Einfluss des Ausgangsmaterials auf die Humifizierung bei der Kompostierung

Gernot GUGGENBERGER

Diplomarbeit am Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt (Wau)
Institut für Abfallwirtschaft
Universität für Bodenkultur, Wien

Betreuung: O. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Peter Lechner
Dipl.-Ing. Dr. Ena Smidt

Universität für Bodenkultur Wien
Dek. Studiendekan
2

Wien, Juni 2008

PROBLEMSTELLUNG UND ZIEL DER ARBEIT

In den letzten Jahrzehnten hat die Kompostierung von organischen Abfällen in technisch geführten Kompostieranlagen mit der Zunahme an organischen Abfällen stark an Bedeutung gewonnen.

Laut Bundesabfallwirtschaftsplan (2006) betrug das geschätzte Aufkommen an Bioabfällen in Österreich für 2004 rund 800.000 Tonnen. Auf getrennt gesammelte biogene Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen entfielen dabei zirka 550.000 Tonnen.

Neben der fachgerechten Behandlung der biogenen Abfälle sollte auch großes Augenmerk auf den Kompost als ein qualitativ hochwertiges Produkt am Ende der Kompostierung gelegt werden. Dieses Endprodukt sollte Qualitätsmerkmale über die gesetzlich vorgeschriebenen Regelungen hinaus aufweisen. Als solche echten Qualitätsparameter gelten beispielsweise die Huminstoffe oder der Nährstoffgehalt und die phytosanitären Eigenschaften eines Kompostes.

Die Huminstoffe als Qualitätsparameter des Kompostes sind ausschlaggebend für eine Vielzahl seiner positiven Auswirkungen. Aufgrund der derzeitigen Klimaproblematik scheint vor allem eine Eigenschaft der Huminstoffe, nämlich jene als Kohlenstoffsenke, besonders erwähnenswert. Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998) enthalten Huminsäuren 500 bis 600 Gramm Kohlenstoff pro Kilogramm und zwischen 30 – 80 Gramm Stickstoff pro Kilogramm. Ein hoher Gehalt an Huminstoffen trägt also wesentlich zur langfristigen Bindung von Kohlenstoff und Stickstoff im Boden bei.

Aus den genannten Gründen liegt das Hauptaugenmerk dieser Diplomarbeit auf der Analyse der Auswirkungen des Ausgangssubstrates auf den Humifizierungsprozess. Anhand von Laborversuchen soll geklärt werden, in welchem Maße sich ein bestimmtes Ausgangsmaterial fördernd auf die Huminstoffbildung auswirkt und welche Komponenten daran wesentlich beteiligt sind. Zu diesem Zweck wurden einem Kompostrohmaterial aus einer großen österreichischen Kompostieranlage zwei verschiedene Lignine sowie ligninhaltige Materialien (weitgehend mineralisierter Laubkompost und Grünschnitt) beigemengt. Der Einfluss dieser Materialien, im speziellen des Lignins, auf die Huminstoffbildung stellt die Thematik dieser Arbeit dar.

Lignin stellt neben der Zellulose das zweithäufigste Polymer der Natur dar, wird aber bisher kaum genutzt. In der Zellstoffindustrie fallen jährlich weltweit an die 50 Millionen Tonnen Lignin an, die bislang zum Teil verfeuert wurden. Deshalb wird versucht, diese Lignine anderweitig zu nutzen. Beispielsweise existiert sein einigen Jahren ein natürlicher Kunststoff auf Ligninbasis (www.wikipedia.de). Würden diese Lignine nun günstige Eigenschaften auf den Kompostierungs- und Humifizierungsprozess zeigen, könnte man Teile dieser Lignine dafür verwendet. Die daraus resultierende „win-win" Situation würde sowohl der Industrie als auch den Betreibern von Kompostieranlagen zugute kommen.

Kurzfassung

Laut Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 192/2001) wird unter Kompostierung eine gesteuerte exotherme biologische Umwandlung abbaubarer organischer Materialien verstanden, deren Endprodukt ein huminstoffreiches Material mit mindestens 20 Masseprozent organischer Substanz ist. Das Produkt Kompost stellt das Ende eines weitestgehend geregelten Kompostierungsprozesses dar.

Mit der Zunahme an organischen Abfällen hat die Kompostierung in den letzten Jahrzehnten stark an Bedeutung gewonnen. Neben der fachgerechten Umwandlung der biogenen Abfälle zu Kompost wird zunehmend der Ruf nach einem qualitativ hochwertigen Endprodukt Kompost über die gesetzlichen Bestimmungen hinaus laut. Kompost sollte daher über echte Qualitätsparameter, wie es beispielsweise die Huminstoffe, der Nährstoffgehalt oder die phytosanitären Eigenschaften des Kompostes sind, bewertet werden.

Ziel dieser Diplomarbeit war es, den Einfluss verschiedener ligninhaltiger Ausgangssubstrate auf den Prozess der Humifizierung und somit auf die Huminstoffbildung bei der Kompostierung zu untersuchen.

Als Versuchsmaterial diente Kompostrohmaterial der Kompostieranlage Lobau. Mit den ligninhaltigen Zusätzen vermischt, wurde der Kompostierprozess dieser Materialien über einen Zeitraum von acht Wochen beobachtet.

Zur Durchführung der Versuche im Labormaßstab wurden zwei verschiedene Versuchsanordnungen gewählt. Zum einen kamen drei sogenannte Reaktortonnen zum Einsatz. Diese haben ein Fassungsvermögen von 240 Litern und wurden jeweils über die Hälfte mit Material befüllt. Neben der Referenztonne mit reinem Kompostrohmaterial wurde eine weitere Reaktortonne mit einem Gemisch aus Kompostrohmaterial und Grünschnitt sowie die dritte Reaktortonne mit Kompostrohmaterial und weitgehend mineralisiertem Laubkompost befüllt. Die zweite Versuchsanordnung bestand aus zylindrischen Glasschalen (Neubauer-Schalen) und zwei Rottereaktoren. Die Kleingefäße wurden jeweils im Doppelansatz mit reinem Kompostrohmaterial beziehungsweise mit Kompostrohmaterial und einem Lignin (Lignin A, Lignin S) befüllt. Da es aufgrund des geringen Fassungsvermögens der Glasschalen (ca. 200 g) zu keiner ausgeprägten Selbsterhitzung kommen konnte, wurde die Selbsterhitzung des Materials in größeren Rottereaktoren (ca. 4 kg Fassungsvermögen) gemessen. Die Temperatur der Klimakammer mit den darin befindlichen Kleingefäßen wurde anhand dieser Messungen gesteuert. Dadurch konnten optimale Prozessbedingungen sichergestellt werden.

Anhand der verschiedenen durchgeführten Analysen, wie der Atmungsaktivität, FT-IR Spektroskopie, Thermoanalyse, kann deutlich gezeigt werden, dass es über den Rotteprozess zu einem Ab- und Umbau, sowie zu einer deutlichen Stabilisierung aller Materialgemische gekommen ist

Die Reaktortonnenmaterialien zeigten vor allem zu Versuchsbeginn aufgrund der Zugabematerialien große Unterschiede in ihrer Reaktivität. Beispielsweise konnten in der Reaktortonne 2 (Referenz II + Grünschnitt) die höchsten Temperaturen, bis 68 °C, gemessen werden. Zudem wies dieses Materialgemisch die höchste Atmungsaktivität (AT_4) zu Versuchsbeginn auf. Ebenso konnte beim Referenzmaterial eine hohe Reaktivität festgestellt werden. Vor allem in den beiden Exsikkatoren (Rottereaktoren) hielt sich die Temperatur lange auf sehr hohem Niveau. Hier wurde ein Grossteil der leichtabbaubaren Organik in den ersten zwei bis drei Versuchswochen abgebaut. Beim Material der Reaktortonne 3 (Referenz II + Laubkompost) hingegen war die Reaktivität aufgrund der Zugabe des weitgehend mineralisierten Laubkompostes eher gering. Auch dies spiegelte sich in der Temperaturkurve und den AT_4-Werten wieder.

Hinsichtlich der Huminstoffbildung war bei allen Versuchsmaterialien eine Zunahme der Huminsäuren zu verzeichnen. Beim Referenzmaterial aus der Reaktortonne 1 konnte zu Versuchsende ein Huminsäuregehalt von 10 % der organischen Trockenmasse gemessen werden, was eine Verdoppelung der Huminsäuren über die Versuchsdauer bedeutet. Etwas schlechter entwickelten sich die Huminsäuren des Grünschnittgemisches der Reaktortonne 2. Hier konnte zu Versuchsende ein Wert von 8,7 % Huminsäuren, bezogen auf die organische Trockenmasse, gemessen werden. Der höchste Wert zu Versuchsende konnte beim Laubkompostgemisch der Reaktortonne 3 gemessen werden. Es ergab sich ein Huminsäuregehalt von 12,6 % der oTM. Aufgrund der Zugabe des Laubkompostes, welcher einen Huminsäuregehalt von 13 % der oTM aufwies, hatte dieses Materialgemisch bereits zu Versuchsbeginn einen hohen Huminsäuregehalt.

Das Referenzmaterial der Kleingefäße wies am Ende der Rotteversuche einen Huminsäuregehalt von 10,6 % der organischen Trockenmasse auf. Eine sehr gute Entwicklung gegenüber dem Referenzmaterial zeigten die beiden Ligninmischungen. Die Lignin S Mischung erreichte einen Huminsäuregehalt von 11,8 % der oTM und die Lignin A Mischungen einen Gehalt von 12,9 % der oTM. Die Zugabe der beiden Lignine wirkte sich positiv auf die Huminstoffbildung aus. Da die beiden Lignine einen hohen Grad an Verunreinigungen aufwiesen, stellt sich die Frage, ob dies einen zusätzlichen positiven Effekt auf die Entwicklung der Huminstoffe hatte. Das ist noch in Folgeversuchen zu klären.

Neben den herkömmlichen Analysemethoden zur Beurteilung der organischen Substanz kamen mit der Infrarotspektroskopie sowie der Thermoanalyse zwei in der Abfallwirtschaft noch jüngere Analyseverfahren zur Anwendung, welche vor allem zur Prozesskontrolle dienten. Die FT-IR Spektroskopie war eine hilfreiche Analysemethode um Veränderungen im Material sowie in den extrahierten Huminsäuren während der Kompostierung zu dokumentieren. Die IR-Spektroskopie erwies sich als gute qualitative Kontrolle der quantitativ ermittelten Huminsäuren nach Danneberg. Aufgrund der Tatsache, dass die Ligningemische gegenüber der Referenz höhere Gehalte an Huminsäuren aufweisen und das beigemengte Lignin in den Spektren der extrahierten Huminsäuren nicht mehr sichtbar ist, kann davon ausgegangen werden, dass das Lignin für die Huminsäuresynthese verwendet wurde.

Des weiteren erfolgte eine Bilanzierung des Abbaus von Kohlenstoff und der organischen Substanz bei den Versuchsmaterialien. Die einzelnen Bilanzierungsmethoden ergaben zum Teil stark unterschiedliche Ergebnisse. Dennoch konnten

aufgrund der Ergebnisse verschiedene Aussagen getroffen werden. Den stärksten Abbau unterlag demnach das Materialgemisch der Reaktortonne 2 (Grünschnitt) gefolgt von dem Referenzmaterial. Durch die Zugabe des mineralisierten Laubkompostes unterlag dieses Materialgemisch erwartungsgemäß dem geringsten Abbau.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung 1

Inhaltsverzeichnis 4

I ALLGEMEINER TEIL 6

1. Charakterisierung, Behandlung und Analyse der organischen Substanz in der Abfallwirtschaft 6

1.1 Abbau der organischen Substanz 6

1.1.1 Der aerobe Abbau und seine Produkte 8
1.1.2 Unterschied zwischen Kompostierung und Bodenökosystemen 9
1.1.3 Den Rotteprozess beeinflussende Parameter 9
1.1.4 Funktion der Mikroorganismen im Rotteprozess 11

1.2 Huminstoffe 12

1.2.1 Einteilung und Aufbau der Huminstoffe 13
1.2.2 Theorien zur Huminstoffbildung 15
1.2.3 Bedeutung der Huminstoffe 16
1.2.4 Huminstoffbildung bei der Kompostierung 18

1.3 Kompostierung und Kompostqualität 19

1.3.1 Grundlagen der Kompostierung 19
1.3.2 Technische Kompostierung 20
1.3.2.1 Offene Kompostiersysteme 21
1.3.2.2 Behälter- oder Reaktorkompostiersysteme 22
1.3.3 Kompostqualität und deren gesetzliche Grundlage 23
1.3.4 Eigenschaften von Kompost 26

1.4 Untersuchungsmethoden zur Charakterisierung der organischen Substanz 28

II EXPERIMENTELLER TEIL 32

2. Kompostierversuche und analytische Methoden 32

2.1 Versuchsdurchführung im Labor 32

2.1.1 Aufbereitung des Versuchsmaterials 32
2.1.2 Versuchsaufbau Rottereaktoren 32
2.1.3 Versuchsaufbau Kleingefäße und Exsikkatoren 35

2.2 Material und Methoden 37

2.2.1 Probenverzeichnis 37
2.2.2 Referenzmaterial 38
2.2.3 Zugabematerialien 39
2.2.3.1 Grünschnitt und weitgehend mineralisierter Laubkompost 40
2.2.3.2 Lignin 41
2.2.4 Probenaufbereitung 41
2.2.5 Analyseverfahren zur Beurteilung der organischen Substanz 42
2.2.5.1 Niedere Carbonsäuren 42
2.2.5.2 Glühverlust 42
2.2.5.3 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC = Total organic carbon) 42
2.2.5.4 Stickstoffverbindungen 43
2.2.5.5 Huminstoffe 43
2.2.5.6 Atmungsaktivität AT_4 44
2.2.5.7 FT-IR Spektroskopie (Fourier Transform-Infrarot Spektroskopie) 45

2.2.5.8 Thermoanalyse *46*
2.2.6 Massenbilanz von Kohlenstoff und organischer Substanz 46
2.2.6.1 Abbaugrad der organischen Substanz *46*
2.2.6.2 Massenbilanz der organischen Substanz *46*
2.2.6.3 Massenbilanz des Kohlenstoffs *47*
2.2.6.4 Bilanzierung anhand des ausgetragenen Kohlendioxids *47*

3. Ergebnisse und Interpretation 49

3.1 Kompostierung im Labor – Reaktortonnen und Kleingefäße 49
3.1.1 Temperatur 49
3.1.2 Wassergehalt 51
3.1.3 pH-Wert 52
3.1.4 Niedere Carbonsäuren. 52
3.1.5 Glühverlust und TOC 53
3.1.6 Ammonium- und Nitratstickstoff 56
3.1.7 C/N-Verhältnis 57
3.1.8 Huminstoffe 57
3.1.8.1 Analyse der Huminstoffe nach der Methode von Danneberg *58*
3.1.8.2 Analyse der Huminsäuren mittels FTIR-Spektroskopie *62*
3.1.9 Atmungsaktivität 66
3.1.10 Fourier Transform Infrarot (FT-IR)-Spektroskopie 67
3.1.11 Thermoanalyse (TA) – Thermisches Verhalten 71
3.2 Bilanzierung des Abbaues von Kohlenstoff und organischer Substanz 76
3.2.1 Daten und Analysewerte für die Bilanzierungen 76
3.2.2 Abbaugrad der organischen Substanz 78
3.2.3 Massenbilanz der organischen Substanz 80
3.2.4 Massenbilanz von Kohlenstoff sowie die Massenbilanz der organischen Substanz aufgrund des Kohlenstoffabbaus 81
3.2.5 CO_2-Bilanzierung 83
3.2.6 Methodenvergleich 86

4. Abbildungsverzeichnis 88

5. Tabellenverzeichnis 91

6. Quellenverzeichnis 93
6.1 Literatur 93
6.2 Quellen aus dem Internet 95

7. Anhang 96
7.1 Kompostierung in den Reaktortonnen 96
7.2 Kompostierung in den Kleingefäßen und Exsikkatoren 100
7.3 Thermogramme 104
7.4 FT-IR Spektrogramme 107

I ALLGEMEINER TEIL

1. Charakterisierung, Behandlung und Analyse der organischen Substanz in der Abfallwirtschaft

1.1 Abbau der organischen Substanz

Nach LECHNER et al. (2004) setzt sich die organische Substanz in Abfällen aus biogenen, synthetischen oder modifizierten natürlichen organischen Verbindungen zusammen. Die Zusammensetzung des Abfalls ist für dessen Abbaubarkeit, aber auch für dessen Verhalten während und nach der Rotte ausschlaggebend. Weiters können Faktoren, wie die chemische Bindung, Struktur, Vernetzungsgrad und die Kombination mit anderen hoch- oder niedermolekularen Verbindungen ausschlaggebend für das Abbauverhalten sein.

Der Abbau von organischer Substanz kann sowohl im anaeroben (Fäulnis) als auch im aeroben Milieu (Zersetzung) erfolgen. Ein wesentlicher Unterschied der beiden Prozesse liegt im Energiegewinn.

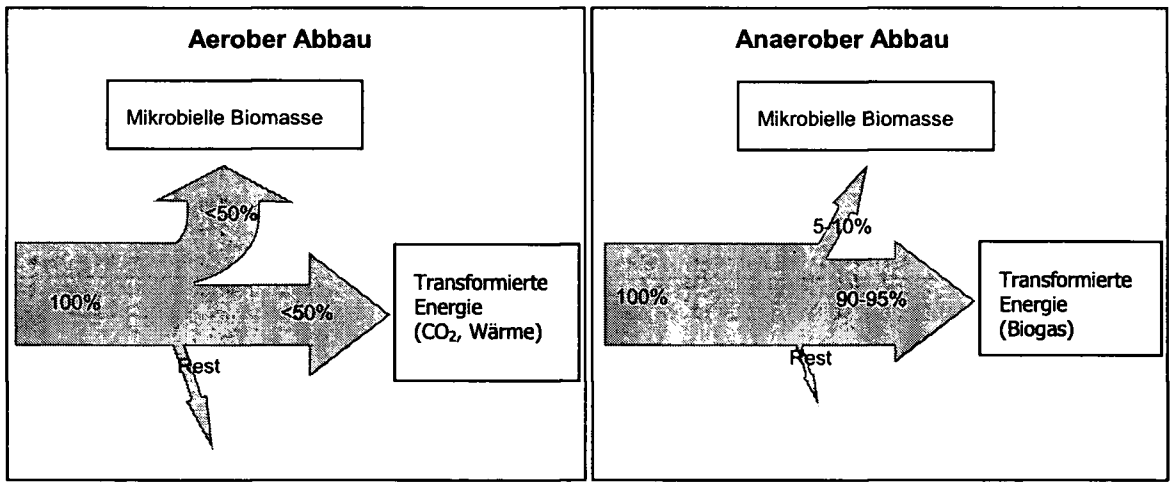


Abb. 1-1: Vergleich der Energietransformation vom aeroben und anaeroben Abbau (BRAUN, 2001)

Am Beginn des aeroben Abbaues steht die Hydrolyse. Dabei werden durch die extrazellularen Enzyme der beteiligten Mikroorganismen hochmolekulare Substanzen in kleinere Bruchstücke gespalten. Diese Prozesse geschehen unter der Mitwirkung von Spezialisten und mutualistischen Symbiosen. Unter mutualistischen Symbiosen ist das gleichzeitige oder aufeinanderfolgende Zusammenwirken von verschiedenen Mikroorganismengruppen zu verstehen. Niedermolekulare Verbindungen werden von allen Mikroorganismen bevorzugt abgebaut. Daneben finden am Beginn des Abbaus auch autolytische Prozesse in den Geweben des zu behandelnden Materials statt. Aus diesen Abbauprodukten werden nun neue

Substanzen synthetisiert. Zum einen wird Biomasse aufgebaut und zum anderen scheiden die Organismen Stoffwechselprodukte aus.

Beim aeroben Abbau sind folgende chemische Reaktion und Energiefluss zu beobachten:

Aerober Abbau:

$C_6H_{12}O_6 + 6O_6 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$ $\Delta G0` = -2880$ KJ/Mol

Die Energie wird als Wärme freigesetzt, wodurch es zu einem Selbsterhitzungseffekt bei der Rotte kommt.

Der anaerobe Abbauprozess ist für die vorliegende Diplomarbeit von untergeordneter Bedeutung. Um jedoch der Vollständigkeit genüge zu tun, wird im Folgenden kurz darauf eingegangen.

Am anaeroben Abbau sind fakultativ und obligat anaerobe Mikroorganismen beteiligt, welche die abbaubare organische Substanz unter Luftabschluss großteils bis zu deren mineralischen Komponenten abbauen. Dieser Vorgang wird als Faulung bezeichnet, wobei der überwiegende Teil des abbaubaren Kohlenstoffs als Methan und Kohlendioxid freigesetzt wird.

Anaerober Abbau:

$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CO_2 + 3CH_4$ $\Delta G0` = -405$ KJ/Mol

Ein Großteil der Energie ist im Methan (CH_4) gespeichert.

Der anaerobe Abbau wird in drei Phasen, nämlich die Hydrolyse, saure Gärung (Versauerung und Essigsäurebildung) und die Methangärung unterteilt. Bei der Hydrolyse werden die unlöslichen polymeren Substanzen durch extrazelluläre Enzyme in kleinere und wasserlösliche Bruchstücke zerlegt. Die dabei entstandenen Monosaccharide, Aminosäuren und Carbonsäuren werden in der acidogenen Phase zu Essigsäure, Aldehyden, Ketonen, Buttersäure, Propionsäure und Alkoholen sowie CO_2 und H_2 umgewandelt. Da die methanogenen Bakterien nur Wasserstoff, CO_2, Essigsäure sowie Ameisensäure und Methanol als Substrat für die Methanbildung verwenden können, müssen die gebildeten höheren Carbonsäuren im zweiten Schritt der sauren Gärung durch acetogene Bakterien weiter umgesetzt werden. Dafür wird Energie benötigt, welche dem Wasserstoff von wasserstoffnutzenden Bakterien entzogen und freigesetzt wird. Jetzt setzt die Methangärung ein, deren Endprodukte Methan und Kohlendioxid sind. Dieses Gasgemisch wird als Biogas bezeichnet, welches in jüngster Zeit vermehrt als Energiequelle genutzt wird.

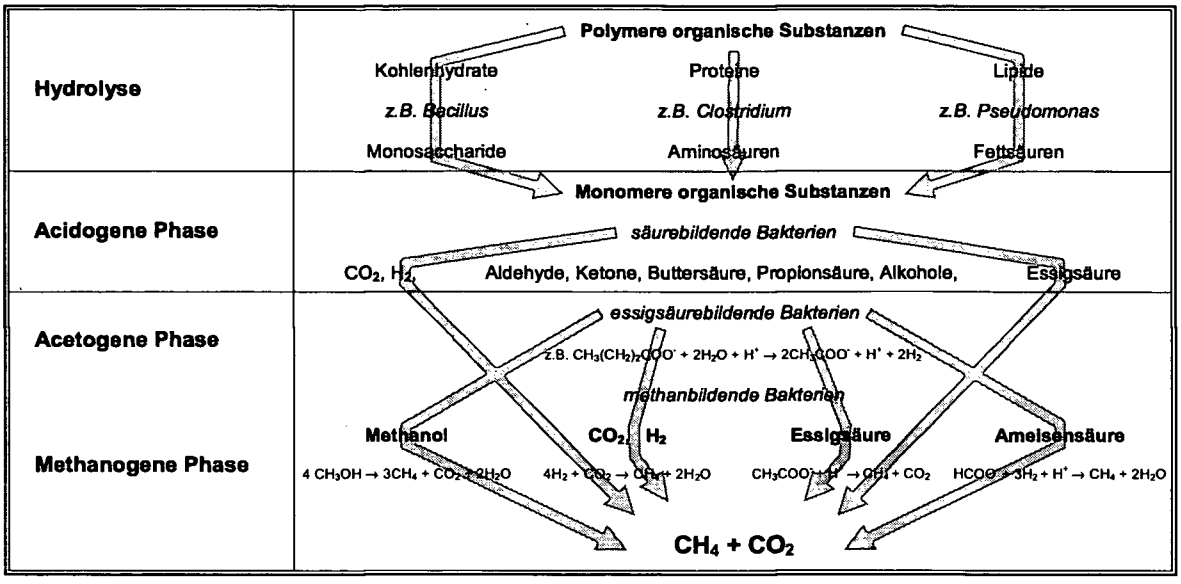


Abb. 1-2: Der anaerobe Abbau von polymeren organischen Stoffen (LECHNER et al., 2004)

1.1.1 Der aerobe Abbau und seine Produkte

Als Kompostierung oder Rotte bezeichnet man den Abbau der organischen Substanz durch die Tätigkeit von Mikroorganismen. Der Rotteprozess an sich darf jedoch nicht nur als reiner Abbauprozess verstanden werden, sondern stellt im weiteren Sinne auch einen Aufbauprozess dar. Bei der Kompostierung von postmortaler, organischer Substanz entstehen, durch Abbau- und Umbauprozesse, Zwischenprodukte. In weiterer Folge bilden sich aus einem Teil dieser Zwischenprodukte wiederum neue Stoffe, die sogenannten Huminstoffe. Die Humifizierung stellt einen wesentlichen Bestandteil des Rotteprozesses dar. Deshalb wird im Kapitel 1.2 näher auf die Huminstoffe eingegangen.

Beim Abbau, der zur Behandlung in einer Kompostieranlage angelieferten organischen Substanz, treten verschiedenste Mikroorganismengruppen in Erscheinung. Grob wird dabei zwischen Bakterien, Actinomyceten und Pilzen unterschieden.

Gerade am Beginn der Rotte ist ein enges Zusammenwirken von Mineralisation und Humifizierung zu beobachten, auf welches, wegen seiner Bedeutung für die Huminstoffbildung, im Kapitel 1.2.3 näher eingegangen wird. Unter Mineralisation wird der vollständige Abbau der organischen Substanz bis hin zu deren Endprodukten CO_2, H_2O, H_2S, CH_4, NH_4^+ und Schwermetalle verstanden. Zu diesem vollständigen Abbau kommt es jedoch nicht, da durch die Komplexbildung von organischen Verbindungen mit mineralischen Bestandteilen ein Teil der Biomasse der Umsetzung entzogen wird. Zusätzlich wird aus den abgebauten Substanzen laufend neue Biomasse synthetisiert. Am Beginn der Zersetzung, in der Heißrottephase, steht den Mikroorganismen eine große Menge an leicht abbaubarem Substrat zur Verfügung und es kommt zu einem Überschuss an Metaboliten. Diese können nicht zur Gänze von den Organismen in den Stoffwechsel aufgenommen werden und stehen somit für den Humifizierungsprozess zur Verfügung. Dieser Prozess wirkt der Mineralisierung entgegen.

1.1.2 Unterschied zwischen Kompostierung und Bodenökosystemen

Grundsätzlich bedient sich die technische Kompostierung derselben Prozesse, die auch täglich rund um uns in der Umwelt vonstatten gehen. Jedoch werden die Prozesse nach wissenschaftlichen Erkenntnissen mit Hilfe von technischem Equipment gesteuert. GRASSINGER (1998) nennt folgende Unterschiede zwischen der Kompostierung und den Vorgängen, die im Lebensraum Boden ablaufen:

Bei der Kompostierung

- erfolgt keine kontinuierliche Nachlieferung des Ausgangsmaterials
- die Temperaturen erreichen wesentlich höhere Werte
- die ständige Veränderung des Milieus zieht einen raschen Wechsel von Organismengruppen und Populationen nach sich
- die Bodenfauna ist bei vielen Systemen ausgeschlossen oder nur gering beteiligt
- die Sauerstoffversorgung ist durch die Schichtdicke meist schlechter

1.1.3 Den Rotteprozess beeinflussende Parameter

Neben den Eigenschaften der zu behandelnden Abfälle ist besonderes Augenmerk auf die Bedingungen bei der Abfallbehandlung zu legen. Basierend auf den Abfalleigenschaften kann nur unter Berücksichtigung von günstig ablaufenden Milieubedingungen das optimale Endprodukt erzielt werden. Folgende Parameter nehmen Einfluss auf den Rotteprozess:

- der Wassergehalt
- die Sauerstoffversorgung
- die Temperatur
- das Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
- der pH-Wert

Mittels der ersten beiden Parameter kann der Rotteprozess gesteuert werden. Die restlichen Parameter ergeben sich aus dem Substrat und kennzeichnen somit den Prozess.

Während der Rotte ergeben sich drei charakteristische Temperaturphasen. Eine kurze mesophile Phase (20 – 45 °C) am Beginn des Ab bauprozesses wird von einer thermophilen Phase (45 – 70 °C) abgelöst. Der Grund für diesen Temperaturanstieg ist die große Menge an, dem für Mikroorganismen, leicht abbaubaren Substrat. Es kommt zu einem regen Stoffwechsel der Organismen und Energie wird in Form von Wärme freigesetzt. Im Gegensatz zu den in der Natur ablaufenden Prozessen, ist bei der technischen Kompostierung eine Wärmeabgabe an die Umgebung aufgrund der großen Mengen behindert. Daher kommt es zu dem deutlichen Anstieg der

Temperatur. Nach Überschreiten des Temperaturmaximums kommt es erneut zu einer mesophilen Phase mit Temperaturen unter 45 °C und mit der Abnahme des leicht verwertbaren Substrats nähert sich die Temperatur dann der Umgebungstemperatur an. Die Intensität der mikrobiellen Aktivität lässt nach. Die Temperatur ist entscheidend dafür, welche Mikroorganismengruppen sich gerade am Rotteprozess beteiligen. Da diese unterschiedliche Anforderungen stellen, kommt es laufend zu einer Veränderung der beteiligten Gruppen.

Die Mikroorganismen können sowohl Nährstoffe als auch Sauerstoff nur in gelöster Form aufnehmen. Der Wassergehalt stellt somit einen wichtigen Parameter für den mikrobiellen Abbau dar. Der Optimalbereich der maximalen Wasserkapazität liegt für Bakterien bei 60-70 %. Pilze können sich bei 40 % maximaler Wasserkapazität noch vermehren (SCHINNER und SONNLEITNER, 1996). Der für die mikrobielle Tätigkeit ideale Wassergehalt befindet sich im Bereich von 50-60 % und hängt von der Wasserkapazität und der Struktur des Rottegutes ab. Wie in den Poren von Böden steht auch in den Poren des Kompostmaterials das Wasser immer in Konkurrenz zur Luft. Ein zu hoher Wassergehalt schränkt die Abbauaktivität ein. Es kommt zum Erliegen des Gastransportes und dadurch zu einer eingeschränkten Sauerstoffversorgung. Kennzeichen dafür sind ein gehemmter Temperaturverlauf und ein niedriger pH-Wert zu Beginn der Rotte. Ebenso hemmt ein Wassergehalt unter 35 % die Tätigkeit der Mikroorganismen, da nicht genug Sauerstoff und Nährstoffe in gelöster Form vorliegen. Lauf SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998) wird die Mineralisierung durch einen häufigen Wechsel der Bodenfeuchte gefördert. Das beruht auf der Tatsache, dass es durch den häufigen Wechsel der Feuchte zu einem Aggregatzerfall kommt und die organischen Stoffe durch Desorption freigesetzt werden. Dadurch sind die Kohlenstoffverbindungen den Mikroorganismen besser zugänglich.

Für die aeroben Organismen ist Sauerstoff der terminale Elektronenakzeptor und daher von wesentlicher Bedeutung für die Stoffumsetzung. Nach LECHNER et al. (2004) ändert sich der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen-Gemeinschaft im Verlauf der Rotte und ist von folgenden Faktoren abhängig:

- Art des Substrates: leicht abbaubare Substanzen führen zu einem Anstieg an Biomasse und Aktivität, wodurch auch mehr Sauerstoff benötigt wird.
- Prozesstemperatur: Temperaturen zwischen 40 °C und 70 °C fördern die mikrobielle Aktivität, was einen erhöhten Sauerstoffbedarf verursacht.
- Prozessphase: Der Sauerstoffbedarf ist während der Heißrotte am höchsten und nimmt nach Überschreiten des Maximums mit zunehmender Rottedauer ab.
- Partikelgröße: Aerobe Abbauvorgänge spielen sich nur am Biofilm an der Partikeloberfläche ab. Große Oberflächen/Volumen-Verhältnisse ermöglichen einen höheren mikrobiellen Angriff, wodurch mehr Sauerstoff für die Versorgung der Mikroorganismen benötigt wird.

Besonders in der Heißrottephase weist das Luftgemisch im Substrat, geprägt durch hohe mikrobielle Aktivität, einen sehr hohen CO_2-Gehalt auf. Will man einen geregelten Rotteprozess erreichen, ist gerade zu diesem Zeitpunkt eine

ausreichende Versorgung mit Sauerstoff unumgänglich. Das kann beispielsweise über regelmäßiges Umsetzen der Miete oder durch technische Belüftung erfolgen.

Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff ist für den mikrobiellen Abbau von Bedeutung, da Kohlenstoffverbindungen von den Mikroorganismen nur dann verwertet werden können, wenn ausreichend Stickstoff zur Verfügung steht. Ein für den Rotteprozess günstiges Verhältnis liegt im Bereich zwischen 20 und 30. Ist das der Fall, findet der Abbau größtenteils in der Heißrotte Phase statt. Sonst kommt es zu einem erneuten Temperaturanstieg in einer späteren Phase.

Für die an der Rotte beteiligten Organismen liegt der optimale pH-Wert im Bereich von 5,5 bis 8. Während der Rotte zeigt der pH-Wert meist einen typischen Verlauf. Am Beginn der Zersetzung, in der mesophilen Phase, sind viele Säurebildner beteiligt, wodurch es kurzzeitig zu einer Akkumulation von organischen Säuren kommt. Das führt zu einem Absinken des pH-Werts. Nach der Umsetzung dieser sauren Stoffwechselprodukte kommt es zu einem Anstieg des pH-Werts in den Bereich von 7,5 bis 8,5.

1.1.4 Funktion der Mikroorganismen im Rotteprozess

Die bedeutende Rolle der Mikroorganismen für den Rotteprozess wurde bereits kurz in den vorangegangenen Kapiteln veranschaulicht. An der Kompostierung sind vor allem Bakterien, zu denen auch die Actinomyceten zählen, sowie Pilze und einige höhere Organismen beteiligt. Im Gegensatz zu den Pilzen und Actinomyceten sind die Bakterien über den gesamten Kompostierprozess vorhanden.

Die bei der Kompostierung anfallenden organischen Stoffe werden von den Mikroorganismen zur Energiegewinnung und zur Neusynthese von Zellsubstanz genutzt. Für jede biosynthetisch entstandene Verbindung existieren Mikroorganismen, die diese innerhalb kürzerer oder längerer Zeiträume abbauen können. Im Allgemeinen werden zuerst Glucose, dann schwefelfreie Aminosäuren, Stärke, Pektine, Proteine, schwefelhaltige Aminosäuren, Zellulose und zuletzt Lignine abgebaut.

Bei der Kompostierung ist aufgrund der intensiven mikrobiellen Aktivität am Beginn des Prozesses mit einem Temperaturanstieg zu rechnen. Die, während des Kompostierungsprozesses, auftretenden Mikroorganismen können mesophil, thermophil oder thermotolerant sein. Bei den mesophilen Organismen liegt der optimale Temperaturbereich mit maximalen Wachstumsraten bei 20 bis 42 °C, thermotolerante Organismen wachsen bis 50 °C, und thermophile Organismen in einem Temperaturbereich zwischen 40 bis 70 °C (SCHLEGEL, 1992) Die höchste Diversität wird bei Rottetemperaturen zwischen 35 und 45 °C erreicht. Steigt die Temperatur weiter an, geht die Zahl der Actinomyceten und Pilze stark zurück und auch manche Bakterien liegen bereits in Sporenform vor. Laut KROGMANN (1994) kommen Pilze und Actinomyceten bei Temperaturen über 60 °C nicht mehr vor.

Gruppe	Ökologische Funktion
	im Kohlenstoff-Kreislauf
B, A, P	Abbau von Stärke
B, A, P	Abbau von Pektin
B, A, P	Abbau von Hemizellulosen
A, P	Abbau von Zellulose
P, A	Abbau von Lignin
A, P	Abbau von Chitin
	im Stickstoff-Kreislauf
B	Stickstoff-Fixierung
B	Abbau von Proteinen zu Aminosäuren
B	Ammonifikation
B	Nitrifikation
B	Denitrifikation
	im Schwefel-Kreislauf
B	Abbau S-haltiger organischer Verbindungen
A= Actinomyceten; B = Bakterien; P = Pilze	

Tab. 1-1: Mikroorganismen und deren ökologische Funktion (LECHNER et al., 2004)

Ähnlich der Temperatur, gibt es auch beim Substratwassergehalt günstige Bereiche für die einzelnen Mikroorganismengruppen. Die Ansprüche der Mikroorganismen an den Wassergehalt liegen bei 60 – 70 % der maximalen Wasserkapazität (BECK, 1968). Vor allem Pilze, aber auch Actinomyceten haben eine höhere Toleranz gegenüber Austrocknung als die Bakterien. Extreme Bedingungen, wie Trockenheit oder zu hohe Wassergehalte, überbrücken Bakterien und Pilze in Form von Sporen.

1.2 Huminstoffe

Die Huminstoffe, als wesentlicher Bestandteil dieser Arbeit, stellen einen bedeutenden Qualitätsparameter bei der Beurteilung von Kompost dar. Nach MOHAMAD et. al. (1993) sind die Huminstoffe die wichtigste Komponente zur Beurteilung des Rotteprozesses und der Qualität der organischen Substanz. Im folgenden Kapitel wird näher auf die Huminstoffe eingegangen.

1.2.1 Einteilung und Aufbau der Huminstoffe

Aufgrund der Genese wird zwischen aquatischen, terrestrischen und geologischen Huminsäuregruppen unterschieden. Die Frage, ob sich abfallbürtige Huminsäuren von den terrestrischen grundlegend unterscheiden und daher eine eigene Gruppe bilden, ist noch nicht beantwortet (LECHNER et al., 2004).

Huminstoffe sind chemisch nicht genau definiert, da ihr Aufbau variiert. Das mag zum Teil an den oft sehr verschiedenen Ausgangsmaterialien und Prozessbedingungen bei der Huminstoffbildung liegen. In Fachliteratur ist derzeit von zwei Modellvorstellungen des Huminsäuremoleküls zu lesen. Die Huminstoffe werden als amorphe, braun gefärbte Substanzen von höherem bis hohem Molekulargewicht beschrieben. Diese Theorie über den Aufbau der Huminstoffe wird die Polymer-Theorie genannt. Nach PICCOLO (2001) sowie BURDON (2001) lassen aktuelle Untersuchungen an diesem Modell jedoch zweifeln. Ein neues Modell setzt sich durch, nach dem das Huminsäuremolekül einen Zusammenschluss mehrerer kleiner organischer Molekülblöcke zu einer Micelle bildet. Die organischen Moleküle dieser supramolekularen Verbindung mit hydrophobem Zentrum werden an diese mittels Wasserstoffbrückenbindungen und hydrophoben Interaktionen gebunden.

Meist sind an die aus dem Boden extrahierten Huminstofffraktionen auch organische Molekülfragmente adsorptiv oder kovalent gebunden. Diese Bestandteile können nicht effektiv von den Huminstoffen getrennt werden und werden laut SUTTON und SPOSITO (2005) hauptsächlich von Lipiden, Lignin, nicht ligninhaltigen Aromaten, Karbonaten und Proteinen abgeleitet. Sie sind jedoch von der Definition der Huminstoffe ausgeschlossen. SUTTON und SPOSITO (2005) schlagen deshalb vor, dass eine Definition der Huminstoffe alle Moleküle einschließen sollte, die mit den Huminstofffraktionen chemisch verbunden sind und daher nicht ohne maßgebende Änderung der chemischen Eigenschaften der Fraktionen entfernt werden können. Damit wären auch die Biomoleküle in die Definition eingeschlossen, die eine wichtige strukturelle Rolle spielen.

Huminstoffe können nach ihrem pH-Wert abhängigen Löslichkeitsverhalten in verschiedene Fraktionen unterteilt werden. Dieser Tatsache bedient sich auch die Huminstoffanalyse nach Danneberg, auf die noch näher eingegangen wird. Die unlöslichen Humine stellen die stabilste Fraktion dar. Neben den eigentlichen Huminen zählen laut SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998) auch diejenigen Verbindungen zur Huminfraktion, die aufgrund ihrer starken Bindung an Tonminerale nicht mit kalter Natronlauge extrahiert werden können. Weiters enthalten die Humine einen gewissen Anteil an wenig zersetzten tierischen und pflanzlichen Rückständen, die laut Definition eigentlich nicht dieser Fraktion zugerechnet werden dürften. Da sie auf chemischem Wege nur schwer bis gar nicht abgetrennt werden können, werden sie jedoch den Huminen zugerechnet. Die Fraktion der Huminsäuren ist im alkalischen Bereich löslich und kann mit Säure ausgefällt werden. Sie werden weiter in Grau- und Braunhuminsäuren unterteilt, wobei jedoch Grauhuminsäuren in Komposten in nur geringem Ausmaß vorkommen. Fulvosäuren sind als dritte Fraktion bei jedem pH-Wert löslich.

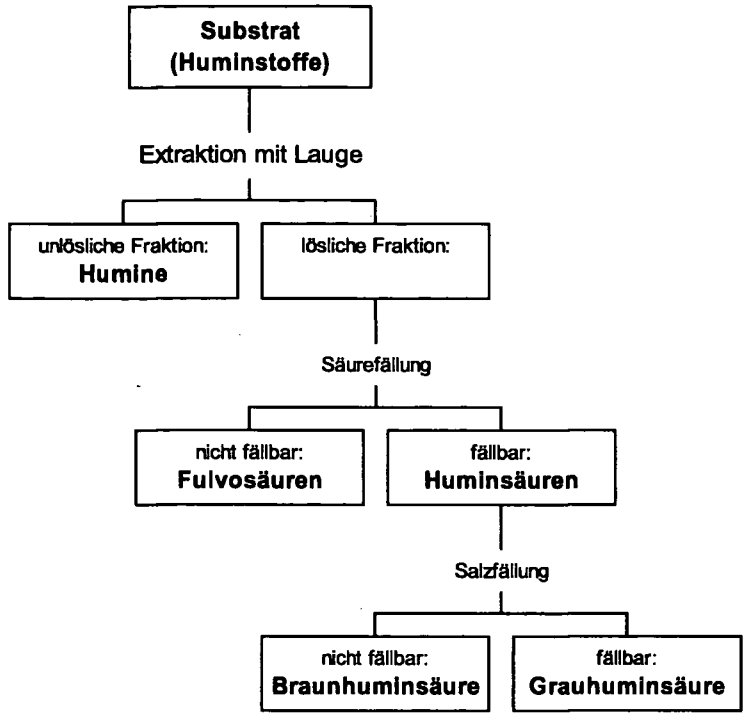


Abb. 1-3: Fraktionierung der Huminstoffe nach Löslichkeit und Fällungsverhalten

Von den drei Huminstofffraktionen weisen die Humine den größten und die Fulvosäuren den geringsten Polymerisationsgrad auf. Ebenso ist die molekulare Masse der Fulvosäuren geringer als jene der Huminsäuren. Fulvosäuren haben einen hohen Gehalt an funktionellen Gruppen, hauptsächlich Carboxylgruppen. Der Tabelle 1-2 nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998) ist zu entnehmen, dass bei Fulvosäuren der Anteil an Polysaccharid-Bausteinen einen beträchtlichen Teil einnehmen kann. Die Huminsäuren hingegen enthalten mehr aromatische Anteile und CH_2-Gruppen. Eine der positiven Eigenschaften von Huminstoffen ist ihre Wirkung als Kohlenstoff- und Stickstoffsenke. Dazu tragen großteils die Huminsäuren bei, denn ihr Gehalt an Stickstoff und Kohlenstoff ist deutlich höher als jener der Fulvosäuren. Die geringste Mobilität unter den Huminstoffen weisen die Humine auf, gefolgt von den Huminsäuren. Fulvosäuren dagegen sind leicht löslich und dementsprechend mobil. Weiters wird den Huminsäuren ein hohes Maß an Sorptions- und Wasserhaltevermögen zugesprochen.

Merkmal	Fulvosäurefraktion	Huminsäurefraktion	Huminfraktion
Farbe	gelb-gelbbraun	braun-grauschwarz	unterschiedlich
C-Gehalt (g/kg)	430-520	500-600	unterschiedlich
N-Gehalt (g/kg)	5-20	30-80	unterschiedlich
Molekulargewicht	800-9.000	10.000-20.000	nicht bekannt
Molekülbausteine	überw. Polysaccharide	C-subst. Aromaten, Alkyl-C	Streureste, org.-min. Komplexe
Funktionelle Gruppen			
Gesamtacidität ($mmol_C/kg$)	640-1420	560-890	
COOH-Gruppen ($mmol_C/kg$)	520-1120	150-570	

Tab. 1-2: Zusammensetzung und Eigenschaften von Huminstofffraktionen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998)

1.2.2 Theorien zur Huminstoffbildung

Genauso wie der Aufbau von Huminstoffen ist deren Synthese ebenfalls nicht vollständig geklärt. Das mag zum Teil an den verschiedenen Prozessparametern, aber auch an der Vielzahl der möglichen Ausgangsstoffe liegen. SMIDT et al. (2004) zeigten, dass der Gehalt an Huminsäuren wesentlich vom chemischen Aufbau der Ausgangsmaterialien abhängt und die Humifizierung das Resultat günstiger Prozessbedingungen ist. Im Folgenden werden drei relevante Theorien der Huminstoffsynthese erläutert.

Eine bedeutende Theorie zur Synthese der Huminstoffe, die von vielen Wissenschaftlern vertreten und gefördert wurde und aufgrund der gewählten Zugabematerialien für die vorliegende Diplomarbeit von wesentlicher Bedeutung ist, stellt die Ligno-Protein Theorie dar. Laut TAN (2003) liegt die Hypothese zugrunde, dass Verbindungen von Lignineinheiten mit Aminosäuren (Proteinen) den Kern der Huminstoffmoleküle bilden. Neben den Protein- und Peptidpolymeren kann das Lignin auch mit weiteren großen Polymeren wie beispielsweise Polysacchariden und Phenolpolymeren reagieren. Demnach würde das Lignin als bedeutender Huminstoffbauteil wesentlichen Einfluss auf die Humifikation nehmen. In jüngster Zeit gilt die Ligno-Protein Theorie jedoch als überholt und wird meist durch die Polyphenol Theorie ersetzt. Ungeachtet dieser Tatsache, stellt Lignin jedoch weiterhin einen wesentlichen Baustein bei der Huminstoffsynthese dar. Laut TAN (2003) konnten unter Mithilfe von modernen Analysetechniken, wie der ^{13}C-NMR Spektroskopie und der Thermoanalyse-Gaschromatographie/Massenspektroskopie große Mengen an Lignin, Protein und Wachsen in den Huminsäurestrukturen ermittelt werden. Demnach ist die Relevanz von Lignin als mitbestimmender Faktor beim Humifizierungsprozess belegt. Laut MEISSL und SMIDT (2006) sind bei technischen Prozessen jedoch noch viele Fragen bezüglich der idealen Konzentration und des passenden Zeitpunktes der Zugabe von ligninhaltigen Stoffen zu klären.

Eine weitere gängige Theorie zur Huminstoffbildung stellt die Phenol-Protein Theorie dar. Sie ist auch als Polyphenol Theorie nach Stevenson (1994) oder Phenol Autooxidationstheorie (1994) nach Ziechmann bekannt. Nach TAN (2003) deckt sich diese Theorie teilweise mit der Ligno-Protein Theorie, wird dieser jedoch in letzter Zeit vorgezogen. Diese Theorie vertritt die Hypothese, dass die großen pflanzlichen Biopolymere vor der Humifizierung zuerst in ihre Monomere oder kleineren molekularen Komponenten zerlegt werden. Dementsprechend bilden laut TAN (2003) Phenole, Chinone und Aminosäuren die Schlüsselbestandteile bei der Bildung eines Huminmolekülkernes. Neben den Phenolen, Chinonen und Aminosäuren gelten aber auch monomere Lignine und Ionen, wie beispielsweise das NH_4-Ion, als grundlegende Bausteine bei der Ligno-Protein Theorie. Nach TAN (2003) kann die Reaktion zwischen den kleinen Molekülen möglicherweise abiotisch ablaufen. Prinzipiell können die Moleküle sowohl aus dem Abbau großer Biopolymere als auch aus Stoffwechselprodukten der Mikroorganismen hervorgehen. Seit bekannt ist, dass Phenole und Chinone nicht nur durch enzymatischen Abbau des Lignins entstehen, sondern durch Mikroorganismen auch aus Zucker gebildet werden können, hat nach TAN (2003) die Phenol-Protein Theorie an Bedeutung gewonnen.

Neben den beiden bereits beschriebenen Theorien erwähnt TAN (2003) eine weitere, nämlich die Zucker-Amin Kondensationstheorie. Sie unterscheidet sich deutlich von den beiden anderen Theorien, da sie eine Erklärung für die Bildung der Huminstoffe bei Abwesenheit von Lignin und dessen Derivaten liefert. Laut TAN (2003) fungieren nach dieser Theorie Zucker und Amine als Start- und Schlüsselbestandteile bei der Synthese von Huminstoffen und Lignin Derivate werden nicht benötigt. Diese Reaktion, deren Endprodukt Melanine darstellen, kann abiotisch oder nichtenzymatisch zwischen Glukose und Amin stattfinden. Laut ZIECHMANN (1994) kann Glycin durch ein Amin ersetzt werden, das dann im ersten Schritt der Reaktion mit Glukose Glucosylamin bildet. Diese wird schließlich in Melanoidine ungewandelt, welche in weiterer Folge durch Polymerisation oder Kondensation Huminstoffe produzieren. Melanoidine sind gelbbraun bis fast schwarz gefärbte, stickstoffhältige, organische Verbindungen (Pigmente) die durch die Maillard-Reaktion entstehen. In den Huminen und Kerogenen von Marinesedimenten stellen Melanoide charakteristische chemische Bestandteile dar, da Pflanzenmaterialien in der marinen Umgebung nicht aus Lignin, sondern aus Kohlenhydraten bestehen (HATCHER et al., 1985; NISSENBAUM und KAPLAN, 1972 zit. bei TAN, 2003).

1.2.3 Bedeutung der Huminstoffe

Sowohl in der Humusschicht des Bodens, als auch bei der Kompostierung, spielen die Huminstoffe eine wichtige Rolle. Sie stellen weitgehend stabile Endprodukte des Humifizierungsprozesses dar.

Huminstoffe leisten einen wertvollen Beitrag als Kohlenstoff und Stickstoffsenke im Boden. Diese Tatsache gewinnt gerade in Zeiten, in denen aufgrund der Klimaerwärmung das CO_2 in der Atmosphäre zum Problem wird, immens an Bedeutung. Laut BERNER und LASAGA (1989) sind $3*10^{18}$ g Kohlenstoff als organische Substanz im Boden gebunden. Damit wäre der in den Huminstoffen gebundene Kohlenstoffgehalt um vier bis fünf mal höher, als der in der gesamten

lebenden Biomasse gebundene Kohlenstoff. Tabelle 1-3 gibt einen Überblick über den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt von Böden, Komposten und Abfällen. Doch nicht die Menge an gebundenem Kohlenstoff allein macht die Huminstoffe zu einer bedeutenden Kohlenstoffsenke. Von noch größerer Bedeutung ist die Umsatzgeschwindigkeit, die bei den Huminstoffen äußerst gering ist. Die Verweilzeiten können aufgrund der Altersbestimmung, mittels C^{14}-Methode, gut festgestellt werden. Altersbestimmungen von Huminstoffen in Böden ergeben, dass sie dort mittlere Verweilzeiten von mehreren hundert bis zu einigen tausend Jahren haben (HAIDER, 1996).

	C (% HS)	N (% HS)	Quelle
Böden	42,5-50,9	0,7-2,8	Haider, 1996
Tschernosem	62,2	3,2	Trubetskoj et al., 1998
Müllkompost	52,0	6,3	Garcia, Hernandez und Costa, 1992
MBA-Material	51,4-53,7	5,3-6,4	Zach, 2000
Altablagerungen	48,4-54,5	5,1-6,7	Zach, 2000

Tab. 1-3: Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt von Huminsäuren (HS) aus Böden, Komposten und Abfällen (LECHNER et al., 2002)

Ebenso bekannt ist eine günstige Wirkung auf den Wasserhaushalt des Bodens. Durch die Huminstoffe werden die Wasserführung und das Wasserhaltevermögen wesentlich verbessert, wodurch einem raschen Austrocknen des Bodes entgegengewirkt wird. Huminstoffe können das 20-fache ihres Gewichts an Wasser sorbieren (HAIDER, 1996).

Sie begünstigen die Aggregatbildung und damit eine gute Bodenstruktur, die sich wiederum auf den Wasser- und Gashaushalt auswirkt. Es verbessert sich dadurch auch die Erosionsstabilität des Bodens.

Erwünschte Wirkungen sind die organische Bindung, die Sorption und Komplexbildung mit Nährstoffen. Dadurch wird für ein ausgewogenes Nährstoffverhältnis im Boden gesorgt, indem die Nährstoffe kontinuierlich wieder freigesetzt werden. Sie binden jedoch nicht nur Nährstoffe, sondern auch Schwermetalle und toxische Stoffe. Diese Substanzen und Stoffe werden von den Huminstoffen immobilisiert und eine weitere Verlagerung ins Grundwasser wird dadurch verzögert.

Weiter zeichnen sich Huminstoffe durch ihre vermehrte Filter- und Pufferkapazität aus. Durch ihre beträchtliche Pufferkapazität, im sauren als auch im alkalischen Bereich, sorgen sie für einen gleichmäßigen pH-Wert im Boden.

Zudem tragen Huminstoffe aufgrund ihrer dunklen Farbe zur Bodentemperatur bei. Über die dunkle Färbung des Humus wird vermehrt Sonnenlicht absorbiert und als Wärme gespeichert.

In der Abfallwirtschaft sind Huminstoffe aufgrund ihrer bereits genannten vorteilhaften Eigenschaften erwünschte Syntheseprodukte.

1.2.4 Huminstoffbildung bei der Kompostierung

Die Entstehung von Huminstoffen ist durch eine Reihe von Abbau-, Umbau- und Aufbauprozessen bedingt. Verschiedenste Parameter haben Einfluss auf die Huminstoffbildung und die aufgebaute Molekülstruktur. Nach GRASSINGER (1998) nehmen folgende Faktoren Einfluss auf die Huminstoffbildung bei Komposten:

- Temperatur
- Mikrobielle Aktivität
- Ausgangsmaterialien
- pH-Wert / Basensättigung
- Sauerstoffverfügbarkeit

Die organische Substanz durchläuft, je nach den vorherrschenden Rottebedingungen, verschiedene Temperaturphasen. Der Rottebeginn ist durch eine mesophile Phase mit starkem Temperaturanstieg geprägt. Darauf folgt eine thermophile Phase mit Temperaturbereichen von 40 bis zu 70℃, die auch Heißrottephase genannt wird. Danach kommt es erneut zu einer mesophilen Phase, charakterisiert durch das Absinken der Rottetemperatur bis auf Umgebungsniveau. Nach wissenschaftlichen Erkenntnissen übt der Temperaturverlauf wesentlichen Einfluss auf die Humifizierung aus. ZIECHMANN (1996) äußert die Vermutung, dass der bei der Bioabfallkompostierung entstandene höhere Humifizierungsgrad und die höhere Ausbeute an Huminsäuren gegenüber der Gartenkompostierung mit dem Temperaturverlauf in Zusammenhang stehen. Im Gegensatz zu der Gartenkompostierung, die hauptsächlich durch mesophile Phasen geprägt ist, kommt es bei der Bioabfallkompostierung zu ausgeprägten thermophilen Phasen. Die Theorie wird auch von GRASSINGER (1996) bestätigt. Demnach werden Huminstoffe bereits am Beginn der Rotte während der Heißrottephase gebildet. GRASSINGER (1996) verweist weiter auf einen engen Zusammenhang zwischen Humifizierung und Mineralisierung. Während der Heißrotte scheiden die Mikroorganismen extrazelluläre Enzyme aus, um leicht abbaubare Makromoleküle in kleine Bruchstücke zu zerlegen. Am Beginn der Kompostierung steht den Mikroorganismen eine Vielzahl an leicht abbaubaren Substanzen zur Verfügung. Es kommt zu einem Überschuss an Metaboliten, die von den Mikroorganismen nur zum Teil in den Stoffwechsel aufgenommen werden können. Ein weiterer Teil dieser Metaboliten steht dem Humifizierungsprozess und somit dem Aufbau höhermolekularer Verbindungen zur Verfügung.

Das Ausgangsmaterial und die Mikroorganismen sind von wesentlicher Bedeutung für den Prozess der Humifizierung und stehen mit den anderen Einflussfaktoren in Wechselwirkung. Das jeweilige Ausgangsmaterial hat Einfluss auf den pH-Wert, die Versorgung mit Nährstoffen und damit auf die mikrobielle Aktivität. Diese wiederum wirkt sich auf die Abbauintensität (Bildung von Metaboliten) und den

Temperaturverlauf aus. Wie bereits im Kapitel 1.1.4 erwähnt, sind Bakterien, Actinomyceten und Pilze beim Verrottungsprozess beteiligt. Vor allem die ersten beiden Organismengruppen spielen in der für die Huminstoffbildung besonders wichtigen Anfangsphase eine bedeutende Rolle. Durch die Förderung solcher Symbiosen und geeignete Maßnahmen, wie beispielsweise nach ZIECHMANN (1996) eine Nährstoffzufuhr, lässt sich der Prozess der Humifizierung in Hinblick auf ein gewünschtes Endprodukt gezielt steuern.

Ähnlich dem Ausgangsmaterial wirken sich auch Zusatzstoffe auf den Prozess aus. Durch bestimmte Zusätze als auch durch die Förderung von Mikroorganismengruppen kann laut ZIECHMANN (1996) der Ablauf der Kompostierung beeinflusst, beziehungsweise sogar gesteuert werden. Mittels Zusatzstoffen kann der Rotteprozess beispielsweise beschleunigt oder auch verlangsamt werden, was sich in weiterer Folge auf die Qualität des Endmaterials auswirkt. Das bildet die Grundlage, steuernd in die Bildung stabiler und hochwertiger Endprodukte einzugreifen, wie sie bei der Kompostierung gewünscht sind.

Neben den bereits genannten Faktoren sollte auf einen möglichen Einfluss einer ausreichenden Sauerstoffversorgung bei der Humifizierung nicht vergessen werden. Nach GRASSINGER (1996) wirken sich höhere Belüftungsraten positiv auf die Entwicklung und Stabilisierung der Huminsäuren aus. Am Ende ihrer Kompostierversuche zeigte sich, dass es bei starker Belüftung zu einem Anstieg der Huminsäuregehalte kam. Bei sehr niedrigen Belüftungsraten war sogar eine Abnahme der zuvor gebildeten Huminsäuren zu beobachten. Nach BINNER (2007) fördert jedoch eine zu intensive Belüftung und die daraus resultierende hohe biologische Aktivität die Mineralisierung und nicht die Humifizierung der organischen Substanz. Demnach soll sich bei einem Wechsel zwischen ausreichender und knapper Sauerstoffversorgung die besten Humifizierungsraten ergeben. Beobachtungen von Kompostierversuchen in Reaktorgefäßen, wie sie auch GRASSINGER (1996) durchführte, haben gezeigt, dass sich aufgrund starker Belüftung Luftkanäle im Substrat ausbilden können. Dadurch entweicht das zugeführte Gasgemisch über diese Kanäle und in einem Grossteil des Substrates käme es zu einer Sauerstoffunterversorgung und somit zu dem genannten Wechsel in der Sauerstoffversorgung. Damit könnte die Annahme, dass sich eine starke Belüftung positiv auf die Humifizierung auswirkt, vorgetäuscht werden.

Vor allem am Beginn der Rotte ist die Sauerstoffzehrung durch einen raschen Anstieg der Temperatur aufgrund der hohen Mikroorganismenaktivität sehr groß. In dieser Phase kann es im Inneren der Miete leicht zu anaeroben Zonen aufgrund von hohem Sauerstoffverbrauch und schlechtem Gasaustausch kommen. Das führt zu Faulung und deren unerwünschten Folgen. Um dem vorzubeugen, ist gerade in dieser Phase ein besonderes Augenmerk auf ein regelmäßiges Umsetzen der Miete, sowie auf einen optimal eingestellten Wassergehalt des Materials zu legen.

1.3 Kompostierung und Kompostqualität

1.3.1 Grundlagen der Kompostierung

In den letzten Jahrzehnten hat die Kompostierung von organischen Abfällen in technisch geführten Kompostieranlagen stark an Bedeutung zugenommen. Aus

einem seit Jahrtausenden alten Brauch wird jetzt das Kompostieren von organischen Abfällen durch planvolle Forschung in Verfahren übergeführt, auf der Basis von wissenschaftlichen Grundsätzen (ZIECHMANN, 1996).

Mit der zunehmenden Technisierung unterlag auch das Abfallaufkommen einem Wandel. Abfallfraktionen wie Kunststoffe oder Elektroaltgeräte waren noch vor kurzem unbekannt. Abfälle bestanden hauptsächlich aus biogenem Material und wurden unkontrolliert entsorgt. Erst als im 19. Jahrhundert der Zusammenhang zwischen Hygiene, Krankheit und Sterblichkeit erkannt wurde, erfolgte ein Umdenken. Heutzutage verläuft die Verwertung von biogenen Abfällen durch Gesetze und Verordnungen in geregelten Bahnen.

Unter biogenen Abfällen werden Abfälle verstanden, die aufgrund ihres hohen organischen, biologisch abbaubaren Anteils für die aerobe und anaerobe Verwertung besonders geeignet sind. Darunter fallen sowohl feste pflanzliche Abfälle aus der Zubereitung von Nahrungsmitteln als auch natürliche, organische Abfälle aus dem Garten- und Grünflächenbereich, wie Laub, Baum- oder Grasschnitt. Die Zusammensetzung variiert in Abhängigkeit von dem jeweiligen Gebiet, der Jahreszeit und dem Erfassungssystem.

Laut Bundesabfallwirtschaftsplan (2006) betrug das Abfallaufkommen aus österreichischen Haushalten 2004 ca. 3,42 Millionen Tonnen, davon sind knapp 550.000 Tonnen biogene Abfälle. Das entspricht etwa 16% des gesamten Abfallaufkommens und einer getrennt gesammelten Menge an biogenen Abfällen von 67 kg/EW*a. Etwa 150.000 t der biogenen Abfälle werden laut Kompostgüteverband Österreich (www.kompost.at) in den Kompostwerken zu Kompost verarbeitet. Zusätzlich werden noch biogene Abfälle aus Land- und Forstwirtschaft, Gewerbe und Industrie kompostiert. Leider ist auch der Anteil der organischen Abfälle im Restmüll in den letzten Jahren gestiegen und liegt laut Bundesabfallwirtschaftsplan (2006) bei 37 % für das Jahr 2004. Dieser Teil der organischen Abfälle entzieht sich somit einer sinnvollen Verwertung.

Auf einen für diese Arbeit wichtigen Begriff, nämlich jenen der Co-Kompostierung, sollte an dieser Stelle noch kurz eingegangen werden. Unter Co-Kompostierung versteht man eine Art der Kompostierung, bei welcher zwei verschiedene Abfallarten einer gemeinsamen biologischen Behandlung zugeführt werden. Diese Kombinationen können sich günstige auf den Abbauprozess auswirken. So werden beispielsweise, wie bei der vorliegenden Arbeit, biogene Abfälle und Abfälle aus der Zellstoffindustrie (Lignin) gemeinsam kompostiert.

1.3.2 Technische Kompostierung

Bei der technischen Kompostierung wird grundsätzlich zwischen „offenen" und „geschlossenen" Kompostiersystemen unterschieden. Die Wahl des richtigen Systems hängt von verschiedensten Faktoren, wie beispielsweise von der Art und Menge der biogenen Abfälle, sowie der Kapazität der Anlage und deren geplantem Standort, ab. Durch die zu Beginn der Rotte, aufgrund von Stoffwechselvorgängen, verursachten Emissionen können vor allem bei offenen Kompostiersystemen Probleme auftreten. Deswegen ist bei der Planung solcher Anlagen besonderes Augenmerk auf die Standortwahl, sowie auf technische und betriebliche Maßnahmen

zu legen. Solche unerwünschten Emissionen können beispielsweise Geruchsstoffe, Staub, Pilzsporen, Krankheitserreger, Unkrautsamen aber auch Prozess- und Sickerwasser sein.

Ziel der Kompostierung im Sinne einer zuverlässigen Anwendung von Kompost sollte eine gleich bleibende Produktqualität sein. Die Qualitätsforderungen können sich jedoch je nach Anwendung unterscheiden. In Abhängigkeit von Jahreszeit, Siedlungsstruktur, Sammelsystemen und lokalen Gegebenheiten kann die Zusammensetzung von Abfällen stark schwanken. Bioabfälle aus dem Haushalt sind ein besonders schwieriges Substrat für die Kompostierung, da es sehr feucht, zum Teil sehr leicht abbaubar ist und sich über das Jahr in Abhängigkeit von den Gartenaktivitäten unterschiedlich zusammensetzt (KROGMANN, 1994). Bei der Wahl des geeigneten Kompostiersystems ist deshalb auf eine gewisse mögliche Flexibilität in der Rotte zu achten, um eine gleichbleibende Qualität gewährleisten zu können.

Bevor das zu kompostierende Material auf die Miete bzw. in den Rottetunnel kommt, erfolgt noch eine Aufbereitung. Je nach Kompostierverfahren wird das Material zerkleinert, gesiebt und von Störstoffen befreit. Zusätzlich werden Eisen- und Nichteisenmetalle entfernt und gegebenenfalls das Material mit Wasser versetzt. Die Zugabe von Strukturmaterial soll eine bessere Durchlüftung der Miete gewährleisten.

Aufgrund ihrer Bedeutung für die Rotte sind die den Prozess beeinflussenden und für dessen Optimierung zugänglichen Parameter, auf welche im Kapitel 1.1.3 bereits eingegangen wurde, abermals kurz dargestellt:

- Wasser – als Lösungsmittel für Nährstoffe und Sauerstoff
- Luft – als Transportmedium für Sauerstoff, CO_2 und Stoffwechselprodukte
- Porenvolumen – als Transportweg für Luft und Wasser
- Sauerstoffgehalt – als den aeroben Prozess bestimmender Milieuparameter
- Temperatur – als die jeweilige Mikroorganismenpopulation und damit die aktuelle Abbauleistung mitbestimmender Milieuparameter

Bei offenen wie auch geschlossenen Systemen müssen aus seuchenhygienischen Gründen die Rottebedingungen so gesteuert werden, dass eine Rottetemperatur von 65 °C über drei Tage bei einem Wassergehalt von mindestens 40 % gehalten werden kann. Nur so kann sichergestellt werden, dass alle pathogenen Keime, Viren und Bakterien aber auch Unkrautsamen abgetötet werden.

1.3.2.1 Offene Kompostiersysteme

Bei den offenen Systemen steht die Mietenoberfläche in direktem Kontakt mit der äußeren Umgebung. Somit ist es möglich, die Miete auf natürlichem Weg durch Konvektion und regelmäßige Umsetzvorgänge zu belüften. Des Weiteren kann die Miete auch per Zwangsbelüftung ausreichend mit Sauerstoff versorgt werden. Dies kann mittels Saug- oder Druckbelüftung erfolgen. Eine Belüftung auf natürlichem

Wege setzt eine für die Konvektion günstige Materialstruktur und Mietengeometrie voraus. Das beim aeroben Abbauprozess gebildete Gasgemisch kann dadurch über die Mietenoberfläche ausströmen und ermöglicht somit ein Zuströmen von frischer Luft an der Mietenbasis. Durch fehlende Struktur oder Vernässung der Miete ist der aerobe Prozess gestört und kommt zum Erliegen. Die Umsetzvorgänge tragen nur kurzfristig zur Sauerstoffversorgung bei, bewirken jedoch eine Durchmischung des Materials und begünstigen den Erhalt der Struktur. Werden die Mieten kaum bis gar nicht umgesetzt, ergeben sich Rottezeiten von bis zu 12 Monaten. Durch regelmäßiges Umsetzen lässt sich die Rottedauer deutlich verkürzen. Als Indikatoren für den richtigen Umsetzzeitpunkt werden der Wassergehalt bzw. die Rottetemperatur herangezogen. Das Umsetzen erfolgt meist mit eigens dafür entwickelten Umsetzgeräten. Diese Maschinen gewährleisten ein schonendes Umsetzen und können meist steuernd in den Rotteprozess eingreifen, indem sie beispielsweise mittels Wasserzugabe den optimalen Wassergehalt des Rotteguts einstellen. Nach dem Haupt- und Nachrotteprozess kommt das Rottegut noch für einige Zeit auf ein Reifelager.

Der Einsatz von Zwangsbelüftungen bei offenen Mietensystemen soll eine geregelte Rotte gewährleisten. Es kann zwischen drückender und saugender Belüftung unterschieden werden. Jedoch ist trotz des Belüftungssystems ein periodisches Umsetzen gefordert, da sich sonst Luftkanäle in der Miete bilden und somit Teilbereiche unterversorgt bleiben. Um einen möglichst aeroben Prozessverlauf zu gewährleisten, ist die Zwangsbelüftung dem Rottegrad des Materials anzupassen.

Der direkte Kontakt der Mietenoberfläche mit der Außenluft kann ein Problem bei den offenen Systemen darstellen. So können beispielsweise Geruchsstoffe, Staub und Pilzsporen ungehindert an die Umgebung abgegeben werden. Um das zu verhindern und um Witterungseinflüsse gering zu halten, können die Mieten mit Geweben oder natürlichen Materialien abgedeckt werden.

1.3.2.2 Behälter- oder Reaktorkompostiersysteme

Die geschlossenen Kompostiersysteme werden meist als Bioreaktoren oder Rottetunnel bezeichnet. Verschiedene Systeme, welche durch einen hohen Automatisierungsgrad gekennzeichnet sind, kommen dabei zur Anwendung. Diese Systeme werden grundsätzlich zwangsbelüftet. Durch die technische Automatisierung kann der biochemische Abbauprozess besser gesteuert und intensiviert werden. Beispielsweise kann der Ein- und Austrag des Materials mittels Fördereinrichtungen erfolgen, zur Befeuchtung des Materials während der Rotte kann das Prozesswasser im Kreislauf gefahren und die Prozessabluft gereinigt werden, sodass keine unerwünschten Emissionen auftreten.

Der Vorteil bei den geschlossenen Systemen liegt unter anderem darin, dass die Intensivrottephase nach zehn bis 20 Tagen abgeschlossen ist. Danach sind noch eine Nachrotte- und eine Reifephase unbedingt notwendig. Diese können in Form von offener Mietenkompostierung erfolgen.

1.3.3 Kompostqualität und deren gesetzliche Grundlage

Das Produkt Kompost stellt das Ende eines geregelten Kompostierungsprozesses dar. Aus den zu behandelnden biogenen Abfällen ist ein neues Produkt entstanden. Damit Kompost jedoch im Sinne des Gesetzes als Produkt gilt und als dieses in Verkehr gebracht werden darf, muss er in Österreich gewisse Voraussetzungen laut der „Verordnung über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen" erfüllen. Werden diese Anforderungen nicht erfüllt, gilt er weiterhin als Abfall. Als solcher und nicht als Produkt darf er jedoch trotzdem verwertet werden, sofern dies die jeweiligen Landesgesetze zulassen.

Ziel der Kompostverordnung ist es, mittels Qualitätsanforderungen eine gleich bleibende und vergleichbare Kompostqualität zu erzielen. Das geschieht über die Bestimmung der Art und Herkunft der zulässigen Ausgangsmaterialien. Durch die getrennte Sammlung der biogenen Abfälle und die Eingrenzung der erlaubten Ausgangsmaterialien konnte ein großer Schritt in Richtung Kompostqualität getan werden. Weiters sind in der Verordnung die Kennzeichnung und das Inverkehrbringen des Kompostes sowie dessen Anwendungsbereiche und –mengen festgeschrieben.

Die Kompostverordnung unterscheidet zwischen verschiedenen Kompostbezeichnungen und Qualitätsklassen, welche sich laut Tabelle 1-4 aus den jeweiligen Ausgangsmaterialien ergeben. Darauf aufbauend sind für die einzelnen Qualitätsklassen Anwendungsbereiche definiert.

	Qualitäts-kompost	Kompost	Rinden-kompost	Qualitäts-Klärschlamm-kompost	Müllkompost
Qualitätsklasse	A (A+)	B		A	B
Ausgangsmaterialien	Detaillierte Auflistung der erlaubten Ausgangsmaterialien in Anlage 1, Teil 1-3				
Anwendungsbereich	Hobbygartenbau Pflanzungen Landschaftsbau Landwirtschaft Deponie-rekultivierung	Landschaftsbau, Deponierekultivierung (200t TM/ha in 10 Jahren), (Nicht geeignet für Anwendungen in der Landwirtschaft)		Hobbygartenbau Pflanzungen Landschaftsbau Landwirtschaft (8t/ha*a) Erosionsschutzmaß-nahmen (einm. 160t TM/ha) Deponie-rekultivierung (400t TM/ha in 10 Jahren)	Landschaftsbau, Deponie-rekultivierung (200t TM/ha in 10 Jahren), (Nicht geeignet für Anwendungen in der Landwirtschaft)

Tab. 1-4: Kompostbezeichnung gemäß Kompostverordnung in Abhängigkeit von Qualitätsklasse, Ausgangsmaterial und Anwendungsbereich

Die Verordnung zielt hauptsächlich darauf ab, dass Schäden an der Umwelt infolge von Kompostaufbringung vorgebeugt wird. Deshalb werden die Anforderungen an die Qualität hauptsächlich über Schwermetallgrenzwerte und toxische Verbindungen, wie in Tabelle 1-5 dargestellt, definiert. Durch die regelmäßige Aufbringung von

Kompost können Schwermetalle im Boden akkumulieren und als Folge dessen nachteilige Wirkungen haben. Schwermetalle werden über die Nahrungskette in den menschlichen Körper aufgenommen. Viele von ihnen werden dort nicht mehr ausgeschieden und wirken sich gesundheitsschädigend oder giftig auf den Organismus aus.

	Qualitätsklasse A+						
	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Cu	Zn
Grenzwert (mg/kg TM)	0,7	70	0,4	25	45	70	200
	Qualitätsklasse A						
	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Cu	Zn
Grenzwert (mg/kg TM)	1	70	0,7	60	120	150	500
	Qualitätsklasse B						
	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Cu	Zn
Grenzwert (mg/kg TM)	3	250	3	100	200	500	1800
Richtwert (mg/kg TM)						400	1200
	zusätzlich für Qualitätsklasse B (Müllkompost)						
	AOX	Mineralöl-KW		PAK (16)	PCB	Dioxin	
Grenzwert (mg/kg TM)	500	3000		6	1	50ng TE/kg TM	

Tab. 1-5: Qualitätsanforderung an das Endproduktkompost gemäß Kompostverordnung

Zusätzlich zu den in der Tabelle dargestellten Qualitätsanforderungen muss Kompost gemäß der Verordnung noch weiteren Anforderungen entsprechen. So sind bei den Ballaststoffen, die zwar keine schädliche Wirkung auf die Umwelt haben aber dennoch unerwünscht sind, Grenzwerte in Abhängigkeit von den jeweiligen Anwendungsbereichen einzuhalten. Bei Sackware und Gartenbaukompost muss die Keimung unerwünschter Pflanzensamen unter drei Keimungen pro Liter Kompost bleiben. Weiters muss für Sackware, Mischkomponenten zur Erdenherstellung und bei Anwendungen im Hobbygartenbau, sowie bei Pflanzungen, ein Wachstumstest durchgeführt werden. Diese dienen der Bestimmung der Pflanzenverträglichkeit und liefern Aussagen über die mögliche Schadwirkung eines Kompostes. Hinsichtlich seuchenhygienischer Anforderungen wird nur die Aufzeichnung der Rottetemperatur über mindestens zehn Tage sowie die Maßnahmen zur Prozesssteuerung verlangt, was nach LECHNER et al. (2004) als unzureichend beurteilt wird. Zusätzlich sind die Endprodukte noch auf definierte Indikatorkeime zu untersuchen.

Zum Zweck der ordnungsgemäßen Sicherstellung von Qualität, zur Deklaration und Kennzeichnung der Kompostware ist eine externe Güteüberwachung in Abhängigkeit der Jahresmenge in der Verordnung festgeschrieben.

Es liegt mit der Kompostverordnung in Österreich eine gesetzliche Regelung hinsichtlich Mindeststandards für die Kompostqualität sowie deren Überprüfung vor. Zusätzlich wurden in Österreich, als auch im benachbarten Ausland Vereine gegründet, um das Produkt Kompost weiter zu fördern. Das Ziel dieser Vereine ist es, die Güte des Kompostes über die gesetzlichen Regelungen hinaus weiter zu

verbessern. Neben einer regelmäßigen Qualitätskontrolle zählt auch die Förderung der Forschung zu den Aufgabengebieten dieser Vereine. In Österreich wurde 1995 der eingetragene Verein Kompostgüteverband Österreich (KGVÖ) gegründet. Neben der gleichbleibenden Kompostqualität werden vom Verein auch Anforderungen hinsichtlich der Herstellung, hygienischer Unbedenklichkeit, Nährstoffgehalt, Verunreinigungen und Lagerfähigkeit gestellt. Erfüllen die Verwertungsbetriebe die geforderten Anforderungen bei den regelmäßigen Überprüfungen, erhalten sie das Kompostgütesiegel. Darüber hinaus hat sich der Verein die Beratung der Betriebe sowie Öffentlichkeitsarbeit, Vermarktung und Interessensvertretung seiner Mitglieder zum Ziel gesetzt.

Obwohl die Kompostverordnung auf Mindestqualitätsanforderungen und gleichbleibende Kompostqualität abzielt, fehlen darüber hinausgehende Qualitätskriterien. Laut Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 192/2001) wird unter Kompostierung eine gesteuerte exotherme biologische Umwandlung abbaubarer organischer Materialien verstanden, deren Endprodukt ein huminstoffreiches Material mit mindestens 20 Masseprozent organischer Substanz ist. Bei Kompost soll es sich also um ein huminstoffreiches, organisches Material handeln. Doch genaue Werte oder Angaben diesbezüglich beinhaltet die Verordnung nicht. Wenn man bedenkt, dass die Gehalte an organischer Substanz in Reifkompost zwischen 25 und 45 % schwanken, sind die in der Verordnung geforderten 20 % sehr tief angesetzt. Gerade solche echten Qualitätsparameter, wie beispielsweise der Huminstoffgehalt wären für die eigentliche Kompostqualität bezeichnend. Bei Diskussionen zum Thema Kompostqualität wird häufig für eine vermehrte Einbeziehung der Huminstoffe als Gütekriterium plädiert. Aber auch der Nährstoffgehalt und die phytosanitären Eigenschaften von Kompost zeichnen dessen Qualität aus. Ein besonderes Augenmerk wird in diesem Zusammenhang deshalb auf die Huminstoffe gelegt, weil sich diese im Gegensatz zu den Nährstoffen und den phytosanitären Eigenschaften regelmäßig und relativ einfach quantifizieren lassen.

Weiters kann auch die Stabilität des Kompostes ein Kennzeichen für dessen Qualität sein. Die Stabilität eines Kompostes kann sowohl durch Mineralisierungsprozess als auch Humifizierungsprozesse erreicht werden, wobei jedoch aus Qualitätsgründen ein möglichst hoher Gehalt an Huminstoffen angestrebt werden sollte. Ein Maß für die Stabilität und somit auch Qualität des Kompostes stellt die Kompostreife dar. Zur Beurteilung des Reifezustandes können verschiedene Methoden herangezogen werden. Eine gängige Methode stellt die Bestimmung der Atmungsaktivität dar. Eine weitere Möglichkeit zur Beurteilung der Reife erfolgt über die Selbsterhitzung des Materials. Bei reifem Kompost sollte grundsätzlich keine Selbsterhitzung des Substrats mehr stattfinden. In der Abbildung 1-6 aus dem LAGA-Merkblatt 10 (1995) „Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost" werden in Abhängigkeit von der Selbsterhitzung fünf Rottegradstufen unterschieden.

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

Tab. 1-6: Einteilung der Rottegrade entsprechend den Maximaltemperaturen im Selbsterhitzungsversuch (LAGA-Merkblatt 10, 1995)

Sowohl bei der Atmungsaktivität als auch bei der Selbsterhitzung ist jedoch zu beachten, dass sie nur den Abbaugrad wiedergeben. Eine Aussage über die Qualität des Kompostes lassen sie nicht zu. Zusätzlich können auch chemische Parameter wie beispielsweise C/N-Verhältnis, Gehalt an niederen Carbonsäuren oder der Nitratgehalt zur Beurteilung der Reife herangezogen werden. Zur Bestimmung des Reifezustandes werden derzeit verschiedene analytische Methoden erprobt, die auch Aussagen über die Qualität des Kompostes zulassen. Bei der vorliegenden Arbeit wurde beispielsweise versucht mittels FTIR-Spektroskopie auf die Qualität des Kompostes zu schließen.

1.3.4 Eigenschaften von Kompost

Bei Kompost handelt es sich um ein humus- und nährstoffreiches Rotteprodukt aus organischen Abfällen. Sowohl die Wirkung, als auch die Eigenschaften von Kompost, hängen von den Ausgangsstoffen und von den Zersetzungsprozessen ab. Aufgrund seiner vielfältigen Eigenschaften kann qualitativ hochwertiger Kompost in vielen Bereichen zum Einsatz kommen.

Im Kompost sind Pflanzennährstoffe in einem ausgewogenen Verhältnis enthalten. Die Hauptnährstoffe (Stickstoff, Phosphor und Kalium) aber auch Spurenelemente können durch Kationenaustausch und Sorption gebunden werden. Sie werden allmählich freigesetzt und versorgen den Boden mit Nährstoffen. Wie viel Prozent der Nährstoffe, die in der organischen Substanz gespeichert sind, bei einer Anwendung frei werden, hängt von einer Vielzahl von Faktoren wie Komposteigenschaften, Bodeneigenschaften und Wirtschaftsweise ab (KROGMANN, 1994). Der Reifezustand und Rottegrad des Kompostes zum Zeitpunkt der Düngung spielt eine wesentliche Rolle.

Die Zugabe von Kompost fördert laut MAYER (2004) die Bindung von Schadstoffen. Dadurch kommt es zu einer Immobilisierung und Entgiftung von toxischen Substanzen im Boden.

Wird organische Substanz in den Boden eingebracht, steigert sich die bodenbiologische Aktivität. Die Wirkung auf die unterschiedlichen Mikroorganismen hängt von der Dosis sowie der Art und Qualität der eingebrachten organischen

Substanz ab. Die Organismen im Boden tragen wesentlich dazu bei, Nährstoffe pflanzenverfügbar zu machen und damit in den Stoffkreislauf einzufügen.

Durch die Zugabe von Kompost werden die Bodenstruktur und Aggregatstabilität erhalten und verbessert. Mit der Erhöhung der organischen Bodensubstanz, des pH-Wertes, des Calcium-Gehaltes, der mikrobiellen Biomasse und deren Aktivität geht auch die Bildung größerer und stabilerer Bodenaggregate einher. Kompostapplikationen wirken sich in der Regel schon relativ kurzfristig (< 3 Jahre) positiv auf die Aggregatstabilität aus. Weiters kommt es laut MAYER (2004) parallel zu der zunehmenden Aggregatstabilität zu einer Abnahme der Bodendichte, welche sich jedoch bedeutend langsamer einstellt. Die Erhöhung des Luftporenvolumens im Boden führt zu einer besseren Bodendurchlüftung.

Nach MAYER (2004) konnte mittels Kompostgaben eine Erhöhung der Erosionsstabilität bzw. eine Verminderung der Erosionsanfälligkeit sowohl bei Wasser- als auch bei Winderosion festgestellt werden.

Der Einsatz von Kompost bewirkt langfristig gesehen eine Verbesserung der Wasserkapazität und Wasserinfiltration. Nach MAYER (2004) konnte eine Zunahme der Wasserkapazität auf leichten Böden festgestellt werden. Auf schweren Böden kam es zu keiner weiteren Verbesserung der Wasserkapazität, was an dem bereits hohen Wasserhaltevermögen von schweren Böden liegen mag. Außerdem ist ein zu hohes Wasserhaltevermögen aufgrund möglicher Staunässegefahr nicht erwünscht. Dem wird jedoch durch die bodenauflockernde Wirkung von Kompost entgegengewirkt.

Wird Kompost zur Bodenverbesserung angewendet, kann das positive Wirkung auf die Pflanzengesundheit zeigen. Nach FUCHS (2004) spielen dabei die physiologische Reife des Kompostes, dessen unterschiedliche mikrobiologische Zusammensetzung und die Stickstoffverfügbarkeit eine bedeutende Rolle. Vor allem reife Komposte weisen eine hohe Suppressivität gegen Krankheitserreger auf. Bei jungen aber auch zu reifen Komposten ist das Unterdrückungspotenzial geringer. Bei der gezielten Anwendung gegen Pflanzenkrankheiten hängen die idealen Parameter im Wesentlichen von der zu bekämpfenden Pflanzenkrankheit ab. Laut FUCHS (2004) sollen jedoch durch die Hitzebehandlung bei der Kompostierung suppressive Effekte verloren gehen.

Kompost kann die Gesundheit von Pflanzen nicht nur in Bezug auf bodenbürtige Krankheitserreger beeinflussen. Bei Versuchen konnte auf die durch Kompost bei Pflanzen induzierte Resistenz gegen Krankheiten verwiesen werden. Ebenso können Kompostextrakte Resistenz in den Pflanzen induzieren. Diese Extrakte werden wie herkömmliche Fungizide direkt auf die Blätter aufgebracht. Die vom Kompost induzierte Resistenz scheint mehr auf der Stärke der Pflanzenabwehrreaktion gegen Pathogene, als auf einer Aktivierung von Antagonisten zu beruhen (FUCHS, 2004). Die Wirkung der Extrakte scheint wesentlich von der Zusammensetzung der Kompostausgangsmaterialien, des Reifestadiums und der Extraktionsdauer abzuhängen.

1.4 Untersuchungsmethoden zur Charakterisierung der organischen Substanz

Um die Veränderungen des Materials während der Rotte und den Rotteprozess beschreiben zu können, wurden verschiedene Parameter herangezogen. Die im Rahmen dieser Arbeit analysierten Parameter werden im folgenden Kapitel kurz beschrieben. Es handelt sich dabei um chemische Parameter wie den TOC, den Glühverlust oder den Gehalt an Stickstoffverbindungen und physikalische Parameter wie pH-Wert und Wassergehalt. Außerdem kamen mit der Atmungsaktivität ein biologischer Parameter und mit der Thermoanalyse und der Fourier Transform-Infrarot (FTIR) Spektroskopie in der Abfallwirtschaft neuartige Untersuchungsmethoden zur Anwendung.

Niedere Carbonsäuren (C2 - C5)

Niedermolekulare Carbonsäuren werden vor allem beim anaeroben Abbau von Kohlenhydraten, Fetten und Eiweißen in der ersten Phase des Kompostierungsprozesses gebildet. Sie sind daher als Zwischenprodukte ein Indikator für leicht abbaubare organische Substanzen. Herrschen aerobe Prozesse, werden diese organischen Säuren schnell zu CO_2 abgebaut. Durch ausreichende Belüftung kann der Gehalt an Carbonsäuren verringert, jedoch nicht ganz vermieden werden. Beim Kompostierprozess stellen sie vor allem durch ihren ranzigen Geruch ein Problem dar. Jedoch können sie auch zu einem Absinken des pH-Werts in den schwach sauren Bereich führen. Kommt es dann nicht zu einer Umwandlung der niederen Carbonsäuren oder einem Austrag aus dem System, kann das zu einer Hemmung der Abbauprozesse bis hin zum ihrem Stillstand führen. Vor allem bei anaeroben Prozessen spielt diese Tatsache eine wesentliche Rolle.

Glühverlust

Der Glühverlust ist ein Maß für den Anteil der gesamten organischen Substanz in einer Probe. Er stellt einen Summenparameter für die organische Substanz dar, unabhängig von ihrer Abbaubarkeit und Reaktivität. Über den Glühverlust kann daher keine Aussage über den Zustand des Materials gemacht werden.

Bei Komposten bewegt sich das Verhältnis von TOC zu Glühverlust normalerweise im Bereich von 0,5-0,58. Einer deutlichen Abweichung der Werte von diesem Verhältnis ist auf den Grund zu gehen. Ein höherer Anteil an anderen Atomen im Molekül (Stickstoff oder Schwefel) schlägt sich in einem kleineren Verhältniswert nieder. Ist „Black carbon" in der Probe vorhanden, macht sich das in einem Verhältnis von TOC/GV > 0,5 bemerkbar.

„Black carbon" ist holzkohlenartig, hydrophob und sehr schwer abbaubar. Nach LEIFELD (2007) wird der „Black Carbon" bei der Bestimmung im Muffelofen bei 550 °C möglicherweise nicht vollständig erfasst. Bei der TOC Bestimmung mittels oxidativer Verbrennung (900 °C) wird der „Black Carbon" jedoch vollständig erfasst.

TOC (Total Organic Carbon)

Der TOC ist ein Maß für den gesamten gebundenen Kohlenstoff. Auch er stellt einen Summenparameter dar und lässt keine qualitative Beurteilung der organischen Substanz zu. Bei der Massenbilanzierung des Kohlenstoffes, siehe Kapitel 2.2.5.3, wird über den TOC die Menge des abgebauten Kohlenstoffes ermittelt.

Abfallwirtschaftlich ist die Bestimmung des TOC insofern relevant, da in technischen Regelwerken und Gesetzen die Einhaltung gewisser Grenzwerte bei der Deponierung von Abfällen gefordert wird. Bei der Kompostierung ist jedoch genau das Gegenteil davon erwünscht. In Huminstoffen liegt der Kohlenstoff in gebundener und stabiler Form vor und ein hoher Gehalt an Huminstoffen bei der Kompostierung wird angestrebt. Daraus wird ersichtlich, dass über die Bestimmung des TOC allein keine Aussage über die Qualität der Kohlenstoffverbindungen und die Reaktivität des Materials getätigt werden kann.

Stickstoffverbindungen

Neben dem Kohlenstoff spielt der Stickstoff eine wichtige Rolle beim Rotteprozess. Nur bei einem ausgewogenen Nährstoffverhältnis zwischen den beiden, können Mikroorganismen den Kohlenstoff optimal verwerten. Ein für den Abbau günstiges Verhältnis liegt zwischen 20 bis 30 vor, wobei die Verfügbarkeit des Stickstoffs berücksichtigt werden muss.

Die Analyse von Ammonium- (NH_4-N) und Nitrat- (NO_3-N) Stickstoff ist für die Beurteilung der organischen Substanz insofern relevant, da damit Rückschlüsse auf den Rotteverlauf gezogen werden können. Üblicherweise tritt am Beginn des Abbaues Ammonium verstärkt auf. Danach fällt die Konzentration an Ammonium stark ab, da durch die Nitrifikation aus Ammonium Nitrat wird. Daher tritt eine höhere Konzentration an Nitrat erst im späteren Verlauf des Abbaus auf.

Huminstoffe

Als weitestgehend stabile Endprodukte des Humifizierungsprozesses und wegen ihrer Vielzahl an positiven Eigenschaften werden hohe Gehalte an Huminstoffen bei der Kompostierung angestrebt. Aus diesem Grund wurde in den vorangegangenen Kaptiteln bereits ausführlich auf die Huminstoffe eingegangen.

Biologische Parameter

Neben einigen der bereits vorgestellten chemischen Testverfahren zur Beurteilung der organischen Substanz gibt es auch biologische Verfahren. Neben der Bestimmung der Atmungsaktivität (AT_4) per Sapromat stellt beispielsweise die Bestimmung der Gasbildung (GS_{21}) mittels Inkubationsversuch oder Gärtest ein gängiges Verfahren dar, um die Reaktivität eines Materials zu bestimmen.

Dazu zählen beispielsweise die Bestimmung des Gasbildungspotenzials (GS_{21}) oder der Atmungsaktivität Sie stellen gängige Verfahren dar, um die Reaktivität eines Materials zu bestimmen.

IR-Spektroskopie

Spektroskopische Methoden wurden bislang nur im abfallwirtschaftlichen Forschungsbereich angewandt. Für die vorliegende Arbeit wurden diese infrarotspektroskopische Untersuchungen ebenfalls durchgeführt.

Die Analyse beruht auf der Wechselwirkung von elektromagnetischen Wellen mit Molekülen. Die Messung basiert auf der Absorption von Strahlung durch Molekülgruppen, die durch die Infrarotstrahlung zu unterschiedlichen Schwingungen angeregt werden. Das erhaltene Infrarotspektrum stellt somit die Absorptionsbanden der Moleküle in einem bestimmten Wellenzahlbereich dar und lässt damit auf den chemischen Zustand der Probe schließen. Zur Interpretation der IR-Spektren gibt es verschiedene Ansätze. Für die vorliegende Arbeit erfolgte die Interpretation des Spektrums mit Hilfe der Kenntnis der Absorptionsbanden von Reinsubstanzen (siehe Tabelle 1-7), Substanzgemischen sowie über den Vergleich mit anderen Spektren. Die Banden sind durch ihre Peakpositionen, Intensitäten, Breite und Form charakterisiert.

Aufgrund komplexer Gesamtproben in der Abfallwirtschaft, setzt deren Interpretation ausreichendes Fachwissen voraus. Mathematische Behandlungen der Spektren, wie beispielsweise Derivativspektren oder Spektrensubtraktion können hilfreich für die Interpretation sein.

Wellenzahl (cm^{-1})	Schwingung	Verbindung	Entwicklung im biogenen Material
2920	C-H asym.	aliphatische Methylengruppen	Mit fortschreitendem Abbau nehmen die Methylenbanden ab
2850	C-H symm.	aliphatische Methylengruppen	
1740-1720	C=O	Aldehyde, Ketone, Carbonsäuren, Ester	Mit zunehmender Rottezeit nimmt die Bande ab bzw. verschwindet
1650-1630	C=O C=C	Carboxylate, Amide I; Aromaten, Alkene	Da Abbau und Synthese von mikrobieller Biomasse während der Rotte gleichzeitig stattfindet, schwankt die Bandenintensität über den Rotteprozess
1570-1540	N-H	Amid II	Die Bande verschwindet mit zunehmender Reife des Materials. Ist meist nur in einem frühen Abbaustadium vorhanden
1515-1505		Lignin	Bande deutet auf Bioabfälle hin
1425	COO^-	Carbonsäuren	Nimmt mit zunehmenden Reifegrad ab
1384	N-O	Nitrat	Das Vorhandensein dieser Bande deutet auf ein spätes Abbaustadium hin
1320	C-N	Amine	Bande kommt nur im unreifen Material vor. Im reifen Material ist diese Bande nicht vorhanden
1265-1240	C-O C-N	Carbonsäuren, Amid III	Die Bande nimmt während des Rotteprozesses ab. Oft ist zu Rottebeginn nur eine leichte Schulter sichtbar
1080		Quarz	
1030	Si-O Si-O-Si	Tonminerale	Bande zeigt die Tonminerale an. Diese nehmen mit zunehmenden Abbau und Mineralisierung zu
875	C-O	Carbonat	

Tab. 1-7: Charakteristische Banden von Abfall, deren Wellenzahl und Verhalten während der biologischen Behandlung (SMIDT und MEISSL, 2006; SMIDT und SCHWANNINGER, 2005)

Thermoanalyse

Das thermische Verhalten einer organischen Substanz lässt Rückschlüsse auf physikalische und chemische Eigenschaften eines Materials zu. Anhand dessen können Aussagen über die Reaktivität, Stabilität, und Reife der organischen Substanz getroffen werden.

In der simultanen thermischen Analyse werden zur Charakterisierung der organischen Substanz der Massenverlust (Thermogravimetrie) und der Wärmestrom (Dynamische Differenzkalorimetrie) gemessen.

II EXPERIMENTELLER TEIL

2. Kompostierversuche und analytische Methoden

2.1 Versuchsdurchführung im Labor

2.1.1 Aufbereitung des Versuchsmaterials

Die zur Versuchsdurchführung benötigten 600 Liter des Kompostrohmateriales stammten aus der Kompostieranlage Lobau. Am Institut für Abfallwirtschaft wurde das bereits zerkleinerte Material erneut geschreddert, um das Substrat für den Einbau in die Reaktortonnen, Kleingefäße und Exsikkatoren ausreichend zu homogenisieren. Das derart aufbereitete Substrat konnte in die Reaktortonnen eingebaut werden und wird in der vorliegenden Arbeit als Referenzmaterial II (Ref II) bezeichnet.

Im Gegensatz zu den Reaktortonnen, die über ein großes Füllvolumen verfügten, konnten die Kleingefäße nur mit einer sehr geringen Substratmenge befüllt werden. Um auch hier optimale Rottebedingungen zu erzielen und das Volumen der Kleingefäße optimal zu nutzen, musste dieses Material nach dem Schreddern mittels Quadratlochsieb auf < 11,2 mm gesiebt werden. Damit konnte einerseits eine weitere Homogenisierung erzielt und zudem zu große Klumpen in den Kleingefäßen vermieden werden. Gerade bei dem geringen Volumen der Gefäße kann es in solchen Klumpen schnell zu anaeroben Bedingungen mit negativen Auswirkungen auf den Rotteprozess kommen. Das für den Einbau in die Kleingefäße und Exsikkatoren weiter aufbereitete Material wird hier als Referenzmaterial I (Ref I) bezeichnet.

2.1.2 Versuchsaufbau Rottereaktoren

Für die Versuchsdurchführung, wie in Abbildung 2-1 dargestellt, wurden drei gewöhnliche 240 Liter fassende Abfalltonnen zu Rottereaktoren umgebaut. Dazu wurde an der Vorderseite der Tonnen, knapp über dem Boden, sowie am Deckel der Tonnen ein Anschluss für die Druckbe- bzw. Entlüftung montiert. Die Entlüftungsschläuche, an welchen sich auch eine Vorrichtung für die CO_2-Messung der Abluft befand, wurden zur Vermeidung von Geruchsbelästigungen am Institut in ein Entlüftungsrohr geführt. Um der Geruchsbelästigung vorzubeugen, aber auch um eine korrekte Messung des CO_2-Gehaltes der Abluft zu gewährleisten, wurden die Tonnen an der Deckelinnenseite abgedichtet.

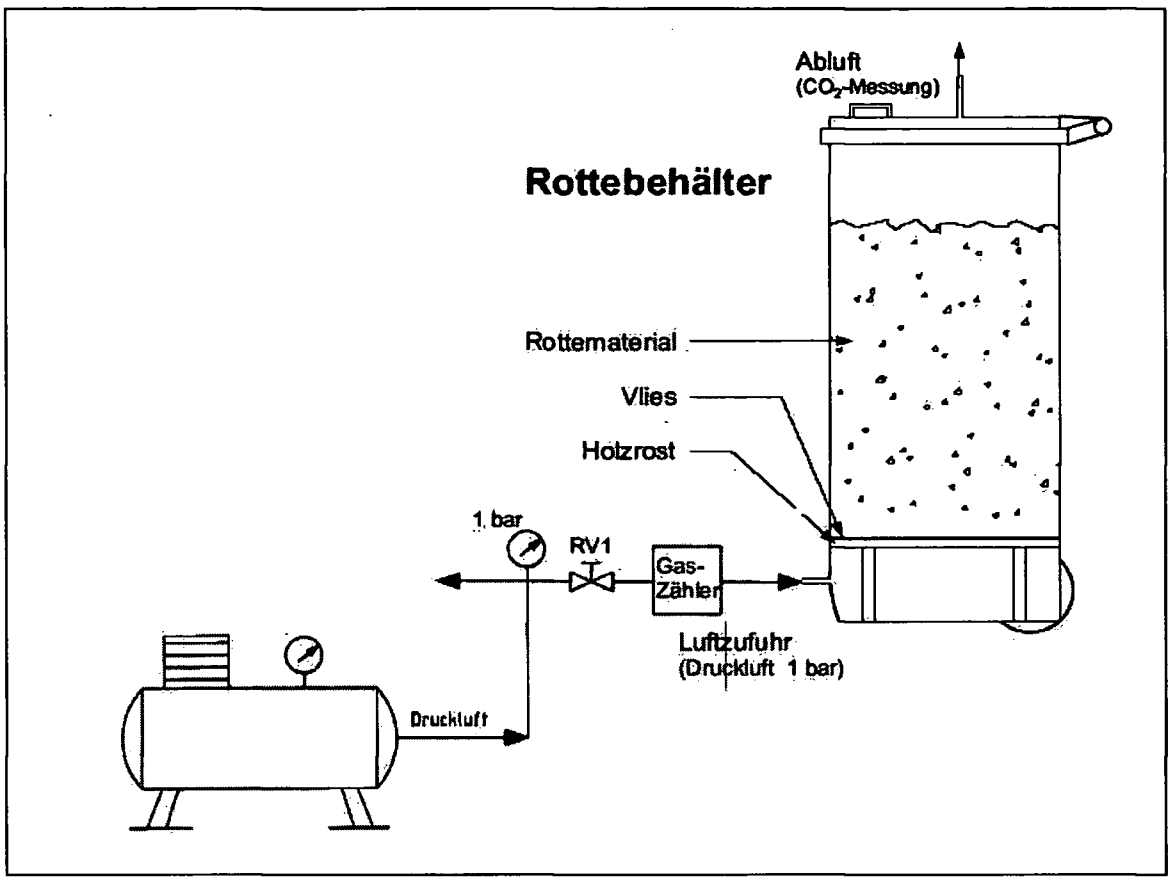


Abb. 2-1: Ablaufschema der Versuchsdurchführung bei einer Rottetonne (ABF-BOKU)

Die Tonnen wurden mit einem Überdruck von einem bar belüftet. Vom Tonnenboden ausgehend, sollte das zugeführte Luftgemisch das Material bis zum Deckel durchqueren. Damit die zugeführte Luft gleichmäßig über das Rottegut verteilt nach oben gedrückt wird, wurde etwas oberhalb des Tonnenbodens ein Metallgitter gespannt. Dadurch konnte sich ein kleiner Luftraum zwischen Tonnenboden und Material ausbilden, welcher eine gleichmäßigere Belüftung gewährleistete. Um die Luftzufuhr je nach Rottedauer, und damit nach Sauerstoffbedarf regeln zu können, wurden Durchflussmesser an den Tonnen installiert. Mit deren Hilfe konnte die Belüftungsmenge des Materials in den Tonnen geregelt werden. Dafür war es erforderlich, die Zusammensetzung des Gasgemisches in der Abluft mittels Gasmessgerät zu messen. Um günstige Rottebedingungen zu gewährleisten, sollte der CO_2-Gehalt der Abluft zwischen 10 und 15 % liegen. War der CO_2-Gehalt in der Abluft zu hoch, also über 15 %, dann wurde mittels Durchflussmesser die Luftzufuhr erhöht. Lag der CO_2-Gehalt in der Abluft jedoch unter 10 %, dann wurde die Luftzufuhr gedrosselt. Somit wurde versucht den Rotteparameter Sauerstoff in einem, für die Rotte günstigen Bereich zu halten. Beispielsweise benötigte die Reaktortonne 1 während der Heißrottephase bis zu 180 l Luftgemisch in der Stunde, gegen Versuchende hingegen nur mehr 2 bis 3 Liter pro Stunde.

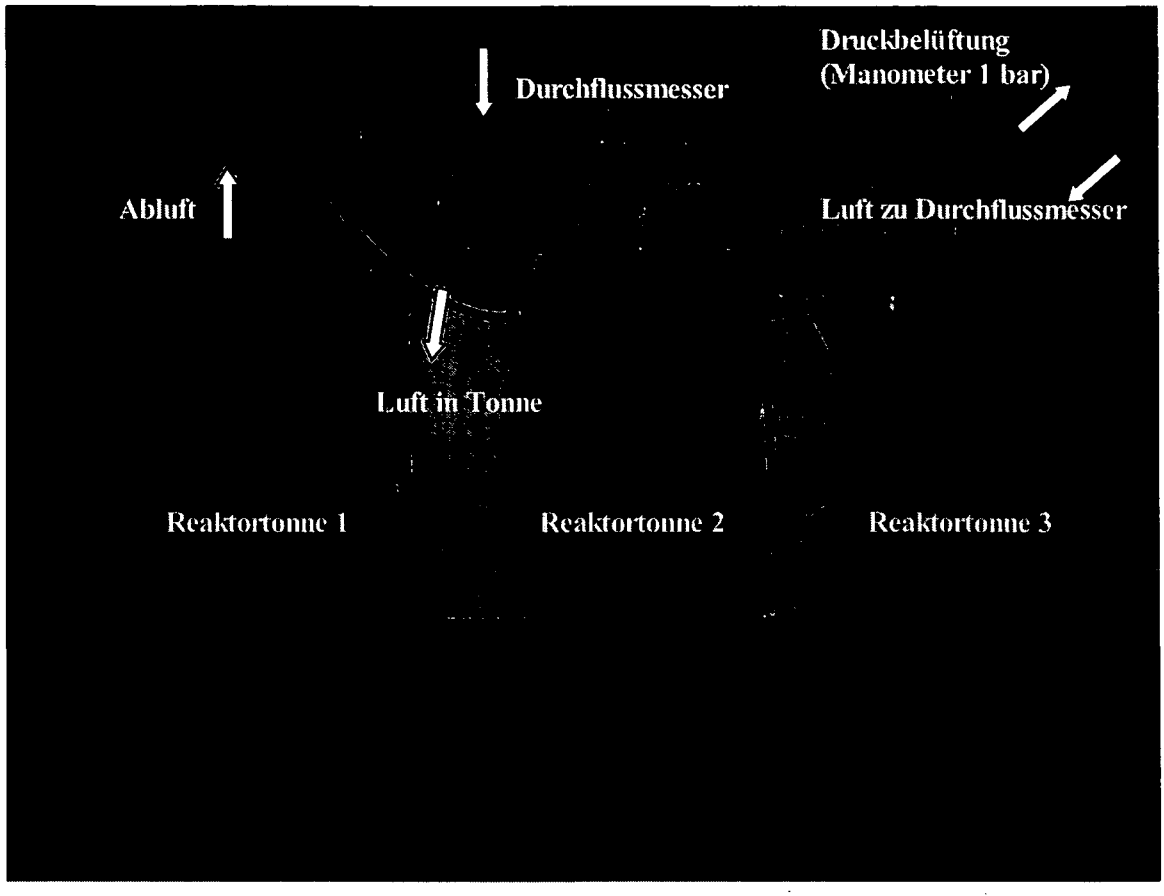


Abb. 2-2: Versuchsanordnung der Reaktortonnen im Labor

Jede der Tonnen wurde bis über die Hälfte mit ungefähr 150 Litern Material beschickt. In die Reaktortonne 1 wurde als Referenz das geschredderte Kompostrohmaterial gegeben. In die Reaktortonne 2 kam ein Gemisch aus Kompostrohmaterial und Grünschnitt. Die Zugabe von Grünschnitt, bezogen auf die Trockenmasse, betrug 7,3 Prozent. Die Reaktortonne 3 wurde mit einem Gemisch aus Kompostrohmaterial und weitgehend mineralisiertem Laubkompost befüllt. Hier betrug die Zugabe an Laubkompost, bezogen auf die Trockenmasse, 33,7 Prozent. Die großen prozentualen Unterschiede bei den Zugabestoffen resultierten aus den unterschiedlichen Dichten. Durch die Beimengung von Grünschnitt in der Reaktortonne 2, nahm das Probevolumen stark zu, währenddessen sich das Gewicht der Tonne kaum veränderte. In der Tabelle 2-1 sind die genauen Daten der drei Reaktortonnen und deren Materialien aufgelistet.

Tonne (Material) Nr.:	Referenzmaterial (Kompostrohmaterial) (kg TM)	Referenzmaterial (% TM am Gesamtgewicht)	Zugabematerial (Gras oder Laub) (kg TM)	Zugabematerial (Gras oder Laub) (% TM am Gesamtgewicht)
RT1: (Ref II)	20,27	100,00	0,00	0,00
RT2: (Gras)	13,49	92,74	1,06	7,26
RT3: (Laub)	14,14	66,26	7,20	33,74

Tab. 2-1: Angaben zu den Reaktortonnen und deren Material

Die Versuchsbetreuung bestand im wesentlichen aus der ordnungsgemäßen Kontrolle der Reaktortonnen. Zu diesem Zweck wurden in regelmäßigen Abständen die Temperatur und die Abluftwerte gemessen. Gegebenenfalls war daraufhin die zugeführte Luftmenge zu korrigieren. Probeentnahmen waren an den Tagen 3, 7, 14, 21, 28, 42 und 56 festgelegt. Vor jeder Probeentnahme wurde das Material aus der Tonne gekippt und umgesetzt. Dies diente zum einen der Homogenisierung des Materials vor der Probenahme und zum anderen der vollständigen Belüftung des Substrats. Selbst trotz guter Belüftung der Tonnen, bildeten sich immer wieder kleinere anaerobe Stellen aus, was sich an den Werten der Abluftmessungen zeigte.

2.1.3 Versuchsaufbau Kleingefäße und Exsikkatoren

Unter Kleingefäßen versteht man flache zylindrische Glasschalen (Neubauer-Schalen), welche zirka 200 Gramm Material fassen können. Die Kleingefäßversuche wurden jeweils im Doppelansatz, bestehend aus 12 Schalen, durchgeführt. Ein Doppelansatz wurde ausschließlich mit gesiebten Referenzmaterial befüllt. Den beiden weiteren Doppelansätzen wurde jeweils eine Ligninart zusätzlich zum Referenzmaterial als Zusatzstoff beigefügt. Die zugegebene Menge an Lignin, gemessen an der Feuchtmasse, betrug zwei Prozent. Das entspricht einer zugegebenen Menge von 4,9 % Lignin, bezogen auf die Trockenmasse.

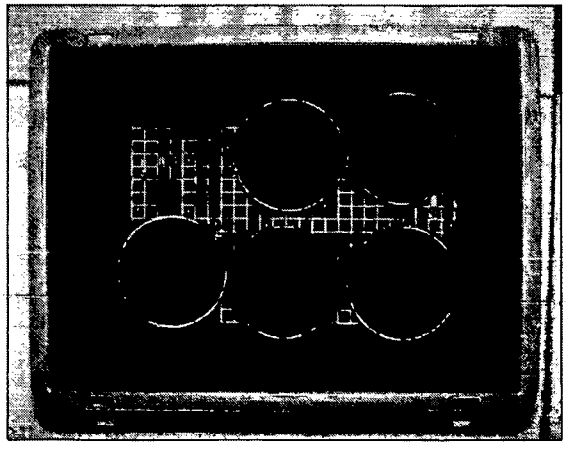


Abb. 2-3: Kleingefäße in der Kunststoffbox

In der Abbildung 2-3 sind die Kleingefäße mit dem darin befindlichem Rottegut in der Kunststoffbox dargestellt. Das Material in den beiden oberen Kleingefäßen wurde, im Gegensatz zu den drei unteren Schalen, bereits umgesetzt. Bei den unteren Gefäßen ist der noch vorhandene Pilzbewuchs an der Oberfläche deutlich sichtbar.

Aufgrund der geringen, sich in den Kleingefäßen befindlichen Substratmenge, könnte dort die Rotte unter normalen Bedingungen nur gehemmt ablaufen. Deshalb war es notwendig, möglichst ideale Rottebedingungen zu simulieren. Die befüllten Schalen kamen, getrennt nach den Ansätzen, in Kunststoffboxen mit einem doppelten, perforierten Boden. Der Raum zwischen den beiden Böden wurde mit Wasser befüllt, um ein Austrocknen des Materials in den Kleingefäßen zu vermeiden. Anschließend kamen die Kunststoffboxen in eine Klimakammer, deren Temperatur entsprechend der in den Exsikkatoren herrschenden Temperatur geregelt wurde. Aufgabe der Klimakammer war es, den im großtechnischen Maßstab auftretenden Selbsterhitzungseffekt zu simulieren.

Parallel zu den Kleingefäßen wurden zwei Exsikkatoren, dargestellt in der Abbildung 2-4 und Abbildung 2-5, mit dem Referenzmaterial befüllt und ebenfalls in die Klimakammer gestellt. Durch ihr größeres Fassungsvermögen, etwa vier Kilogramm Material, kommt es zur Selbsterhitzung. Die Temperatur in den Exsikkatoren wurde regelmäßig gemessen und die Klimakammer danach abgestimmt. Durch den Schwund an Material in den beiden Exsikkatoren, verursacht durch die rege Abbautätigkeit, wurden sie nach drei Versuchswochen zusammengelegt.

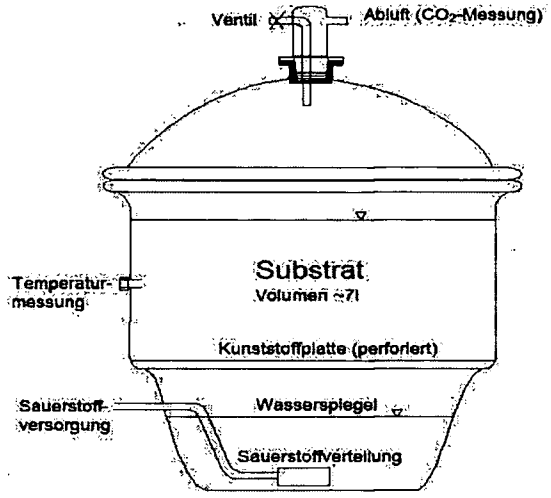




Abb. 2-4: Schema eines Exsikkators (ABF-BOKU)

Abb. 2-5: Exsikkatoren in der Klimakammer

Neben der Steuerung der Klimakammer konnte anhand der Exsikkatoren auch der CO_2-Gehalt der Abluft gemessen werden. Dies diente zur Steuerung der idealen Sauerstoffversorgung, sowie für die Bilanzierung des Kohlenstoffaustrages. Um eine ausreichende Versorgung des Materials mit Sauerstoff zu gewährleisten, sollte der CO_2-Gehalt der Abluft im Bereich zwischen 10 und 15 % liegen. Der Abbildung 2-6 ist der Aufbau der Versuchsanlage zu entnehmen. Die in der Klimakammer befindlichen Rottereaktoren wurden gezielt, mittels Durchflussmesser gesteuert. Das Gasgemisch durchquerte in weiterer Folge, wie in Abbildung 2-6 dargestellt, das in den Reaktoren befindliche Substrat und wurde danach in einer Kühlfalle abgekühlt. Somit war gewährleistet, dass kein heißes, feuchtes und verunreinigtes Luftgemisch

in den IR-Gasanalysator kam. Dort erfolgte automatisch im zwei, später im vier Stundentakt die Messung des CO_2-Gehalts der Abluft. Die Messwerte wurden mittels Gleichspannungsschreiber aufgezeichnet.

Die Versuchsbetreuung bei den Kleingefäßen und Exsikkatoren bestand darin, regelmäßig die aufgezeichneten Werte zu kontrollieren, die Temperaturen in Exsikkatoren und Klimakammer zu messen und gegebenenfalls regelnd einzugreifen. Das Substrat in den Kleingefäßen und Exsikkatoren wurde in regelmäßigen, dem Rotteverlauf angepassten Abständen, umgesetzt. Dabei war immer der Feuchtgehalt des Materials mittels Faustprobe zu bestimmen, um optimale Prozessbedingungen zu gewährleisten. An den festgelegten Probenahme Tagen 3, 7, 14, 21, 28 und 56 wurden pro Doppelansatz zwei Kleingefäße entnommen. Den Exsikkatoren wurde jeweils am Tag 21 und 56 Material zur Beprobung entnommen, um den Gleichlauf von Kleingefäß- und Exsikkatormaterial zu bestimmen.

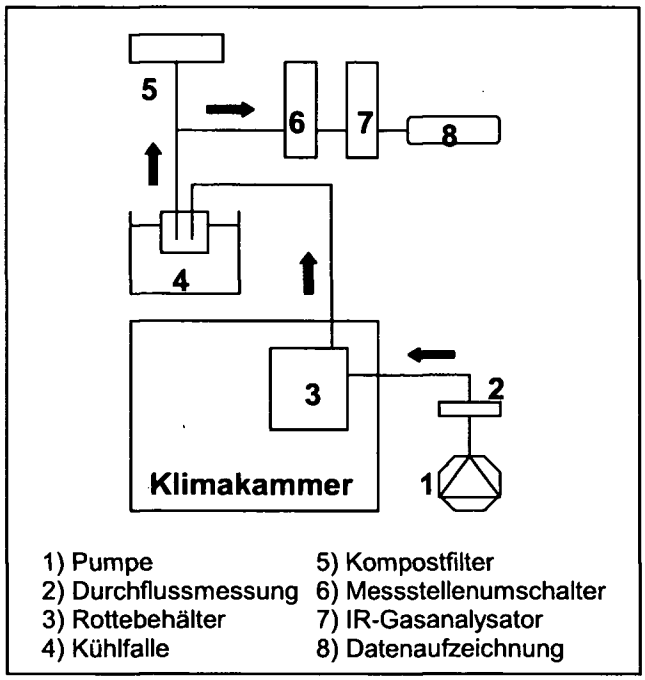


Abb. 2-6: Aufbau der Versuchsanlage (ABF-BOKU)

2.2 Material und Methoden

2.2.1 Probenverzeichnis

Der Tabelle 2-2 sind die Probenbezeichnungen der Reaktortonnenmaterialien zu entnehmen. Die Bezeichnung der Proben erfolgte mittels Projektnummer, Kurzbezeichnung der Probe und dem Probenahmetag. Im folgenden Teil der Arbeit werden die Proben nur mehr mit ihrer verwendeten Kurzbezeichnung benannt.

Probenbezeichnung Reaktortonnen			Projektnummer 017
	Reaktortonne 1 (Ref II)	**Reaktortonne 2 (Gras)**	**Reaktortonne 3 (Laub)**
Tag	Referenzmaterial II (Kompostrohmaterial)	Referenzmaterial II+ Grünschnitt	Referenzmaterial II + weitgehend mineralisiertes Laub
0	**Ref II-0**	**Gr-0**	**La-0**
3	**Ref II-3**	**Gr-3**	**La-3**
7	**Ref II-7**	**Gr-7**	**La-7**
14	**Ref II-15**	**Gr-15**	**La-15**
21	**Ref II-21**	**Gr-21**	**La-21**
28	**Ref II-28**	**Gr-28**	**La-28**
42	**Ref II-42**	**Gr-42**	**La-42**
56	**Ref II-56**	**Gr-56**	**La-56**

Tab. 2-2: Probenbezeichnung der Reaktortonnenmaterialien

Der folgenden Tabelle 2-3 sind die Probenbezeichnungen der Kleingefäßmaterialien zu entnehmen. Die Probenbezeichnung erfolgte nach dem selben Schema wie bei den Reaktortonnen. Der unterschiedliche Aufbereitung der beiden Referenzmaterialien ist dem Kapitel 2.1.1 zu entnehmen.

Probenbezeichnung Kleingefäße							Projektnummer 017
	1. Doppelansatz (Ref I)		**2. Doppelansatz (Lignin A)**		**3. Doppelansatz (Lignin S)**		**Exsikkatoren**
Tag	Referenzmaterial I (Kompostrohmaterial)		Referenzmaterial I + Lignin A		Referenzmaterial I + Lignin S		Referenzmat. I
0	Ref I1-0	Ref I2-0	LF1-0	LF2-0	LS1-0	LS2-0	
3	Ref I1-3	Ref I2-3	LF1-3	LF2-3	LS1-3	LS2-3	
7	Ref I1-7	Ref I2-7	LF1-7	LF2-7	LS1-7	LS2-7	
14	Ref I1-14	Ref I2-14	LF1-14	LF2-14	LS1-14	LS2-14	
21	Ref I1-21	Ref I2-21	LF1-21	LF2-21	LS1-21	LS2-21	Exsik-21
28	Ref I1-28	Ref I2-28	LF1-28	LF2-28	LS1-28	LS2-28	
56	Ref I1-56	Ref I2-56	LF1-56	LF2-56	LS1-56	LS2-56	Exsik-56

Tab. 2-3: Probenbezeichnung der Kleingefäßmaterialien

2.2.2 Referenzmaterial

Als Beprobungs- und Referenzmaterial bei den durchgeführten Versuchen diente frisch angeliefertes Kompostrohmaterial (Input) aus der Kompostieranlage Lobau. Bei diesem Kompostrohmaterial handelte es sich um eine bereits konditionierte

Mischung aus Biotonne Material, Baum- und Strauchschnitt. Das für die Versuche entnommene Material wurde schon vor der Anlieferung im Kompostwerk gesiebt, zerkleinert, von Metallen getrennt und mit Strukturmaterial vermischt. Die Tabelle 2-4 stellt eine Übersicht der untersuchten Parameter der beiden Referenzmaterialien dar.

Referenzmaterial (Ausgangsmaterial)	Kompostrohmaterial der Kompostieranlage Lobau		
	Einheiten	Referenzmaterial I (Ref I)	Referenzmaterial II (Ref II)
Aufbereitung:		geschreddert gesiebt (< 11,2 mm)	geschreddert
Wassergehalt:	(%)	59,3	62,0
Glühverlust:	(% TS)	55,2	56,9
TOC:	(% TS)	28,9	30,2
Huminstoffe:	(% oTM	8,3	9,4
AT_4:	(mg O_2/g TM)		41,7
pH-Wert:	(-)		6,72
N_{Dumas}:	(% TS)	1,50	1,52
NH_4-N:	(mg/kg TM)		751
NO_3-N:	(mg/kg TM)		56

Tab. 2-4: Datenübersicht der beiden verwendeten Referenzmaterialien zu Versuchsbeginn

2.2.3 Zugabematerialien

Als Zugabematerialien für die Versuchskompostierungen wurden Grünschnitt, mineralisierter Laubkompost, sowie zwei verschiedene Lignine ausgewählt. Jedes dieser Materialien wurde mit dem Referenzmaterial (Rohkompost) gemischt. Die gewählten Zusatzstoffe haben eine Gemeinsamkeit, nämlich einen hohen Anteil an Lignin. Die Tabelle 2-5 stellt eine Übersicht der Analysewerte der unterschiedlichen verwendeten Materialgemische wieder.

Materialgemische		Reaktortonnen		Kleingefäße	
Bezeichnung	Einheit	Ref II + Grünschnitt	Ref II + weitgehend mineral. Laub	Ref I + Lignin A	Ref I+ Lignin S
Aufbereitung		geschreddert	geschreddert	geschreddert, gesiebt (<11,2 mm)	geschreddert, gesiebt (<11,2 mm)
Wassergehalt	(%)	61,8	57,1	52,4	53,8
Glühverlust	(% TS)	60,6	51,9	58,5	57,4
TOC	(% TS)	31,1	26,5	31,3	30,9
Huminstoffe	(% oTM	6,9	10,4	9,6	10,5
AT_4	(mg O_2/g TM)	47	29,6		
pH-Wert	(-)	6,28	7,22		
N_{Dumas}	(% TS)	1,47	1,49	1,41	1,42
NH_4-N	(mg/kg TM)	799	294		
NO_3-N	(mg/kg TM)	75	100		

Tab. 2-5: Datenübersicht der verwendeten Materialgemische zu Versuchsbeginn

2.2.3.1 Grünschnitt und weitgehend mineralisierter Laubkompost

Sowohl Grünschnitt als auch Laub sind in der Natur, als gewöhnliche Pflanzenrückstände, stark an der Bildung von Bodenhumus beteiligt. Die Rückstände bestehen aus verschiedenen Komponenten, von denen allerdings Cellulose, Hemicellulose, Lignin und Proteine 95 Gewichtsprozent oder mehr ausmachen und daher auch die wichtigsten Ausgangsmaterialien für mikrobielle Umsetzung und Humusbildung sind. Die restlichen 5 % bestehen aus Phenolen, freien Zuckern, Aminosäuren, Peptiden sowie einer Vielzahl von Produkten des pflanzlichen Sekundärstoffwechsels (HAIDER, 1996).

In der Tabelle 2-6 sind die wesentlichen Hauptkomponenten von pflanzlichen Rückständen und deren durchschnittlicher Gehalt abgebildet. Nach HAIDER (1996) besteht der Rest auf 100 Prozent, der in der Tabelle abgebildeten Pflanzenmaterialien aus Asche, Zucker, Stärke, Wachse und Sekundärprodukten.

Pflanzenmaterial	Cellulose	Hemicellulosen	Lignin	Protein	C/N-Verhältnis
	(In Prozent des Trockengewichts)				
Blätter (Buche)	20	17	11-16	2	30-50
Weidelgras	19-26	16-23	4-6	12-20	
Luzerne	13-33	8-11	6-16	15-18	
Weizenstroh	27-33	21-56	18-21	3	50-100
Holz (Buche)	32	43	24	2	100-400

Tab. 2-6: Zusammensetzung und Größen der Hauptkomponenten in Pflanzenrückständen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998)

Das Lignin ist aus aromatischen Alkoholen aufgebaut. Durch die komplexe polyaromatische Struktur und das große Molekulargewicht des Lignins ist dieses relativ Wiederstandsfähig gegen mikrobiellen Abbau. Nach HAIDER (1996) sind nur wenige Organismen, hauptsächlich Pilze und vor allem Weißfäulepilze, im Stande, Lignin der pflanzlichen Zellwände zusammen mit Polysacchariden vollständig abzubauen.

2.2.3.2 Lignin

Bei den Kleingefäßversuchen wurden, im Gegensatz zu den Reaktortonnen, Lignine in bereits konzentrierter Form dem Referenzmaterial beigemengt. Bei diesen Ligninen handelte es sich um Aufschlussprodukte, die bei der industriellen Verwertung von Holz anfallen. Eine Übersicht der verwendeten industriellen Lignine ist in Tabelle 2-7 dargestellt. Bei Lignin A handelt es sich um ein Lignin der Firma Aldrich®, Lignin S entstammt einem holzverarbeitenden Betrieb aus Schweden und Lignin G ein industrielles Produkt aus Sarkanda Gras.

	Lig A	**Lig S**	**Lig G**
Beschreibung	Kraft Lignin	Lignin a. d. Holzindustrie	Sarkanda Lignin
Asche (%)	25,1	0,7	3,3
pH-Wert	9,2	2,7	2,7
Leitfähigkeit (ms/cm)	16,9	1,3	5
Mn (Da)	10000	1800	1000
Mw (Da)	60000	3300	3300

Tab. 2-7: Überblick und Charakterisierung der verwendeten industriellen Ligninarten (MEISSL und SMIDT, 2006)

2.2.4 Probenaufbereitung

Um die anstehenden Analysen durchführen zu können, musste das Probenmaterial noch dafür aufbereitet werden. Dazu wurde das gezogene Probenmaterial zuerst einige Tage luftgetrocknet. Danach wurde die lufttrockene Probe mit einer Schneidmühle zerkleinert und zur weiteren Homogenisierung zwei Minuten lang bei 700 U/min mit einer Scheibenschwingmühle gemahlen. Das gemahlene Material wurde anschließend mit einem Quadratlochsieb von 0,63 mm abgesiebt. Der Durchgang kam zu Aufbewahrungszwecken bis zur Analyse in luftdicht verschlossene Kunststoffflaschen.

2.2.5 Analyseverfahren zur Beurteilung der organischen Substanz

2.2.5.1 Niedere Carbonsäuren

Zur Bestimmung der niederen Carbonsäuren werden 100 g Frischprobe mit 1000 ml deionisiertem Wasser versetzt und zwei Stunden am Überkopfschüttler eluiert. Anschließend wird das Eluat mittels Filter von den Feststoffen getrennt. Um die Probe zu stabilisieren, werden 10 ml des Eluates mit 2 ml 40 %iger Phosphorsäure (H_3PO_4) versetzt und kühl gelagert.

Die Analyse der niederen Carbonsäuren erfolgt auf dem Gaschromatographen GC-14B der Firma Shimadzu. Bestimmt werden die ersten vier aliphatischen Monocarbonsäuren (C_2 bis C_5), Essigsäure, Propionsäure, Isobuttersäure, Buttersäure, Isovaleriansäure und Valeriansäure.

2.2.5.2 Glühverlust

Formel zur Berechnung des Glühverlustes:

$$GV(\%) = \frac{m_{trocken} - m_{verglüht}}{m_{trocken}} * 100$$

Zur Bestimmung des Glühverlustes werden einige Gramm an aufbereiteter Probe, jeweils im Doppelansatz, in Keramiktiegel eingewogen. Für die vorliegende Arbeit wurden zweimal ungefähr drei Gramm Probe benötigt. Um den Restwassergehalt der Probe bestimmen zu können, kommen die Tiegel anschließend für zirka drei Stunden bei 105 °C in den Trockenschrank. Nach aber maliger Gewichtsbestimmung wird der Tiegelinhalt dann bei 550 °C im Muffelofen verbrannt.

2.2.5.3 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC = Total organic carbon)

Der gesamte organische Kohlenstoffgehalt (TOC) wird mittels Differenzverfahren ermittelt. Es werden der gesamte Kohlenstoffgehalt, der TC (Total carbon) und der Gehalt an anorganischem Kohlenstoff TIC (Total inorganic carbon) bestimmt. Den TOC erhält man anschließend durch Subtraktion des TIC vom TC.

$$TOC = TC - TIC$$

Die Bestimmung der TC und TIC Werte wurde mittels VARIO-MAX CNS-Analysator durchgeführt und erfolgte in Doppelbestimmung. Zur TC Bestimmung werden ungefähr 300 mg der aufbereiteten Probe in die Verbrennungszylinder eingewogen. Für die Bestimmung des TIC wird Glührückstand von der Glühverlustbestimmung

herangezogen. Bei den für diese Arbeit durchgeführten TOC Ermittlungen wurden 200 ml/min Sauerstoff für die TC Bestimmung und 50 ml/min Sauerstoff für die TIC Bestimmung eingestellt.

Der $CaCO_3$–Gehalt in Prozent der Trockenmasse wird aus dem TIC berechnet.

2.2.5.4 Stickstoffverbindungen

Der Gesamtstickstoff setzt sich folgendermaßen zusammen:

$N_{ges} \approx N_{Kjeldahl} + NO_3\text{-}N + NH_4\text{-}N$

Der Kjeldahlstickstoff entspricht fast dem Gesamtstickstoff, der hauptsächlich organisch gebunden vorliegt. Die beiden kleineren Fraktionen Nitratstickstoff (NO_3-N) und Ammoniumstickstoff (NH_4-N) liegen im ppm-Bereich.

Sowohl Ammonium- als auch Nitratstickstoff werden aus dem Eluat der Frischprobe bestimmt. Die Feststoffprobe wird im Verhältnis 1:10 mit deionisiertem Wasser versetzt und für zwei Stunden am Überkopfschüttler eluiert. Anschließend wird das Eluat mittels Faltenfilter vom Feststoff getrennt und für die weitere Analyse in Kunststoffflaschen verfüllt. Für die vorliegende Arbeit wurden zur Herstellung des Eluats jeweils 100 g Feststoff auf 0,1g genau eingewogen und mit 1000 ml deionisiertem Wasser aufgegossen.

Für die Analyse des Ammoniumstickstoffs wird dem Ausgangseluat 2 ml Salicylat-Citrat-Lösung sowie 2 ml Reagenzlösung beigemengt. Anschließend muss je nach Herkunft und Reife des Probematerials für die Messung mittels Photometer eine optimale Verdünnung hergestellt werden. Die Mischung bleibt nun 1-3 Stunden stehen, damit die Reaktion ablaufen kann. Die Extinktion des dabei entstehenden grünen Farbkomplexes wird photometrisch im visuellen Lichtbereich bei 655 nm gemessen.

Für die Bestimmung von Nitatstickstoff wird 1 ml des Eluats mit einigen Körnern Amidosulfonsäure versetzt, wodurch das vorhandene Nitrit zerstört wird. Auch hier muss das Ausgangseluat je nach Herkunft und Reife eventuell verdünnt werden. Anschließend werden beide Ansätze mit 8 ml Säuremischung (95-97 %ige H_2SO_4 und 85 %ige H_3PO_4) versetzt. Zu einem der beiden Ansätze wird nun 1 ml Dimethylphenollösung gegeben. In der stark sauren Lösung kommt es zu einer Farbreaktion von Nitrat mit Dimethylphenol. Beim Blindwert wird 1 ml Deionat zugegeben. Die Messung des Blindwertes als auch Probewertes gegen die Säuremischung erfolgt im ultravioletten Lichtbereich bei 324 nm.

2.2.5.5 Huminstoffe

Die Analyse der Huminstoffe für die vorliegende Arbeit erfolgte nach der modifizierten Methode nach Danneberg. Dabei extrahiert man die Huminstoffe mit einer alkalischen Lösung und fraktioniert sie dann nach ihrem pH-Wert abhängigen

Lösungsverhalten. Dies geschieht mit der Probe an vier aufeinanderfolgenden Tagen, um eine möglichst vollständige Extraktion zu gewährleisten.

Für die Herstellung des Ausgangsextrakts werden ungefähr 10 g der lufttrockenen und aufbereiteten Probe mit 50 ml der 0,1 molaren Natriumpyrophosphatlösung versetzt und über Nacht auf den Überkopfschüttler gegeben. Am nächsten Tag wird der Extrakt mittels einer zweistufigen Zentrifugation vom festen Rückstand getrennt. (15 Minuten bei 5000 Umdrehungen pro Minute und 15 Minuten bei 13500 U/min). Der daraus gewonnene Überstand wird in 100 ml Messkolben gefüllt und mit deionisiertem Wasser bis zur Messmarke aufgefüllt. Damit ist der Ausgangsextrakt hergestellt. Für die zweite Extraktion wird der Zentrifugenrückstand wieder mit 50 ml Natriumpyrophosphat versetzt und auf den Überkopfschüttler gegeben.

Zur Bestimmung der Fulvosäurefraktion werden 25 ml des Ausgangsextraktes mit 37 %iger HCl versetzt. Bei einem pH-Wert < 2 fallen die Huminsäuren aus. Um die ausgefallenen Huminsäuren von der Lösung zu trennen, wird 5 Minuten lang bei 7000 U/min zentrifugiert. Der daraus gewonnene Überstand wird in 50 ml Messkolben gefüllt, mit 0,6 ml 40 %iger NaOH versetzt und mit Pufferlösung bis zur Messmarke aufgefüllt. Anschließend kann mit der photometrischen Messung der Fulvosäurefraktion begonnen werden.

Um den unfraktionierten Gesamtextrakt photometrisch messen zu können, muss der bei Komposten anfänglich oft sehr dunkle Ausgangsextrakt verdünnt werden. Je nach Färbung können an den vier aufeinanderfolgenden Tagen unterschiedliche Verdünnungen verwendet werden, welche mittels Pufferlösung bestehend aus 310 ml der Lösung A und 190 ml der Lösung B hergestellt werden (Lösung A: 7,5 g Glycin + 5,8 g NaCl/l H_2O; Lösung B: 0,1 molare NaOH). Die jeweiligen Verdünnungen finden bei der Berechnung der optischen Dichten Berücksichtigung.

Die Messung der optischen Dichten erfolgt mittels Photometer im visuellen Lichtbereich bei Wellenlängen von 400 nm und 600 nm. Zwecks Vergleichbarkeit werden die optischen Dichten jeweils auf 1 Gramm organische Trockenmasse bezogen und daraus rechnerisch die Huminsäurefraktion bestimmt.

2.2.5.6 Atmungsaktivität AT_4

Beim Atmungsaktivitätstest (AT_4) wird der Sauerstoffverbrauch der Probe aufgrund des aeroben Abbaus innerhalb eines bestimmten Zeitraumes gemessen. Die Atmungsaktivität wurde über einen Zeitraum von vier Tagen (AT_4) bestimmt.

Ein gut automatisiertes Messgerät zur Bestimmung der Atmungsaktivität stellt der Sapromat dar. Er besteht aus den vier Grundkomponenten Steuergerät, Wasserbad, Messeinheit und Auswertungssoftware. Die Messeinheit setzt sich aus Reaktionsgefäß, Sauerstofferzeuger und Schaltmanometer zusammen. Ein Apparaturaufbau des Sapromates ist der Abbildung 2-7 zu entnehmen.

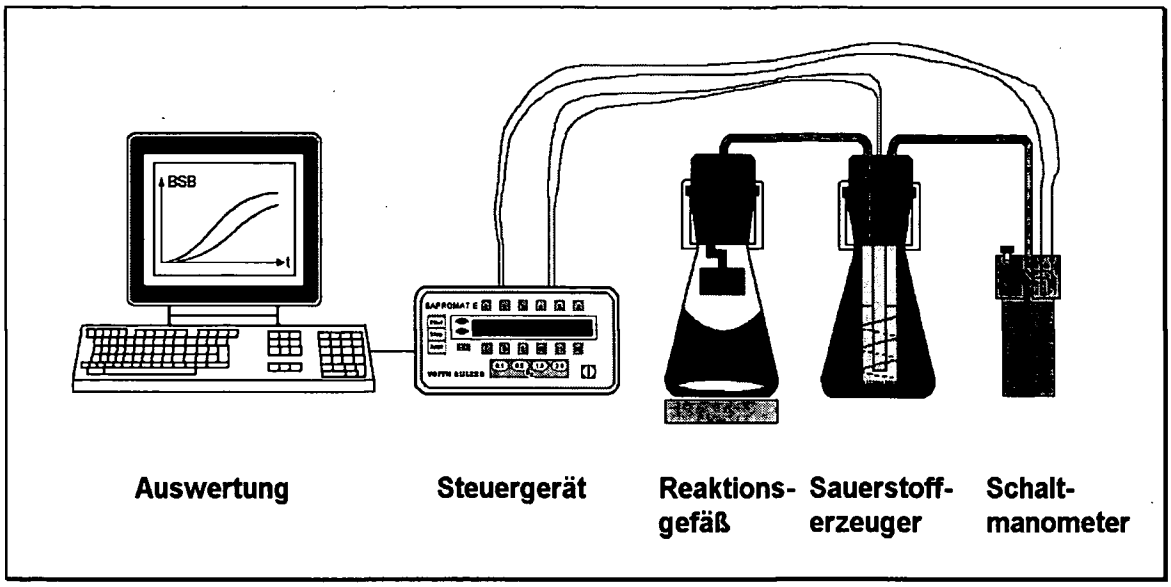


Abb. 2-7: Versuchsanordnung zur Bestimmung der Atmungsaktivität (Sapromat) (LECHNER et al., 2004)

Das Probematerial wird jeweils im Doppelansatz in die Reaktionsgefäße eingebaut. Um konstante Versuchstemperaturen zu gewährleisten, werden die Reaktionsgefäße anschließend in ein 20 °C warmes Wasserbad gestellt.

Durch die stattfindenden Stoffwechselvorgänge in den Reaktionsgefäßen wird Probematerial abgebaut und dadurch CO_2 gebildet. Das entstandene Kohlendioxid wird im CO_2-Absorber mittels NaOH-Plätzchen gebunden. Dadurch entsteht in den Gläsern ein Unterdruck, welcher von einer Messeinheit registriert wird. Um den Unterdruck auszugleichen, erfolgt über den Druckindikator eine elektrochemische Sauerstofffreisetzung mittels Kupfersulfatlösung ($CuSO_4$). Aus der dafür benötigten Strommenge über die Messdauer wird auf den Sauerstoffverbrauch geschlossen. Dieser wird dann kontinuierlich als Summenlinie aufgezeichnet.

Um eine Vergleichbarkeit der Versuchsergebnisse zu gewährleisten, sind standardisierte Versuchs- und Milieubedingungen einzuhalten. Das Probematerial muss einen günstigen Wassergehalt aufweisen, welcher am besten mittels Faustprobe eingestellt wird. Durch zu trockenes oder feuchtes Material können die Abbauprozesse der Mikroorganismen gehemmt werden oder gar nicht ablaufen. Da die Temperatur wesentlich den Abbau beeinflusst, wird diese mittels Wasserbad konstant gehalten. Weiters ist die Probemenge auf 30 bis 50 Gramm Feuchtmasse beschränkt, um einen geregelten Gasaustausch zu gewährleisten.

2.2.5.7 FT-IR Spektroskopie (Fourier Transform-Infrarot Spektroskopie)

Für die Messung des IR-Spektrums werden 2 mg der aufbereiteten Probe mit 200 mg Kaliumbromid als Trägermaterial mit einem Druck von zehn Tonnen gepresst.

Für die vorliegende Arbeit erfolgte die Messung mit dem Equinox 55 FTIR Spektrometer der Firma Bruker. Gemessen wurde im mittleren Infrarotbereich

zwischen 4000 cm^{-1} und 400 cm^{-1} unter Umgebungsbedingungen. Es wurden 32 Scans aufgenommen, gemittelt und mit dem Hintergrundspektrum korrigiert.

2.2.5.8 Thermoanalyse

Bei der Thermoanalyse wurden 16 mg einer aufbereiteten Probe mit dem Gerät der Firma Netzsch STA 409 CD Skimmer im Temperaturbereich von 30 bis 950 °C und einer Heizrate von 10 Kelvin pro Minute verbrannt. Dabei wurde eine Gasmischung von 80 % Helium und 20 % Sauerstoff mit einer Durchflussrate von 150 ml pro Minute zugeführt. Die entstandenen Verbrennungsprodukte wurden mit dem Balzers TASC 414/4 Massenspektrometer erfasst. Der Ionenstrom wird absolut gemessen.

2.2.6 Massenbilanz von Kohlenstoff und organischer Substanz

Während des Rotteprozesses unterliegt die organische Substanz einem Masseverlust, indem Kohlenstoff als Kohlendioxid freigesetzt wird. Im folgenden werden vier Methoden vorgestellt, mit denen sich dieser Masseverlust ermitteln lässt. Das kann über chemische Analysen, wie den Glühverlust und TOC oder über den gemessenen Kohlendioxidaustrag erfolgen.

2.2.6.1 Abbaugrad der organischen Substanz

Der Berechnung des Abbaugrades liegt die Annahme zugrunde, dass der mineralische Anteil im Kompost über die Rottedauer konstant bleibt. Mit Hilfe der analysierten Glühverluste (GV) über den Berechnungszeitraum kann auf den Abbaugrad geschlossen werden.

Ermittlung des Abbaugrades der organischen Substanz (AoTS):

$$A_{oTS}(\%) = \frac{100}{GV_A} * (1 - \frac{100 - GV_A}{100 - GV_E}) * 100$$

Die Indizes A und E stehen für Ausgangs- und Endmaterial.

2.2.6.2 Massenbilanz der organischen Substanz

In die Berechnung des Masseverlusts der organischen Substanz fließen der Glühverlust, der Wassergehalt und das Gewicht der Feuchtsubstanz zu Beginn und am Ende der jeweiligen Berechnungsperiode ein.

Ermittlung des Abbaues an organischer Substanz (ΔOS):

$$\Delta OS(g) = OS_A - OS_E \qquad OS_A(g) = FS_A(g) * \frac{100 - WG_A}{100} * \frac{GV_A}{100}$$

$$OS_E(g) = FS_E(g) * \frac{100 - WG_E}{100} * \frac{GV_E}{100}$$

ΔOS..... Abbau der organischen Substanz
OS..... organische Substanz
FS..... Feuchtsubstanz
WG..... Wassergehalt
GV..... Glühverlust

Die Indizes A und E stehen für Ausgangs- und Endmaterial.

2.2.6.3 Massenbilanz des Kohlenstoffs

Die Berechung des Kohlenstoffabbaues erfolgt mittels der Parameter TOC, Wassergehalt und Gewicht der Feuchtsubstanz analog zur Berechnung des Abbaus der organischen Substanz.

Ermittlung des Kohlenstoffabbaus (ΔC):

$$\Delta C(g) = C_{orgA} - C_{orgE} \qquad C_{orgA}(g) = FS_A(g) * \frac{100 - WG_A}{100} * \frac{TOC_A}{100}$$

$$C_{orgE}(g) = FS_E(g) * \frac{100 - WG_E}{100} * \frac{TOC_E}{100}$$

ΔC..... Kohlenstoffabbau
C_{orgA}..... organischer Kohlenstoff
FS..... Feuchtsubstanz
WG..... Wassergehalt
TOC..... gesamter organischer Kohlenstoff

Die Indizes A und E stehen für Ausgangs- und Endmaterial.

2.2.6.4 Bilanzierung anhand des ausgetragenen Kohlendioxids

Um den entstandenen Kohlenstoffverlust während der Rotte zu berechnen, muss das zugeführte Luftvolumen, als auch der Kohlendioxidgehalt der Abluft gemessen werden.

Ermittlung des Kohlenstoffabbaus:

$$\Delta C = V_L * \frac{CO_{2VOL\%}}{100} * \rho CO_2 * \frac{12}{44} [g/h]$$

ΔC..... Kohlenstoffabbau in g/h
V_L..... Zuluftmenge (l/h)
ρCO_2..... 1,9 (g/cm³) bei 25 °C und 1013 mb ar
12/44..... Verhältnis Molgewicht C zu Molgewicht CO_2

Durch Aufsummieren der Abbauraten über die Rottedauer erhält man den Gesamtabbau an Kohlenstoff.

3. Ergebnisse und Interpretation

3.1 Kompostierung im Labor – Reaktortonnen und Kleingefäße

3.1.1 Temperatur

Durch die große Probemenge von etwa 150 Litern Material pro Reaktortonne war die Selbsterhitzung des Materials sowie ein annähernd wirklichkeitsgetreuer Temperaturverlauf gewährleistet. Einzig durch die Seitenwände der Tonnen ging, vor allem in der Heißrottephase, Wärme an die Umgebung verloren. Das hat wahrscheinlich den Temperaturanstieg während dieser Phase etwas gedämpft. In Kompostieranlagen beispielsweise ist der Wärmeverlust aufgrund der Größe des Systems geringer.

Die Abbildung 3-1 zeigt den Temperaturverlauf des Reaktortonnenmaterials über die gesamte Versuchsdauer. Zu Beginn der Rotte war ein deutlicher Temperaturanstieg zu verzeichnen. In der Reaktortonne 2 konnten beispielsweise Temperaturen bis zu 68 °C gemessen werden. 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. Damit ist auch die geringere Selbsterhitzung des Materials in der Reaktortonne 3 zu erklären. Durch die Zugabe des weitgehend mineralisierten Laubkompostes war der Anteil von leicht abbaubarer Substanz gegenüber den beiden anderen Reaktoren geringer.

Ein Bestandteil der Probenahme war es, das Material aus den Tonnen zu schütten und gut zu durchmischen. Damit sollte die Entnahme einer homogenen Probe als auch eine gute Durchmischung des Substrates mit Sauerstoff gewährleistet sein. Durch die Probennahme sank die Temperatur des Versuchssubstrates auf jene der Umgebung. Diese Umsetzvorgänge sind am Temperaturabfall in Abbildung 3-1 zu erkennen. In der ersten Versuchswoche kam es danach wieder zu einer deutlichen Selbsterhitzung, wenngleich diese nicht mehr so intensiv verlief. Über die Versuchsdauer näherte sich der Temperaturverlauf rasch der Temperatur des Raumes an. Nach einer dreiwöchigen Versuchsdauer konnte dann keine Selbsterhitzung mehr festgestellt werden.

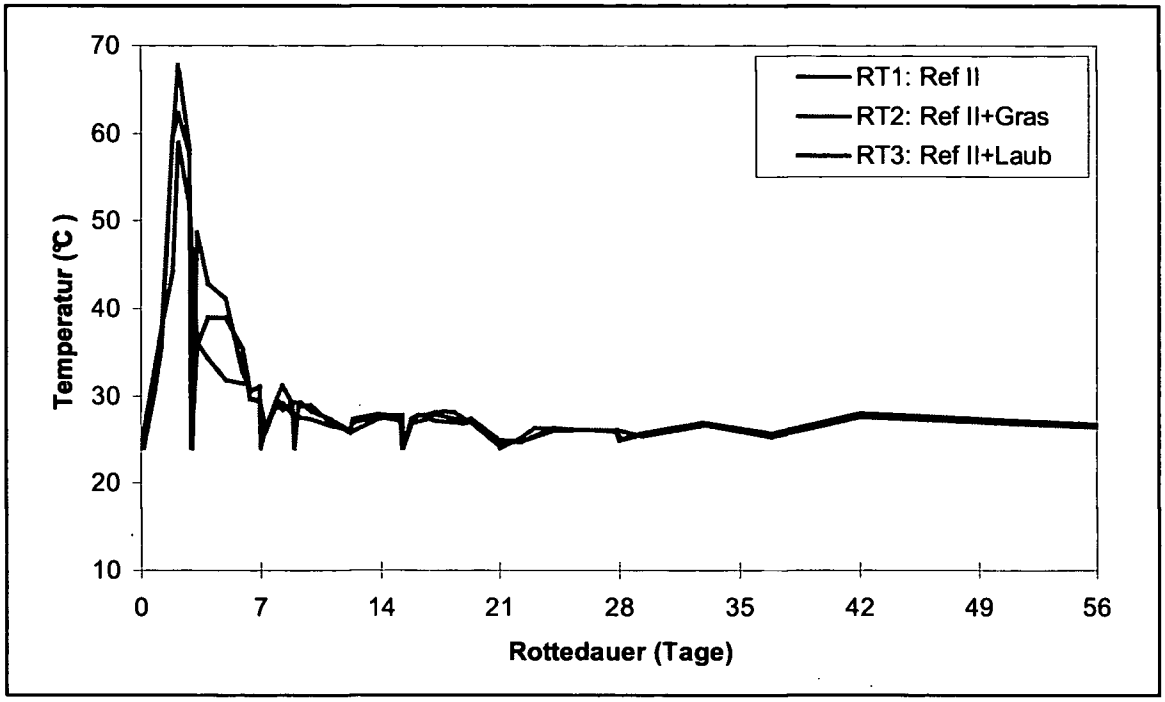


Abb. 3-1: Temperaturverlauf der Reaktortonnenmaterialien

Die Kleingefäßversuche liefen in einer Klimakammer ab. Um die Temperatur in der Klimakammer zu steuern, wurden zwei Exsikkatoren mit Referenzmaterial aufgestellt. Durch deren größeres Fassungsvermögen von etwa vier Kilogramm Feuchtsubstanz war es möglich, die Selbsterhitzung des Substrates zu messen. Die Probemenge in den Kleingefäßen (ca. 200 g) wäre hierfür zu gering gewesen. So konnte anhand von regelmäßigen Messungen der Temperatur in den Exsikkatoren die Temperatur der Klimakammer geregelt werden. Wie auch bei den Reaktortonnen wurde das Material in den Exsikkatoren regelmäßig umgesetzt, wodurch die Temperatur deutlich absank. Um dem, durch die fortschreitende Rotte bedingten Materialverlust auszugleichen, wurden die beiden Exsikkatoren am Versuchstag 21 zusammengelegt.

Auch in den Exsikkatoren (Abbildung 3-2) konnte eine starke Selbsterhitzung am Versuchsbeginn festgestellt werden. Die Temperaturen stiegen bis zum ersten Umsetzen auf über 60 °C. Nach dem ersten Umsetzen s tieg die Temperatur in dem Material der Exsikkatoren erneut auf bis zu 47 °C b is zum nächsten Umsetzen.

Nach dem zweiten Umsetzen erhitzte sich das Substrat sogar nochmals auf über 50 °C. Diese Temperatur wurde erstaunlich lange, bis z um nächsten Umsetzen, gehalten. Diese Tatsache spricht für die hohe Reaktivität des Materials, da die Temperaturen in der zweiten Versuchswoche sogar teilweise jene der ersten Versuchswoche übertrafen. Nach abermaligem Umsetzen in der dritten Versuchswoche stiegen die Temperaturen zwar wiederum etwas an, erreichten jedoch nicht mehr die hohen Werte der vergangenen Wochen. Am Tag 21 wurden die beiden Exsikkatoren zusammen gelegt und nicht mehr in die Klimakammer gestellt. Auch die Kleingefäße wurden außerhalb der Klimakammer positioniert, da aufgrund der zu erwartenden geringen Rottetemperaturen ein Verweilen in der Klimakammer unnötig wurde.

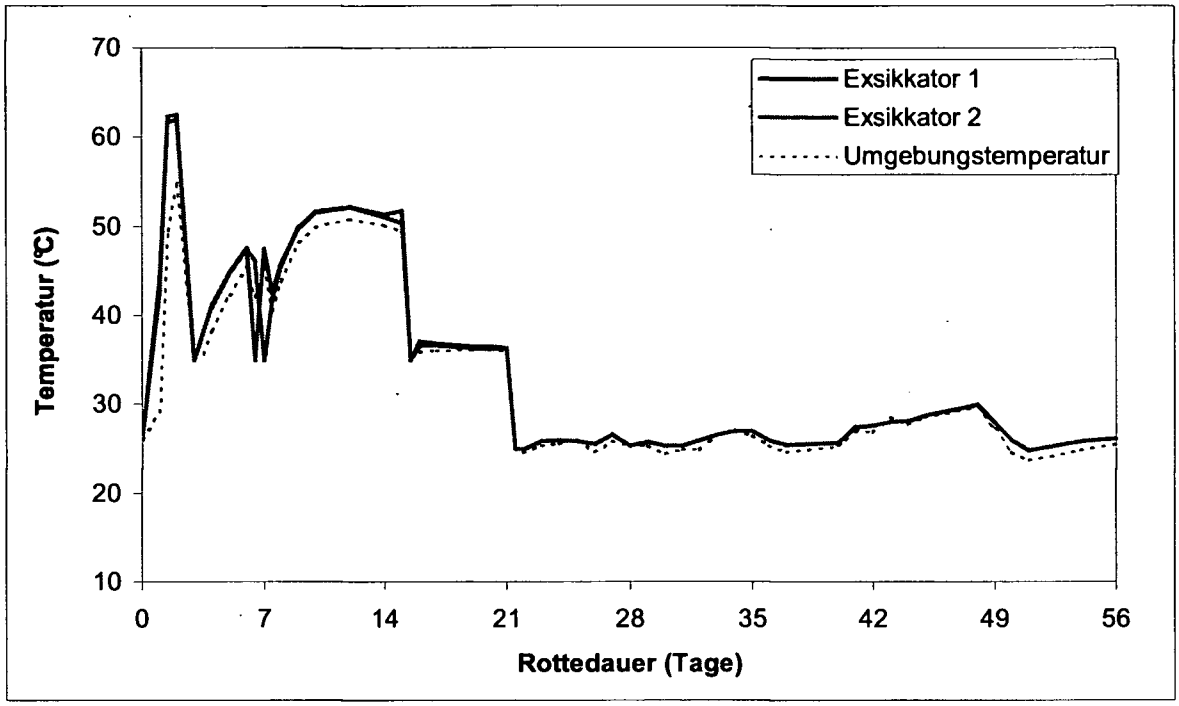


Abb. 3-2: Temperaturverlauf des Exsikkatorenmaterials

3.1.2 Wassergehalt

Der für die Rotte ideale Wassergehalt liegt zwischen 50 und 60 %. Um optimale Prozessbedingungen zu gewährleisten, wurde daher in regelmäßigen Abständen der Wassergehalt bestimmt. Beim Umsetzen oder bei Probennahmen wurde der Wassergehalt mittels Faustprobe bestimmt und entsprechend eingestellt. Zu Kontroll- und Analysezwecken wurde jedoch der genaue Wassergehalt mittels Trocknung bei 105 °C bestimmt.

Bei dem Material der Reaktortonnen 1 und 2 betrug der Wassergehalt am Versuchsbeginn 62 %. Mit 57 % lag der Wert der Reaktortonne 3 etwas darunter. Die Ursache dafür lag im Beimengen des trockenen Laubkompostes. Bei den Tonnen 1 und 2 hat sich der Wassergehalt während der Versuchsphase zwischen 64 und 66 % eingependelt. Bei der Tonne 3 wurde am Beginn des Versuchs und beim ersten Umsetzen etwas Wasser zugegeben. Hier pendelte sich der Wassergehalt um die 61 % ein.

Der Wassergehalt bei dem Exsikkatorenmaterial wurde während des Umsetzens mittels Faustprobe bestimmt. Beim zweiten Umsetzen wurden dem Reaktormaterial jeweils 100 ml Wasser zugegeben. Meistens reichte die Rückführung des am Boden der Exsikkatoren gebildeten Sickerwassers.

In den Kleingefäßen schwankte der Wassergehalt zwischen 56 und 63 %. Da das Kleingefäßmaterial anfangs täglich und gegen Versuchsende zwei mal wöchentlich umgesetzt werden musste, wurde hierbei auch gleich der Wassergehalt mittels Faustprobe bestimmt. Vor allem während der Heißrottephase musste dem Material regelmäßig Wasser zugegeben werden, um es vor Austrocknung zu bewahren.

3.1.3 pH-Wert

In Folge des Abbaus ergibt sich der pH-Wert, welcher in weiterer Folge den Abbau der Mirkoorganismen beeinflusst. Daher sollte der pH-Wert in einem Bereich zwischen 5 und 9 liegen, wobei der neutrale Bereich am optimalsten ist. Vor allem im sauren Bereich kann es zu einer Hemmung des Abbaus kommen. Die Analyse des pH-Wertes diente somit der Kontrolle des Rotteprozesses.

Da die Probemenge bei den Kleingefäßen limitiert war, wurde der pH-Wert nur bei dem Reaktortonnenmaterial bestimmt. Bei Reaktortonne 1 und 2 war der pH-Wert zunächst im sauren Bereich. Bei Tonne 1 betrug er 6,7 und 6,3 bei Tonne 2. Der Anfangswert der Tonne 3 betrug 7,2. Innerhalb einer Woche näherten sich die Werte aller drei Tonnen auf ungefähr 8,0 um sich dann für die weitere Versuchsdauer zwischen 8,2 und 8,4 einzupendeln.

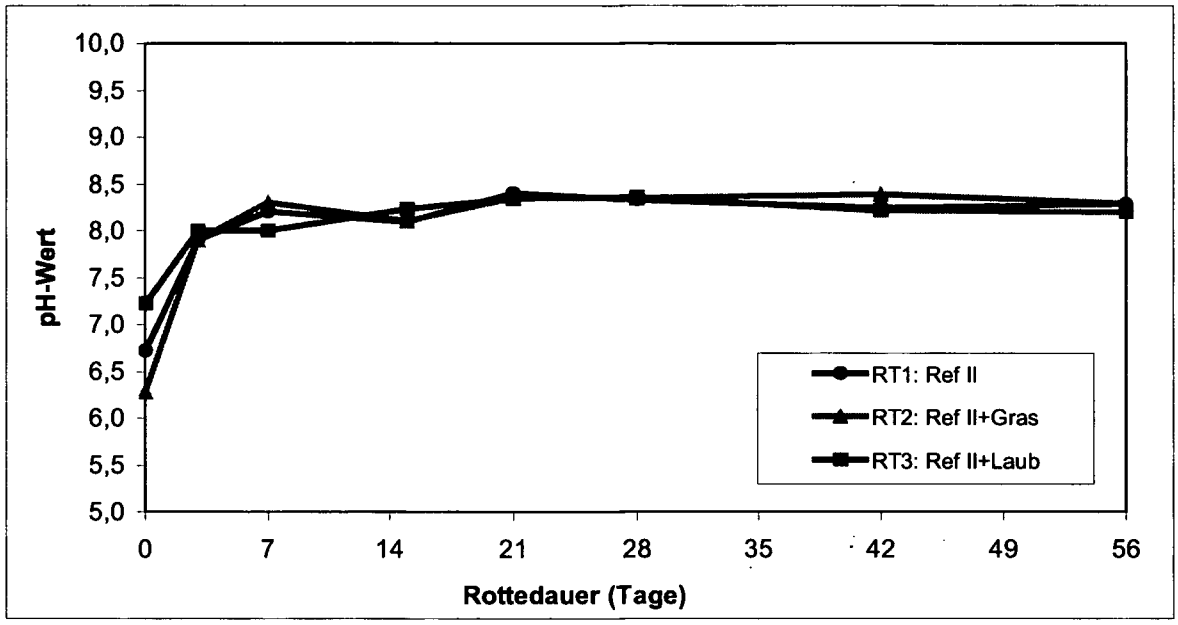


Abb. 3-3: pH-Wert Verlauf des Reaktortonnenmaterials

3.1.4 Niedere Carbonsäuren.

Bei dem Referenzmaterial I aus dem Exsikkator und der Reaktortonne 1 konnten am Versuchsbeginn ähnlich hohe Essigsäurewerte festgestellt werden. Ansonsten waren, wie in Tabelle 3-1 ersichtlich, keine Carbonsäuren nachweisbar. Die Reaktortonne 1 wies am dritten Rottetag nochmals Essigsäure und etwas Propionsäure auf. Am Versuchstag sieben wurde bei keiner der Tonnen mehr Carbonsäuren nachgewiesen. Ähnlich der Reaktortonne 1 sind die Carbonsäurewerte der Reaktortonne 2. Hier konnten am dritten Versuchstag Propionsäure und Isobuttersäure neben der Essigsäure festgestellt werden. Durch die Zugabe des Laubkompostes war bei dem Material der Reaktortonne 3 nur am Versuchsbeginn etwas Essigsäure zu finden.

Niedere Carbonsäuren	Probenahme-tag	Essig-säure	Propion-säure	Isobutter-säure
		(ppm TM)	(ppm TM)	(ppm TM)
Exsikkatoren, Kleingefäße (Referenzmaterial I < 11,2 mm)	0	7.838	n.n	n.n
	3			
	7			
Reaktortonne 1 (Referenzmaterial II)	0	7.684	n.n	n.n
	3	4.729	114	n.n
	7	n.n	n.n	n.n
Reaktortonne 2 (Ref II + Gras)	0	8.482	n.n	n.n
	3	3.958	156	130
	7	n.n	n.n	n.n
Reaktortonne 3 (Ref II + Laub)	0	3.473	n.n	n.n
	3	n.n	n.n	n.n
	7	n.n	n.n	n.n

Tab. 3-1: Niedere Carbonsäuren in Exsikkator und Reaktortonnen

Der Nachweis von niederen Carbonsäuren nur am Beginn der Rotte, sowie eine rasche Abnahme ihrer Konzentration lässt auf eine ausreichende Belüftung während des Prozesses schließen. Weitere Carbonsäuren, wie Buttersäure, Isovaleriansäure und Valeriansäure konnten in den Versuchsmaterialien nicht festgestellt werden.

3.1.5 Glühverlust und TOC

Zu Versuchsbeginn lag der Glühverlust, dargestellt in Abbildung 3-4, des Materials aus der Rottetonne 1 bei 57 %. Die Probenahme am Versuchstag 3 ergab einen Glühverlust von 64 %. Das würde einen Anstieg des Glühverlustes in den ersten drei Tagen um 12 % bedeuten! Da der Anteil an organischer Substanz, und somit der Glühverlust, im Verlauf der Rotte nur abnehmen, jedoch keinesfalls zunehmen kann, ist dieser Anstieg des Glühverlusts im Zusammenhang mit der Probennahme zu sehen.

Aus Versuchen, die am Institut für Abfallwirtschaft durchgeführt wurden, ist das Phänomen der anfänglich steigenden Glühverluste bekannt. Die Ursache dafür dürfte einerseits in der Inhomogenität mancher Anfangsprobenmaterialien liegen. Der Gehalt an organischem Material kann so leicht vom tatsächlichen Wert abweichen. Andererseits kann sich auch die Probenaufbereitung auf den Glühverlust auswirken. Anfänglich noch intakte Holzteilchen beispielsweise lassen sich schwer aufmahlen. Ein geringerer Glühverlust wird vorgetäuscht. Diese Tatsachen sind bei der Betrachtung der Werte zu berücksichtigen.

Vor allem bei den, die Rottetonnen betreffenden Analysen, macht sich der anfängliche Anstieg des Glühverlustes bemerkbar. Aus diesem Grund wurden bei manchen Auswertungen die Glühverluste vom Tag 3 als Anfangsglühverluste herangezogen.

Bei der Reaktortonne 2 war ebenfalls ein anfänglicher Anstieg des Glühverlustes von 61 auf 65 % zu verzeichnen. Auffällig ist der sehr niedrige Wert von 54 % am Probenahmetag 7. Hier handelt es sich wahrscheinlich um einen weiteren Ausreißer in die entgegengesetzte Richtung. Gerade bei der Reaktortonne 2 war anfänglich eine Probenahme sehr schwierig, da das Material durch die Grashalme oft schlierig verklebt und somit inhomogen war. Damit wären hier unter anderem die anfänglichen Schwankungen beim Glühverlust zu erklären Mit der fortlaufenden Rotte wurde das Problem bei der Probenahme geringer. Am Ende des Versuchszeitraumes betrug der Glühverlust 55 %, was einer Abnahme von 15 % gegenüber dem Wert vom Tag 3 entspricht.

Ein leichter Anstieg des Glühverlustes am Beginn war auch bei der Reaktortonne 3 zu verzeichnen. Er stieg von 52 auf 56 %. Danach nahm der Wert kontinuierlich auf den Endwert von 48 % ab. Das entspricht einer Abnahme des Glühverlustes von 14 %. Durch die Zugabe des weitgehend mineralisierten Laubkompostes war das Substrat bereits zu Beginn relativ homogen und ermöglichte eine gute Probennahme, was sich im Verlauf des Glühverlustes wiederspiegelt.

Der TOC zeigt bei allen drei Reaktortonnenmaterialien einen, dem Glühverlust ähnlichen Verlauf (siehe Abbildung 3-4). Das Verhältnis zwischen Glühverlust und TOC liegt bei allen drei Materialien über die gesamte Versuchsdauer im charakteristischen Bereich von 0,5 bis 0,55.

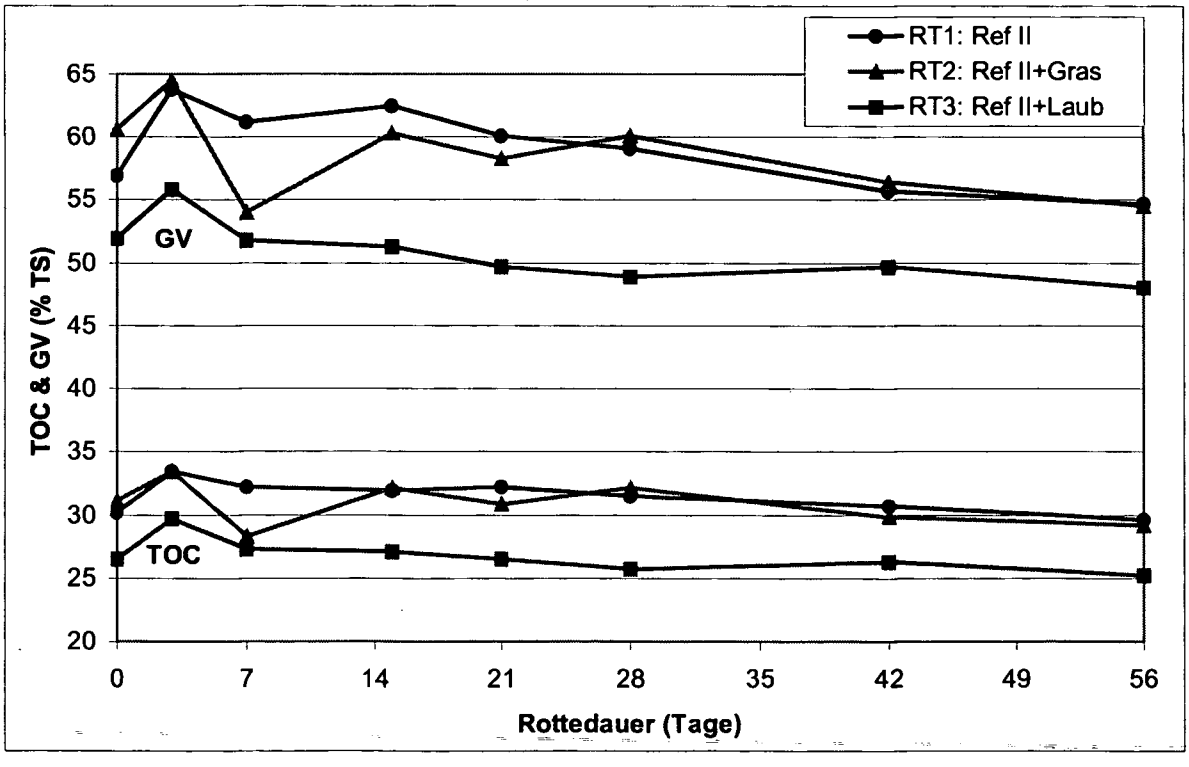


Abb. 3-4: Verlauf von Glühverlust und TOC bei den Reaktortonnenmaterialien

In Abbildung 3-5 sind die gemittelten Glühverluste der Kleingefäßmaterialien, sowie der TOC der jeweiligen Kleingefäßserie 1 dargestellt. Es wurden einzelne

Stichprobenwerte erhoben, welche zeigten, dass die TOC-Werte ähnlich denen der ersten Serie sind.

Der gemittelte Anfangsglühverlust der Referenz I betrug 55 %. Mit fortlaufender Rottedauer sanken die Werte kontinuierlich auf einen Endwert von 48 %, was eine Abnahme des Glühverlustes um 13 % bedeutet.

Beim zweiten Ansatz (Lignin A) betrug der Anfangsglühverlust 59 %. Hier war wieder eine anfängliche Zunahme des Glühverlustes am Tag drei auf 60 % zu beobachten. Danach kam es zu einer Abnahme auf 48 % als Endwert, was einer Differenz von 19 % entspricht.

Der dritte Ansatz (Lignin S) hatte einen Startwert von 57 % und einen Endwert von wiederum 48 %. Das bedeutet eine Abnahme des Glühverlustes um 16 %. Auch hier kann man von einem kontinuierlichen Abfall des Glühverlustes, abgesehen vom Wert am dritten Versuchstag, sprechen.

Wie schon bei den Reaktortonnen zeigen auch hier die TOC-Werte einen den Glühverlusten ähnlichen Verlauf. Das Verhältnis zwischen Glühverlust und TOC liegt ebenfalls bei allen drei Ansätzen über die gesamte Versuchsdauer im Bereich von 0,5 bis 0,55.

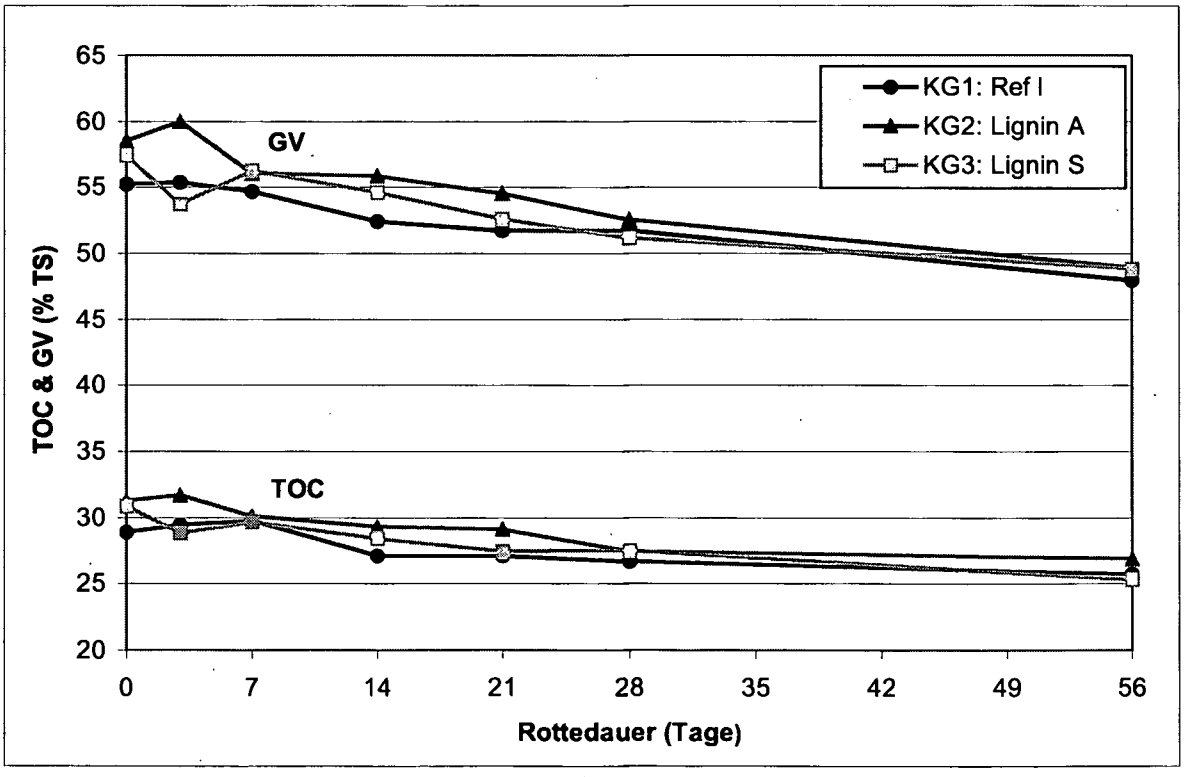


Abb. 3-5: Verlauf von Glühverlust und TOC bei den Kleingefäßmaterialien

Die beim Exsikkatormaterial am Tag 21 und 56 durchgeführten Bestimmungen des Glühverlustes zeigten ähnliche Werte wie jene des ersten Ansatzes (Ref I). Das lässt auf einen parallelen Verlauf von Kleingefäßen und Exsikkatoren schließen.

3.1.6 Ammonium- und Nitratstickstoff

Stickstoff nimmt im Boden als Nährstoff eine bedeutende Rolle ein und steht für die Mikroorganismen über das C/N-Verhältnis in enger Beziehung zum organischen Kohlenstoffgehalt des Substrats. Der Verlauf der Ammonium- und Nitratstickstoffgehaltes lässt zwar keine detaillierte Aussage über den Rotteprozess zu, kann jedoch hilfreich bei dessen Interpretation sein.

Der Anfangsgehalt an Ammoniumstickstoff hängt von der Art des Ausgangsmaterials und dessen Reife ab. Für Kompostrohmaterial aus der Anlage Lobau ist ein Anfangswert von 750 bis 800 mg NH_4-N/kg TM, wie er bei den Reaktortonnen 1 und 2 gemessen wurde, durchaus üblich. Im Rahmen des FFG-Forschungsprojekts (SMIDT et al., 2006) am Institut für Abfallwirtschaft wurden NH_4-N Anfangswerte für frisches Lobaurohmaterial von 1200 mg/kg TM festgestellt.

Am Beginn der Rotte erfolgt durch die Ammonifizierung eine Umwandlung von organischen Stickstoffverbindungen in Ammoniumionen. Laut SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998) übt die Temperatur einen wesentlichen Einfluss auf diesen Prozess. Bei Temperaturen über 30 °C läuft die Ammonifizierung schneller als die Nitrifikation ab und es kommt zu einem starken Anstieg des Ammoniumgehaltes. Erst mit einem Absinken der Temperatur sinkt der NH_4-N Gehalt und der NO_3-N Gehalt beginnt durch die verstärkte Nitrifikation zu steigen. Zu hohe Ammoniumgehalte sind bei der Kompostierung unerwünscht, da es dadurch zu Verlusten an Stickstoff kommen kann. Mit steigenden Werten der Parameter Temperatur und pH-Wert kommt es zur Bildung von flüchtigem Ammoniak.

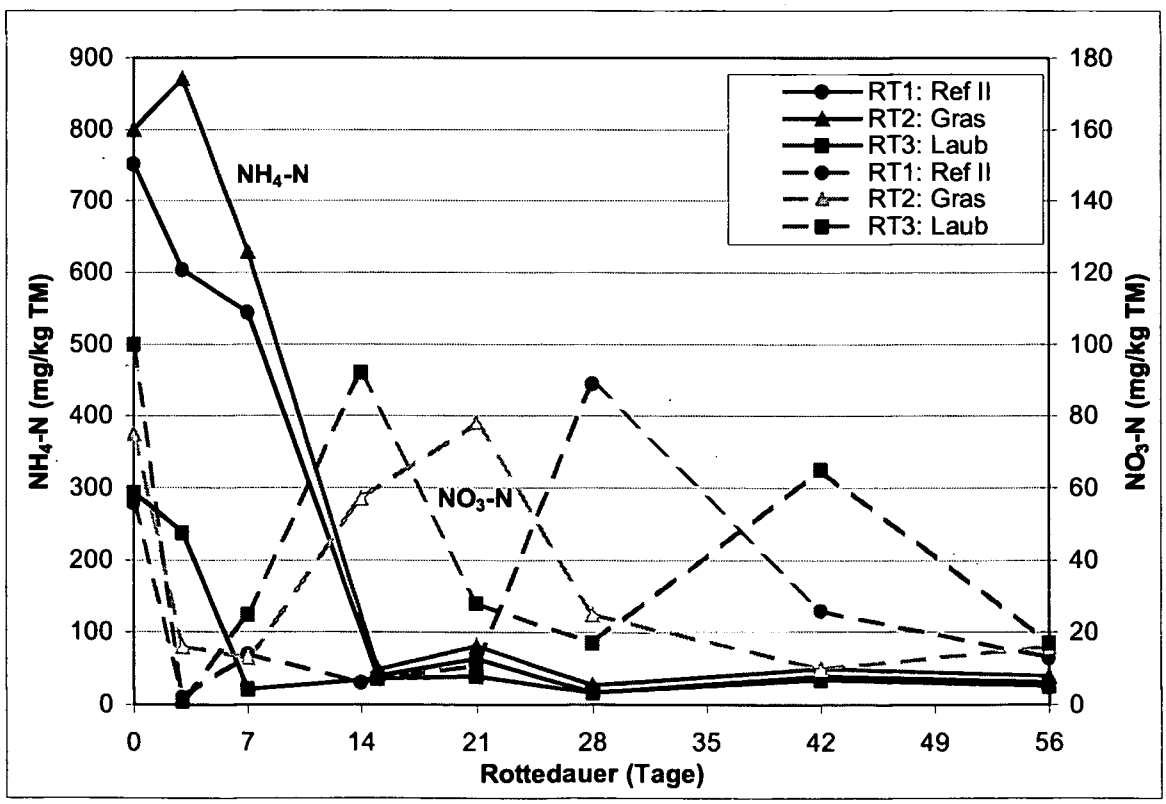


Abb. 3-6: Verlauf der Ammoniumstickstoff- und Nitratstickstoffentwicklung der Reaktortonnenmaterialien

Mit der Abnahme der Temperaturen in den Reaktortonnen sank der NH_4-N Gehalt (Abbildung 3-6) deutlich ab und pendelte sich in einem Bereich von unter 80 mg/kg TM ein. Gleichzeitig mit der NH_4-N Abnahme kam es bei Reaktortonne 2 und Reaktortonne 3 zu einem typischen Anstieg des NO_3-N Gehalts. Bei der Referenztonne 1 kam es erst etwas später zu diesem Anstieg. Sowohl die hohen NO_3-N Anfangswerte als auch der schwankende Verlauf der NO_3-N Werte bei der Reaktortonne 3 sind typisch für Kompostrohmaterial aus der Kompostieranlage Lobau und wurden auch im FFG-Forschungsprojekt (SMIDT et al., 2006) am Institut für Abfallwirtschaft Wien nachgewiesen.

3.1.7 C/N-Verhältnis

Bei dem Material aus der Reaktortonne 1 lag das C/N-Verhältnis über die Versuchsdauer konstant zwischen 20 und 23. Das Material der Reaktortonne 2 wies ein Verhältnis von 18 bis 21 und das Material der Reaktortonne 3 ein Verhältnis von 17 bis 19 über die Versuchsdauer auf.

Ähnliches ergab die Berechnung bei den Kleingefäßmaterialien. Beim Referenzmaterial konnte ein Verhältnis zwischen 16 und 20 festgestellt werden. Die beiden Ligningemische wiesen ein Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff zwischen 16 und 23 auf.

Somit war das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff sowohl bei den Rottetonnen als auch bei den Kleingefäßen für den optimalen Abbau bereits im engeren Bereich. Vor allem bei den Kleingefäßen, aber auch bei den Tonnen war eine Verringerung des C/N-Verhältnisses über die Rotte zu beobachten. Diese Tatsache spricht für eine stattgefundene Mineralisierung der organischen Substanz über die Versuchsdauer. Während der Kohlenstoff als CO_2 teilweise veratmet wird, verbleibt der Stickstoff größtenteils im System.

3.1.8 Huminstoffe

Sowohl in den Rottereaktoren als auch in den Kleingefäßen werden im Allgemeinen nicht jene hohen Huminsäuregehalte erreicht, wie dies in Kompostieranlagen möglich ist. Während der kurzen Versuchszeit kann jedoch eine gewisse Tendenz zur Huminsäurebildung bei den einzelnen Materialmischungen abgeleitet werden.

Bei der photometrischen Huminsäurebestimmung nach Danneberg kann es vorkommen, dass braun färbende Substanzen, wie Lignin, die Analyse vor allem am Versuchsbeginn verfälschen. Dieser Effekt macht sich bei den anfänglichen Huminsäurewerten in Abbildung 3-8 deutlich bemerkbar. Durch die Zugabe von Lignin täuschen die beiden Ligningemische einen höheren Huminsäuregehalt gegenüber der Referenz vor. Alle drei Materialmischungen sollten einen gleich hohen Huminsäuregehalt aufweisen. Deshalb wurde für die vorliegende Arbeit neben der quantitativen Ermittlung der Huminsäuren nach Danneberg auch eine qualitative Kontrolle der Huminsäurebildung mittels FT-IR Spektroskopie durchgeführt.

Anhand der FT-IR Spektren von Huminsäuren kann deren Veränderung von frühen Huminsäuren in Richtung stabiler Huminsäuren dokumentiert werden. Über diese Qualitätskontrolle können Fehlinterpretationen, beispielsweise aufgrund von braun färbenden Substanzen und der Einfluss des zugegebenen Lignins bei der quantitativen Huminstoffanalyse ausgeschlossen werden. Der Anstieg der optischen Dichten beruht tatsächlich auf höheren Huminsäuregehalten.

3.1.8.1 Analyse der Huminstoffe nach der Methode von Danneberg

In der Abbildung 3-7 ist die Huminsäureentwicklung der Reaktortonnenmaterialien über die Rottedauer dargestellt. Die strichlierten Linien stellen die absolute Entwicklung der Huminsäuren in Prozent der organischen Trockenmasse dar. Da jedoch die organische Substanz über die Rottedauer auch einer Mineralisierung unterliegt, ist es sinnvoll, die Gehalte der Huminsäuren auf den Anfangsglühverlust zu beziehen. Die auf den Anfangsglühverlust bezogene Entwicklung der Huminsäuren in % oTM ist in der folgenden Abbildung als durchgehende Linie dargestellt.

Der Huminsäuregehalt des Input Materials (Referenz) betrug zwischen 5 und 7 % der organischen Trockenmasse. Aufgrund der bereits genannten Fehlinterpretation durch Fremdfärbungen ist der Wert vom Versuchstag sieben als realistischer Huminsäureanfangsgehalt anzunehmen. Demnach war in den ersten drei Versuchswochen ein starker Anstieg der Huminsäuren zu verzeichnen. Danach nahm der Huminsäuregehalt jedoch wieder etwas ab und erreichte schließlich einen Endwert von 10 % Huminsäuren bezogen auf die organische Trockensubstanz.

Abgesehen von den Anfangswerten, verlief die Huminsäurebildung bei dem Material der Reaktortonne 2 ähnlich jener der Referenz. Zu Versuchsende ergab sich ein Wert von 8,7 % der oTM, was einer Zunahme der Huminsäuren über die Versuchsdauer von etwa 30 % entspricht.

Beim Material der Reaktortonne 3 ergab sich zu Beginn bereits ein Wert von 10,4 % Huminsäuren der oTM. Dieser Wert dürfte sich zum Teil aus der Fehlinterpretation, aber auch durch die Beimengung des weitgehend mineralisierten Laubkompostes ergeben haben. Eine Huminstoffanalyse des reinen Laubkomposteses ergab einen Huminsäuregehalt von 13 % der organischen Trockenmasse. Auch hier nahm der Gehalt an Huminsäuren innerhalb der ersten drei Versuchswochen stark zu. Am Probenahmetag 21 konnte ein Wert von 12,7 % ermittelt werden. Danach nahmen die Huminsäuren wieder ab und erreichten gegen Versuchsende einen Wert von 12,6 % der organischen Trockenmasse.

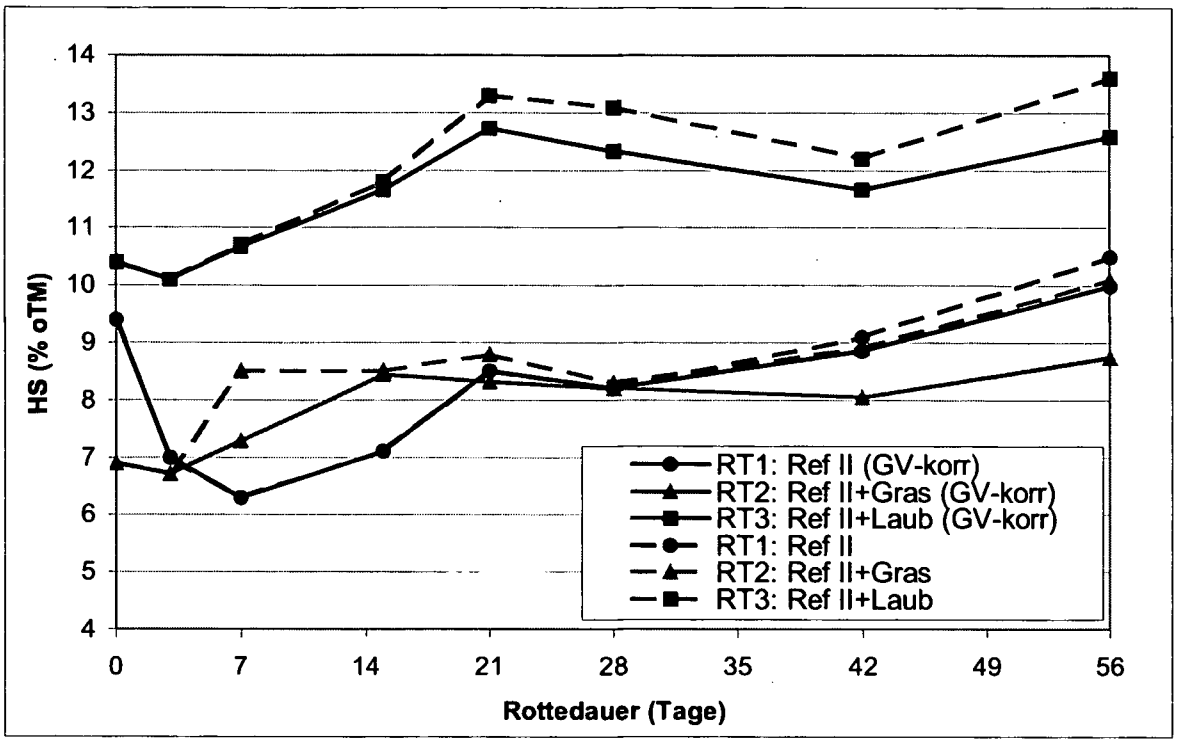


Abb. 3-7: Absolute und korrigierte Entwicklung der Huminsäuren über die Rottedauer der Reaktortonnenmaterialien.

Die folgende Abbildung 3-8 zeigt die Entwicklung der Huminsäuren der Materialmischungen aus den Kleingefäßen. Es wird hier ebenfalls die absolute Entwicklung sowie die glühverlustkorrigierte Entwicklung der Huminsäuren dargestellt. Bei den dargestellten Werten handelt es sich um Mittelwerte der jeweiligen Doppelansätze.

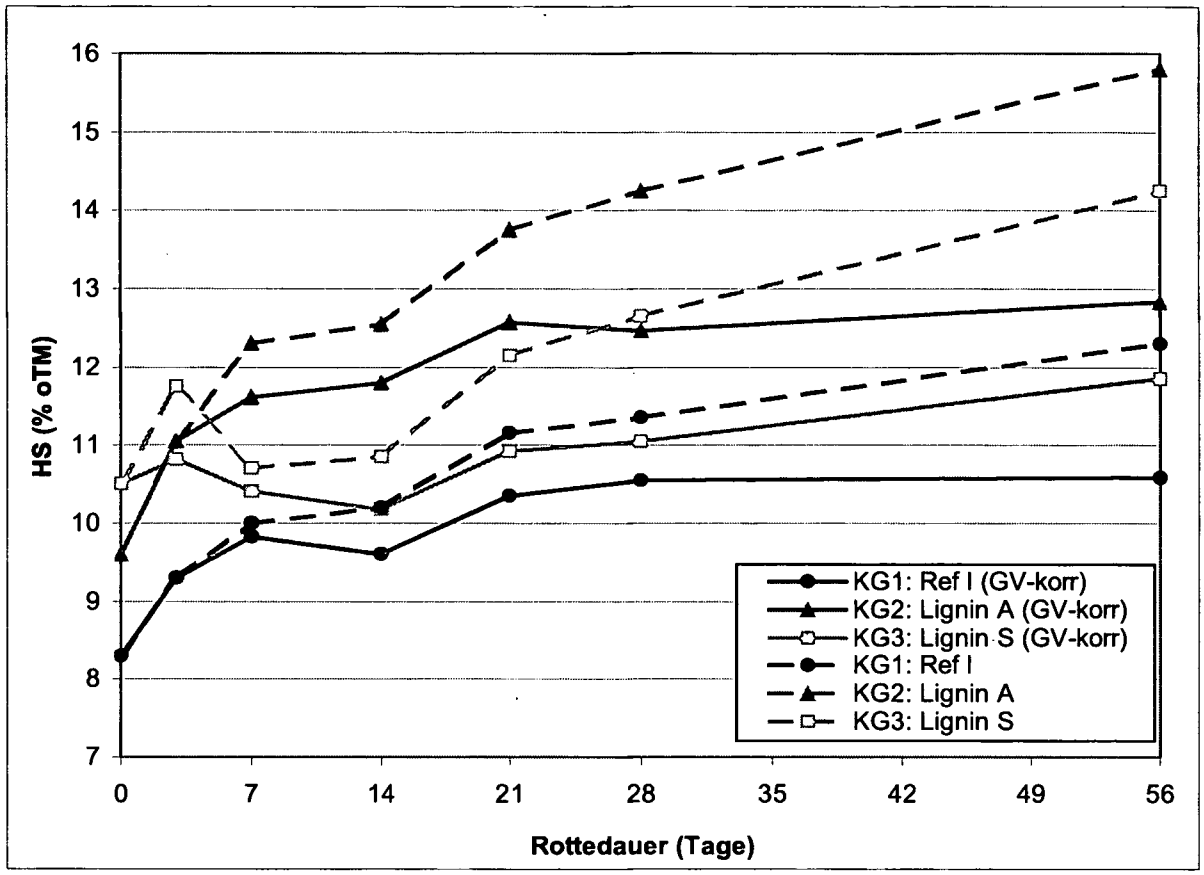


Abb. 3-8: Absolute und korrigierte Entwicklung der Huminsäuren über die Rottedauer der Kleingefäßmaterialien.

Die folgende Abbildung 3-9 stellt die glühverlustkorrigierte Huminsäureentwicklung der Kleingefäße im Vergleich mit Ergebnissen von bereits am Institut für Abfallwirtschaft durchgeführten Versuchen dar. Bei diesen Kompostierversuchen wurden ähnliche Materialgemische hinsichtlich ihrer Huminstoffbildung untersucht. Das Referenzmaterial bei den genannten Versuchen bildet ebenfalls Kompostrohmaterial aus der Kompostieranlage Lobau. Als Zugabematerialien kamen neben dem Lignin G auch die, bei der vorliegenden Arbeit verwendeten Lignine A und S zum Einsatz. Hier wurde der Referenz jeweils 3 % Lignin, bezogen auf die Feuchtmasse, beigemengt.

Die beiden Referenzmaterialien starteten mit einem Huminsäuregehalt von jeweils zirka 8,3 % der organischen Trockenmassen. Sie zeigten einen ähnlichen Verlauf der Huminsäurebildung über die Versuchsdauer und wiesen auch gegen Versuchsende mit Huminsäuregehalten von 10,6 bzw. 11,6 Prozent ähnliche Werte auf.

Ähnlich entwickelten sich auch die Huminsäuren bei den beiden Lignin S Materialgemischen. Aufgrund von Fremdfärbungen unterschieden sich die Anfangswerte geringfügig. Zu Versuchsende wiesen jedoch beide Materialgemische einen Huminsäuregehalt der oTM von zirka 12 % auf und lagen damit gegenüber dem Referenzmaterial etwas höher.

Die beiden Lignin A Materialgemische zeigten in den ersten 21 Versuchstagen einen ähnlichen Verlauf hinsichtlich der Huminsäurebildung. Ab dem 21. Versuchstag wichen die Werte jedoch stark voneinander ab. Während bei den, vom Institut für Abfallwirtschaft durchgeführten Versuchen, der Huminsäuregehalt am Versuchstag 42 bereits bei 15,6 % der organischen Trockenmasse lag, wurde beim aktuellen Versuch am Tag 56 nur ein Huminsäuregehalt von 12,8 % erreicht. Auffällig ist, dass der Anstieg der Huminsäuregehalte bei den jeweils gleichen Materialien über die ersten drei bis vier Versuchswochen eine relativ ähnlich Verlauf zeigte. Meist lagen die Werte der vom Institut für Abfallwirtschaft durchgeführten Versuche etwas unter den aktuellen Werten der vorliegenden Arbeit. Ab der dritten, vierten Versuchswoche jedoch stiegen diese Werte gegenüber den aktuellen Werten stärker an. Solche Phänomene konnten schon des öfteren bei den am Institut für Abfallwirtschaft durchgeführten Versuchen festgestellt werden. Hier kam es oft bei Materialien derselben Anlage durch jahreszeitliche Veränderungen in der Kompostzusammensetzung zu deutlichen Schwankungen bei den Analyseergebnissen, wie beispielsweise den Huminsäuren oder dem AT_4-Wert.

Weiters ist in der Abbildung 3-9 der Verlauf der Huminsäurebildung aus dem Materialgemisch mit Rohkompost und dem industriellen Lignin G abgebildet. Der hohe Anfangsgehalt an Huminstoffen bei diesem Materialgemisch dürfte durch die Eigenfärbung des Lignins verursacht werden. Gegen Versuchsende liegt der Huminstoffgehalt dieses Materialgemisches mit 12,6 % etwas über jenen der beiden Referenzen und der beiden Lignin S Mischungen.

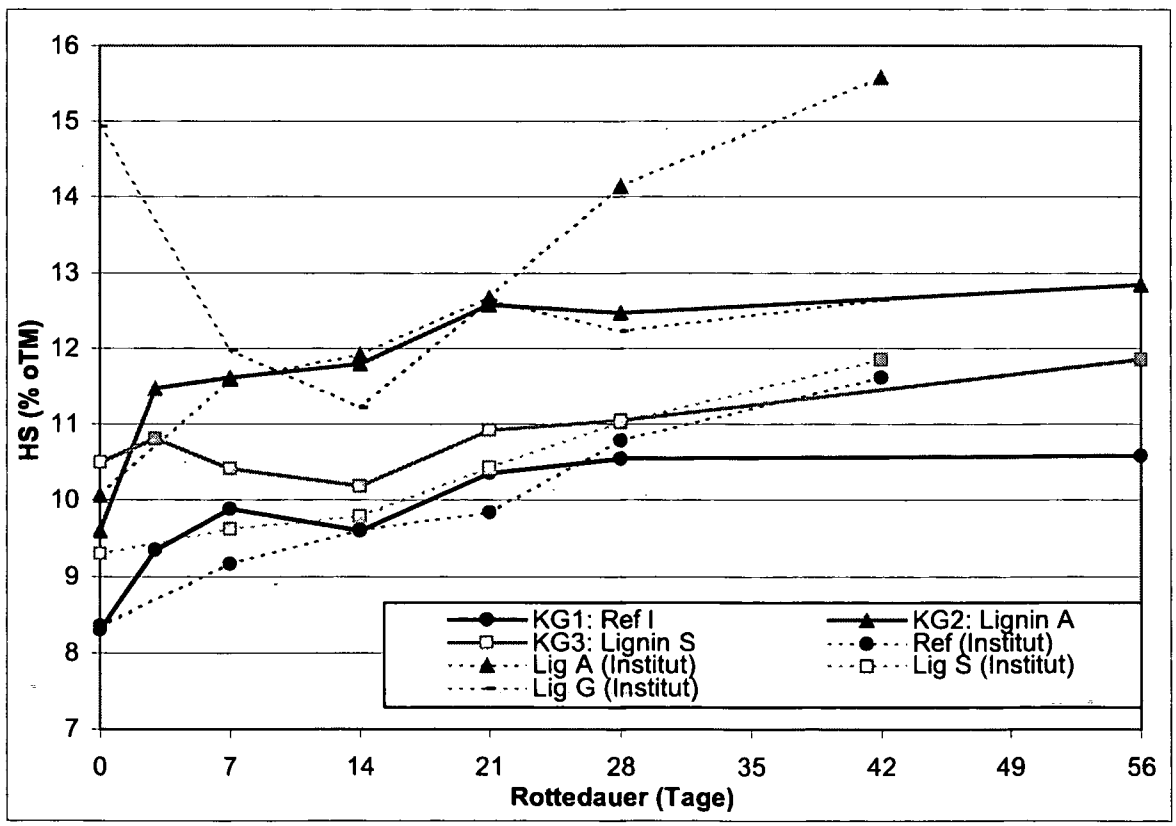


Abb. 3-9: Entwicklung der Huminsäuren über die Rottedauer (Kleingefäße). Die Werte sind gemittelt und auf den Anfangsglühverlust bezogen.

3.1.8.2 Analyse der Huminsäuren mittels FTIR-Spektroskopie

Die (Fourier Transform Infrarot) FT-IR Spektroskopie ist eine hilfreiche Analysemethode, um die Veränderungen der Huminsäuren während der Kompostierung zu dokumentieren. Somit ermöglicht die Infrarot Spektroskopie eine gute Kontrolle bzw. Ergänzung zu den photometrisch gewonnenen Huminsäuregehalten.

Die Abbildung 3-10 zeigt die Entwicklung der Huminsäuren eines Kompostes über den Rotteprozess im Vergleich mit einer Bodenhuminsäure aus einem Ackerboden im Infrarotspektrum. Dieser Vergleich veranschaulicht recht deutlich, dass die Komposthuminsäuren während der Kompostierung der Bodenhuminsäure immer ähnlicher werden. Die Komposthuminsäuren unterliegen im Laufe des Rotteprozesses einer Veränderung bzw. Umwandlung. Recht deutlich ist das an den Polysacchariden im Bereich von 1250 bis 900 cm^{-1} zu erkennen.

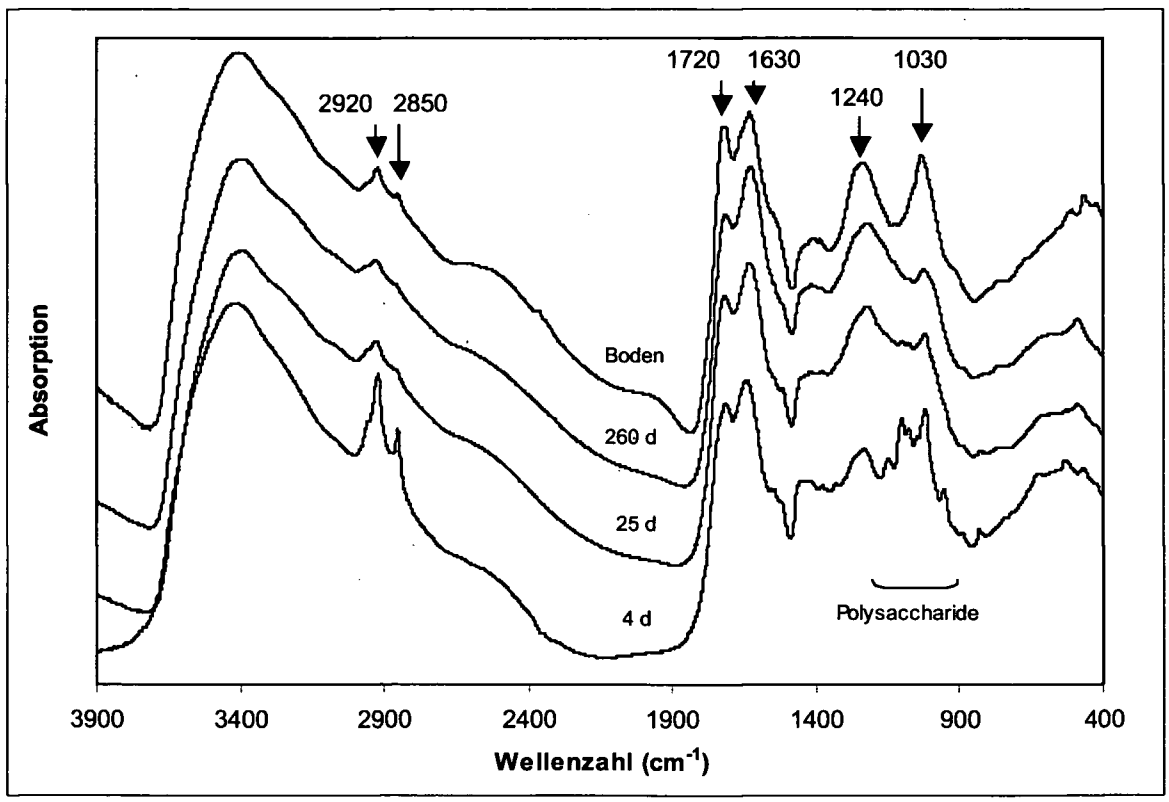


Abb. 3-10: Entwicklung der Huminsäuren während der Kompostierung im Vergleich mit einer Bodenhuminsäure aus einem Ackerboden (SMIDT et al., 2006)

Die Abbildung 3-11 stellt die Veränderungen der Huminsäuren der Reaktortonnenmaterialien am Versuchsbeginn gegenüber dem Versuchsende im Spektrum dar. Die IR-Spektren lassen eine qualitative Aussage über die Veränderung der Huminsäuren während der Rotte zu. Eine Abnahme der Methylenbanden bei den Wellenzahlen von 2920 und 2850 cm^{-1} ist zu erkennen. Aber auch der Wellenzahlbereich von 1300 bis 900 cm^{-1} zeigt Veränderungen im

Aufbau der Huminsäuren an, die mit der zunehmenden Reife in Zusammenhang stehen. Lignin wird bei der Bande mit der Wellenzahl 1510 cm^{-1} angezeigt.

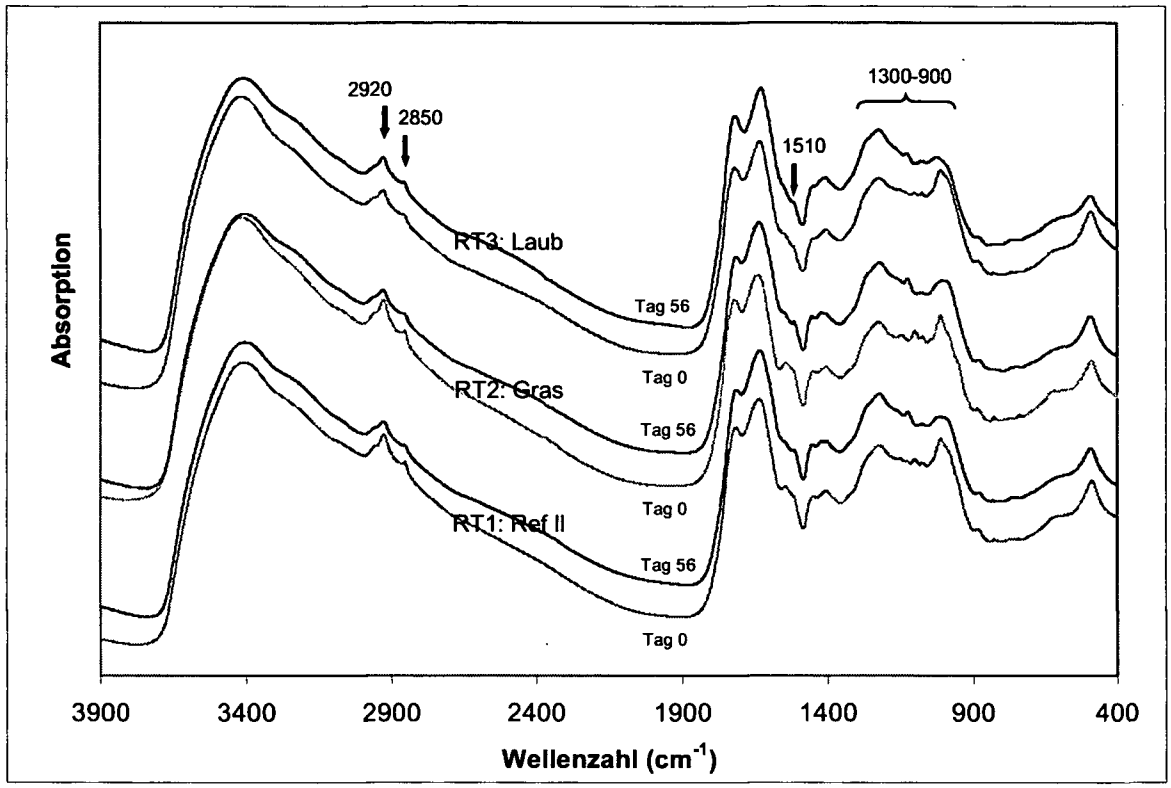


Abb. 3-11: Huminsäuren der Reaktortonnenmaterialien zu Versuchsbeginn und Versuchsende im Spektrum

Eine weitere Aussage über die Entwicklung der Huminsäuren kann man anhand der Derivativspektren treffen. Die Derivativspektren (Abbildung 3-12) stellen die Ableitung der vektornormierten IR-Spektren des jeweiligen Materials dar. Das Derivativspektrum des ersten Versuchstages ist jenem des letzten Versuchstages gegenübergestellt. Nach MEISSL et al. (2007) sind für die Identifizierung und Quantifizierung der Huminsäuren vor allem die Banden bei einer Wellenzahl von 1595 cm^{-1} und bei 1740 cm^{-1} interessant. Eine Zunahme des Peaks bei 1595 cm^{-1} sowie eine Abnahme des Peaks bei 1740 cm^{-1} über die Versuchsdauer lassen auf eine Bildung von Huminsäuren schließen.

Eine deutliche Zunahme des Peaks bei 1595 cm^{-1} zeigt vor allem das Referenzmaterial aus der Reaktortonne 1. Die beiden anderen Materialgemische zeigen im Derivativspektrum eine deutliche Abnahme des Peaks bei 1740 cm^{-1}.

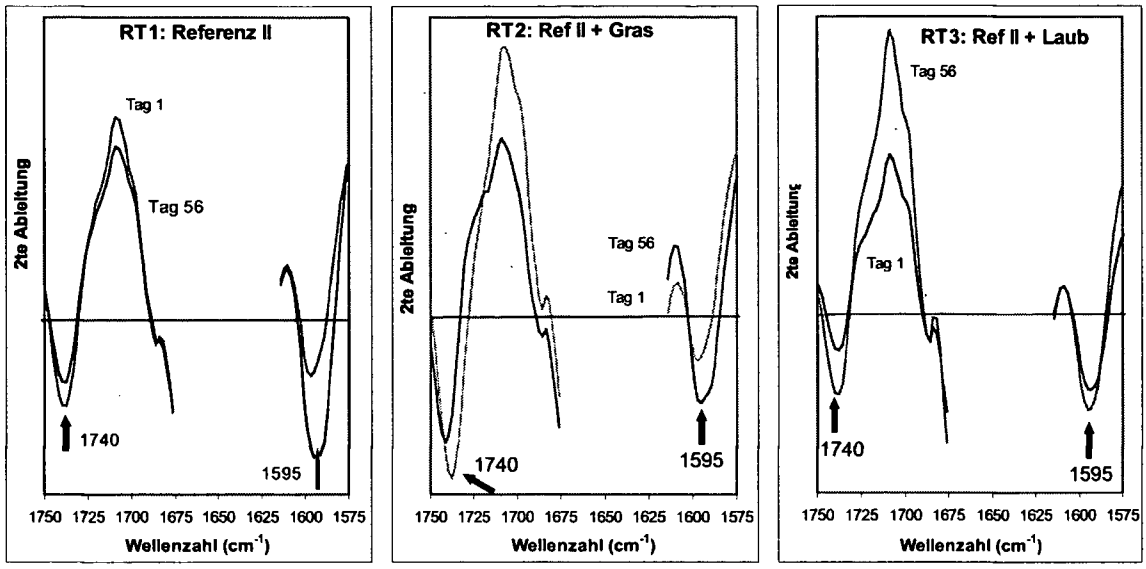


Abb. 3-12: IR-Derivativspektren der Reaktortonnenmaterialien zu Versuchsbeginn und Versuchsende bei einer Wellenzahl von 1575 cm^{-1} bis 1750 cm^{-1}

Die Huminsäuren der Kleingefäßmaterialien im IR-Spektrum und deren Veränderung über die Versuchsdauer stellt die Abbildung 3-13 dar. Zusätzlich wird das Spektrum des Lignins A den Spektren der drei Materialien gegenübergestellt. Damit soll gezeigt werden, dass sich am Versuchsbeginn ein Teil des zugegebenen Lignins bei der Extraktion der Huminstoffe mitgelöst hat. Dieses Lignin ist deutlich in den Infrarotspektren der beiden Ligninmischungen am Versuchsstart im Wellenzahlenbereich von 1515-1505 cm^{-1} zu sehen.

Die färbende Eigenschaft des Lignins beeinflusst die quantitative Bestimmung der Huminsäuren. Darin liegt die Ursache, dass die Ligningemische deutlich höhere Anfangsgehalte an Huminsäuren gegenüber der Referenz aufweisen. Unter diesem Gesichtspunkt sollten daher zumindest die Werte der Huminsäureanalyse von Tag 0 und Tag 3 interpretiert werden.

Auch die Spektren der Huminsäuren der Kleingefäßmaterialien lassen auf deren Umwandlung schließen. Sowohl die Methylenbanden (1920 und 1850 cm^{-1}) als auch der Absorptionsbereich der Polysaccharide (1250 bis 900 cm^{-1}) zeigen Veränderungen an. Die bei den Ligningemischen am Versuchsbeginn deutlich sichtbare Bande aromatischer Verbindungen, bei den Wellenzahlen 1515 bis 1505 cm^{-1}, geht im Laufe des Kompostierungsprozesses stark zurück.

Aufgrund der Tatsache, dass die Ligningemische gegenüber der Referenz höhere Gehalte an Huminsäuren aufweisen und das beigemengte Lignin in den Spektren nicht mehr sichtbar ist, kann davon ausgegangen werden, dass das Lignin für die Huminsäuresynthese verwendet wurde.

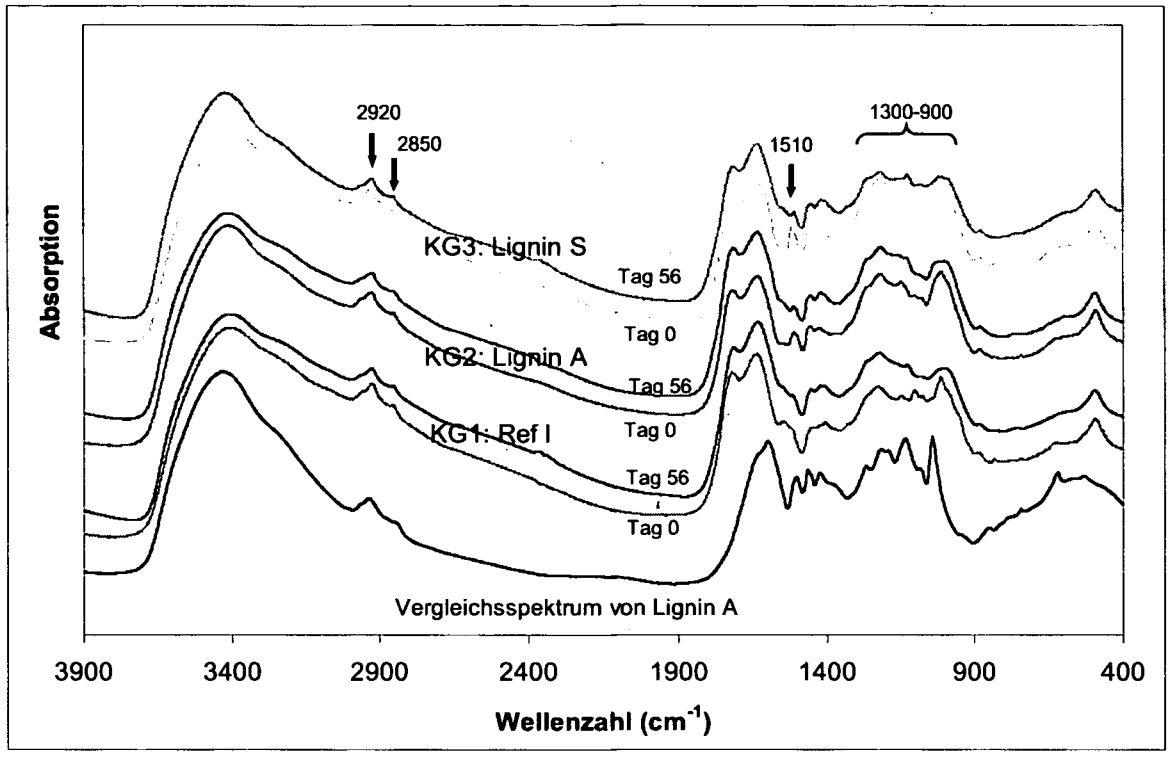


Abb. 3-13: Huminsäuren der Materialien aus den Kleingefäßen zu Versuchsbeginn und Versuchsende im Vergleich mit dem IR-Spektrum des Lignin A

In Abbildung 3-14 sind die Derivativspektren der Kleingefäßmaterialien zu Versuchsbeginn und Versuchsende abgebildet. Die Ableitungen des Referenzmaterials I wird mit jenem aus der Reaktortonne 1 verglichen. Auch hier zeigt sich eine starke Zunahme der Bande bei der Wellenzahl 1595 cm^{-1}. Die beiden Ligningemische zeigen eine starke Abnahme der Bande bei 1740 cm^{-1}.

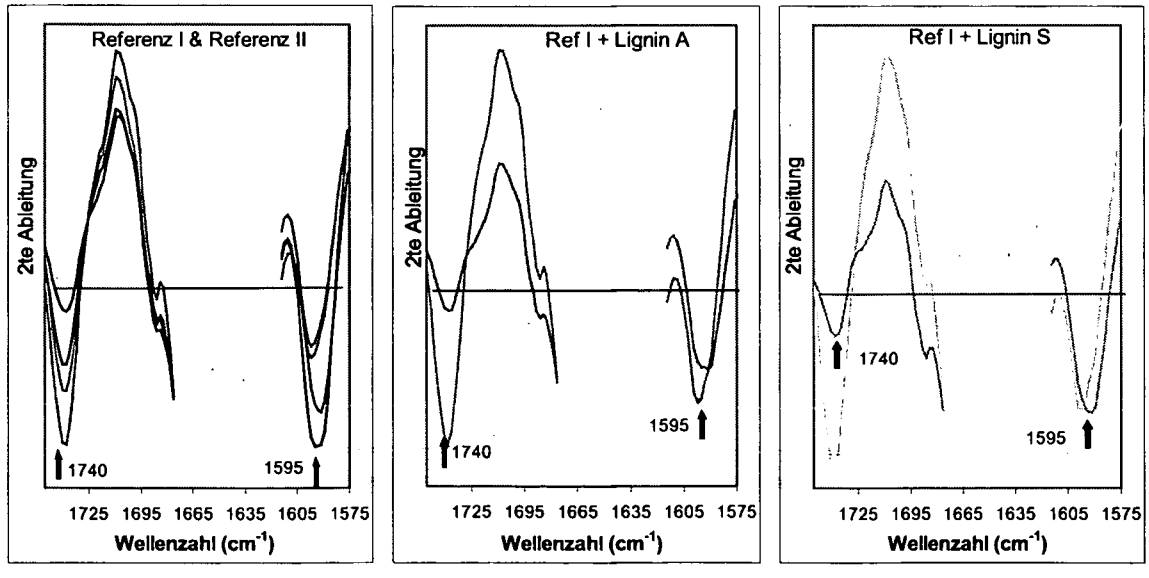


Abb. 3-14: IR-Derivativspektren der Kleingefäßmaterialien zu Versuchsbeginn und Versuchsende bei einer Wellenzahl von 1575 cm^{-1} bis 1750 cm^{-1}

3.1.9 Atmungsaktivität

Der Atmungsaktivitätstest mittels Sapromat wurde bei dem Reaktortonnenmaterial und bei dem Exsikkatormaterial durchgeführt. Der Verlauf der ermittelten Atmungsaktivitäten ist in Abbildung 3-15 dargestellt.

Beim Referenzmaterial in Reaktortonne 1 war zu Beginn der Rotte eine hohe Reaktivität festzustellen. Der AT_4-Wert betrug anfänglich 41,7 mg O_2/g TM und ging innerhalb der ersten sieben Versuchstage auf 15,7 mg O_2/g TM zurück. Danach war nur mehr eine langsame Abnahme die Atmungsaktivität zu verzeichnen, die bis zum Versuchende am Tag 56 auf einen Wert von 6,3 mg O_2/g TM gesunken war.

In Abbildung 3-15 sind als Dreiecke die gemessenen Atmungsaktivitäten des Exsikkatormaterials im Vergleich mit dem Referenzmaterial aus der Reaktortonne abgebildet. In die Exsikkatoren wurde das gesiebte Inputmaterial der Kompostieranlage Lobau eingebaut. Hier wurde der AT_4-Wert am Versuchsbeginn, am Tag 21 und am Versuchsende erhoben, um den Gleichlauf von Reaktortonnen und Kleingefäßen zu ermitteln. Wie aus der Abbildung zu entnehmen ist, herrschten in beiden Versuchsanordnungen ähnliche Rottebedingungen. Die AT_4-Werte des Exsikkators liegen im Bereich jener des Referenztonnenmaterials. Aufgrund des feineren Substrates, der besseren Belüftung und der geregelten Temperatur in der Klimakammer, dürfte der Abbau der leicht verfügbaren Stoffe etwas rascher vonstatten gegangen sein. Das erklärt einen AT_4-Wert von 4,0 mg O_2/g TM nach bereits 21 Rottetagen.

Ähnlich der Referenztonne verlief auch die Abnahme der Atmungsaktivität bei der Reaktortonne 2. Aufgrund eines Analyseproblems konnte der Anfangswert nicht genau bestimmt werden. Es kann aber mit hoher Wahrscheinlichkeit angenommen werden, dass die Anfangsatmungsaktivität der Reaktortonne 2 im Bereich der beiden Referenzmaterialien lag. Ein errechneter Anfangswert von ungefähr 47 mg O_2/g TM lässt ebenfalls auf ein reaktives Materialgemisch schließen. Hier ging der AT_4-Wert innerhalb der ersten sieben Versuchstage auf 17,8 mg O_2/g TM zurück, um dann ebenfalls langsam auf einen Endwert am Tag 56 von 8 mg O_2/g TM zu sinken.

Deutlich weniger reaktiv zeigte sich das Material aus der Reaktortonne 3 (Abbildung 3-14). Auch hier konnte der Ausgangswert nicht bestimmt werden und wurde deshalb rechnerisch ermittelt. Da sowohl der AT_4-Ausgangswert der Referenz und der AT_4-Wert des reinen Zugabematerials Laubkompost als auch das Mischungsverhältnis der beiden bekannt war, konnte ein Ausgangswert von zirka 30 mg O_2/g TM errechnet werden. Durch die Zugabe des weitestgehend mineralisierten Laubes war die Atmungsaktivität des Substratgemisches bereits anfänglich geringer. Nach der ersten Versuchswoche nahm der Wert bereits auf 8,7 mg O_2/g TM und bis Versuchende auf 5,3 mg O_2/g TM ab.

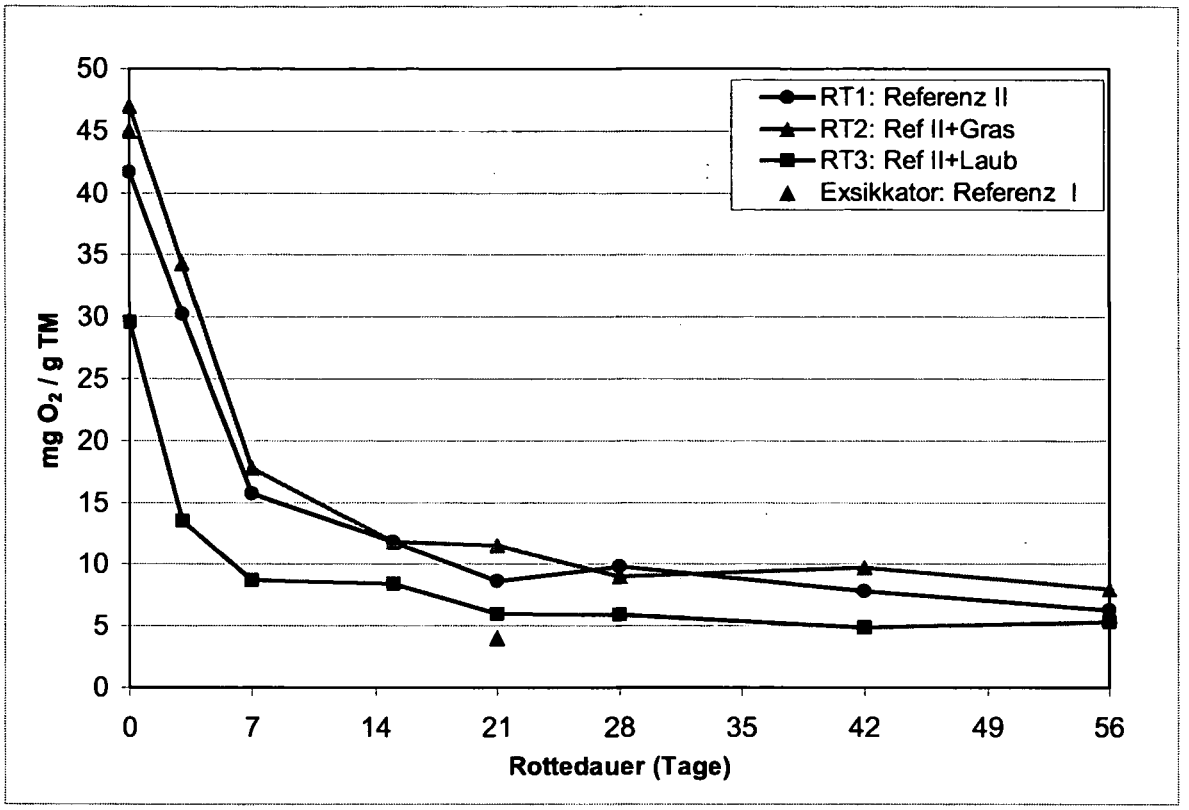


Abb. 3-15: Atmungsaktivität (AT_4) der organischen Substanz – Vergleich der Reaktortonnen und des Exsikkators

Die in den ersten Versuchstagen bei den Reaktortonnen 1 und 2 gemessene hohe biologische Aktivität lässt auf einen großen Anteil an leicht verfügbaren organischen Substanzen schließen. Das spiegelt sich auch in den hohen Anfangstemperaturen der beiden Tonnen wieder. Nach den ersten sieben Rottetagen war ein Großteil der leicht abbaubaren Substanzen umgewandelt, was zu einem flacheren Verlauf der Atmungsaktivitätskurven führte. Im Vergleich zu den ersten beiden Tonnen war die Atmungsaktivität in der Reaktortonne 3 von Anfang an etwas gehemmter. Das lässt sich anhand der Zugabe des bereits mineralisierten Laubkompostes erklären. Die Zugabe von Laubkompost, auf die Trockenmasse bezogen, betrug knapp 34 % an der gesamten Trockenmasse Eine Analyse der Atmungsaktivität an der reinen Laubprobe ergab einen AT_4-Wert von 2,8 mg O_2/g TM.

3.1.10 Fourier Transform Infrarot (FT-IR)-Spektroskopie

Die Infrarotspektroskopie stellt eine der jüngeren Analysemethoden zur Beurteilung von Reaktivität und Stabilität und Rotteentwicklung eines Materials dar. SMIDT und SCHWANNINGER (2005) haben sich mit der Anwendbarkeit der FT-IR Spektroskopie beschäftigt und bezeichnen sie als ein leistungsfähiges Werkzeug für die Prozessüberwachung und Qualitätseinschätzung in der Abfallwirtschaft. Aus diesem Grund wurde die FT-IR Spektroskopie auch für die vorliegende Arbeit eingesetzt und es hat sich gezeigt, dass sie ein einfaches und vor allem schnelles Verfahren zur Beurteilung der Proben darstellt.

In der Abbildung 3-16 sind die Infrarotspektren über den Rotteverlauf des Materialgemisches aus Referenz I und Lignin S aufgetragen. Anhand der Indikatorbanden, deren Auftreten und Verschwinden, lässt sich der Rotteprozess gut verfolgen. Auf die Reife des Materials lässt es sich beispielsweise aufgrund der aliphatischen Methylenbanden bei 2920 cm^{-1} und 2850 cm^{-1} schließen. Mit fortschreitendem Abbau nehmen die Methylenbanden ab, was auch in der Abbildung 3-15 zu sehen ist. Ebenso gibt das Verschwinden der Aminbande bei 1320 cm^{-1} Auskunft über die Reife des Materials. Diese Bande ist ausschließlich im unreifen Material zu finden und sollte bei reifem Material nicht mehr vorhanden sein. Eine weitere Indikatorbande befindet sich bei einer Wellenzahl von 1260 bis 1240 cm^{-1}, welche Amid III und Carbonsäuren anzeigt. Diese Bande nimmt normalerweise über den Rotteprozess ab, war bei den vorliegenden Materialien jedoch nie stark ausgeprägt. Weiters ist im Spektrum vom Tag 56 deutlich die Nitratbande bei einer Wellenzahl von 1384 cm^{-1} zu sehen. Das Vorhandensein dieser Bande deutet auf ein fortgeschrittenes Abbaustadium hin.

Andere Banden wiederum sind ein Indiz für das Vorhandensein bestimmter Inhaltsstoffe. Die Bande bei 875 cm^{-1} zeigt Carbonat und die Bande bei 1030 cm^{-1} Tonminerale an. Eine relative Zunahme der mineralischen Komponenten durch den Abbau der Organik wird durch diese Banden angezeigt. Abfall biogenen Ursprungs erkennt man an der Bande bei 1510 cm^{-1}, die den Lignocellulosen zugeordnet werden kann. Diese Bande eignet sich jedoch nicht zur Prozesskontrolle, da sich Holz beim Aufmahlen der Probe unterschiedlich verhält

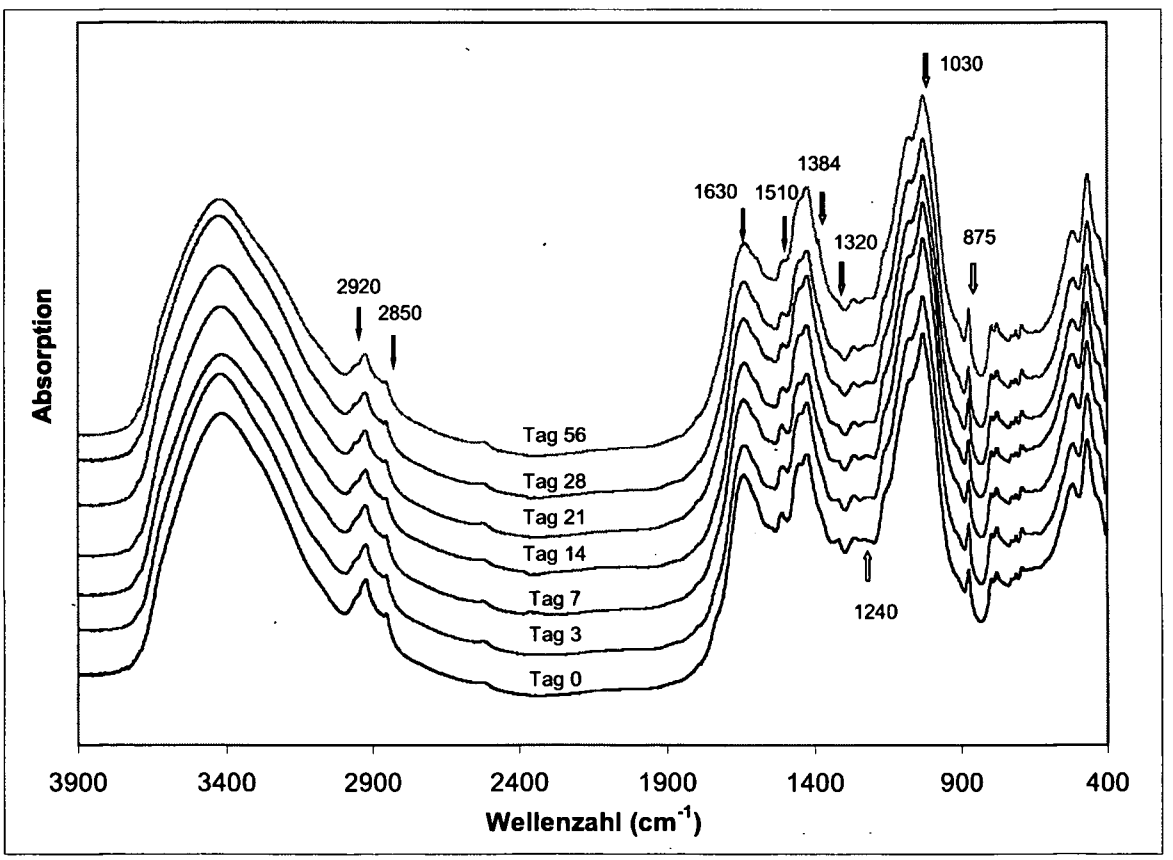


Abb. 3-16: Infrarotspektren des Materialgemisches Lignin S über die Rottedauer

Die Abbildung 3-17 zeigt die IR-Spektren der Materialien aus den Reaktortonnen am Beginn und am Ende des Rotteversuchs. Zusätzlich können die Spektren der verschiedenen Materialien untereinander verglichen werden. An der Ligninbande bei einer Wellenzahl von 1510 cm^{-1} kann man deutlich erkennen, dass es sich hier um ligninhaltige biogene Materialien handelt.

Bei dem Material der Reaktortonne 1 und dem Materialgemisch der Reaktortonne 2 ist eine Abnahme der beiden aliphatischen Methylenbanden bei 2920 cm^{-1} und 2850 cm^{-1} über die Rotte zu erkennen, was auf einen fortgeschrittenen Abbau der Materialien schließen lässt. Dies bestätigt auch eine Abnahme der Aminbande bei der Wellenzahl von 1320 cm^{-1}. Beim Materialgemisch aus der Reaktortonne 3 lässt sich kaum eine Veränderung der beiden Methylenbanden und der Aminbande über die Rotte erkennen. Das mag daran liegen, dass das Materialgemisch durch die Zugabe des Laubkompostes bereits zu Beginn der Rotteversuche wenig reaktiv war. Diese Theorie belegen auch die anderen durchgeführten Analysen. Bei allen drei Materialien ist bei Versuchsende ein leichter Anstieg der Nitratbande bei 1384 cm^{-1} erkennen. Das Vorhandensein dieser Bande deutet auf ein spätes Abbaustadium hin.

Auffallend niedrig ist die Tonmineralbande (1030 cm^{-1}) des Materialgemisches der Reaktortonne 3 gegenüber jenem der beiden anderen Reaktortonnen.

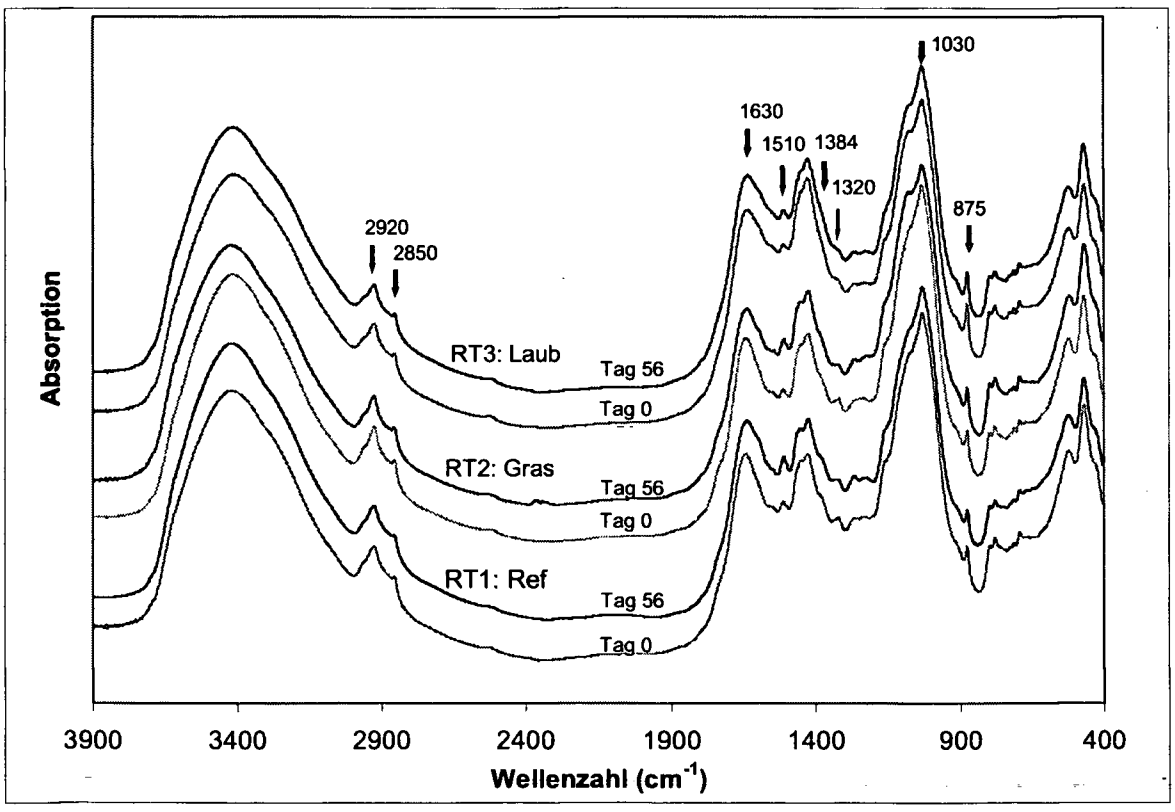


Abb. 3-17: Vergleich von Infrarotspektren der Materialien aus den Reaktortonnen zu Versuchsbeginn und Versuchsende

Eine weitere Möglichkeit der Interpretation eines FT-IR Spektrums bietet die Vermessung der IR-Spektren über die Versuchsdauer. Für die vorliegende Arbeit

wurden beispielsweise die Höhen der Methylenbanden bei einer Wellenzahl von 2920 und 2850 cm^{-1} über die Rottedauer vermessen. Für die Vermessung der beiden Methylenbanden wurde eine Basislinie an das IR-Spektrum in diesem Wellenbereich angepasst. Gemessen wurde daraufhin der vertikale Abstand vom höchsten Punkt der jeweiligen Bande auf die Gerade.

Sowohl bei den Reaktortonnenmaterialien als auch bei den Kleingefäßmaterialien zeigte die Abnahme der beiden Methylenbanden einen ähnlichen Verlauf. Bei allem Materialien kam es zu einer deutlichen Abnahme der Banden über die Rottedauer. Eine Abnahme dieser beiden Banden ist ein Indiz für die zunehmende Reife des Materials.

Der Abbildung 3-18 sind die Spektren der Materialien aus den Kleingefäßen zu Versuchsbeginn und Versuchsende zu entnehmen. Auch hier können die jeweiligen Ausgangs- und Endmaterialien direkt verglichen werden.

Bei den Materialien aus den Kleingefäßen ist eine Abnahme der beiden aliphatischen Methylenbanden (2920 cm^{-1} und 2850 cm^{-1}) gegenüber den Materialien aus den Reaktortonnen deutlicher zu erkennen. Ebenso verhält es sich mit der Aminbande bei einer Wellenzahl von 1320 cm^{-1}. Das homogenere Material in den Kleingefäßen und die idealeren Rottebedingungen in der Klimakammer ließen sicherlich einen intensiveren Abbau gegenüber den Rottetonnen zu. Wiederum ist bei allen drei Materialien gegen Versuchsende, als Zeichen für ein fortgeschritteneres Abbaustadium, die Nitratbande bei 1384 cm^{-1} zu erkennen.

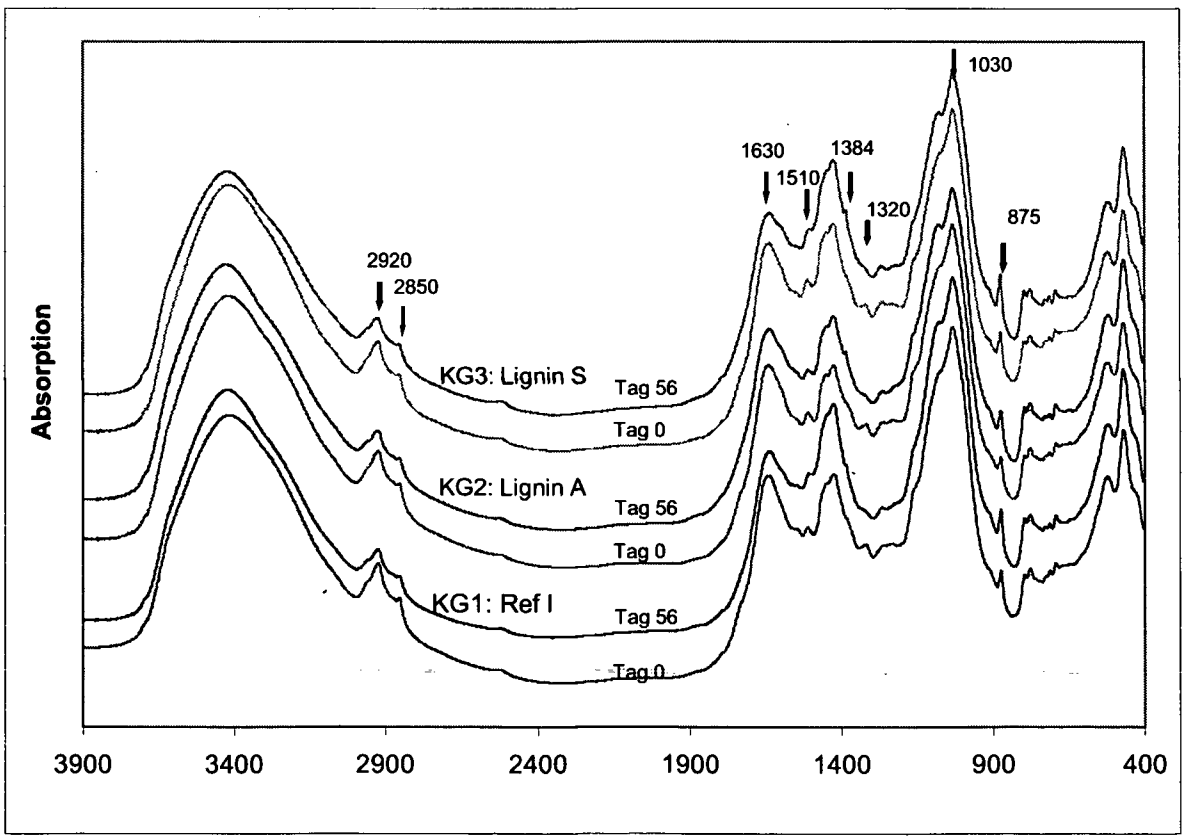


Abb. 3-18: Vergleich von Infrarotspektren der Materialien aus den Kleingefäßen zu Versuchsbeginn und Versuchsende

3.1.11 Thermoanalyse (TA) – Thermisches Verhalten

Ebenso wie die FT-IR Spektroskopie, gehört auch die Thermoanalyse zu den jüngeren Analysemethoden zur Beurteilung von Reaktivität und Stabilität eines biogenen Materials. Aus dem entstandenen Thermogramm lässt sich das thermische Verhalten eines Materials ablesen. Über Massenverlust, Energieinhalt und Massenspektrum können unterschiedliche Informationen über das zu untersuchende Substrat gewonnen werden.

Das Thermogramm (TG-Kurve) zeigt das Verhalten eines Probematerials bei der Verbrennung an. Für die vorliegende Arbeit wurden Thermogramme der Versuchskomposte für die Probenahmetage drei und 56 durchgeführt. Ein Thermogramm ist in Abbildung 3-19 dargestellt. Bei dem kontinuierlichen Anstieg der Temperatur verdunstet zuerst das sich noch im Material befindliche Restwasser. Danach verbrennen flüchtige, leicht abbaubare organische Substanzen, deren Verbrennungstemperatur hauptsächlich im Bereich von ungefähr 250 bis 350° C liegt. Zwischen 450 und 550° C verbrennt dann wiederum ein großer Teil der organischen Verbindungen. Hier handelt es sich um schwerer abbaubares Material, zu dem beispielsweise die Huminstoffe zählen. Ab 650° C kommt es schließlich zum Zerfall von Carbonat, was einen weiteren Masseverlust zur Folge hat.

Zeigt das Thermogramm eine Verschiebung des gleichen Masseverlustes in einen höheren Temperaturbereich, kann das als Zunahme der Stabilität interpretiert werden. In der Abbildung 3-19 ist ein Thermogramm des Materialgemisches aus Referenz I und Lignin A vom Tag drei und 56 zu sehen. Bei dem Probematerial von Tag drei sind bei einer Temperatur von 347° C bereits 30 Masseprozent verbrannt. Um 30 Masseprozent des selben Materials vom Tag 56 zu verbrennen, benötigt es bereits eine Temperatur von 445° C. Der gleiche Masseverlust tritt erst bei einer höheren Temperatur auf. Die Abnahme der benötigten Temperatur kann durch Abbau komplexer Moleküle verursacht werden.

Ebenfalls in Abbildung 3-19 sind die zugehörigen DSC-Kurven dargestellt. Sie geben den Wärmestrom des Materials bei der Verbrennung wieder. Nach oben zeigende Peaks weisen auf einen exothermen Prozess hin, wie dies bei der oxidativen Verbrennung der organischen Substanz der Fall ist. Nach unten zeigende Peaks weisen auf einen endothermen Prozess, beispielsweise beim Zerfall von Carbonat, hin. Ihr Maximum haben die beiden Kurven bei zirka 480° C mit einem Energieinhalt von über 7 mW/mg.

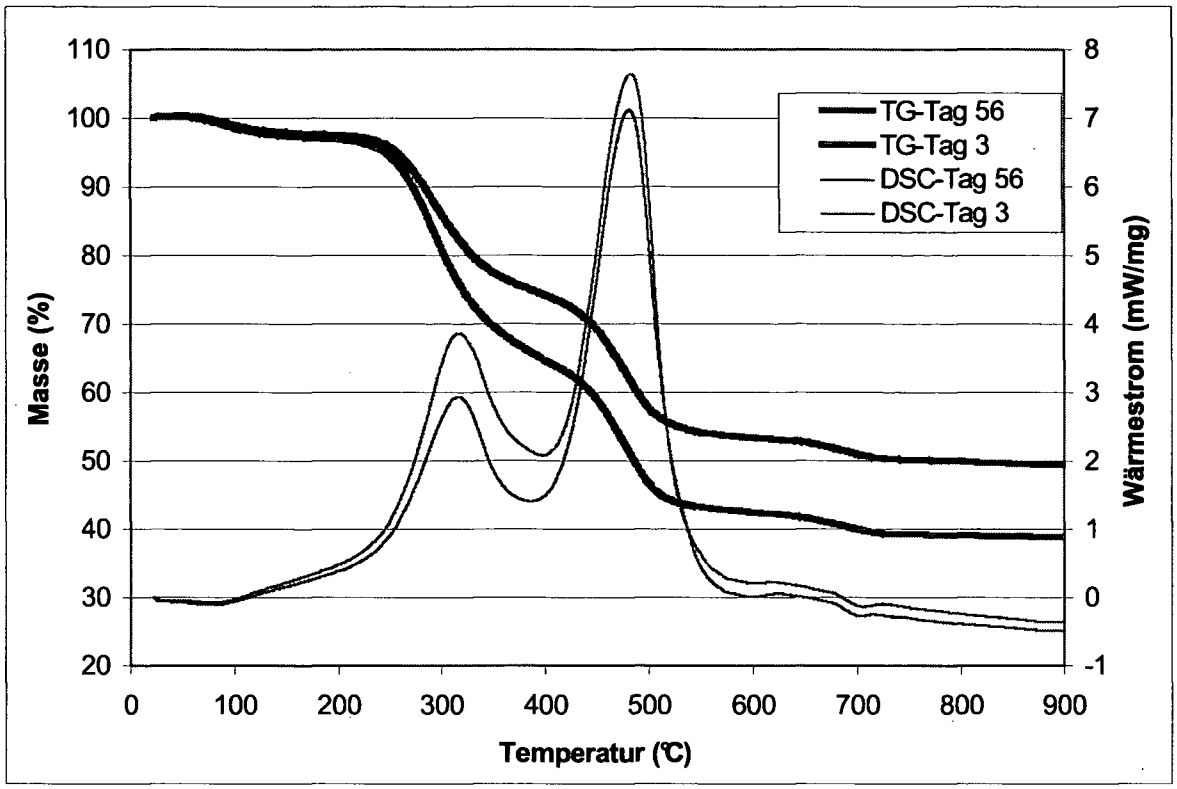


Abb. 3-19: Thermogramme des Materialgemisches Lignin A

In Abbildung 3-20 ist Massenverlustkurve (TG) sowie deren Ableitung (DTG) für das Material aus der Reaktortonne 2 (Ref II + Grünschnitt) abgebildet. Die Temperaturverschiebungen der Peaks sowie deren Höhenänderung geben Auskunft über die Zu- bzw. Abnahme der organischen Substanz und deren Stabilität. Den ersten Peak zeigen die beiden DTG-Kurven bei zirka 290° C, wo der Abbau der leicht abbaubaren Organik stattfindet. Hier ist zwar keine Temperaturverschiebung zu beobachten, aber die Abnahme der Peakhöhe bei der Probe vom Tag 56 lässt auf einen Ab- und Umbau der leichten organischen Substanz schließen. Den zweiten Peak zeigen die DTG-Kurven bei zirka 470° C, bei welcher die Verbrennung der schwer abbaubaren Substanzen statt fand. Hier ist jedoch eine geringe Zunahme des Peaks vom Tag 56 zu erkennen. Das spricht für eine Anreichung an schwerer abbaubaren organischen Verbindungen über die Rotte. Interessant zu beobachten ist die Verschiebung der DTG-Kurve in jenem Temperaturbereich (ab 650° C), in dem das Carbonat zerfällt. Bei der reiferen Probe zerfällt das Carbonat erst in einem höheren Temperaturbereich. Außerdem nimmt die Menge an zerfallenem Carbonat relativ gesehen zu, da ein Teil der organischen Substanz abgebaut wurde.

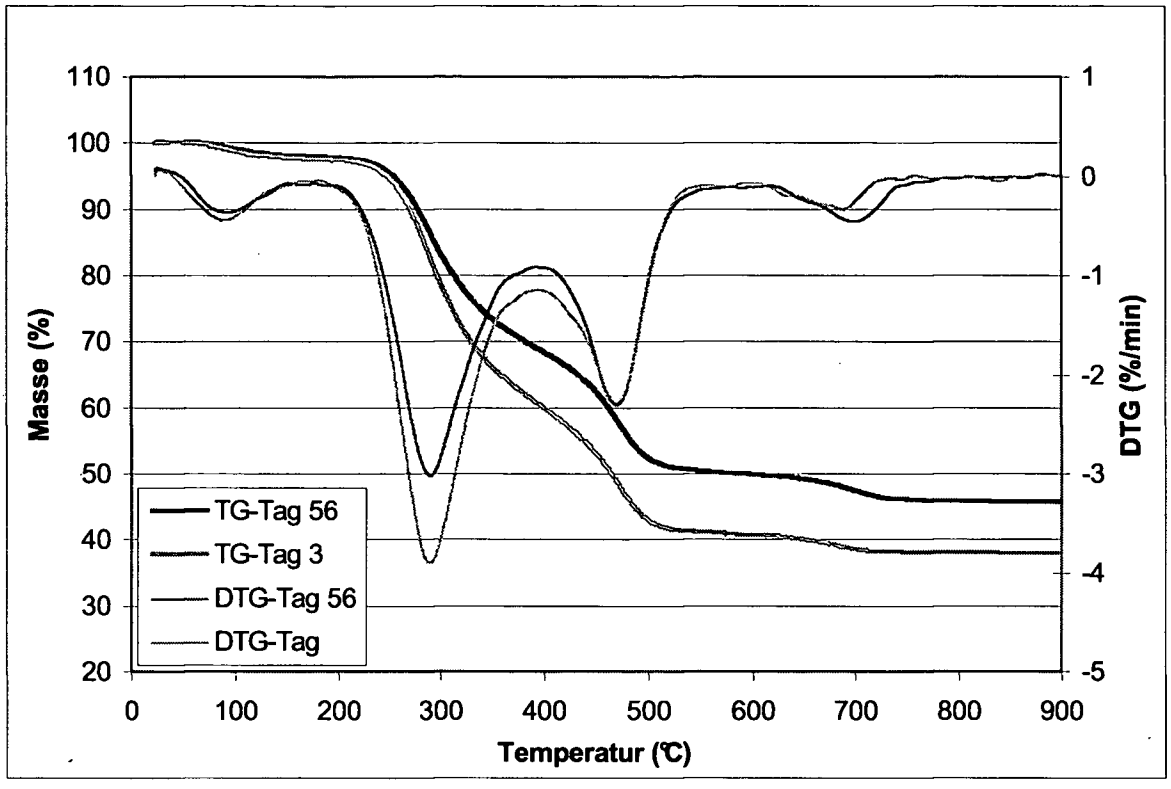


Abb. 3-20: Thermogramme und deren Ableitungen des Materialgemisches der Reaktortonne 2 (Ref II + Gras)

Eine gewisse Eigenheit gegenüber den anderen Materialien wies das thermische Verhalten des Materials aus der Reaktortonne 3 auf. Die Massenverlustkurve und deren Ableitung dieses Materials ist in Abbildung 3-21 dargestellt. Durch die Zugabe von bereits weitgehend mineralisiertem Laub verlaufen die DTG-Kurven deutlich gedämpfter als bei den anderen Materialien. Dafür befinden sich die beiden Peaks in einem höheren Temperaturbereich. Zusätzlich war, vor allem beim Anfangsmaterial, noch ein zusätzlicher Peak im Bereich von 440° C zu beobachten. Die DTG-Kurve vom Versuchsende zeigt diesen Peak jedoch nicht mehr so ausgeprägt. Das spricht für einen Ab- bzw. Umbau dieser speziellen Substanzen über die Rotte.

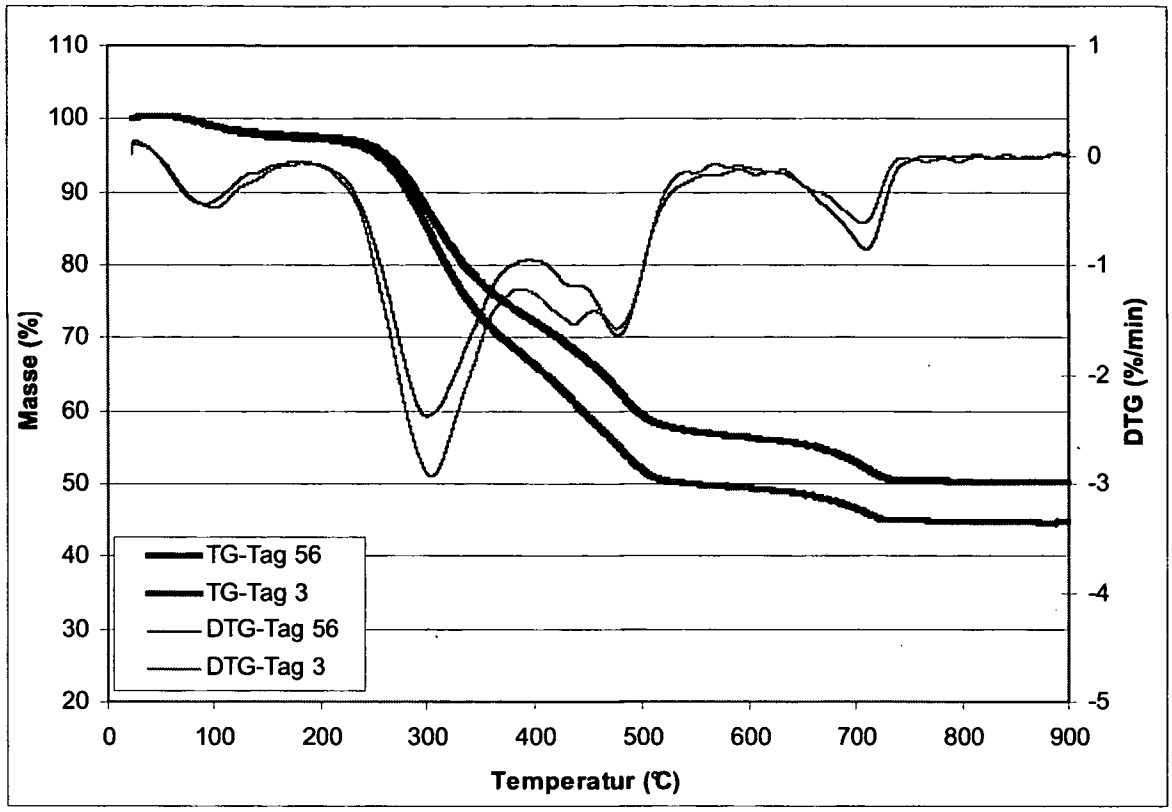


Abb. 3-21: Thermogramme und deren Ableitung des Materialgemisches der Reaktortonne 3 (Ref II + Laub)

Über den Verlauf des Masseverlustes in Abhängigkeit von der Temperatur können ebenfalls Aussagen über die Stabilität des Materials getätigt werden. In Abbildung 3-22 und 3-23 sind solche Verläufe für die untersuchten Proben von Tag drei und 56 dargestellt. Es wird jeweils ein Masseverlust von 5 Prozent der zugehörigen Temperatur gegenübergestellt. Die Stabilität des Materials lässt sich daran erkennen, dass für den selben Masseverlust höhere Temperaturen notwendig sind.

Aus den Masseverlust-Temperaturkurven ist für die Materialien aus den Reaktortonnen eine deutliche Stabilisierung der organischen Substanz zu erkennen. Das Referenzmaterial zeigt die geringste Stabilisierung. Die Reaktortonne 3 weist, aufgrund der Zugabe des weitgehend mineralisierten Laubkompostes, bereits eine höhere Stabilität am Versuchsbeginn auf. Auch am Versuchstag 56 scheint dieses Material die höchste Stabilität aufzuweisen.

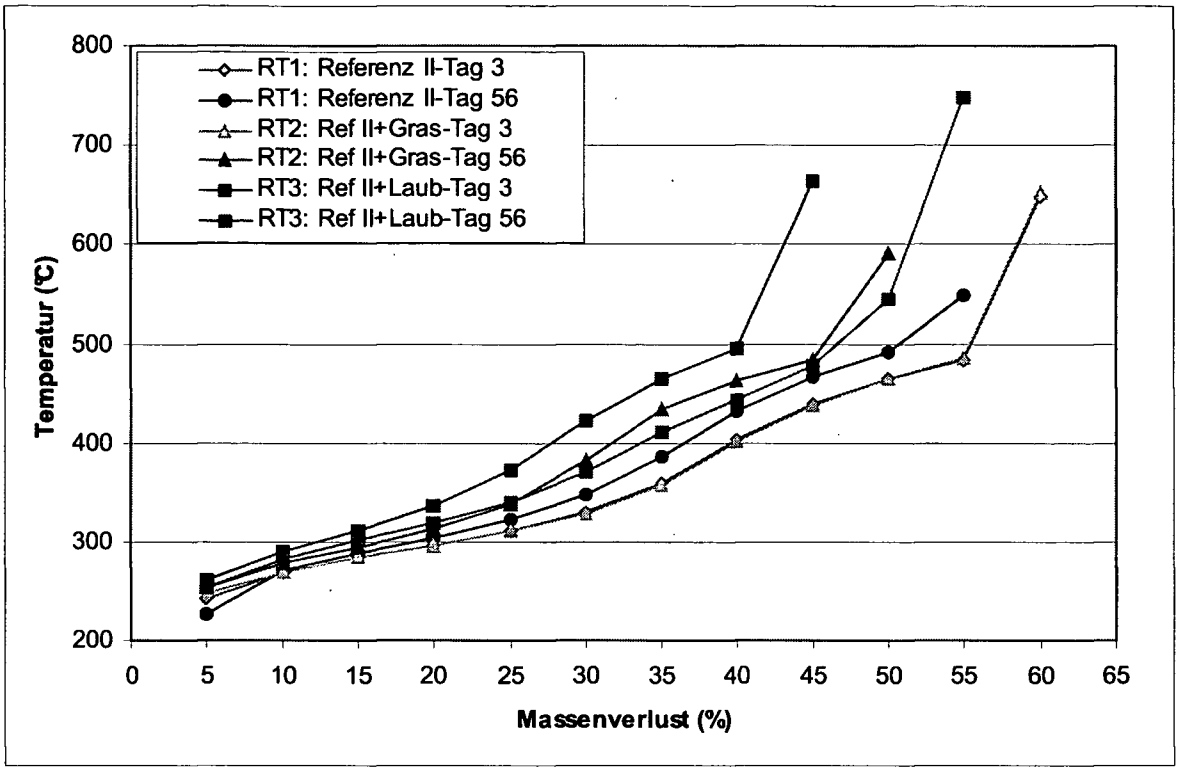


Abb. 3-22: Massenverluste und zugehörige Temperaturen der Reaktortonnenmaterialien

Ein ähnliches Bild zeigt sich für die Materialien aus den Kleingefäßversuchen. Die Verschiebung der Massen-Temperaturkurven in den höheren Temperaturbereich am Beginn der Versuche ist durch die Zugabe von Lignin zu erklären. In der Abbildung 3-23 ist zu sehen, dass bei allen drei Materialien aus den Kleingefäßen eine Verschiebung der Massenverlustkurve stattgefunden hat. Zudem zeigen die drei Materialien zu Versuchsende einen ähnlichen Verlauf.

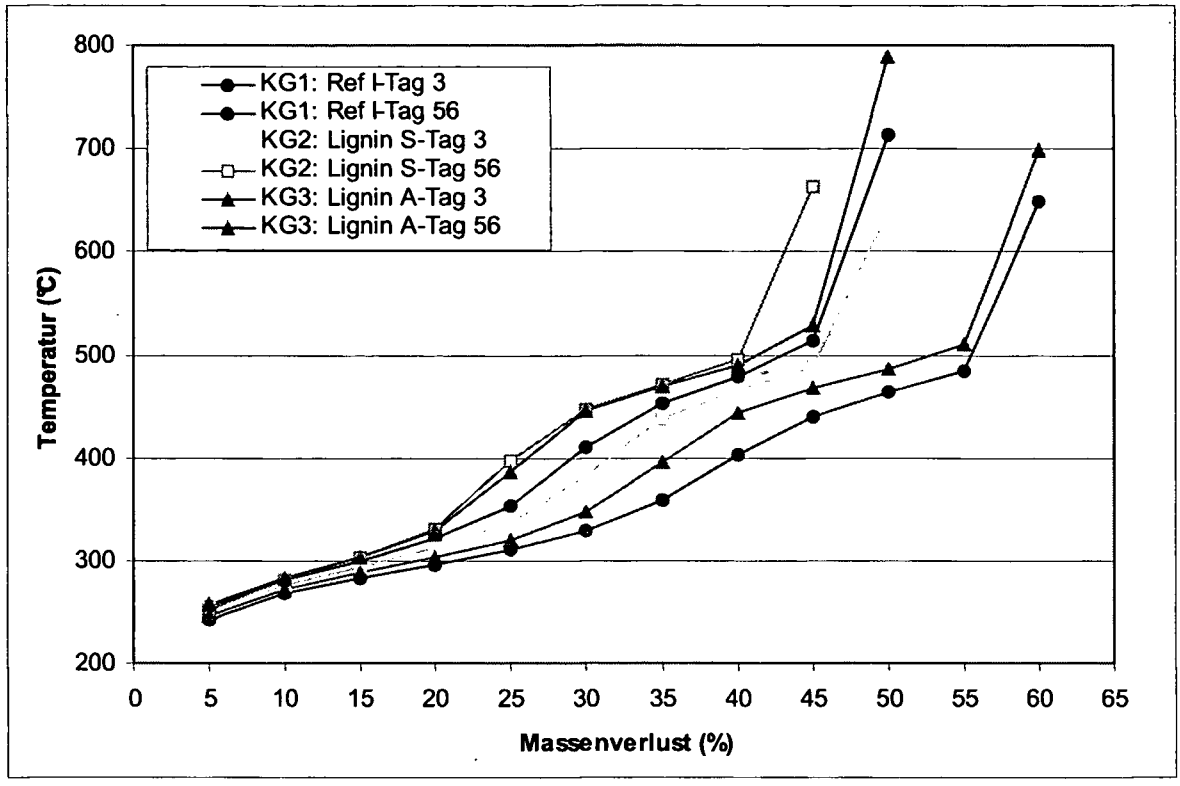


Abb. 3-23: Massenverluste und deren zugehörige Temperaturen der Kleingefäßmaterialien

3.2 Bilanzierung des Abbaues von Kohlenstoff und organischer Substanz

3.2.1 Daten und Analysewerte für die Bilanzierungen

Die grundlegenden Daten und Analysen für die einzelnen Bilanzierungsrechnungen sind in der folgenden Abbildung 3–2 dargestellt. Die Reaktortonnen wurden jeweils vor und nach dem Umsetzen, mit gleichzeitiger Probenahme, gemessen. Damit war es möglich, der Masseverlust aufgrund des Abbaues der organischen Substanz zu errechnen.

Reaktortonne	Proben-bezeichn.	Masse vor Probeentn. (kg)	Probeent-nahme (kg)	Masse nach Probeentn. (kg)	Masse-verlust (kg)	Wasser-gehalt (%)	Glüh-verlust (%)	TOC (%)
RT1: Referenzmat. II (Kompostroh-material)	Ref II-0	53,35	0,00	53,35	0,00	62,0	56,9	30,2
	Ref II-3	52,40	2,50	49,90	0,95	64,9	63,8	33,4
	Ref II-7	49,10	2,30	46,80	0,80	64,1	61,2	32,2
	Ref II-15	46,60	2,30	44,30	0,20	63,9	62,5	31,9
	Ref II-21	44,00	1,80	42,20	0,30	65,6	60,1	32,2
	Ref II-28	41,90	2,20	39,70	0,30	65,4	59,1	31,5
	Ref II-42	39,70	2,50	37,20	0,00	65,2	55,7	30,7
	Ref II-56	37,10	2,90	34,20	0,10	65,5	54,7	29,6
RT2: Referenzmat. II + Gras	Gr-0	41,30	0,00	41,30	0,00	61,8	60,6	31,1
	Gr-3	39,90	2,00	37,90	1,40	61,6	64,5	33,4
	Gr-7	36,60	1,90	34,70	1,30	63,9	54,0	28,3
	Gr-15	34,60	2,10	32,50	0,10	61,9	60,3	32,1
	Gr-21	32,30	2,00	30,30	0,20	64,4	58,3	30,8
	Gr-28	30,30	1,90	28,40	0,00	63,9	60,1	32,1
	Gr-42	28,20	2,00	26,20	0,20	64,7	56,4	29,8
	Gr-56	26,10	2,50	23,60	0,10	64,2	54,5	29,2
RT3: Referenzmat. II + Laub	La-0	54,30	0,00	54,30	0,00	57,1	51,9	26,5
	La-3	53,60	2,30	51,30	0,7*)	58,4	55,8	29,7
	La-7	52,80	2,20	50,60	0,50	60,1	51,8	27,3
	La-15	50,30	1,90	48,40	0,30	61,2	51,3	27,1
	La-21	48,10	2,20	45,90	0,30	60,6	49,7	26,5
	La-28	45,80	2,10	43,70	0,10	60,7	48,9	25,7
	La-42	43,50	2,60	40,90	0,20	61,5	49,7	26,3
	La-56	40,80	2,45	38,35	0,10	61,6	48,0	25,2
	*) Zugabe von H_2O							

Tab. 3-2: Daten und Analysewerte zur Bilanzierung der Rottetonnenmaterialien

Der Tabelle 3-3 sind die Analysewerte für die Bilanzierungen der Kleingefäßmaterialien und des Exsikkatormaterials zu entnehmen. Die Exsikkatoren sowie der Doppelansatz 1 wurden mit dem selben Material, nämlich aufbereiteten Kompostrohmaterial, befüllt.

Kleingefäße	Probenbezeichn.	Ansatz 1		Ansatz 2	
		WG (%)	GV (%)	WG (%)	GV (%)
KG1: Referenzmaterial I (Kompostrohmaterial)	Ref I-0	59,3	55,2	59,3	55,2
	Ref I-3	57,0	55,5	57,8	55,3
	Ref I-7	59,8	55,7	58,0	53,6
	Ref I-14	60,1	51,8	57,1	53,0
	Ref I-21	61,8	51,5	59,8	52,0
	Ref I-28	62,2	50,7	63,3	52,8
	Ref I-56	63,0	48,9	62,4	47,0
KG2: Referenzmaterial I + Lignin A	LF-0	52,4	58,5	52,4	58,5
	LF-3	57,0	59,8	57,7	60,2
	LF-7	57,7	56,0	58,0	56,1
	LF-14	56,8	56,4	56,2	55,3
	LF-21	60,0	55,6	59,7	53,5
	LF-28	61,2	53,4	57,1	51,7
	LF-56	60,2	51,3	58,7	46,5
KG3: Referenzmaterial I + Lignin S	LS-0	53,8	57,4	53,8	57,4
	LS-3	55,7	54,3	56,3	53,2
	LS-7	57,5	57,4	59,3	55,1
	LS-14	58,1	54,5	58,1	54,7
	LS-21	56,4	53,8	56,0	51,4
	LS-28	60,2	52,5	59,8	49,9
	LS-56	61,2	48,2	61,4	49,4
Exsikkator	Exsik-21	60,7	49,7		
	Exsik-56	61,6	48,2		

Tab. 3-3: Analysewerte zur Bilanzierung der Kleingefäßmaterialien

3.2.2 Abbaugrad der organischen Substanz

Die Berechnung des Abbaugrades erfolgt nur anhand der Anfangs- und Endglühverluste. Dieser Methode liegt die Annahme zugrunde, dass der anorganische Anteil der Trockensubstanz über die Rotte konstant bleibt.

Aufgrund des bereits beschriebenen Anstiegs der Glühverluste (siehe Kapitel 3.1.5) zu Versuchsbeginn war eine Berechnung des Abbaugrades der organischen Substanz mit den Anfangsglühverlusten nicht möglich. Deshalb wurden der Berechnung die Glühverluste vom Probetag 3 zugrunde gelegt.

Demnach würde sich bei der Referenztonne ein Abbaugrad vom dritten bis zum 56 Tag von 31,5 % ergeben. Die Reaktortonne 2 verzeichnet demnach einen Abbaugrad von 34 % und die Reaktortonne 3 einen Abbau von 27 %. Das Material der Tonne 3 verzeichnet somit einen etwas geringeren Abbaugrad als das Material der Tonnen 1 und 2. Die großen Anfangsschwankungen beim Abbaugrad des Materialgemisches aus der Reaktortonne 2 resultieren aus den Glühverlusten.

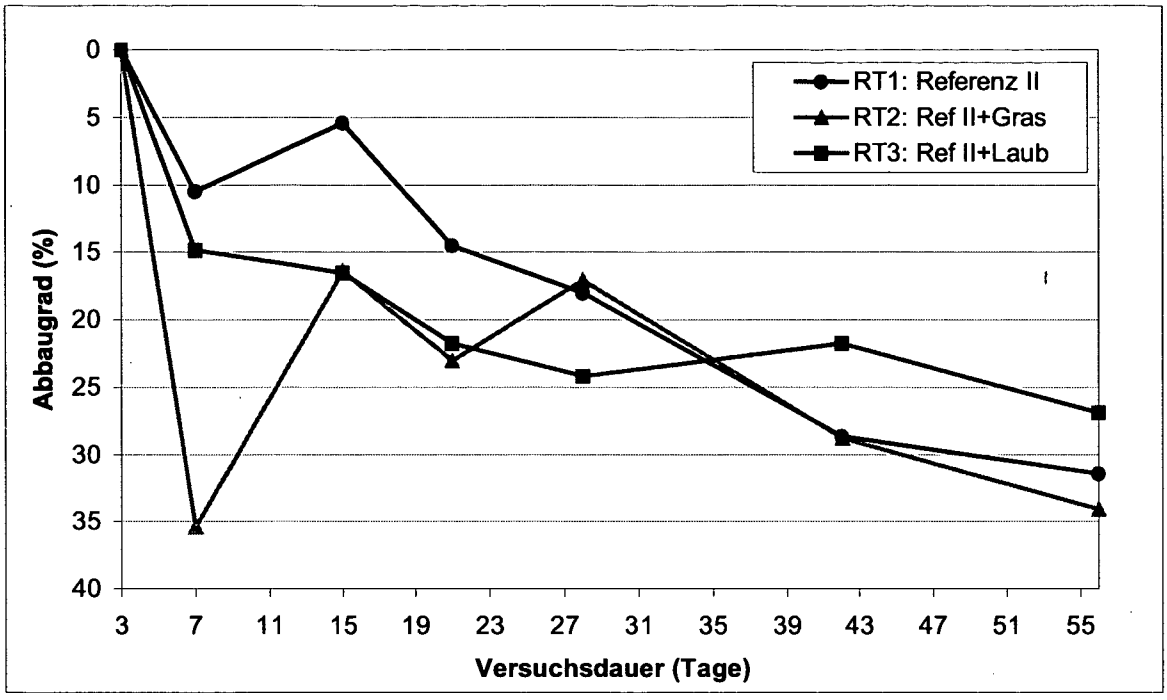


Abb. 3-24: Abbaugrad der organischen Substanz der Reaktortonnen, anhand der Glühverluste, über die Versuchsdauer

Der Verlauf der Glühverluste bei den Kleingefäßen war aufgrund des homogeneren Materials konstanter. Deshalb ist es hier möglich, den Abbau der organischen Substanz auf den Versuchsbeginn zu beziehen. So ergibt sich für das Referenzmaterial ein Abbaugrad von 25 %. Wie der Abbildung 3-25 zu entnehmen ist, stellt sich zum Versuchsende beim Referenzmaterial aus dem Exsikkator sowie den Kleingefäßen ein ähnlicher Abbaugrad ein. Für die Kleingefäße mit der Lignin S Mischung ergibt sich ein Abbaugrad von 29 %. Beim weiteren Lignin Ansatz mit Lignin A ergibt sich ein Abbaugrad von 32 %. Damit zeigen die Ligninmischungen einen deutlich höheren Abbaugrad als die Referenz aus Kleingefäßen und Exsikkator.

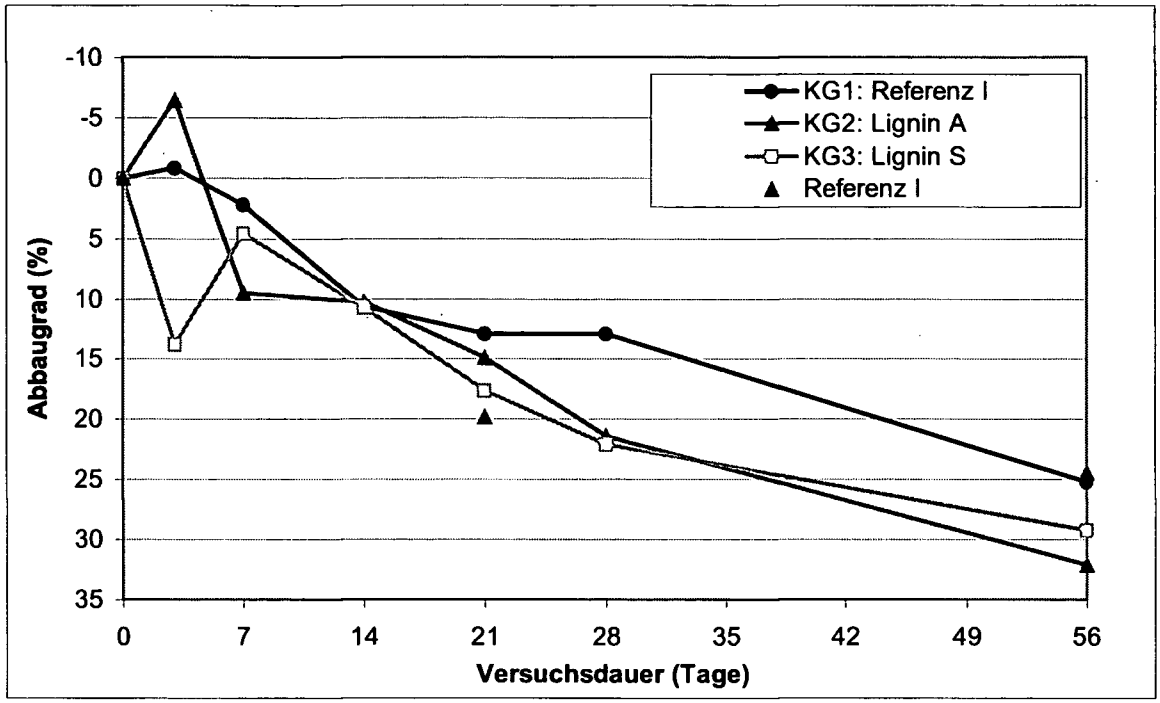


Abb. 3-25: Abbaugrad der organischen Substanz der Kleingefäße und Exsikkatoren (gemittelt), anhand der Glühverluste, über die Versuchsdauer

3.2.3 Massenbilanz der organischen Substanz

Diese Massenbilanz stellt einen Vergleich der Anfangs- und Endmasse der organischen Substanz dar. Die bei den Probennahmen entnommenen Mengen werden bei der Berechnung berücksichtigt und der Abbau wird in Prozent des Inputs an organischer Substanz angegeben.

Die Massenbilanz wurde für das Reaktortonnen- und Exsikkatormaterial ermittelt. Die Auswertung des Exsikkatormaterials war insofern von Interesse, da es sich dabei um das selbe Material wie in der Referenztonne handelt. Deshalb ist die große Differenz in der Massenbilanz von Exsikkator und Referenztonne erstaunlich. Das homogenere Material im Exsikkator sowie die dort vorherrschenden Rottebedingungen dürften sich förderlich auf den Abbau ausgewirkt haben.

Da auch bei der Ermittlung der Massenbilanz der Glühverlust mit einfließt, ergab sich, wie auch schon bei der Berechnung des Abbaugrades der organischen Substanz, für die Referenztonne dasselbe Problem.

Die Massenbilanz vom dritten bis zum 56 Tag ergab für das Referenzmaterial II einen Wert von etwa 18 %. Im Vergleich dazu, lag die Massenbilanz für das Referenzmaterial I aus dem Exsikkator mit fast 26 % deutlich höher. Ein Vergleich der beiden Referenzmaterialien ist jedoch nur unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Aufbereitung und Versuchsdurchführung möglich. Vielmehr ist dieser Wert nur als Vergleich angeführt. Reaktortonne 2 erzielte mit 20 % den höchsten Wert der Bilanzierung. Die Reaktortonne 3 kam auf einen Wert von zirka 19 %. Somit ergab die Berechnung der Massenbilanz für die drei Tonnen ähnliche Werte.

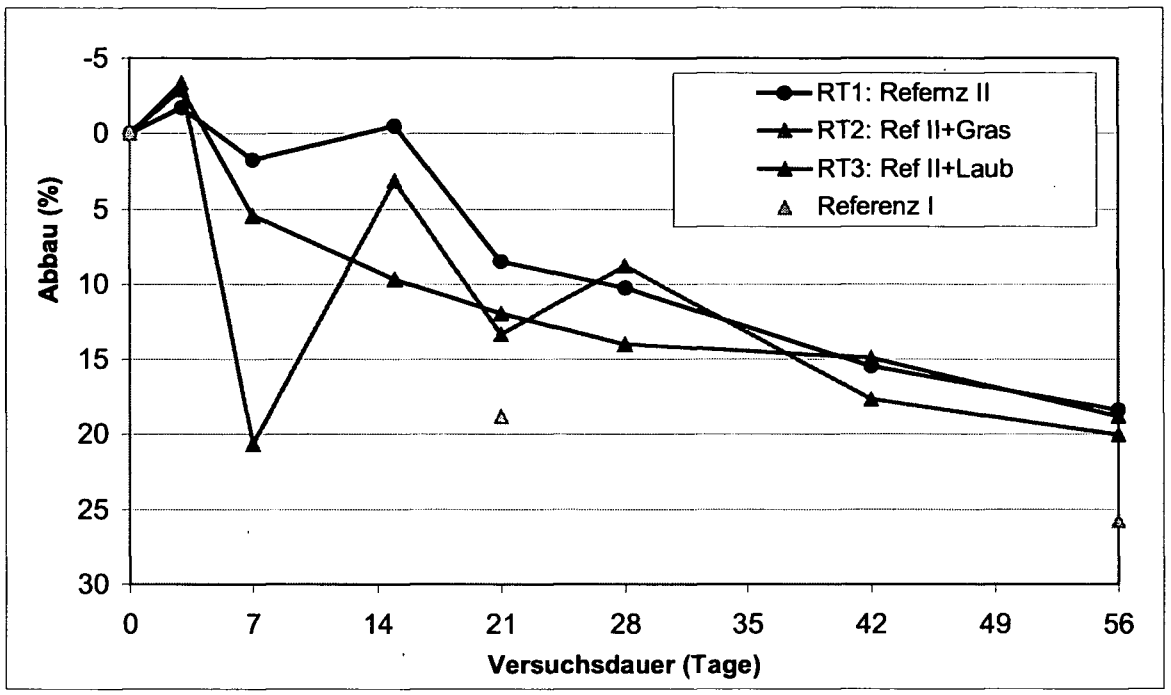


Abb. 3-26: Massenbilanz der organischen Substanz der Reaktortonnen und der Exsikkatoren (gemittelt) über die Versuchsdauer

3.2.4 Massenbilanz von Kohlenstoff sowie die Massenbilanz der organischen Substanz aufgrund des Kohlenstoffabbaus

Die Berechnung der Massenbilanz des Kohlenstoffs erfolgt analog zu der Berechnung der Massenbilanz der organischen Substanz. Anstatt des Glühverlustes fließt hier jedoch der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) ein.

Aus der Abbildung 3-27 ist der Verlauf der Massenbilanz des Kohlenstoffs über die Versuchsdauer von 56 Tagen ersichtlich. Die Substrate aus den drei Reaktortonnen liegen auch beim Kohlenstoffabbau dicht beisammen. Mit 14 % fand bei der Reaktortonne 1 der geringste Kohlenstoffabbau statt. Die beiden weiteren Tonnen verzeichnen jedoch auch nur einen Kohlenstoffabbau von etwas über 15 %.

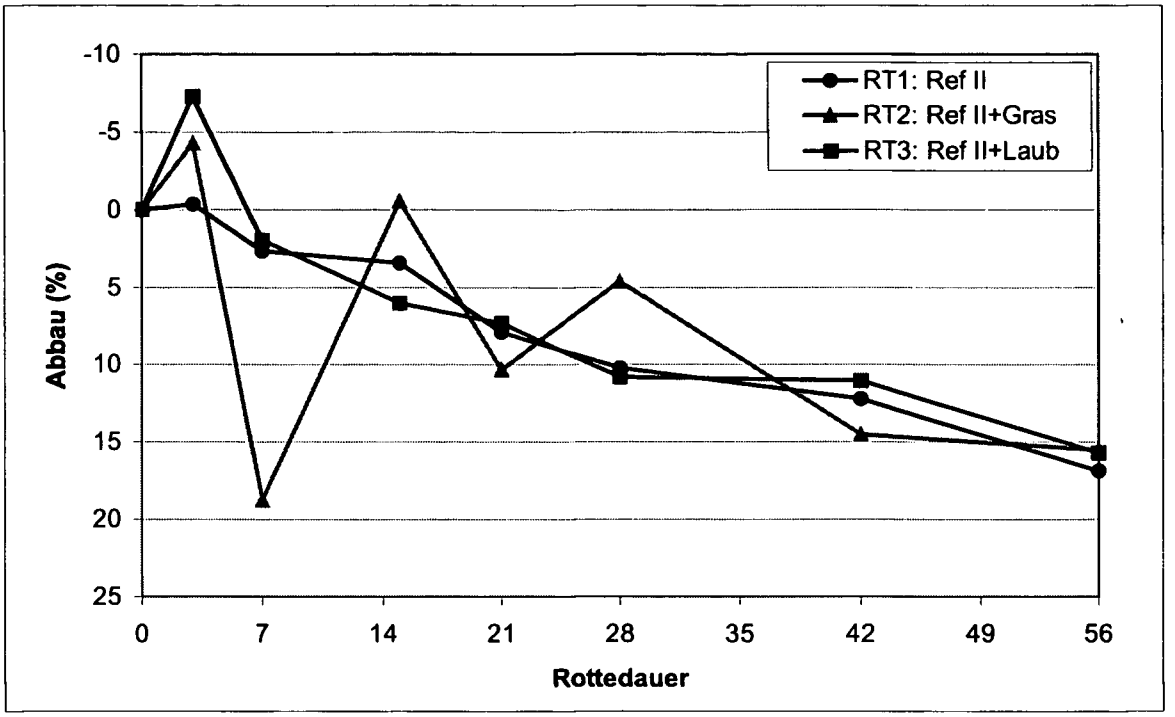


Abb. 3-27: Massenbilanz des Kohlenstoffes der Reaktortonnen über die Versuchsdauer

Aufgrund der Kohlenstoffbilanzierung kann auf den Abbaugrad der organischen Substanz geschlossen werden. Das setzt jedoch ein konstantes Verhältnis von organischer Substanz (Glühverlust) zu organischem Kohlenstoff (TOC) über die gesamte Rottedauer voraus. Dieses Verhältnis von GV/TOC über die Rottedauer wurde für die drei Reaktortonnen bestimmt und beträgt 1,9. Somit kann über diesen Faktor der Abbau der organischen Substanz aufgrund des Kohlenstoffabbaus berechnet werden. In der folgenden Tabelle 3-4 wird der Abbaugrad der organischen Substanz aufgrund des Kohlenstoffabbaus mit dem in Kapitel 3.2.1 ermittelten Abbaugrad der organischen Substanz verglichen.

Rottetonnen	Abbau der organischen Substanz		
	Abbaugrad (Tag 3-56)	C-Bilanz (Tag 0-56)	
	%	%	g
RT1: Ref II	31,5	14,3	1333
RT2: Ref II+Gras	34,1	15,6	1560
RT3: Ref II+Laub	26,9	16,1	1513

Tab. 3-4: Vergleich Abbaugrad der organischen Substanz und Abbaugrad der organischen Substanz aufgrund des Kohlenstoffabbaues

3.2.5 CO_2-Bilanzierung

Der Kohlenstoffabbau kann über die Massenbilanz des Kohlenstoffes, wie sie in Kapitel 3.2.3 erfolgt ist, oder über die CO_2-Bilanzierung ermittelt werden. Um den Kohlenstoffabbau mittels CO_2-Bilanzierung zu bestimmen, bedarf es verschiedener Messparameter. Das in der Abluft vorhandene CO_2 sowie die jeweilige Belüftungsrate des Materials müssen gemessen werden. Die Belüftungsraten bei den Reaktortonnen wurden so gewählt, dass der in der Abluft gemessene CO_2-Gehalt möglichst zwischen 10 bis 15 % lag. Die Messung erfolgte regelmäßig mittels Deponiegasmessgerät. Weiters ist die Masse der entnommenen Probe und die Masse zum Zeitpunkt der Probenahme von Bedeutung. Zusätzlich fließen noch der jeweilige Wassergehalt, Glühverlust und der TOC in die Berechung ein.

Der Abbildung 3-28 sind die Kohlenstoffabbauraten der Reaktortonnen über die gesamte Versuchsdauer zu entnehmen. Bei der Reaktortonne 1 war ein rascher Anstieg der Kohlenstoffabbauraten zu verzeichnen, dessen Maximum bereits am zweiten Tag mit einem Kohlenstoffabbau von 2,6 g C pro kg C-Input und Stunde erreicht wurde. Der meiste Kohlenstoffabbau fand innerhalb der ersten beiden Versuchswochen statt. Nach der vierten Versuchswoche pendelte sich der Kohlenstoffabbau auf einem konstant niedrigen Niveau von etwa 0,002 g C pro kg C-Input und Stunde bis zum Versuchsende ein.

Bei der Reaktortonne 1 wurden, wie in Abbildung 3-30 ersichtlich, bereits innerhalb der ersten Versuchswoche 16,1 % des gesamten Kohlenstoffinputs abgebaut. Das entspricht einem Abbau von zirka 76 % des gesamten, in den acht Versuchswochen abgebauten Kohlenstoffs. Nach der zweiten Woche betrug der Abbau bereits 18,8 % und bis Versuchsende 21,2 % des gesamten Kohlenstoffinputs.

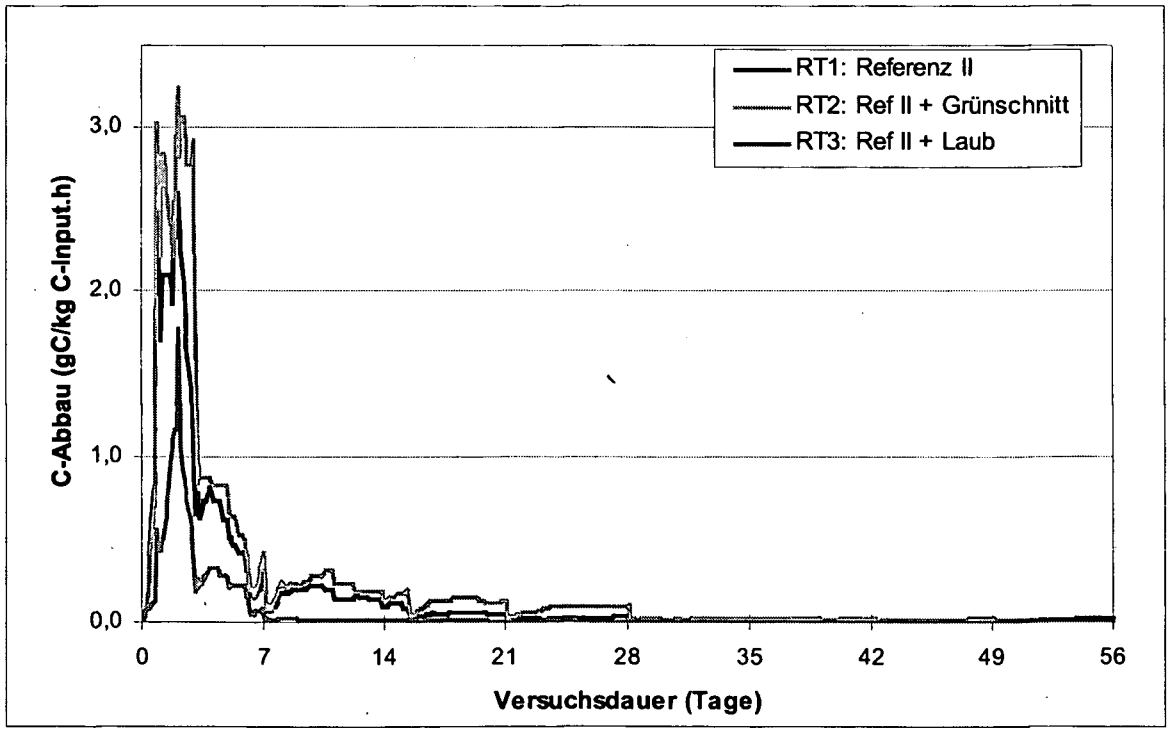


Abb. 3-28: Kohlenstoffabbauraten der Reaktortonnen über die Versuchsdauer

Ein ebenfalls rasanter Anstieg der Kohlenstoffabbaurate war bei dem Material der Reaktortonne 3 zu verzeichnen. Bereits am ersten Versuchstag kam es zu einer Abbaurate von über 3 g C pro kg C-Input und Stunde. Danach kam es vermutlich aufgrund kurzzeitiger Unterbelüftung zu einem Abfall des Abbaus. Doch bereits am zweiten Versuchstag stieg die Abbaurate wieder an und es konnte der Spitzenabbauwert von zirka 3,25 g C pro kg C-Input errechnet werden. Auch hier war nach den ersten beiden Versuchswochen der intensivste Kohlenstoffabbau zu verzeichnen. Danach pendelte sich der Abbau, ähnlich der Reaktortonne 1, auf niedrigem Niveau ein.

In der ersten Versuchswoche wurden bei dem Material aus der Reaktortonne 3 zirka 21,2 % des gesamten Kohlenstoffinputs abgebaut, was etwa 72 % des gesamten, während der Versuchszeit abgebauten Kohlenstoffes entspricht. Nach zwei Wochen waren 24,9 % des gesamten Kohlenstoffinputs abgebaut und nach acht Wochen 29,5 %.

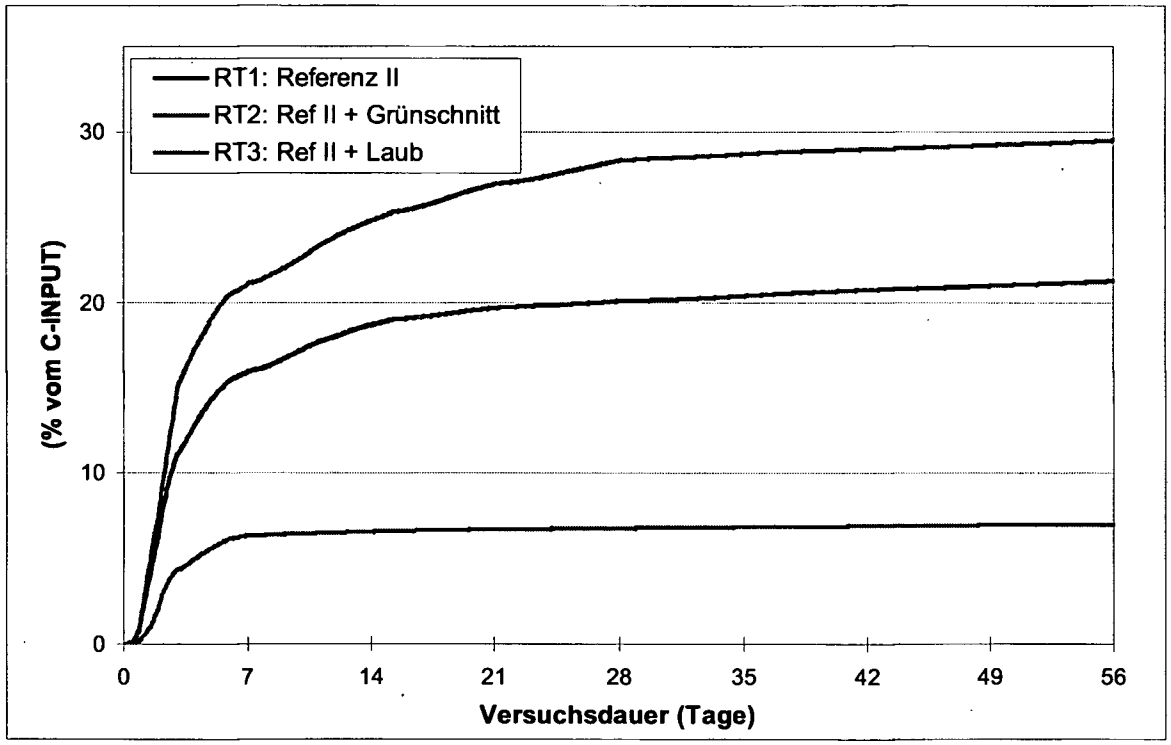


Abb. 3-29: Summe des Kohlenstoffabbaues der Reaktortonnen über die Versuchsdauer

Im Gegensatz zu dem Material in den beiden ersten Reaktortonnen, stieg die Kohlenstoffabbaurate bei der Reaktortonne 3 erwartungsgemäß langsamer an und erreichte niedrigere Abbauwerte. Die höchste Abbaurate ist am zweiten Versuchstag mit 1,8 g C pro kg C-Input und Stunde zu verzeichnen. Danach fällt die Abbaurate jedoch sehr schnell wieder ab, um bereits nach einer Woche fast zum Erliegen zu kommen.

Zirka 90 % des in den acht Versuchswochen abgebauten Kohlenstoffs wurde bei der Reaktortonne 3 in der ersten Woche abgebaut. Das entspricht einem Abbau von 6,7

% des gesamten Kohlenstoffinputs. In weiterer Folge war die Abbautätigkeit gering, denn bis Versuchsende wurden nur 7,4 % des Kohlenstoffinputs abgebaut.

Bis zum Versuchstag 21 waren zwei Exsikkatoren in Betrieb. Diese wurden anschließend, aufgrund des stattgefundenen Materialschwundes, zu einem Exsikkator zusammengelegt. Deshalb sind in Abbildung 3-30 die gemittelten Werte des Kohlenstoffabbaues sowie der Kohlenstoffabbaurate über die Versuchsdauer abgebildet.

Das Exsikkatormaterial verzeichnete einen noch schnelleren Anstieg der Kohlenstoffabbaurate als das Reaktortonnenmaterial. Grund dafür dürfte die bessere Aufbereitung des Materials und die daraus resultierende bessere Belüftung sowie die Unterbringung der Exsikkatoren in einer Klimakammer gewesen sein. Bereits für den ersten Versuchstag wurde eine Kohlenstoffabbaurate von 4,8 g C pro kg C-Input und Stunde errechnet. Das bedeutet, dass hier ungefähr 19 Gramm Kohlenstoff in der Stunde abgebaut und freigesetzt wurden. Danach jedoch fiel die Abbaurate relativ rasch ab. Nach 16 Versuchstagen sank der Kohlenstoffabbau entgültig ab und pendelte sich auf einem Niveau von zirka 0,02 bis 0,03 g C pro kg C-Input und Stunde ein.

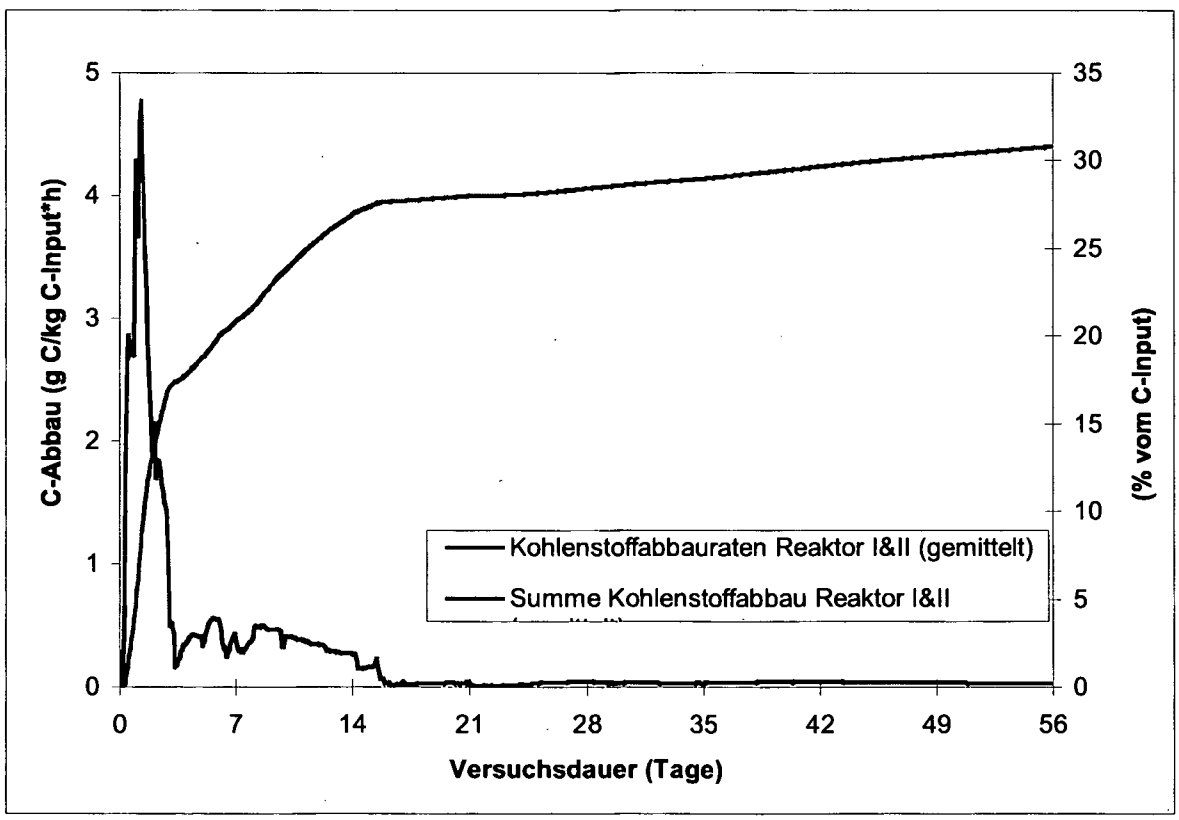


Abb. 3-30: Gemittelte Kohlenstoffabbaurate und gemittelte Summe des Kohlenstoffabbaues der Exsikkatoren über die Versuchsdauer

Entsprechend den hohen Abbauraten am Versuchsbeginn, war die Summe des Kohlenstoffabbaus in der ersten Versuchswoche am größten. Bereits 21,2 % des gesamten Kohlenstoffinputs wurden in diesem Zeitraum abgebaut. Das entspricht einem Abbau von 68 % des gesamten, während des Versuchszeitraumes

abgebauten Kohlenstoffs. Nach 14 Versuchstagen waren 27,1 % des Kohlenstoffs abgebaut und gegen Versuchsende wurde ein Abbauwert von 30,8 % erreicht.

3.2.6 Methodenvergleich

Die Tabelle 3-5 stellt einen Vergleich der unterschiedlichen Bilanzierungsmethoden bei den Reaktortonnenmaterialien dar. Es ist gleich zu erkennen, dass die einzelnen Bilanzierungen zum Teil sehr unterschiedliche Werte ergaben. Das mag zum Einen daran liegen, dass die Reaktortonnen nicht für jede Bilanzierungsmethode geeignet waren. Beispielsweise wurden die jeweiligen Massen für die Massenbilanz nur ungenau mittels einer Personenwaage ermittelt. Die Messungen des Kohlenstoffes in der Abluft für die CO_2-Bilanzierung wurden mittels Deponiegasmessgerät gemessen. Abgesehen davon, dass aus den Reaktortonnen Gas entweichen konnte, waren die Messungen mittels Deponiegasmessgerät mit einiger Ungenauigkeit behaftet. Auch kleine Abweichungen, beispielsweise bei der Bestimmung des Glühverlustes können bereits zu Veränderungen der Bilanzierungsergebnisse führen.

Trotzdem zeigten die Bilanzierungswerte eine gewisse Tendenz an. So bestätigten Abbaugrad, Massenbilanz aber auch die CO_2-Bilanz, dass das Materialgemisch der Reaktortonne 2 dem stärksten Abbau unterlag. Wie reaktiv dieses Material war, zeigte bereits die Temperaturentwicklung am Versuchsbeginn. Ähnlich dem Material der Reaktortonne 2 verhielt sich auch das Referenzmaterial der Reaktortonne 1. Sie liegen bei allen vier Bilanzierungsmethoden eng beieinander. Etwas seltsam war die Tatsache, dass das Material der Reaktortonne 3 bei Massenbilanz und Kohlenstoffbilanz sogar etwas über dem Referenzmaterial lag. Hier kam es sicher zu einer Überschätzung der Werte. Viel näher an der Wirklichkeit dürften die Werte von Abbaugrad oder CO_2-Bilanzierung liegen. Durch die Zugabe des bereits mineralisierten Laubes war die Reaktivität des Materials deutlich gebremst, was auch der Temperaturverlauf erkennbar macht.

Rottetonnen	Abbau der organischen Substanz						
	Abbaugrad (Tag 3-56)	CO_2-Bilanz (Tag 0-56)		Massenbilanz (Tag 0-56)		C-Bilanz (Tag 0-56)	
	%	%	g	%	g	%	g
RT1: Ref II	31,5	21,2	2472	18,4	1643	14,3	1333
RT2: Ref II+Gras	34,1	29,5	2749	20,1	1895	15,6	1560
RT3: Ref II+Laub	26,9	7,4	863	18,8	1871	16,1	1513

Tab. 3-5: Vergleich der Bilanzierungsmethoden der organischen Substanz bei den Reaktortonnen

Auch beim Vergleich der beiden Bilanzierungsmethoden des Kohlenstoffabbaus, siehe Tabelle 3-6, ergibt sich ein ähnliches Bild. Die Massenbilanz des

Kohlenstoffabbaus ergab für alle drei Tonnen einen ähnliche hohen Wert. Auch hier dürfte die CO_2-Bilanzierung näher an der Realität liegen.

Rottetonnen	Kohlenstoffabbau			
	Massenbilanz (Tag 0-56)		CO_2-Bilanz (Tag 0-56)	
	%	g	%	g
RT1: Ref II (Kompostrohmaterial)	14,3	701	21,2	1301
RT2: Ref II + Gras	15,5	821	29,5	1447
RT3: Ref II + Laub	15,7	796	7,4	454

Tab. 3-6: Vergleich der Bilanzierungsmethoden des Kohlenstoffabbaus bei den Reaktortonnen

4. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1: Vergleich der Energietransformation vom aeroben und anaeroben Abbau (BRAUN, 2001) 6

Abb. 1-2: Der anaerobe Abbau von polymeren organischen Stoffen (LECHNER et al., 2004) 8

Abb. 1-3: Fraktionierung der Huminstoffe nach Löslichkeit und Fällungsverhalten... 14

Abb. 2-1: Ablaufschema der Versuchsdurchführung bei einer Rottetonne (ABF-BOKU) 33

Abb. 2-2: Versuchsanordnung der Reaktortonnen im Labor 34

Abb. 2-3: Kleingefäße in der Kunststoffbox 35

Abb. 2-4: Schema eines Exsikkators (ABF-BOKU) 36

Abb. 2-5: Exsikkatoren in der Klimakammer 36

Abb. 2-6: Aufbau der Versuchsanlage (ABF-BOKU) 37

Abb. 2-7: Versuchsanordnung zur Bestimmung der Atmungsaktivität (Sapromat) (LECHNER et al., 2004) 45

Abb. 3-1: Temperaturverlauf der Reaktortonnenmaterialien 50

Abb. 3-2: Temperaturverlauf des Exsikkatorenmaterials 51

Abb. 3-3: pH-Wert Verlauf des Reaktortonnenmaterials 52

Abb. 3-4: Verlauf von Glühverlust und TOC bei den Reaktortonnenmaterialien 54

Abb. 3-5: Verlauf von Glühverlust und TOC bei den Kleingefäßmaterialien 55

Abb. 3-6: Verlauf der Ammoniumstickstoff- und Nitratstickstoffentwicklung der Reaktortonnenmaterialien 56

Abb. 3-7: Absolute und korrigierte Entwicklung der Huminsäuren über die Rottedauer der Reaktortonnenmaterialien. 59

Abb. 3-8: Absolute und korrigierte Entwicklung der Huminsäuren über die Rottedauer der Kleingefäßmaterialien. 60

Abb. 3-9: Entwicklung der Huminsäuren über die Rottedauer (Kleingefäße). Die Werte sind gemittelt und auf den Anfangsglühverlust bezogen. 61

Abb. 3-10: Entwicklung der Huminsäuren während der Kompostierung im Vergleich mit einer Bodenhuminsäure aus einem Ackerboden (SMIDT et al., 2006) 62

Abb. 3-11: Huminsäuren der Reaktortonnenmaterialien zu Versuchsbeginn und Versuchsende im Spektrum 63

Abb. 3-12: IR-Derivativspektren der Reaktortonnenmaterialien zu Versuchsbeginn und Versuchsende bei einer Wellenzahl von 1575 cm^{-1} bis 1750 cm^{-1} 64

Abb. 3-13: Huminsäuren der Materialien aus den Kleingefäßen zu Versuchsbeginn und Versuchsende im Vergleich mit dem IR-Spektrum des Lignin A 65

Abb. 3-14: IR-Derivativspektren der Kleingefäßmaterialien zu Versuchsbeginn und Versuchsende bei einer Wellenzahl von 1575 cm^{-1} bis 1750 cm^{-1} 65

Abb. 3-15: Atmungsaktivität (AT_4) der organischen Substanz – Vergleich der Reaktortonnen und des Exsikkators 67

Abb. 3-16: Infrarotspektren des Materialgemisches Lignin S über die Rottedauer ... 68

Abb. 3-17: Vergleich von Infrarotspektren der Materialien aus den Reaktortonnen zu Versuchsbeginn und Versuchsende 69

Abb. 3-18: Vergleich von Infrarotspektren der Materialien aus den Kleingefäßen zu Versuchsbeginn und Versuchsende 70

Abb. 3-19: Thermogramme des Materialgemisches Lignin A 72

Abb. 3-20: Thermogramme und deren Ableitungen des Materialgemisches der Reaktortonne 2 (Ref II + Gras) 73

Abb. 3-21: Thermogramme und deren Ableitung des Materialgemisches der Reaktortonne 3 (Ref II + Laub) 74

Abb. 3-22: Massenverluste und zugehörige Temperaturen der Reaktortonnenmaterialien 75

Abb. 3-23: Massenverluste und deren zugehörige Temperaturen der Kleingefäßmaterialien 76

Abb. 3-24: Abbaugrad der organischen Substanz der Reaktortonnen, anhand der Glühverluste, über die Versuchsdauer 79

Abb. 3-25: Abbaugrad der organischen Substanz der Kleingefäße und Exsikkatoren (gemittelt), anhand der Glühverluste, über die Versuchsdauer 80

Abb. 3-26: Massenbilanz der organischen Substanz der Reaktortonnen und der Exsikkatoren (gemittelt) über die Versuchsdauer 81

Abb. 3-27: Massenbilanz des Kohlenstoffes der Reaktortonnen über die Versuchsdauer 82

Abb. 3-28: Kohlenstoffabbauraten der Reaktortonnen über die Versuchsdauer..... 83

Abb. 3-29: Summe des Kohlenstoffabbaues der Reaktortonnen über die Versuchsdauer 84

Abb. 3-30: Gemittelte Kohlenstoffabbaurate und gemittelte Summe des Kohlenstoffabbaues der Exsikkatoren über die Versuchsdauer..... 85

Abb. 8-1: Thermogramme des Referenzmaterials II zu Versuchsbeginn und Versuchsende 104

Abb. 8-2: Thermogramme des Materialgemisches Gras zu Versuchsbeginn und Versuchsende 104

Abb. 8-3: Thermogramme des Materialgemisches Laub zu Versuchsbeginn und Versuchsende 105

Abb. 8-4: Thermogramme des Referenzmaterials I zu Versuchsbeginn und Versuchsende 105

Abb. 8-5: Thermogramme des Materialgemisches Lignin A zu Versuchsbeginn und Versuchsende 106

Abb. 8-6: Thermogramme des Materialgemisches Lignin S zu Versuchsbeginn und Versuchsende 106

Abb. 8-7: Spektrogramme des Referenzmaterial II über die Rottedauer 107

Abb. 8-8: Spektrogramme des Materialgemisches Gras über die Rottedauer 107

Abb. 8-9: Spektrogramme des Materialgemisches Laub über die Rottedauer..... 108

Abb. 8-10: Spektrogramme des Referenzmaterial I über die Rottedauer 108

Abb. 8-11: Spektrogramme des Materialgemisches Lignin A über die Rottedauer109

Abb. 8-12: Spektrogramme des Materialgemisches Lignin S über die Rottedauer109

5. Tabellenverzeichnis

Tab. 1-1: Mikroorganismen und deren ökologische Funktion (LECHNER et al., 2004) 12

Tab. 1-2: Zusammensetzung und Eigenschaften von Huminstofffraktionen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998) 15

Tab. 1-3: Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt von Huminsäuren (HS) aus Böden, Komposten und Abfällen (LECHNER et al., 2002) 17

Tab. 1-4: Kompostbezeichnung gemäß Kompostverordnung in Abhängigkeit von Qualitätsklasse, Ausgangsmaterial und Anwendungsbereich 23

Tab. 1-5: Qualitätsanforderung an das Endproduktkompost gemäß Kompostverordnung 24

Tab. 1-6: Einteilung der Rottegrade entsprechend den Maximaltemperaturen im Selbsterhitzungsversuch (LAGA-Merkblatt 10, 1995) 26

Tab. 1-7: Charakteristische Banden von Abfall, deren Wellenzahl und Verhalten während der biologischen Behandlung (SMIDT und MEISSL, 2006; SMIDT und SCHWANNINGER, 2005) 31

Tab. 2-1: Angaben zu den Reaktortonnen und deren Material 35

Tab. 2-2: Probenbezeichnung der Reaktortonnenmaterialien 38

Tab. 2-3: Probenbezeichnung der Kleingefäßmaterialien 38

Tab. 2-4: Datenübersicht der beiden verwendeten Referenzmaterialien zu Versuchsbeginn 39

Tab. 2-5: Datenübersicht der verwendeten Materialgemische zu Versuchsbeginn. 40

Tab. 2-6: Zusammensetzung und Größen der Hauptkomponenten in Pflanzenrückständen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998) 40

Tab. 2-7: Überblick und Charakterisierung der verwendeten industriellen Ligninarten (MEISSL und SMIDT, 2006) 41

Tab. 3-1: Niedere Carbonsäuren in Exsikkator und Reaktortonnen 53

Tab. 3-2: Daten und Analysewerte zur Bilanzierung der Rottetonnenmaterialien ... 77

Tab. 3-3: Analysewerte zur Bilanzierung der Kleingefäßmaterialien 78

Tab. 3-4: Vergleich Abbaugrad der organischen Substanz und Abbaugrad der organischen Substanz aufgrund des Kohlenstoffabbaues 82

Tab. 3-5: Vergleich der Bilanzierungsmethoden der organischen Substanz bei den Reaktortonnen 86

Tab. 3-6: Vergleich der Bilanzierungsmethoden des Kohlenstoffabbaus bei den Reaktortonnen 87

Tab. 8-1: Probenbezeichnung der Reaktortonnenmaterialien 96

Tab. 8-2: Bilanzierung der Reaktortonnenmaterialgemische 96

Tab. 8-3: Analysewerte der Reaktortonnenmaterialien 97

Tab. 8-4: Fulvo- und Huminsäuren sowie Ammonium- und Nitratstickstoff der Reaktortonnenmaterialien 98

Tab. 8-5: Niedere Carbonsäuren der Reaktortonnenmaterialien 99

Tab. 8-6: Probenbezeichnung der Kleingefäßmaterialien 100

Tab. 8-7.1: Analysewerte der Kleingefäßmaterialien 101

Tab. 8-7.2: Analysewerte der Reakortonnenmaterialien 102

Tab. 8-8: Ergebnisse der Huminsäureanalyse nach Danneberg 103

Tab. 8-9: Analysewerte der Exsikkatormaterialien 103

6. Quellenverzeichnis

6.1 Literatur

BECK Th.: Mikrobiologie des Bodens, Bayerischer Landwirtschaftsverlag München – Basel - Wien, 1968

BERNER R. A. und LASAGA A. C.: Simulation des geochemischen Kohlenstoffkreislaufes, Spektrum der Wissenschaft 5/1989

BGBl. Nr. 292/201: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung), Wien

BINNER E. in: Umwelttage Leoben 2007 vom 18.07.07-19.09.07, Reinhalteverband Leoben, 2007

BRAUN R., WIENER UMWELTANWALTSCHAFT: Stand der Technik der Biogasabfallvergärung, Wien, 2001

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Bundes-Abfallwirtschaftsplan, Wien, 2006

BURDON J.: Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? Soil Sci., 2001

FUCHS J. G.: Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: FUCHS J. G., BIERI M., CHARDONNENS M.: Auswirkungen von Kompost und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur, Frick, Schweiz, 2004

GRASSINGER D.: Einfluss von Temperatur und Sauerstoffgehalt auf die Humifizierung und die Mineralisierung bei der Verrottung von Bioabfall, Wien, 1998

HAIDER K.: Biochemie des Bodens, Stuttgart, 1996

KROGMANN U.: Kompostierung: Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung, Bonn, 1994

LAGA Merkblatt 10: Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., 1995

LECHNER P.: Kommunale Abfallentsorgung, Facultas Verlags- und Buchhandels AG, Wien, 2004

LEIFELD J.: Thermal stability of black carbon characterised by oxidative differential scanning calometry, Organic Geochemistry 38 122-127, 2007

MAYER J.: Einfluss der landwirtschaftlichen Kompostanwendung auf bodenphysikalische und bodenchemische Parameter. In: FUCHS J. G., BIERI M., CHARDONNENS M. (Hrsg.): Auswirkungen von Kompost und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur, Frick, Schweiz, 2004

MEISSL K., SMIDT E. und SCHWANNIGER M.: Prediction of humic acid content and respiration activity of biogenic waste by means of Fourier transform infrared (FTIR) spectra and partial least squares regression (PLS-R) models, Science Direct; BOKU Wien, 2007

MOHAMAD S. A., DANNEBERG O. H., SCHAFFER K. und GERZABEK M. H.: Schonende Extraktion und chromatographische Kennzeichnung von Huminstoffen in Müll- und Müllklärschlammkomposten in: Die Bodenkultur, Sonderdruck, Band 44, Heft 3, 1993

SCHEFFER F. und SCHACHTSCHABEL P.: Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 1998

SCHINNER F. und SONNLEITNER R.: Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik, Band I, 1996

SMIDT E., BINNER E. und LECHNER P.: 1 FFG-Forschungsbericht: Huminstoffe als Qualitätsparameter für Komposte und zur verfahrenstechnischen Optimierung von Kompostanlagen, BOKU-Wien, 2006

SMIDT E., BINNER E. und LECHNER P.: Humic acid formation in composts – the role of microbial activity, ESEB, Wien, 2004. In: MEISSL K. und SMIDT E.: Contribution of lignin towards the build up of humic substances – A new strategy for marketable high quality composts, Wien, 2006

SMIDT, E., MEISSL, K.: Waste Management: The applicability of Fourier transform infrared (FT-IR) spectroscopy in Waste Management, 2006

SMIDT, E., SCHWANNIGER, M.: Characterization of waste materials using FTIR spectroscopy: Process monitoring and quality assessment, Spectroscopy Letters 38: 247-270, Wien 2005

PICCOLO A.: The supramolecular structure of humic substances, Soil Sci., 2001

SCHLEGEL H. G.: Allgemeine Mikrobiologie,Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York, 1992

SUTTON R. und SPOSITO G.: Molecular Structure in Soil Humic Substances: The new view, American Chemical Society, 2005

TAN H. K. : Humic Matter in Soil and the Environment: Principles and Controversies, Marcel Dekker Inc., New York, Basel, 2003

ZIECHMANN W.: Huminstoffe und ihre Wirkung, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg – Berlin – Oxford, 1996

ZIECHMANN W.: Humic substances, BI-Wissenschaftlicher Verlag, Mannheim – Wien, 1994

6.2 Quellen aus dem Internet

http://www.kompost.at/index.htm, Dezember 2007

http://de.wikipedia.org/wiki/Lignin, März 2008

7. Anhang

7.1 Kompostierung in den Reaktortonnen

Der Tabelle 8-1 sind die Probenbezeichnungen der Reaktortonnenmaterialien zu entnehmen. Die Bezeichnung der Proben erfolgte mittels Projektnummer, Kurzbezeichnung der Probe und dem Probenahmetag.

Probenbezeichnung Reaktortonnen			Projektnummer 017
	Reaktortonne 1 (Ref II)	**Reaktortonne 2 (Gras)**	**Reaktortonne 3 (Laub)**
Tag	Referenzmaterial II (Kompostrohmaterial)	Referenzmaterial II + Grünschnitt	Referenzmaterial II + Laub
0	**Ref II-0**	**Gr-0**	**La-0**
3	**Ref II-3**	**Gr-3**	**La-3**
7	**Ref II-7**	**Gr-7**	**La-7**
14	**Ref II-15**	**Gr-15**	**La-15**
21	**Ref II-21**	**Gr-21**	**La-21**
28	**Ref II-28**	**Gr-28**	**La-28**
42	**Ref II-42**	**Gr-42**	**La-42**
56	**Ref II-56**	**Gr-56**	**La-56**

Tab. 8-1: Probenbezeichnung der Reaktortonnenmaterialien

Tonne Nr.:	Leer gew.	Ges gew.	Ref. feucht	WG Ref.	Ref. trocken	Zugabe-material feucht	WG Zugabe -mat.	Zugabe-material trocken	Gesamt-gewicht trocken	Referenz-material	Zugabe-material
	(kg)	(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(kg)	(%/TM)	(%/TM)
RT1	18,8	72,15	53,35	62,0	20,27	0,00	0,0	0,00	20,27	100,00	0,0
RT2	18,7	60,00	35,50	62,0	13,49	5,80	81,8	1,06	14,55	92,74	7,3
RT3	18,0	72,30	37,20	62,0	14,14	17,10	57,9	7,20	21,34	66,26	33,7

Tab. 8-2: Bilanzierung der Reaktortonnenmaterialgemische

Proben-bezeichnung	Versuchs-tage	AT_4-Wert	Wasser-gehalt	pH-Wert	Glüh-verlust	TOC	TOC/GV	N_{DUMAS}	$CaCO_3$	C/N
	(d)	(mg O_2/g TM)	(%)	(-)	(%)	(%)	(-)	(%)	(%)	(-)
017/Ref II-0	0	41,7	62,0	6,72	56,9	30,2	0,53	1,52	5,10	20
017/Ref II-3	3	30,2	64,9	7,90	63,8	33,4	0,52	1,50	4,50	22
017/Ref II-7	7	15,7	64,1	8,20	61,2	32,2	0,53	1,40	5,80	23
017/Ref II-15	15	11,8	63,9	8,10	62,5	31,9	0,51	1,43	5,00	22
017/Ref II-21	21	8,6	65,6	8,40	60,1	32,2	0,54	1,51	5,50	21
017/Ref II-28	28	9,8	65,4	8,33	59,1	31,5	0,53	1,46	4,90	22
017/Ref II-42	42	7,8	65,2	8,24	55,7	30,7	0,55	1,42	6,00	22
017/Ref II-56	56	6,3	65,5	8,28	54,7	29,6	0,54	1,40	5,90	21
017/Gr-0	0	~47,0	61,8	6,28	60,6	31,1	0,51	1,47	5,30	21
017/Gr-3	3	34,3	61,6	7,90	64,5	33,4	0,52	1,59	4,10	21
017/Gr-7	7	17,8	63,9	8,30	54,0	28,3	0,52	1,54	11,40	18
017/Gr-15	15	11,8	61,9	8,11	60,3	32,1	0,53	1,71	5,20	19
017/Gr-21	21	11,5	64,4	8,35	58,3	30,8	0,53	1,68	6,50	18
017/Gr-28	28	9,0	63,9	8,35	60,1	32,1	0,53	1,54	6,10	21
017/Gr-42	42	9,7	64,7	8,39	56,4	29,8	0,53	1,56	4,90	19
017/Gr-56	56	8,0	64,2	8,29	54,5	29,2	0,54	1,52	5,70	19
017/La-0	0	~29,6	57,1	7,22	51,9	26,5	0,51	1,49	9,90	18
017/La-3	3	13,5	58,4	8,00	55,8	29,7	0,53	1,53	7,60	19
017/La-7	7	8,7	60,1	8,00	51,8	27,3	0,53	1,46	9,40	19
017/La-15	15	8,4	61,2	8,23	51,3	27,1	0,53	1,43	10,40	19
017/La-21	21	6,0	60,6	8,34	49,7	26,5	0,53	1,47	8,90	18
017/La-28	28	5,9	60,7	8,36	48,9	25,7	0,53	1,46	9,80	18
017/La-42	42	4,9	61,5	8,21	49,7	26,3	0,53	1,46	11,00	18
017/La-56	56	5,3	61,6	8,19	48,0	25,2	0,53	1,45	10,90	17

Tab. 8-3: Analysewerte der Reaktortonnenmaterialien

Proben-bezeichnung	Vers-tage	FS	HS	HS
	(d)	(OD/g oTM)	(OD/g oTM)	(% oTM)
017/Ref II-0	0	97	698	9,4
017/Ref II-3	3	91	479	7,0
017/Ref II-7	7	87	440	6,3
017/Ref II-15	15	94	504	7,1
017/Ref II-21	21	112	621	8,5
017/Ref II-28	28	119	600	8,2
017/Ref II-42	42	125	677	9,1
017/Ref II-56	56	177	793	10,5
017/Gr-0	0	104	488	6,9
017/Gr-3	3	96	474	6,7
017/Gr-7	7	101	624	8,5
017/Gr-15	15	111	628	8,5
017/Gr-21	21	121	652	8,8
017/Gr-28	28	95	605	8,3
017/Gr-42	42	123	663	8,9
017/Gr-56	56	155	757	10,1
017/La-0	0	197	782	10,4
017/La-3	3	185	758	10,1
017/La-7	7	189	811	10,7
017/La-15	15	197	901	11,8
017/La-21	21	219	1028	13,3
017/La-28	28	162	1009	13,1
017/La-42	42	215	934	12,2
017/La-56	56	251	1058	13,6

Proben-bezeichnung	Versuchs-tage	NH_4-N	NO_3-N
	(d)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
017/Ref II-0	0	751	56
017/Ref II-3	3	604	2
017/Ref II-7	7	544	14
017/Ref II-15	15	40	6
017/Ref II-21	21	63	11
017/Ref II-28	28	17	89
017/Ref II-42	42	40	26
017/Ref II-56	56	30	13
017/Gr-0	0	799	75
017/Gr-3	3	871	16
017/Gr-7	7	629	13
017/Gr-15	15	48	57
017/Gr-21	21	81	78
017/Gr-28	28	27	25
017/Gr-42	42	50	10
017/Gr-56	56	40	16
017/La-0	0	294	100
017/La-3	3	238	1
017/La-7	7	21	25
017/La-15	15	35	92
017/La-21	21	40	28
017/La-28	28	17	17
017/La-42	42	34	65
017/La-56	56	25	17

Tab. 8-4: Fulvo- und Huminsäuren sowie Ammonium- und Nitratstickstoff der Reaktortonnenmaterialien

Proben-bezeichnung	Versuchs-tage	Essigsäure	Propionsäure	Isobuttersäure
	(d)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)
017/Ref II-0	0	7684	n.n	n.n
017/Ref II-3	3	4729	114	n.n
017/Ref II-7	7	n.n	n.n	n.n
017/Ref II-15	15	n.n	n.n	n.n
017/Ref II-21	21	n.n	n.n	n.n
017/Ref II-28	28	n.n	n.n	n.n
017/Ref II-42	42	n.n	n.n	n.n
017/Ref II-56	56	n.n	n.n	n.n
017/Gr-0	0	8482	n.n	n.n
017/Gr-3	3	3958	156	130
017/Gr-7	7	n.n	n.n	n.n
017/Gr-15	15	n.n	n.n	n.n
017/Gr-21	21	n.n	n.n	n.n
017/Gr-28	28	n.n	n.n	n.n
017/Gr-42	42	n.n	n.n	n.n
017/Gr-56	56	n.n	n.n	n.n
017/La-0	0	3473	n.n	n.n
017/La-3	3	n.n	n.n	n.n
017/La-7	7	n.n	n.n	n.n
017/La-15	15	n.n	n.n	n.n
017/La-21	21	n.n	n.n	n.n
017/La-28	28	n.n	n.n	n.n
017/La-42	42	n.n	n.n	n.n
017/La-56	56	n.n	n.n	n.n

Tab. 8-5: Niedere Carbonsäuren der Reaktortonnenmaterialien

7.2 Kompostierung in den Kleingefäßen und Exsikkatoren

Der folgenden Tabelle 8-6 sind die Probenbezeichnungen der Kleingefäßmaterialien zu entnehmen. Die Probenbezeichnung erfolgte nach dem selben Schema wie bei den Reaktortonnen. Der unterschiedliche Aufbereitung der beiden Referenzmaterialien ist dem Kapitel 2.1.1 zu entnehmen.

Probenbezeichnung Kleingefäße							Projektnummer 017
	4. Doppelansatz (Ref I)		**5. Doppelansatz (Lignin A)**		**6. Doppelansatz (Lignin S)**		**Exsikkatoren**
Tag	Referenzmaterial I (Kompostrohmaterial)		Referenzmaterial I + Lignin A		Referenzmaterial I + Lignin S		Referenzmat. I
0	Ref I1-0	Ref I2-0	LF1-0	LF2-0	LS1-0	LS2-0	
3	Ref I1-3	Ref I2-3	LF1-3	LF2-3	LS1-3	LS2-3	
7	Ref I1-7	Ref I2-7	LF1-7	LF2-7	LS1-7	LS2-7	
14	Ref I1-14	Ref I2-14	LF1-14	LF2-14	LS1-14	LS2-14	
21	Ref I1-21	Ref I2-21	LF1-21	LF2-21	LS1-21	LS2-21	Exsik-21
28	Ref I1-28	Ref I2-28	LF1-28	LF2-28	LS1-28	LS2-28	
56	Ref I1-56	Ref I2-56	LF1-56	LF2-56	LS1-56	LS2-56	Exsik-56

Tab. 8-6: Probenbezeichnung der Kleingefäßmaterialien

Proben-bezeichnung	Versuchs-tage	Wasser-gehalt	Glüh-verlust	TOC	TOC/GV	N_{DUMAS}	$CaCO_3$	C/N
	(d)	(%)	(%)	(%)	(-)	(%)	(%)	(-)
017/Ref I1-0	0	59,3	55,2	28,9	0,52	1,50	5,9	19
017/Ref I1-3	3	57,0	55,5	29,4	0,53	1,45	6,9	20
017/Ref I1-7	7	59,8	55,7	29,8	0,54	1,63	5,9	18
017/Ref I1-14	15	60,1	51,8	27,1	0,52	1,61	7,1	17
017/Ref I1-21	21	61,8	51,5	27,1	0,53	1,56	7,6	17
017/Ref I1-28	28	62,2	50,7	26,7	0,53	1,63	6,1	16
017/Ref I1-56	56	63,0	48,9	25,7	0,53	1,58	5,5	16
017/Ref I2-0	0	59,3	55,2	28,9	0,52	1,50	5,9	19
017/Ref I2-3	3	57,8	55,3	29,1	0,53	1,41	5,8	21
017/Ref I2-7	7	58,0	53,6	x	x	x	x	x
017/Ref I2-14	15	57,1	53,0	x	x	x	x	x
017/Ref I2-21	21	59,8	52,0	x	x	x	x	x
017/Ref I2-28	28	63,3	52,8	x	x	x	x	x
017/Ref I2-56	56	62,4	47,0	24,8	0,53	1,72	7,6	14
017/LF1-0	0	52,4	58,5	31,3	0,54	1,41	4,8	22
017/LF1-3	3	57,0	59,8	31,7	0,53	1,41	4,4	22
017/LF1-7	7	57,7	56,0	30,1	0,54	1,55	3,8	19
017/LF1-14	15	56,8	56,4	29,3	0,52	1,54	4,4	19
017/LF1-21	21	60,0	55,6	29,1	0,52	1,64	4,1	18
017/LF1-28	28	61,2	53,4	27,4	0,51	1,58	5,6	17
017/LF1-56	56	60,2	51,3	26,9	0,52	1,68	3,9	16

Tab. 8-7.1: Analysewerte der Kleingefäßmaterialien

Proben-bezeichnung	Versuchs-tage	Wasser-gehalt	Glüh-verlust	TOC	TOC/GV	N_{DUMAS}	$CaCO_3$	C/N
	(d)	(%)	(%)	(%)	(-)	(%)	(%)	(-)
017/LF2-0	0	52,4	58,5	31,3	0,54	1,41	4,8	22
017/LF2-3	3	57,7	60,2	32,1	0,53	1,42	4,5	23
017/LF2-7	7	58,0	56,1	29,6	0,53	1,57	4,2	19
017/LF2-14	15	56,2	55,3	x	x	x	x	x
017/LF2-21	21	59,7	53,5	x	x	x	x	x
017/LF2-28	28	57,1	51,7	x	x	x	x	x
017/LF2-56	56	58,7	46,5	24,2	0,52	1,61	6,7	15
017/LS1-0	0	53,8	57,4	30,9	0,54	1,42	6,3	22
017/LS1-3	3	55,7	54,3	28,8	0,53	1,28	6,5	23
017/LS1-7	7	57,5	57,4	29,6	0,52	1,55	5,6	19
017/LS1-14	15	58,1	54,5	28,4	0,52	1,52	6,0	19
017/LS1-21	21	56,4	53,8	27,4	0,51	1,59	5,8	17
017/LS1-28	28	60,2	52,5	27,5	0,52	1,64	6,4	17
017/LS1-56	56	61,2	48,2	25,3	0,52	1,56	7,0	16
017/LS2-0	0	53,8	57,4	30,9	0,54	1,42	6,3	22
017/LS2-3	3	56,3	53,2	28,6	0,54	1,32	6,4	22
017/LS2-7	7	59,3	55,1	29,4	0,53	1,58	6,0	19
017/LS2-14	15	58,1	54,7	x	x	x	x	x
017/LS2-21	21	56,0	51,4	x	x	x	x	x
017/LS2-28	28	59,8	49,9	x	x	x	x	x
017/LS2-56	56	61,4	49,4	26,0	0,53	1,65	7,0	16

Tab. 8-7.2: Analysewerte der Reakortonnenmaterialien

Proben-bezeichnung	Versuchs-tage	FS	HS	HS
	(d)	(OD/g oTM)	(OD/g oTM)	(% oTM)
017/Ref I1-0	0	96	604	8,3
017/Ref I1-3	3	89	681	9,2
017/Ref I1-7	7	106	755	10,0
017/Ref I1-14	15	116	789	10,4
017/Ref I1-21	21	112	831	10,9
017/Ref I1-28	28	140	864	11,3
017/Ref I1-56	56	173	902	11,8
017/Ref I2-0	0	96	604	8,3
017/Ref I2-3	3	92	697	9,4
017/Ref I2-7	7	111	751	10,0
017/Ref I2-14	15	110	749	10,0
017/Ref I2-21	21	132	869	11,4
017/Ref I2-28	28	138	867	11,4
017/Ref I2-56	56	176	984	12,8
017/LF1-0	0	116	715	9,6
017/LF1-3	3	101	830	10,9
017/LF1-7	7	114	642	12,3
017/LF1-14	15	127	965	12,5
017/LF1-21	21	140	1106	14,2
017/LF1-28	28	160	1095	14,1
017/LF1-56	56	220	1191	15,2

Proben-bezeichnung	Versuchs-tage	FS	HS	HS
	(d)	(OD/g oTM)	(OD/g oTM)	(% oTM)
017/LF2-0	0	116	715	9,6
017/LF2-3	3	94	853	11,2
017/LF2-7	7	107	947	12,3
017/LF2-14	15	131	967	12,6
017/LF2-21	21	143	1029	13,3
017/LF2-28	28	155	1120	14,4
017/LF2-56	56	219	1291	16,4
017/LS1-0	0	85	791	10,5
017/LS1-3	3	85	823	10,9
017/LS1-7	7	95	753	10,0
017/LS1-14	15	117	855	11,2
017/LS1-21	21	121	894	11,7
017/LS1-28	28	150	968	12,6
017/LS1-56	56	160	1112	14,3
017/LS2-0	0	85	791	10,5
017/LS2-3	3	97	969	12,6
017/LS2-7	7	103	871	11,4
017/LS2-14	15	102	797	10,5
017/LS2-21	21	129	966	12,6
017/LS2-28	28	145	975	12,7
017/LS2-56	56	166	1107	14,2

Tab. 8-8: Ergebnisse der Huminsäureanalyse nach Danneberg

Exsikkatoren, min. Laub	Versuchs-tage	Wasser-gehalt	Glüh-verlust	pH-Wert	AT_4-Wert	Fulvosäuren	Huminsäuren
	(d)	(%)	(%)	(-)	(mg O_2/g TM)	(OD/g oTM)	(OD/g oTM)
017/Exsik-21	21	60,7	49,7	8,91	4,0	113,9	851,1
017/Exsik-56	56	61,6	48,2	831	5,8	164,7	917,3
Laub (Zugabe)							
420/23	0	57,9	49,9	7,95	2,8		13,0 % oTM

Tab. 8-9: Analysewerte der Exsikkatormaterialien

7.3 Thermogramme

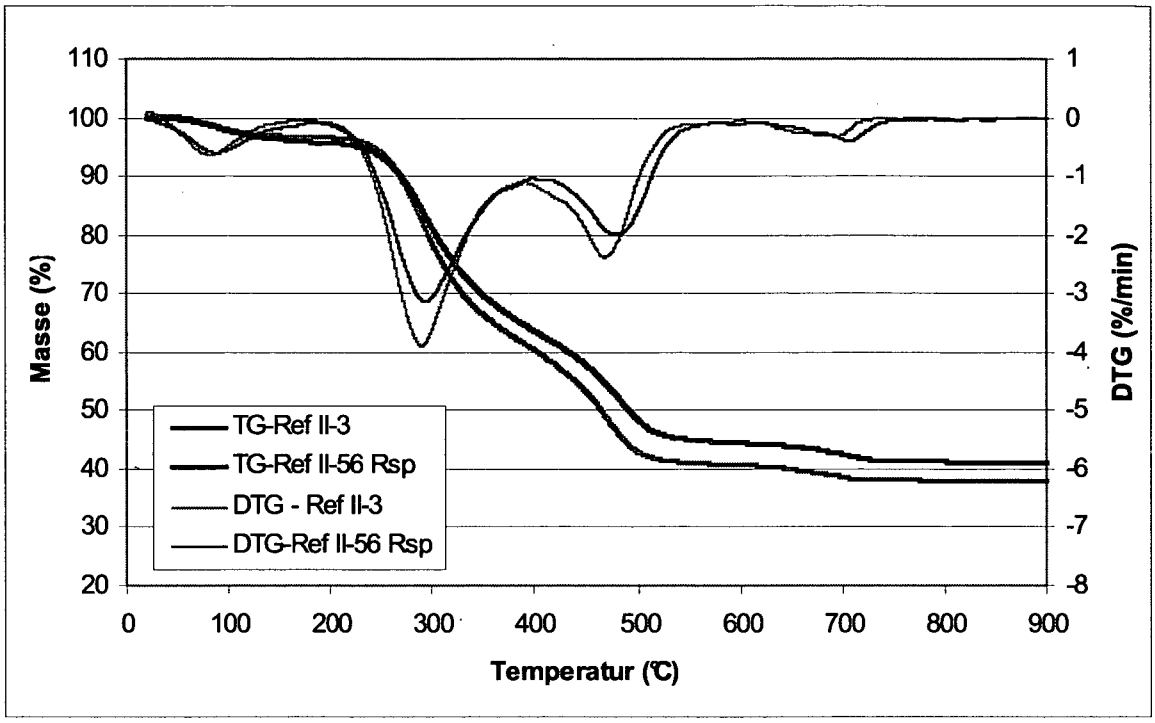


Abb. 8-1: Thermogramme des Referenzmaterials II zu Versuchsbeginn und Versuchsende

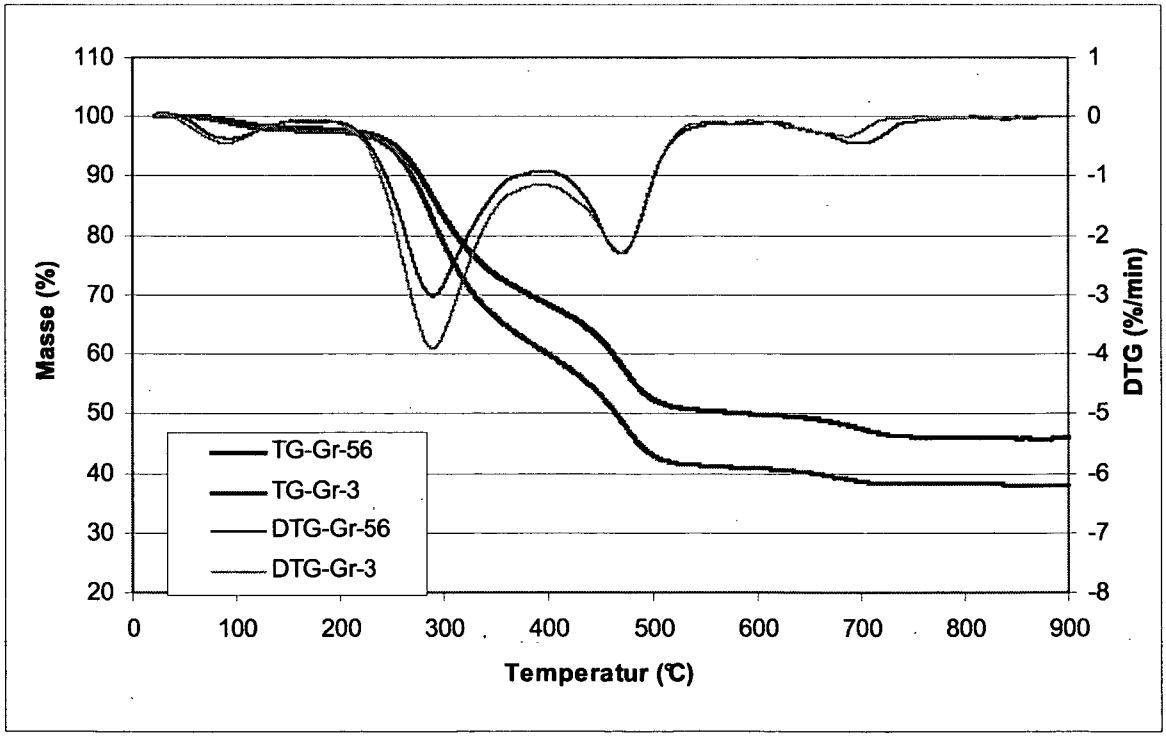


Abb. 8-2: Thermogramme des Materialgemisches Gras zu Versuchsbeginn und Versuchsende

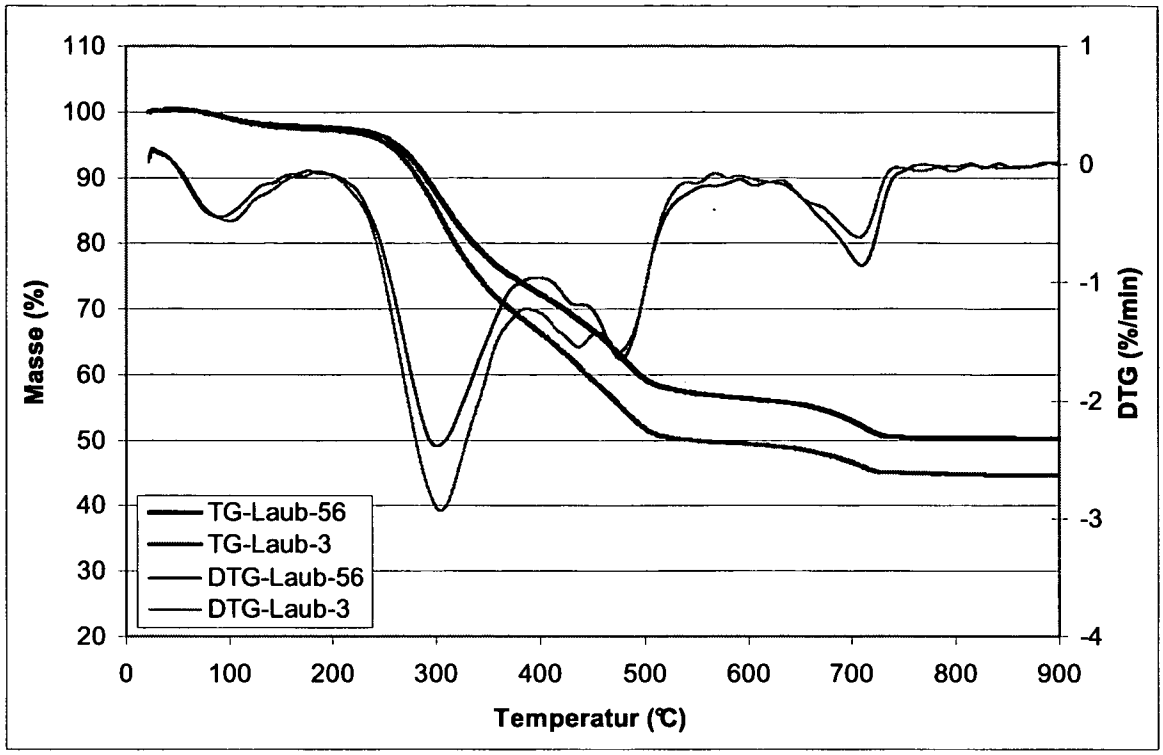


Abb. 8-3: Thermogramme des Materialgemisches Laub zu Versuchsbeginn und Versuchsende

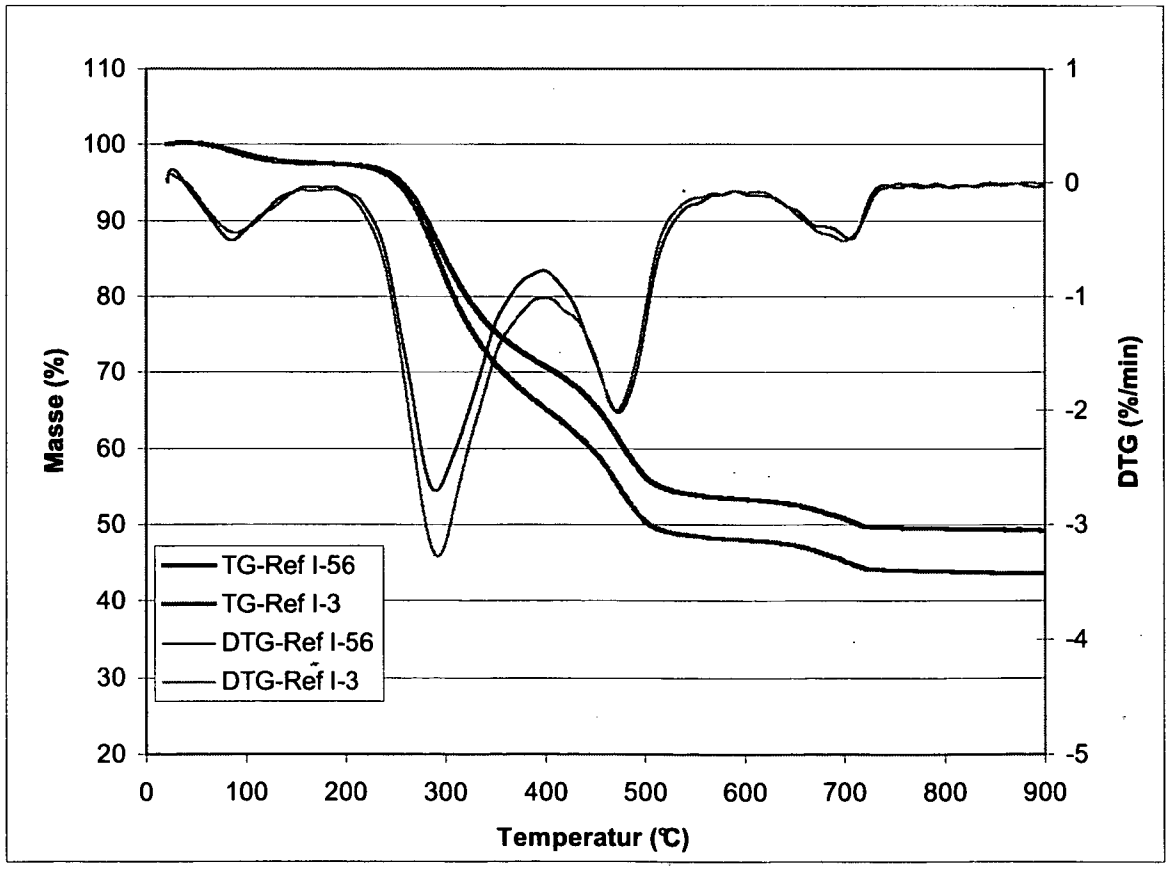


Abb. 8-4: Thermogramme des Referenzmaterials I zu Versuchsbeginn und Versuchsende

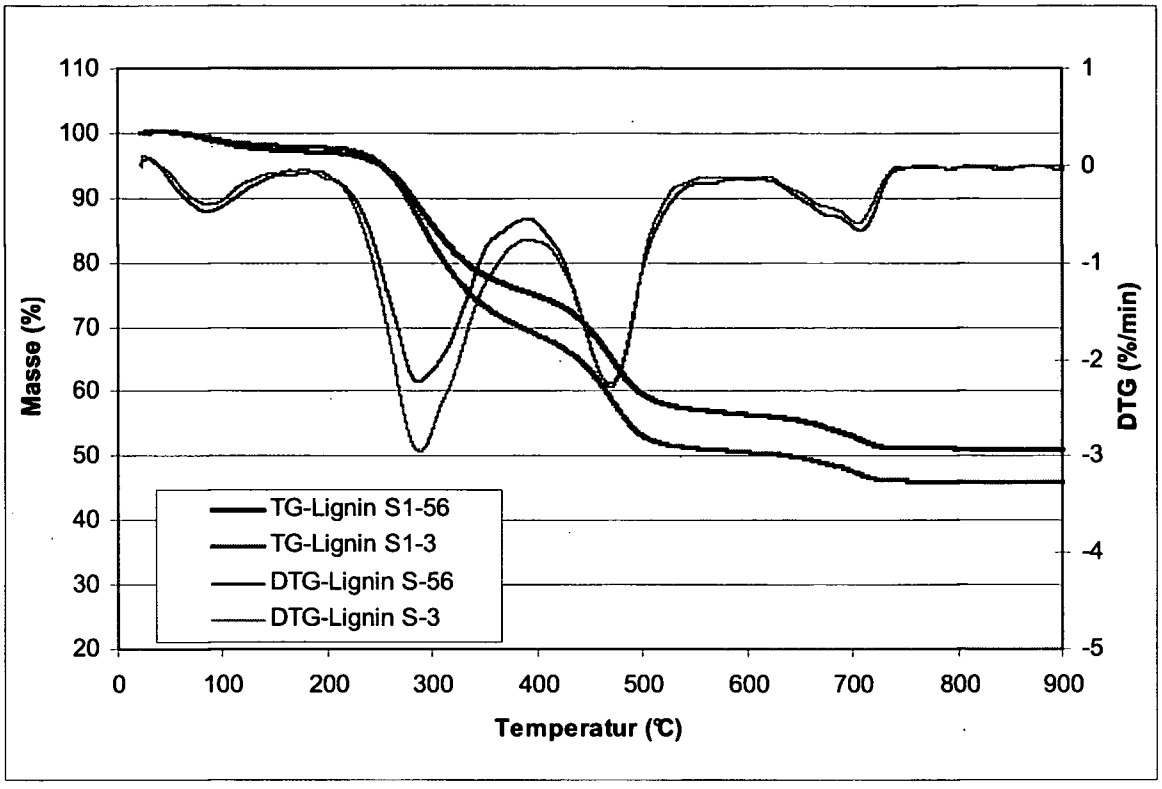


Abb. 8-5: Thermogramme des Materialgemisches Lignin A zu Versuchsbeginn und Versuchsende

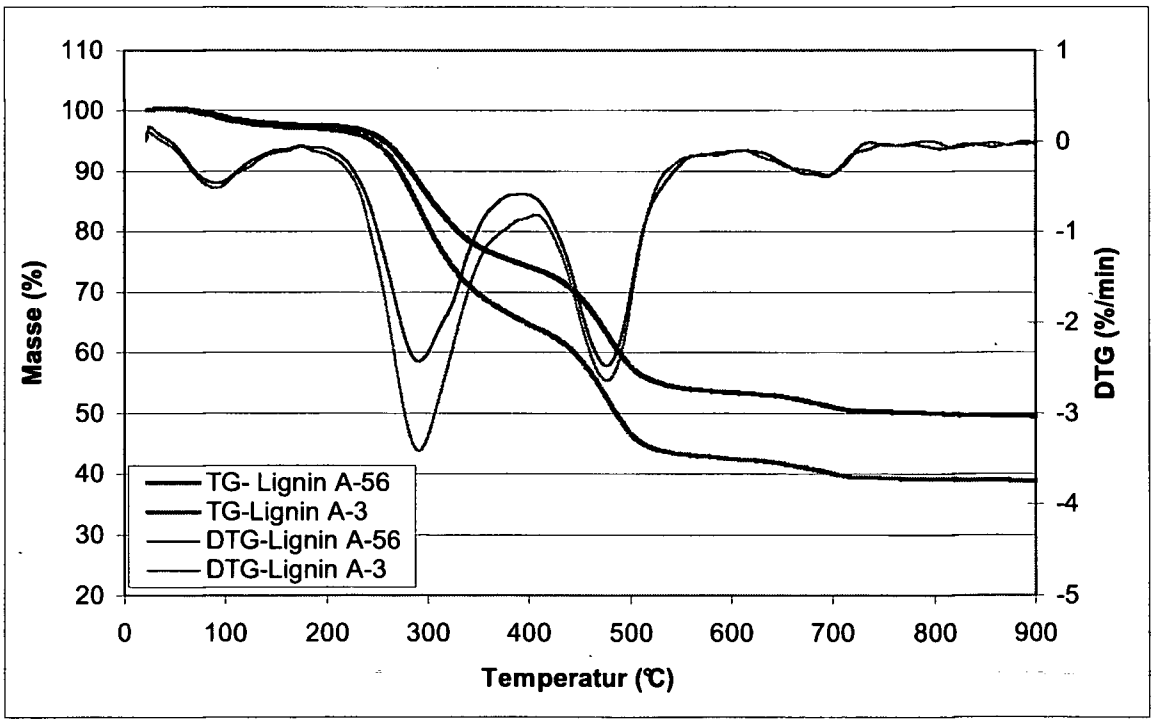


Abb. 8-6: Thermogramme des Materialgemisches Lignin S zu Versuchsbeginn und Versuchsende

7.4 FT-IR Spektrogramme

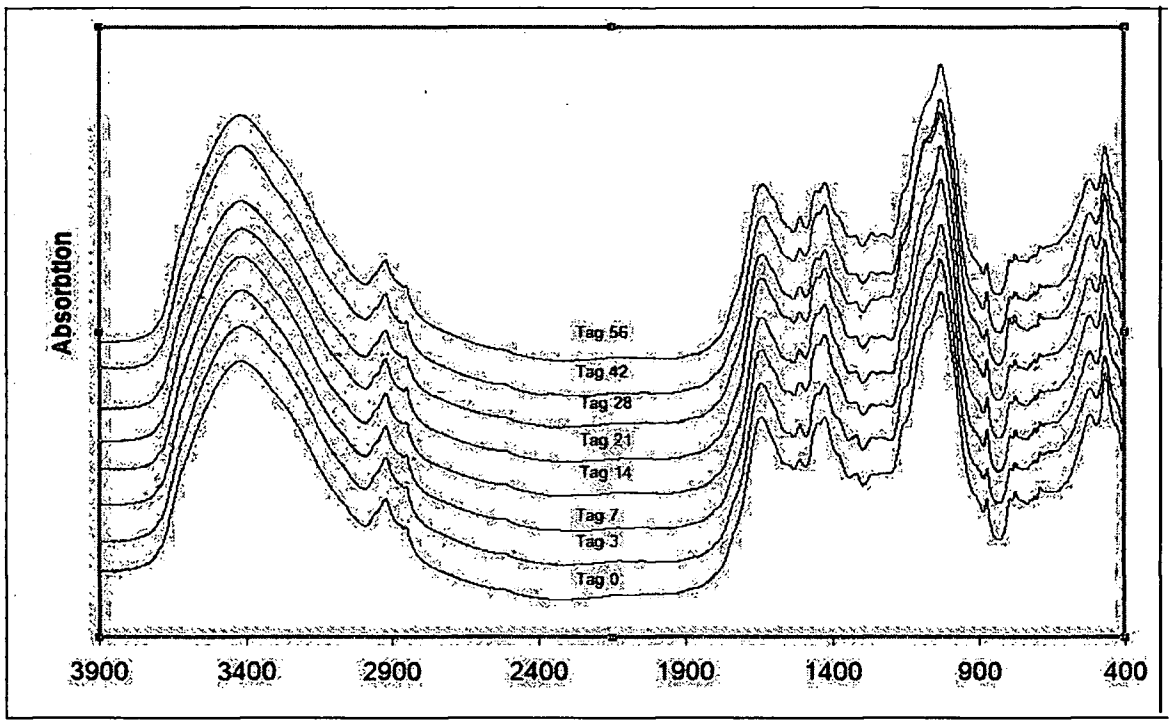


Abb. 8-7: Spektrogramme des Referenzmaterial II über die Rottedauer

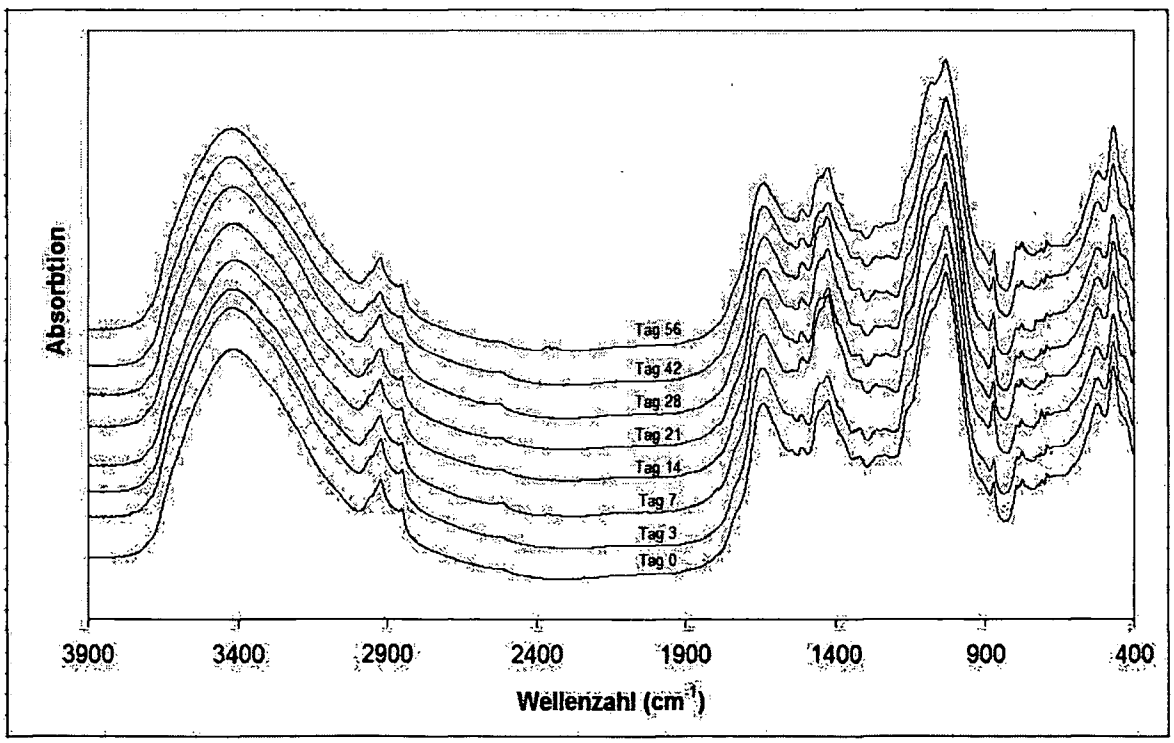


Abb. 8-8: Spektrogramme des Materialgemisches Gras über die Rottedauer

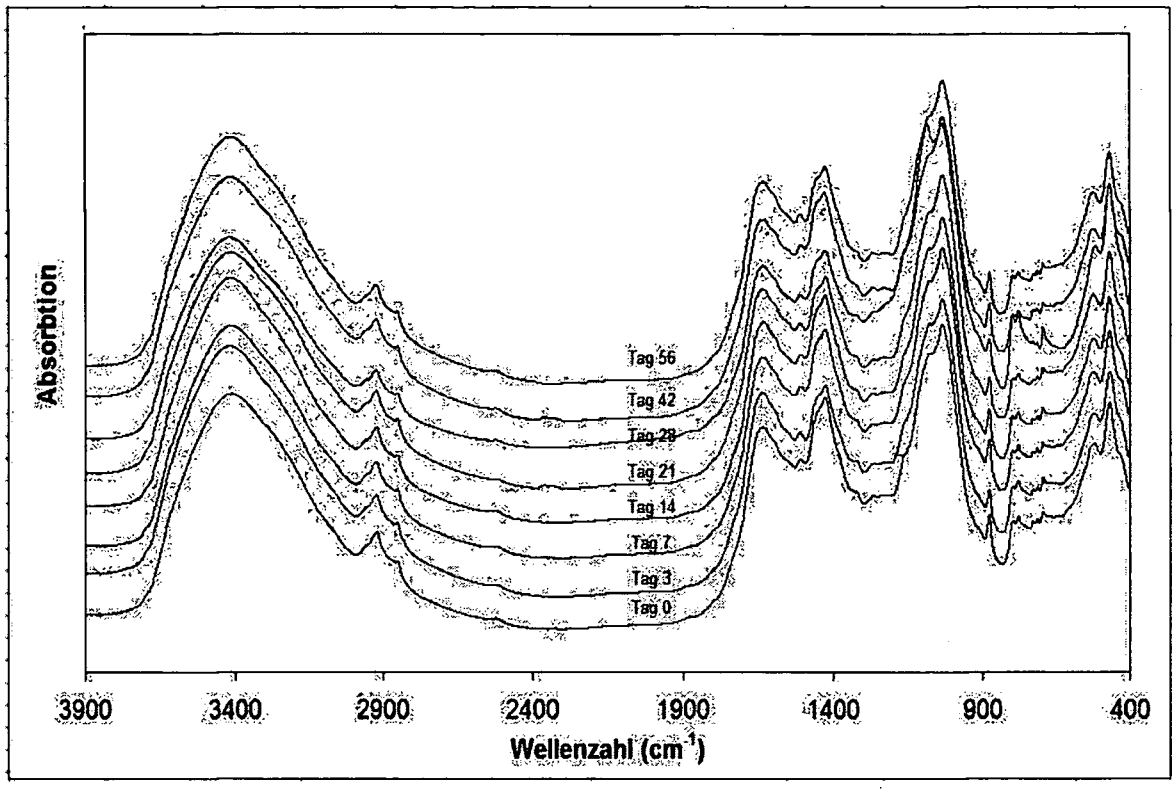


Abb. 8-9: Spektrogramme des Materialgemisches Laub über die Rottedauer

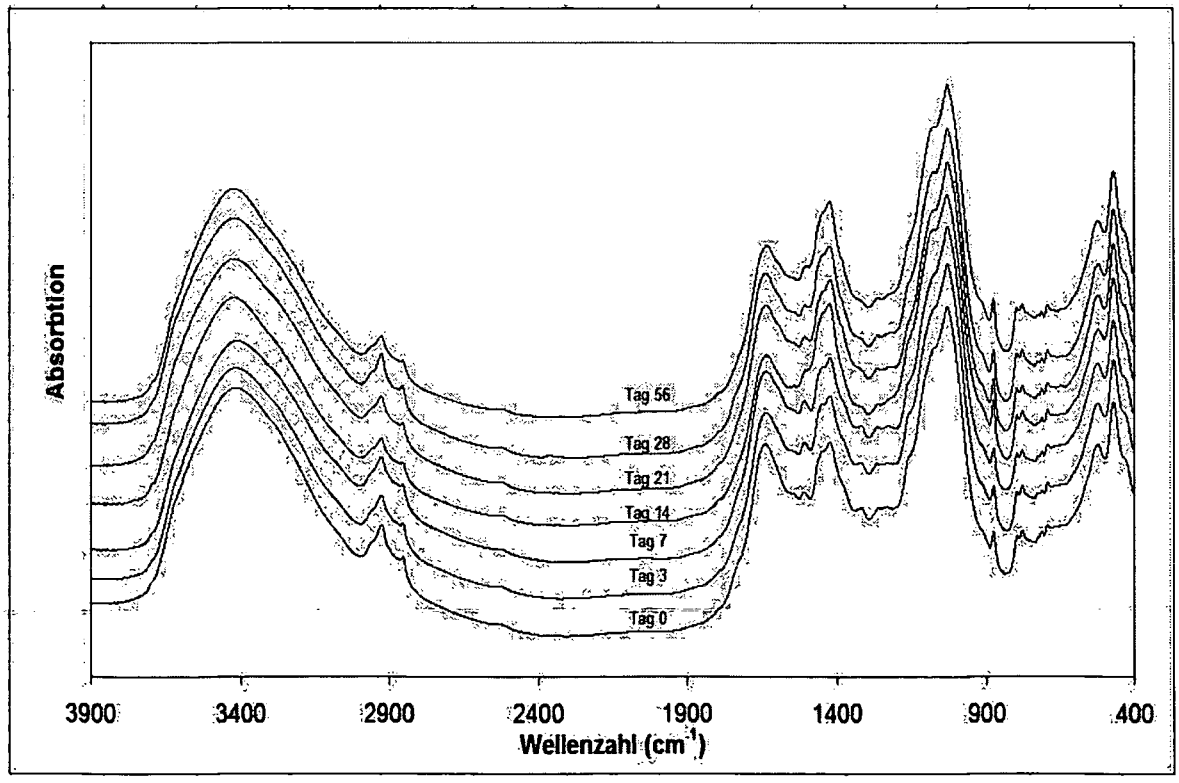


Abb. 8-10: Spektrogramme des Referenzmaterial I über die Rottedauer

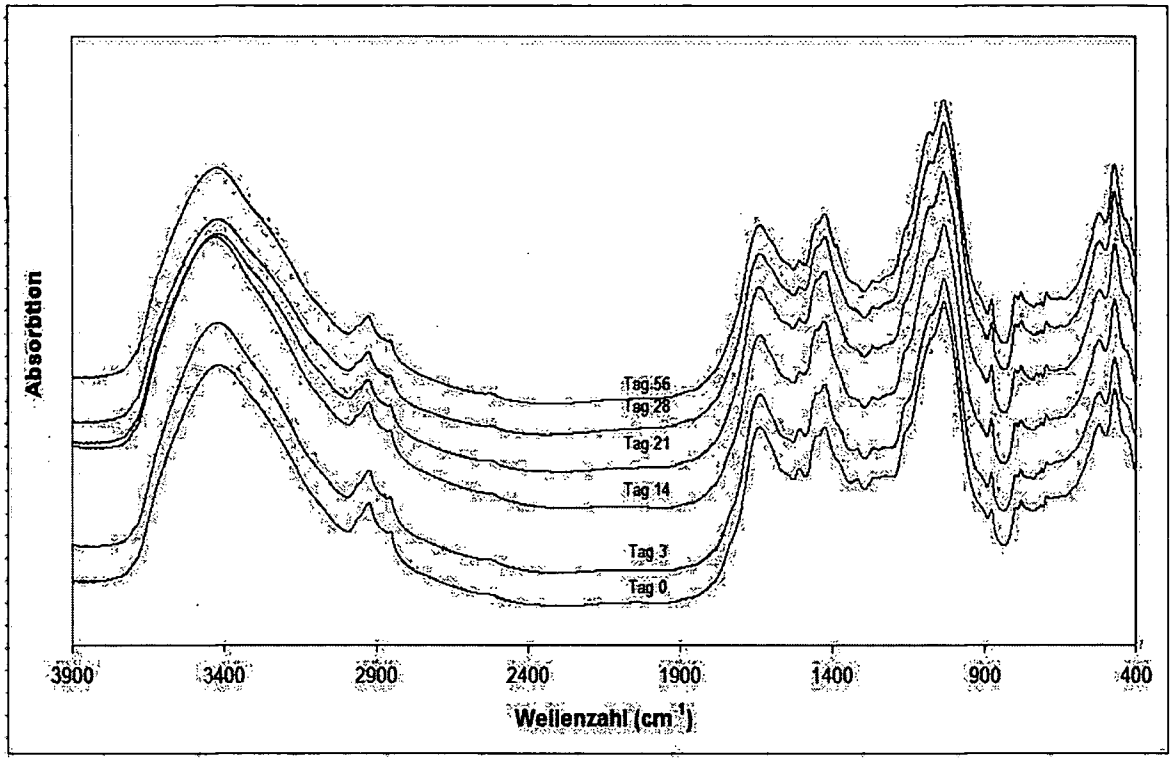


Abb. 8-11: Spektrogramme des Materialgemisches Lignin A über die Rottedauer

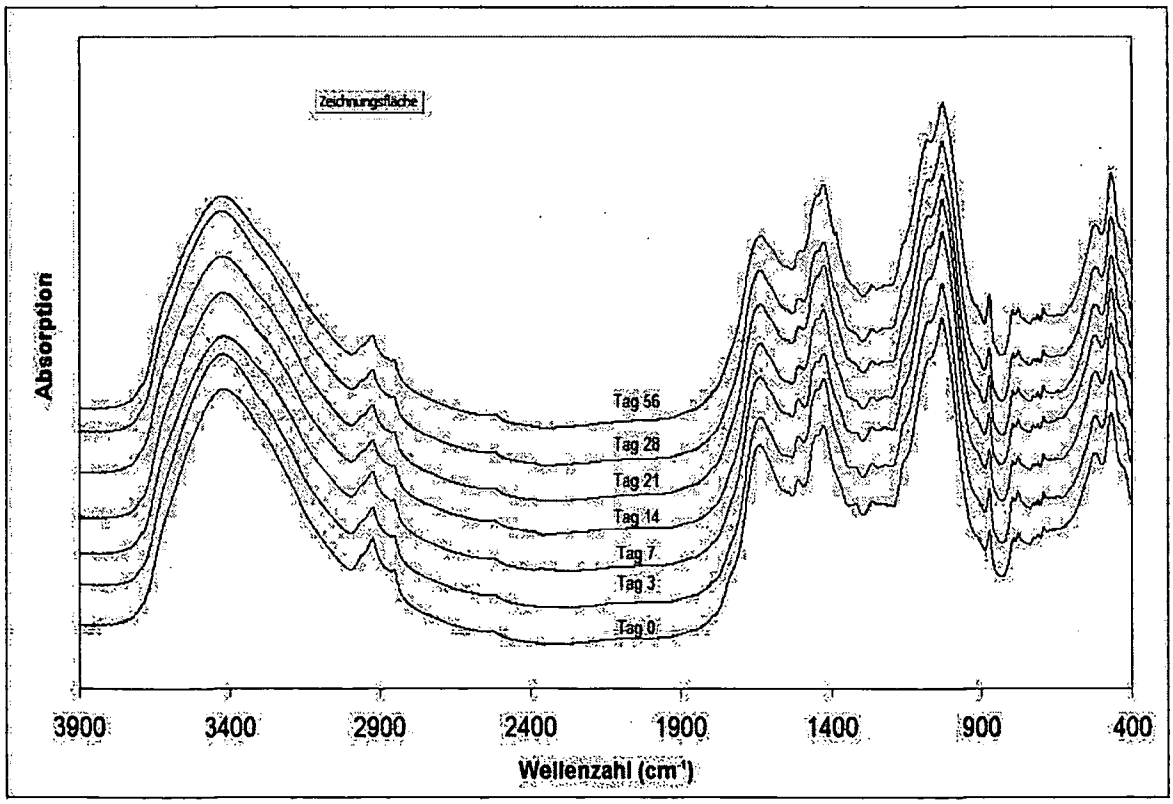


Abb. 8-12: Spektrogramme des Materialgemisches Lignin S über die Rottedauer