07.2012	11.07.2012	11.07.2012	11.07.2012	19.07.2012	19.07.2012	19.07.2012	02.08.2012	02.08.2012	02.08.2012	16.08.2012	16.08.2012	16.08.2012	06.09.2012	06.09.2012	06.09.2012	039/IV-1-13	02.10.2012	02.10.2012	02.10.2012														
Probennehmer		Binner/Hantl	Binner/Hantl	Binner/Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Binner/Hantl	Binner/Hantl	Binner/Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Hantl	Hantl															
Material		Strauch/Pferdemist/Erde/Siebüberlauf																																			
Strukturmaterialeanteil	% Vol	45	45	45																																	
Behandlungsverfahren		Zellenmiete, tägl. Umsetzen																																			
Behandlungsdauer	Wochen	0	0	0	1	1	1	2	2	2	4	4	4	6	6	6	9	9	9	13	13	13															
Probenaufbereitung:																																					
Trocknungstemperatur	°C	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro	LuTro														
Mühle		Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben	Scheiben														
Mahleinheit	< mm	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5															
Versuchsdauer	Tage	0	0	0	7	7	7	15	15	15	29	29	29	42	42	42	63	63	63	91	91	91					0	7	15	29	42	63	91				
Wassergehalt	% FM	45,0	46,9	47,8	42,7	43,7	46,9	43,9	43,5	44,8	45,7	42,0	43,0	43,4	42,9	42,6	42,1	42,4	41,3	43,4	42,8	41,7					46,6	44,4	44,1	43,6	43,0	41,9	42,6				
pH-Wert (in Wasser)	-	6,4	6,7	7,0	7,5	7,1	7,4	7,2	7,2	7,2	7,1	7,1	7,3	7,4	7,6		7,4	7,4	7,3	8,0	7,6	7,8					6,7	7,3	7,2	7,2	7,5	7,4	7,8				
Leitfähigkeit	mS/cm	1,56	1,45	1,46																1,23	1,03	1,09					1,49						1,12				
NH ₄ ⁺ - N (in Wasser)	mg/kg TM	468	736	540	116	54	111	24	28	58	54	31	33	15	27		15	18	15	9	19	8					581	94	37	39	21	16	12				
NO ₃ ⁻ - N (in Wasser)	mg/kg TM	140	17	38	157	226	182	239	165	239	380	276	404	450	227		415	328	580		272						65	188	214	353	339	441	272				
N _{Donnerstag}	% TM	0,91	1,06	1,10	0,92	0,77	0,84	0,80	0,88	1,08	1,02	0,92	0,85	1,09	0,92	0,88	0,96	0,95	0,90	1,21	1,05	0,94					1,02	0,84	0,92	0,93	0,96	0,94	1,07				
Glühverlust (550°C)	% TM	51,6	46,6	44,8	30,4	29,0	30,1	28,1	27,5	32,5	29,6	30,9	28,3	28,4	29,2	28,0	26,9	26,3	28,8	25,8	25,9	27,1					47,7	29,8	29,4	29,6	28,5	27,3	26,3				
Corg / GV		0,39	0,42	0,39	0,49	0,46	0,45	0,49	0,47	0,50	0,50	0,51	0,54	0,52	0,50	0,51	0,43	0,43	0,40	0,48	0,53	0,42					0,40	0,47	0,49	0,52	0,51	0,42	0,47				
C org	% TM	19,9	19,5	17,6	14,9	13,4	13,6	13,9	12,8	16,2	14,9	15,9	15,2	14,7	14,6	14,3	11,7	11,3	11,5	12,3	13,6	11,5					19,0	14,0	14,3	15,3	14,5	11,5	12,5				
C anorg.	% TM	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1					0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1				
C/N		22	18	16	16	17	16	17	15	15	15	17	18	13	16	16	12	12	13	10	13	12					19	17	16	16	15	12	12				
Huminsäuren:																																					
	% oTM																																16,0				
Fulvosäuren	oD/g oTM																	234	202	231	190	187									218	202					
Huminsäuren	oD/g oTM																	1.491	1.294	1.457	1.123	1.252									1.393	1.277					
Huminstoffe [Summe]	oD/g oTM																	1.725	1.496	1.687	1.313	1.439									1.611	1.479					
Infrarotspektroskopie:																																					
Huminsäuren (Modell)	% oTM	15,0	18,0	14,0	19,0	21,0	21,0	22,0	24,0	25,0	23,0	26,0	27,0	26,0	27,0	29,0	26,0	28,0	28,0	27,0	29,0	26,0					17,0	20,0	24,0	25,0	27,0	27,0	27,0				
At ₂ Sapromat	mg O ₂ /g TM	29,0	32,4	30,2	8,0	5,1	6,4	3,0	3,2	4,1	1,5	2,2	2,0	1,5	1,6	1,5	1,4	1,3	1,3	1,5	1,8	1,5					30,5	6,5	3,4	1,9	1,5	1,3	1,6				
Rottegrad	-																			IV	IV	IV											IV				
P ₂ O ₅ - P	% TM																			0,16	0,12	0,13										0,14					
P ₂ O ₅ - P _{CAL}	% TM																																0,10				
K ₂ O	% TM																			0,78	0,70	0,67										0,72					
K ₂ O _{CAL}	% TM																			0,94	0,84	0,81										0,86					
CaO	% TM																																0,60				
CaCO ₃	% TM																			0,90	0,70	0,60										0,70					
Cd	mg/kg TM																			0,28	0,23	0,25										0,25					
Cr	mg/kg TM																			48,70	34,80	52,60										45,40					
Cu	mg/kg TM																			29,00	21,90	29,10										26,70					
Ni	mg/kg TM																			21,40	15,00	19,80										18,80					
Pb	mg/kg TM																			16,50	12,60	15,80										15,00					
Zn	mg/kg TM																			125,80	100,90	113,20										113,30					

ZUSAMMEN- FASSUNG Stickstoff Woche 13								ZUSAMMEN- FASSUNG Phosphor Woche 13							
Gruppen	Anzahl	Summe	Mittelwert	Varianz				Gruppen	Anzahl	Summe	Mittelwert	Varianz			
Miete I	3	3,5	1,17	0,007				Miete I	2	0,36	0,18	0,0002			
Miete II	3	3,29	1,1	0,001				Miete II	3	0,59	0,20	0,0000			
Miete III	3	3,21	1,07	0,0001				Miete III	3	0,48	0,16	0,0001			
Miete IV	3	3,2	1,07	0,0004				Miete IV	3	0,41	0,14	0,0004			
ANOVA								ANOVA							
Streuungsursache	Quadratsummen (SS)	Freiheitsgrade (df)	Mittlere Quadratsumme (MS)	Prüfgröße (F)	P-Wert	kritischer F-Wert		Streuungsursache	Quadratsummen (SS)	Freiheitsgrade (df)	Mittlere Quadratsumme (MS)	Prüfgröße (F)	P-Wert	kritischer F-Wert	
Unterschiede zwischen den Gruppen	0,0194	3	0,0065	0,9652	0,455	4,0662		Unterschiede zwischen den Gruppen	0,0059	3	0,0020	10,2985	0,0058	4,3468	
Innerhalb der Gruppen	0,0536	8	0,0067					Innerhalb der Gruppen	0,0013	7	0,0002				
Gesamt	0,073	11						Gesamt	0,0072	10					
ZUSAMMEN- FASSUNG Calciumcarbonat Woche 13								ZUSAMMEN- FASSUNG Huminsäuren (nasschemisch) Woche 13							
Gruppen	Anzahl	Summe	Mittelwert	Varianz				Gruppen	Anzahl	Summe	Mittelwert	Varianz			
Miete I	3	2,5	0,83	0,0233				Miete I	3	5305	1768	77846,333			
Miete II	3	3	1	0,03				Miete II	3	4891	1630	3306,333			
Miete III	3	2,1	0,7	0,01				Miete III	3	4104	1368	8251,000			
Miete IV	3	2,2	0,73	0,0233				Miete IV	3	4439	1480	36209,333			
ANOVA								ANOVA							
Streuungsursache	Quadratsummen (SS)	Freiheitsgrade (df)	Mittlere Quadratsumme (MS)	Prüfgröße (F)	P-Wert	kritischer F-Wert		Streuungsursache	Quadratsummen (SS)	Freiheitsgrade (df)	Mittlere Quadratsumme (MS)	Prüfgröße (F)	P-Wert	kritischer F-Wert	
Unterschiede zwischen den Gruppen	0,1633	3	0,0544	2,5128	0,1322	4,0662		Unterschiede zwischen den Gruppen	274970,92	3	91656,972	2,919	0,100	4,066	
Innerhalb der Gruppen	0,1733	8	0,0217					Innerhalb der Gruppen	251226,00	8	31403,250				
Gesamt	0,3367	11						Gesamt	526196,92	11					
ZUSAMMEN- FASSUNG Kalium Woche 13								ZUSAMMEN- FASSUNG Huminsäuren (FTIR) Woche 13							
Gruppen	Anzahl	Summe	Mittelwert	Varianz				Gruppen	Anzahl	Summe	Mittelwert	Varianz			
Miete I	2	148	0,74	0,0008				Miete I	3	79,872	27	0,029			
Miete II	3	2,15	0,72	0,0006				Miete II	3	73,565	25	1,433			
Miete III	3	197	0,66	0,0009				Miete III	3	75,151	25	0,566			
Miete IV	3	2,15	0,72	0,0032				Miete IV	3	82,439	27	3,150			
ANOVA								ANOVA							
Streuungsursache	Quadratsummen (SS)	Freiheitsgrade (df)	Mittlere Quadratsumme (MS)	Prüfgröße (F)	P-Wert	kritischer F-Wert		Streuungsursache	Quadratsummen (SS)	Freiheitsgrade (df)	Mittlere Quadratsumme (MS)	Prüfgröße (F)	P-Wert	kritischer F-Wert	
Unterschiede zwischen den Gruppen	0,0103	3	0,003	2,305	0,164	4,347		Unterschiede zwischen den Gruppen	16,919	3	5,6398	4,3567	0,0426	4,0662	
Innerhalb der Gruppen	0,0104	7	0,001					Innerhalb der Gruppen	10,356	8	1,2945				
Gesamt	0,0207	10						Gesamt	27,276	11					

Post-hoc-t-tests

HS- Zw eistichproben t-Test bei abhängigen Stichproben	Miete I	Miete IV	P- Zw eistichproben t-Test bei abhängigen Stichproben	Miete I	Miete IV
Mittelw ert	26,62	27,48	Mittelw ert	0,18	0,14
Varianz	0,0290	3,1502	Varianz	1,00E-04	0,0004
Beobachtungen	3,0000	3,0000	Beobachtungen	3,0000	3
Pearson Korrelation	-0,5080		Pearson Korrelation	0,9608	
Hypothetische Differenz der Mittelw erte	0,0000		Hypothetische Differenz der Mittelw erte	0,0000	
Freiheitsgrade (df)	2,0000		Freiheitsgrade (df)	2,0000	
t-Statistik	-0,7938		t-Statistik	6,5000	
P(T<=t) einseitig	0,2553		P(T<=t) einseitig	0,0114	
Kritischer t-Wert bei einseitigem t-Test	2,9200		Kritischer t-Wert bei einseitigem t-Test	2,9200	
P(T<=t) zw eiseitig	0,5105		P(T<=t) zw eiseitig	0,0229	
Kritischer t-Wert bei zw eiseitigem t-Test	4,3027		Kritischer t-Wert bei zw eiseitigem t-Test	4,3027	
HS- Zw eistichproben t-Test bei abhängigen Stichproben	Miete II	Miete IV	P- Zw eistichproben t-Test bei abhängigen Stichproben	Miete II	Miete IV
Mittelw ert	24,52	27,48	Mittelw ert	0,20	0,14
Varianz	1,4326	3,1502	Varianz	2,59E-05	0,0004
Beobachtungen	3,0000	3,0000	Beobachtungen	3	3
Pearson Korrelation	0,1712		Pearson Korrelation	0,4193	
Hypothetische Differenz der Mittelw erte	0,0000		Hypothetische Differenz der Mittelw erte	0,0000	
Freiheitsgrade (df)	2,0000		Freiheitsgrade (df)	2,0000	
t-Statistik	-2,6092		t-Statistik	5,3000	
P(T<=t) einseitig	0,0604		P(T<=t) einseitig	0,0169	
Kritischer t-Wert bei einseitigem t-Test	2,9200		Kritischer t-Wert bei einseitigem t-Test	2,9200	
P(T<=t) zw eiseitig	0,1208		P(T<=t) zw eiseitig	0,0338	
Kritischer t-Wert bei zw eiseitigem t-Test	4,3027		Kritischer t-Wert bei zw eiseitigem t-Test	4,3027	
HS- Zw eistichproben t-Test bei abhängigen Stichproben	Miete III	Miete IV	P- Zw eistichproben t-Test bei abhängigen Stichproben	Miete III	Miete IV
Mittelw ert	25,05	27,48	Mittelw ert	0,16	0,14
Varianz	0,5662	3,1502	Varianz	0,0001	0,0004
Beobachtungen	3,0000	3,0000	Beobachtungen	3,0000	3,0000
Pearson Korrelation	0,9183		Pearson Korrelation	0,7206	
Hypothetische Differenz der Mittelw erte	0,0000		Hypothetische Differenz der Mittelw erte	0,0000	
Freiheitsgrade (df)	2,0000		Freiheitsgrade (df)	2,0000	
t-Statistik	-3,7432		t-Statistik	2,6458	
P(T<=t) einseitig	0,0323		P(T<=t) einseitig	0,0590	
Kritischer t-Wert bei einseitigem t-Test	2,9200		Kritischer t-Wert bei einseitigem t-Test	2,9200	
P(T<=t) zw eiseitig	0,0645		P(T<=t) zw eiseitig	0,1181	
Kritischer t-Wert bei zw eiseitigem t-Test	4,3027		Kritischer t-Wert bei zw eiseitigem t-Test	4,3027	