

Umweltrelevanz der dezentralen Kompostierung

Klimarelevante Gasemissionen, flüssige Emissionen, Massenbilanz, Hygienisierungsleistung

Endbericht Dezember 2003

Im Auftrag und finanziert von

Amt der Wiener Landesregierung - MA 48,
Amt der Niederösterreichischen Landesregierung - RU3,
Amt der Oberösterreichischen Landesregierung - Abt. Umweltschutz,
Amt der Salzburger Landesregierung – Abt. 16/01 Umweltschutz
Amt der Tiroler Landesregierung - Abt. Umweltschutz und
BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – Abt. V/4 und VI/4

KOMPOST – ENTWICKLUNG & BERATUNG

TECHNISCHES BÜRO FÜR LANDWIRTSCHAFT

DIPL.ING. FLORIAN AMLINGER

HOCHBERGSTR. 3
A-2380 PERCHTOLDSDORF

IN ZUSAMMENARBEIT MIT

INSTITUT FÜR LAND-, UMWELT- UND ENERGIETECHNIK (ILUET)
UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN
O.UNIV.PROF.DIPL.-ING.DR.DR. JOSEF BOXBERGER,
NUßDORFER LÄNDE 29-31,
A-1190 Wien

Autoren

Florian Amlinger, Stefan Peyr

Danksagung

Im Namen aller Mitarbeit sei den zuständigen Referenten der Landesregierung und des BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft für Ihr Verständnis und Entgegenkommen bei der Diskussion der Projektidee, und der Zwischenergebnisse herzlich gedankt. Der Dank gilt den Dienststellen und Budgetverantwortlichen für die finanzielle Förderungen und Beauftragung.

Besonders sei Prof. Thomas Amon und Dr. Barbara Amon, Dr. Gerhard Moitzi, Dipl.Ing. Vitaly Kryvoruchko und Dr. Christiane Alt vom Institut für Land-, Umwelt- und Energietechnik an der Universität für Bodenkultur für Unterstützung in Rat und Tat und die reibungslose Kooperation der gesamten Projektabwicklung der aufrichtige Dank ausgesprochen.

Unser Dank gilt für die Bereitstellung von Biotonnen- und Grünschnittmaterial Herrn Dipl.Ing Rogalski und Herrn Mauritz von der MA 48, für die Lieferung von abgemischtem Klärschlammmaterial Herrn Hüttenbrenner von der Verbandskläranlage Leoben und Prof. Dr. Georg Husz, Ökodatenservice Ges.m.b.H. Für weitere Unterstützung sei Dr. med.vet. Silvio Krehon, St. Pölten und den Mitarbeitern der Versuchswirtschaft der Universität für Bodenkultur gedankt.

KURZFASSUNG

Motiv und Ziel des Projektes

In der wissenschaftlichen und öffentlichen Diskussion wurde gegenüber der offenen Mietenkompostierung eingewandt, dass Emissionen von klimarelevanten und anderen Schadgasen (Methan, Lachgas, Ammoniak, VOC), verursacht durch diskontinuierliche Belüftung und fehlende Abgasreinigung mittels Biofilter in höherem Ausmaß als in geschlossenen Verfahren auftreten.

Für die Mietenkompostierung liegen gegenwärtig nur vereinzelte Untersuchungen vor, die das System als Ganzes vor allem hinsichtlich des Beitrags zum Treibhauseffekt erfassen.

Diese Studie konzentriert sich auf die Erfassung der Emissionen klimarelevanter Gase und Ammoniak unter möglichst praxisnahen Bedingungen.

Unsachgemäße Prozesssteuerung kann prinzipiell in der Mietenkompostierung die Bildung anaerober Zonen im Rottekörper und dadurch ein Potential für die Emission klimarelevanter Gase fördern.

Im nun abgeschlossenen Versuch wurde der Frage der qualitativen Leistungsfähigkeit der dezentralen Mietenkompostierung im Hinblick auf die Entstehung klimarelevanter Gase sowie die Hygienisierungsleistung und die Qualität des Endproduktes (im Sinne der Kompostverordnung) unter praxisnahen Bedingungen nachgegangen.

Die Bewertung erfolgt unter Zugrundelegung der gefundenen Emissionsdaten und der verfügbaren Literatur.

Ergänzend wird auf die im Projektmodul 1 durchgeführten Versuche zur Hausgartenkompostierung verwiesen.

Material und Methoden

Mit dem vom ILUET entwickelten begehbaren bzw. mobilen Emissionsmessraum war es zum erstenmal möglich, kontinuierliche Messungen klimarelevanter Emissionen über einen längeren Zeitraum unter praxisüblichen Bedingungen durchzuführen. Dadurch konnten die Emissionen des gesamten Systems der Kompostierung im Verlauf der relevanten Prozessphasen erfasst werden.

Es wurden 3 Mietenkompostierungen à 2 Wiederholungen mit je ca. 10 m³ der Ausgangsstoffe Biotonne (M-Bio1 und M-Bio2), Grünschnitt (M-Gs1 und M-Gs2) bzw. Klärschlamm (M-Ks1 und M-Ks2) durchgeführt. Somit bestand die Möglichkeit, einen direkten Systemvergleich in Abhängigkeit der Rohstoffmischungen vorzunehmen. Die Mieten wurden in Anlehnung an praxisübliche Bedingungen 1- bis 2 mal pro Woche umgesetzt.

Die Erfassung der Gasemissionen erfolgte nach dem „open-dynamic-chamber“-Prinzip sowohl im großen (Höhe: 2 m, Grundfläche: 3x9 m; Mietenkompostierung) als auch im kleinen (Höhe: 0,6 m, Grundfläche: 3x6 m; Hausgartenkompostierung) Emissionsmessraum. Ein Gebläse saugt kontinuierlich Luft mit kontrollierter Durchsatzleistung durch den Messraum. An der Stirnseite

gelangt Zuluft in den Messraum hinein, die sich mit den Emissionen anreichert und den Messraum hinter dem Gebläse wieder verlässt. Die Gasprobenahme erfolgt abwechselnd in der Zuluft und in der Abluft, wodurch sich die im Messraum emittierte Menge an Gasen bestimmen lässt. Durch Multiplizierung mit dem am Gebläse kontinuierlich gemessenen Luftdurchsatz ergibt sich daraus die Emissionsrate. Ein hochauflösendes FTIR-Spektrometer analysiert vor Ort die Konzentrationen von NH_3 , N_2O , CH_4 und CO_2 .

Da parallel zu den Untersuchungen zur Kompostierung weitere experimentelle Gasmessungen durchgeführt wurden, erfolgte die Messung in einem Abstand von ca. 2 – 4 Tagen über einen Zeitraum von jeweils 6 – 12 Stunden. Für die Zwischenperioden wurden die erhobenen Stundenmittelwerte linear interpoliert.

Zur Berechnung der Emissionsfaktoren werden die aus dem Massenstrom und der Konzentration ermittelten Stundenmittelwerte kumuliert und auf die jeweilige Bezugsgröße (1 Tonne Frischmasse, Trockenmasse, organische Trockenmasse [oTM] oder Gesamt-C der über die Untersuchungsperiode durchgesetzten Materialien) standardisiert.

Weiters wurden folgende Parameter untersucht:

- Emission der klimarelevanten Gase Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) sowie von Ammoniak (NH_3), Kohlendioxid (CO_2) und flüchtiger organischer Kohlenstoffverbindungen (*volatile organic compounds – VOC oder TOC*)
- Bestimmung zusätzlicher Luftschadstoffe über Aktiv- bzw. Passivmessung in den Durchgängen M-Bio1, M-Gs1 und M-Ks2 durch das Umweltbundesamt.
- die Massenbilanz
- seuchenhygienisch relevante Keime in der Ausgangsmischung, während der Rotte und im Endprodukt
- die Temperatur- und Feuchtigkeitsentwicklung im Verlauf der Rotte
- Trockenmasse, Glühverlust, pH-Wert und C/N-Verhältnis im Verlauf der Rotte
- $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, N-org, C-org, im Verlauf der Rotte
- Atmungsaktivität (AT_4) im Verlauf der Rotte
- Huminstoffbildung mittels Infrarotspektroskopie im Verlauf der Rotte
- Stabilität der Kohlenstoffverbindung mittels Thermogravimetrie
- Qualität des Rohmaterials und Qualität des Kompostes entsprechend Kompostverordnung

Ergebnisse

Massenbilanz

- Die Rotteverluste variierten beträchtlich. Die Biotonne Mieten entsprachen mit 55 – 58 % (m/m) den Erwartungen. Die vergleichbare Grünschnittmiete (M-Gs2) erreichte mit 26 % knapp die Hälfte. Der Abbau der organischen Trockenmasse (oTM) betrug bei den Biotonne-Varianten 26 % (MBio1; 10 Wochen) bzw. 51 % (Mbio2; 32 Wochen) und in den Grünschnittmieten 36 % (MGs1; 5 Wochen) bzw. 54 % (MGs2; 21 Wochen).

- Der minimale Abbau der Klärschlammkomposte war auf mehrere Faktoren zurückzuführen. Hierzu zählen im ersten Durchgang v.a. die extrem niedrigen Temperaturen, im zweiten Versuch (M-Ks2) ein ausgeprägter N-Überschuss und eine hohe Dichte des Materials.
- Das Volumengewicht der Ausgangsmaterialien liegt in einer weiten Bandbreite von 0,31 kg l⁻¹ (Grünschnittmaterial) bis 0,88 kg l⁻¹ (Klärschlammabmischung).

Temperaturverlauf

- Die Jahreszeiten haben über extreme Außentemperaturen naturgemäß einen Einfluss auf die Temperaturentwicklung einer Miete, sei es in den erreichbaren Temperaturmaxima, der Temperaturverteilung über den Mietenquerschnitt oder die Dynamik der Temperaturschwankungen.
- Bei den Biotonnen- und Grünschnittmieten kommt es nach dem Umsetzen als Indikator für eine kurzfristig „angeheizte“ Aktivität durch die Schaffung einer verbesserten Durchlüftungssituation und die Bildung neuer Oberflächen und den Neuaufschluss von Substrat mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung zu den bekannten Temperaturanstiegen.
- Die Anforderungen an die thermische Hygienisierung wurde von allen Bio- und Grünschnittvarianten eingehalten. Spitzen von über 70 °C wurden in M-Bio1 über eine längere Periode zwischen dem 10. und ca. 22. Tag, in M-Bio2 nur kurzfristig vom 8. bis zum 12. Tag erreicht. In M-Bio2 konnte die erforderliche Hygienisierungstemperatur > 55 ° zwischen dem 4. und dem 16. Tag kontinuierlich an allen Messstellen bei 4 Umsetzvorgängen gehalten werden. M-Gs1 hielt die Temperatur knapp über 10 Tage, M-Gs2 in den ersten 14 Tagen, mit Weiteren periodischen thermophilen Phasen nach dem Umsetzen bis zur 7. Woche.
- Einerseits aufgrund niedriger Außentemperaturen andererseits ungünstiger Beschaffenheit der Ausgangsmischungen erreichten die Klärschlammkomposte M-Ks1 & M-Ks2 nicht die erforderliche Hygienisierungstemperatur von 55 °C. Dies macht deutlich, dass im Falle von Klärschlamm reaktives, frisches Material (zB frischer Strauchschnitt, Grassschnitt) eingemischt werden muss, um einen geordneten Kompostierungs- und Humifizierungsprozess zu gewährleisten.

Trockenmasse

- Ein für die Rotteführung als günstig zu bezeichnender TM-Gehalt zwischen 40 und 55 % konnte nicht bei allen Mieten über den gesamten Untersuchungszeitraum erreicht werden.
- Die Trockenmasse-Werte lagen bei den Biotonnenmieten in einem Bereich zwischen 28 % und über 60 %, bei den Grünschnittmieten in einem Bereich zwischen 32 % und fast 60 % und bei den Klärschlammieten zwischen 37 % und 57 %. Der zwischenzeitlich hohe Trockenmassegehalt von M-Bio1 verursachte eine starke Reduktion der Rotteaktivität.

Organische Substanz

- Die Gehalte an Organischer Substanz in den Ausgangsmischungen lagen bei den Biotonnenmieten in einem Bereich zwischen 50 und 57 AOS %, bei den Grünschnittmieten in einem Bereich zwischen 47 und 64 % TM, in den Endanalysen lagen die Biotonnenkomposte zwischen 32 und 36 %, die Grünschnittmieten zwischen 29 und 38 % TM.
- Die oTM nahm im Fertigkompost nach der Nachreife um 37 % in den Bio-Varianten und um 38 resp. 40 % bei den Grünschnittmieten ab. M-KS2 hatte nur eine Abnahme um 13 % zu verzeichnen.

C/N-Verhältnis

- Bei den Biotonnenmieten waren die C/N-Verhältnisse in den Ausgangsmischungen in einem Bereich zwischen 16,5 und 19,3 angesiedelt, bei den Grünschnittmieten in einem Bereich zwischen 15,9 und 27,6. Damit waren die Werte außer bei M-Gs1 bereits relativ niedrig, und mit einer hohen Reaktivität bzw. auch Ammoniakbildung wäre zu rechnen gewesen. Ein entsprechend enges C/N-Verhältnis stellte sich in den Endanalysen ein: Biotonnenkomposte zwischen 10,5 und 11, Grünschnittmieten zwischen 12,2 und 19,8. Die sukzessive Verengung des C/N-Verhältnisses zeigte sich auch in den rottebegleitenden Untersuchungen.

pH-Wert

- Die pH-Werte aus den die Rotte begleitenden Untersuchungen lagen bei den Biotonnenmieten in einem Bereich zwischen 4,6 und 8,9, bei den Grünschnittmieten in einem Bereich zwischen 6,6 und 8,7 und bei den Klärschlammieten zwischen 6,2 und 8,2. Der extrem niedrige Anfangs-pH von M-Bio2 (pH 4,6) ging einher mit einem siloartigen Geruch der sehr feuchten Ausgangsmischung und der ausgeprägtesten lag-Phase von ca. 3 Tagen.
- Die Bioabfall- und Grünschnittmieten erreichten in der Endanalyse typische pH-Werte zwischen 7,4 und 8,0

Nitrat und Ammonium

- Das Verhältnis von Nitrat- zu Ammoniumstickstoff wird als Indikator für den aeroben Rottefortschritt und den Reifegrad angesehen. Im Ausgangsmischung lagen die Ammoniumgehalte sowohl in M-Bio2 (>4 500 mg/kg TM) als auch in M-Gs2 (1600 mg/kg TM) auf einem hohen Niveau. In einem Zeitraum von 3-4 Wochen war dieses fast vollständig abgebaut. Das Nitrat/Ammonium-Verhältnis erreichte na ca. 2-3 Wochen einen Wert > 1 und pendelte sich auf einem Niveau von 10 ein. Der lösliche N-Gehalt lag in den Endprodukten zwischen 320 und 850 mg/kg TM. M-Gs1 stellt mit 5 mg/kg eine Ausnahme von üblich gefundenen Werten dar.

Stabilität

- In den Wiederholungsmieten M-Bio2 und M-Gs2 wurden zusätzlich zu den Routineparametern Stabilitätstests mit verschiedenen Methoden im Verlauf der Rotte untersucht (Atmungsaktivität/AT₄, Huminsäurefraktionen, FT-IR Infrarotspektroskopie, Thermogravimetrie). Die Atmungsaktivität nimmt vor allem im Anfangsstadium der Rotte innerhalb von 2 bis 4 Wochen deutlich ab. Dieser Verlauf stimmt zumindest im Fall von M-Bio2 gut mit der Temperaturentwicklung und der CO₂ Atmung zusammen. Auch die Karbonsäuren sind bereits ab der 2. Woche weitgehend abgebaut. Der österreichische Grenzwert für AT₄ bei MBA Material von 7 mg O₂/g TM war bei M-Bio2 nach 9 und bei M-GS2 bereits nach 4 Wochen unterschritten. Hinsichtlich der Huminstoffe zeigte sich lediglich eine relativ großen Schwankungen, jedoch erkennbare Zunahme der Braunhuminsäuren. Das Ergebnis der FT-IR brachte ein klares Indiz fortschreitender Stabilisierung nach ca. 3-4 Wochen, was auch gut mit den Messergebnissen der Atmungsintensität zusammenstimmt. Die Thermogravimetrie wurde noch wenig für kompostierte Materialien eingesetzt. Daher fehlt es an Kalibrierungswerten, die eine klarere Interpretation der Ergebnisse hinsichtlich der Charakterisierung der organischen Substanz zulassen würden. Jedenfalls zeigte sich klar die Verringerung der leicht abbaubaren Fraktionen im Zuge des Rottefortschritts. Die deutlichste Abweichung in der Gesamtcharakteristik zeigt die jüngste Probe im 2-wöchigen Material vor allem im leicht verfügbaren C_{org} und N_{org}-Gehalt.

Seuchenhygienische Untersuchungen:

- Die einzelnen Mieten wurden während der Rotte und im Reifkompost auf seuchenhygienisch relevante Keime entsprechend den Anforderungen der Kompostverordnung (BGBI. II Nr. 292/2001) untersucht.
- Das nachgewiesene Keimspektrum und die erhobenen Keimzahlen können für alle Proben als produktspezifisch bezeichnet werden.
- Eine systematische Unterscheidung zwischen Keimspektren und –zahlen zwischen in Rotte befindlichen Materialien und Endprodukten ist nicht möglich.
- Entsprechend den Anforderungen hinsichtlich von Anwendungsempfehlungen der KompostVo könnten die Komposte in den Bereichen Landwirtschaft (inkl. Hobbygartenbau), Landschaftspflege, Deponieflächenabdeckung und als Biofiltermaterial eingesetzt werden.

Endproduktqualität – Nährstoffe und Schwermetalle

Nährstoffe und org. Substanz:

- In den fertigen Komposten entsprechen die Parameter den zu erwartenden Wertebereichen. Die Bioabfallkomposte fallen durch gegenüber den Grünschnittvarianten vergleichsweise höhere Werte an elektrischer Leitfähigkeit, und ein engeres C/N-Verhältnis auf. Verantwortlich hierfür ist der höhere Anteil an Küchenabfällen im Ausgangsmaterial.

Schwermetalle:

- Sämtliche untersuchten Mieten weisen eine hohe Qualität auf. Bei den Biotonnen und Grünschnittmieten erreicht nur die Miete M-Gs2 aufgrund eines Bleiwertes von 50 mg kg^{-1} nicht die Qualitätsklasse A+ der KompostVo. Der Klärschlammkompost des Durchgangs M-Ks2 weist bei Nickel und Chrom Gehalte entsprechend Klasse A+ auf. Quecksilber, Blei und Zink fallen in Klasse A, Cadmium und Kupfer bewirken die Einordnung in Klasse B. Eine Verwendung in der Landwirtschaft wäre daher nicht zulässig.

Gasförmige Emissionen

Folgende Schlussfolgerungen können aus den gewonnen Daten zu den Gasemissionen gezogen werden:

- Eine CO₂-Freisetzung von $96 - 398 \text{ kg t TM}^{-1}$ bei den Biotonnenkomposten und von $240 - 365 \text{ kg t TM}^{-1}$ bei den Grünschnittkomposten entsprechen der zu erwartenden Bandbreite. Die sehr geringe CO₂-Freisetzung bei den Klärschlammkomposten ($31 - 45 \text{ kg t TM}^{-1}$) steht im Zusammenhang mit einem schwachen Abbauprozess, bedingt durch (a) sehr tiefe Temperaturen des Ausgangsmaterials (M-Ks1), hoher Schüttdichte (M-Ks1 und M-Ks2), zu engem C/N-Verhältnis und löslichem N-Überschuss (v.a. M-Ks2).
- Auch die CH₄-Emissionen liegen mit $657 - 844 \text{ g t TM}^{-1}$ bei den Biotonnenkomposten und von $99 - 1140 \text{ g t TM}^{-1}$ bei den Grünschnittkomposten in dem aus der Literatur bekannten Bereich. Der Anteil der CH₄-Emission an den C-Gesamtemissionen beträgt zwischen 0,15 % (M-Gs1) und 2,46 % (M-Bio1) und liegt damit bei dieser Standard-Mietenkompostierung mit einerseits trockenem, holzreichen, andererseits feuchtem küchenabfallreichen Material bei üblichen Umsetzintensitäten zwischen 1 und 2x pro Woche unter den bisherigen Literaturangaben. Die niedrigen Werte der Klärschlammkomposte (1,33 und 0,64 %) stehen auch im Zusammenhang mit der grundsätzlich schwachen Aktivität.

- Die gasförmigen Stickstoffverluste liegen bei 0,4 bis 9 % (M-Bio2) des Ausgangs-N-Gehaltes. Eine ähnliche Größenordnung findet sich bei anderen Mietenkompostierungen oder geschlossenen Anlagen.
- NH₃-Emissionsfaktoren erreichten in einer Bioabfallmiete einen Maximalwert von 1996 g NH₃ t⁻¹ TM, bei den anderen Mieten traten sehr unterschiedliche Emissionen mit 34, (M-Ks2), 51 (M-Gs1), 78 (M-Ks1), 117 (M-Bio1) und 667 g NH₃ t⁻¹ TM (M-Gs2) auf.
Die erhöhten Emissionen sind auf hohe N_t-Gehalte (bei M-Bio2: 2,02 % TM), erhöhte N_{lös}-Gehalt bei M-Bio2 (142 mg 100g⁻¹), geringes C/N-Verhältnis (16,5 bzw. 15,9), einen hohen Anfangswassergehalt und hohe Feuchtdichte zurückzuführen.
- Im weitaus größten Ausmaß wurde Lachgas von den Klärschlammieten M-Ks1 und M-Ks2 produziert (826 g N₂O t⁻¹ TM bzw. 291 g N₂O t⁻¹ TM). Gründe hierfür sind bei M-Ks1 im Überschuss an löslichem Ammonium-Stickstoff, bei M-Ks2 im relativ hohen Gehalt an Nitrat und organischem Stickstoff und bei beiden in einem zu engen C/N-Verhältnis zu suchen (< 10:1). Die Emissionsfaktoren der Bio- und Grünschnittmieten lagen zwischen 50 und 408 g N₂O t⁻¹ TM, wobei Werte zwischen 150 und 350 g N₂O t⁻¹ TM auch im Vergleich mit anderen Literaturwerten als realistische Bandbreite in der Kompostierung angenommen werden können.
Bei den Biotonnen- und Grünschnittkomposten erfolgen 73 bis 93 % der N-Emission als NH₃ und 7 bis 27 % als N₂O. Bei den Klärschlammieten ist die Situation genau umgekehrt.
- Ein positiver Zusammenhang konnte zwischen Abbauintensität (Temperatur) und CO₂, CH₄, NH₃ Emission festgestellt werden. N₂O tritt gegenläufig zur Methanbildung bevorzugt bei Temperaturen zwischen <30 und 40 (50) °C auf.
- Der Treibhauseffekt liegt mit 0,027 bis 0,66 t CO₂-Äqu t oTM⁻¹ deutlich unter bisherigen Literaturwerten.
- Als Indikator für die Effektivität des aeroben Ab- und Umbaus bzw. der Klimarelevanz kann als Näherung das Verhältnis zwischen den Emissionsfaktoren für CO₂-Äqu (aus Methan- und Lachgasemissionen) zu CO₂ herangezogen werden.. Werte deutlich über 0,3 – 0,5 deuten auf tendenziell ungünstige Rottebedingungen hin. Die Mietenkompostierung von Biotonnenmaterial lag bei 0,34 und 0,36, von Grünschnittmaterial bei 0,07 und 0,35 und von Klärschlammmaterial bei 2,05 und 8,29!. Das extreme Verhältnis der Klärschlammieten wird durch die in der Relation hohen Emissionen an Lachgas verursacht. Die Versuche der Hausgartenkompostierung schnitten mit Faktoren 0,55 und 0,87 etwas ungünstiger als die Mietenkompostierung ab.
- Die Hochrechnung der gasförmigen Gesamtemissionen aus der Mietenkompostierung für Österreich (1.050.680 t a⁻¹, gesamter Bio- und Grünabfall sowie ein realistischer Klärschlammanteil) ergeben für CO₂: 0,06 – 0,25 % (131.014 – 245.154 t), CH₄: 0,01 – 0,11 % (241 – 730 t), NH₃: 0,03 – 0,47 % (67 – 750 t), N₂O: 0,87 – 2,71 % (86 – 293 t) und CO₂-Äqu: 0,03 – 0,06 % (32.507 – 105.076 t) des Gesamtpotentials an Emissionen in Österreich. Hiermit wird auch im Einklang mit Berechnungen für Deutschland bestätigt, dass der Beitrag der Kompostierung zur Klimagasemission minimal ist.

INHALTSVERZEICHNIS

1	Motiv und Ziel des Forschungsprojektes und einige Grundlagendaten....	7
1.1	Ausgangslage.....	7
1.2	Kritische Stimmen zur (dezentralen) offenen Mietenkompostierung.....	9
2	Material und Methoden	12
2.1	Projektablauf – Übersicht.....	12
2.2	Untersuchungsparameter	13
2.2.1.	Komponenten der Nicht-Methan VOC.....	14
2.3	Die Messtechnik der Gase: CO ₂ , CH ₄ , NH ₃ und N ₂ O.....	16
2.3.1.	Thermogravimetrie	17
2.4	Versuchsdurchführung	18
3	Ergebnisse	24
3.1	Steckbrief zur Mietenkompostierung.....	24
3.2	Massenbilanz.....	24
3.3	Temperaturentwicklung.....	32
3.4	Feuchtigkeitsregime, Trockenmasse	36
3.5	Organische Substanz (Glühverlust).....	40
3.6	C/N-Verhältnis	44
3.7	Nitrat und Ammonium.....	47
3.8	pH-Wert.....	48
3.9	Stabilität	52
3.9.1.	Atmungsaktivität	52
3.9.2.	Huminstoffe	53
3.9.3.	Stabilitätsabschätzung mithilfe der FTIR Technik	55
3.9.4.	Thermogravimetrie	57
3.10	Seuchenhygienische Untersuchungen.....	60
3.10.1.	Einführung	60
3.10.2.	Bewertung der bakteriologisch- mykologischen Untersuchung.....	62
3.10.2.1.	Variante Biotonne 1 (M-Bio1)	64
3.10.2.2.	Variante Biotonne 2 (M-Bio2)	65
3.10.2.3.	Variante Grünschnitt 1 (M-Gs1)	66
3.10.2.4.	Variante Grünschnitt 2 (M-Gs2)	67
3.10.2.5.	Klärschlammmieten (M-Ks1 und M-Ks2)	68
3.11	Endproduktqualität,	70
3.11.1.	Nährstoffe.....	70
3.11.2.	Schwermetalle	72
3.12	Emissionen klimarelevanter Gase.....	76
3.12.1.	CO ₂ -Emissionen.....	76
3.12.2.	CH ₄ -Emissionen.....	82
3.12.3.	NH ₃ -Emissionen	89
3.12.4.	N ₂ O-Emissionen	94
3.12.4.1.	Problemfeld Biofilter.....	96
3.12.5.	Qualität und Relevanz der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC).....	100
3.12.5.1.	Einführung	100
3.12.5.2.	VOC - Gemessene Komponenten.....	103
3.12.5.3.	Einflussfaktoren auf VOC-Emissionen.....	103

3.12.5.4.	C_{ges} (TOC) und Methan:	105
3.12.5.5.	Schlussfolgerungen aus den vorliegenden eigenen und Untersuchungen und der Literatur zu den VOC-Emissionen	112
3.12.6.	Zusammenfassende Beurteilung der Klimarelevanz der gasförmigen Emissionen auf Basis der gefundenen Emissionswerte	114
3.13	Zusammenhang zwischen Gasemissionen und Prozessparametern.....	121
3.13.1.	Schlussfolgerungen und Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen und NH_3 (entnommen aus Amlinger et al., 2003).....	126
4	Literatur	130
5	Anhang	135
5.1	Ergänzende Grundlagen zur Thermogravimetrie	135
5.2	Exkurs – Natürliche, biogene VOC-Emissionen	139
5.3	Abkürzungen	143
5.4	Definitionen	146

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1:	Emissionsmessanlage des ILUET mit großem (rechts) und kleinem Messraum (links), im Hintergrund Anhänger mit Messeinrichtung und mobilem Büro.....	13
Abbildung 2-2:	Großer mobiler Emissionsmessraum des ILUET.....	17
Abbildung 2-3:	Mietenkompostierung M-Bio1 von Bioabfall im großen Messraum	18
Abbildung 2-4:	Messperiode, Messtage und Umsetztermine der einzelnen Versuche	21
Abbildung 2-5:	M-Bio1 – Vorabmischen des Rohmaterials. Die Homogenisierung erfolgte über eine Grobabsiebung (60 mm) und in einer Mischtrommel.....	22
Abbildung 2-6:	M-Bio1 – Abkippen des Rohmaterials	22
Abbildung 2-7:	M-Gs1 Abkippen des Rohmaterials	22
Abbildung 2-8:	M-Gs1 - Installation der Temperatursensoren	22
Abbildung 2-9:	M-Bio1 - Schnitt der Miete an Tag 15 (24.7.2000).....	22
Abbildung 2-10:	M-Bio2 - Schnitt der Miete an Tag 20 (15.10.2001)	22
Abbildung 2-11:	M-Gs1 - Schnitt der Miete an Tag 17 (12.10.2000)	23
Abbildung 2-12:	M-Gs1 - Schnitt der Miete an Tag 22 (18.10.2000)	23
Abbildung 2-13:	M-Gs2 - Schnitt der Miete an Tag 15 (28.5.2002).....	23
Abbildung 2-14:	M-Gs2 - Schnitt der Miete an Tag 50 (2.7.2002).....	23
Abbildung 3-1:	Volumen- und Masseentwicklung der Frischmasse der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte.....	29
Abbildung 3-2:	Volumen- und Masseentwicklung der Mieten M-Ks1+2 während der Rotte.....	30
Abbildung 3-3:	Massenbilanz der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2. oTM ... organische Trockenmasse mTM ... mineralische Trockenmasse.....	31
Abbildung 3-4:	Temperaturverlauf, Umsetztermine und Wassergaben der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte	34
Abbildung 3-5:	Temperaturverlauf, Umsetztermine und Wassergaben der Mieten M-Ks1+2 während der Rotte	35
Abbildung 3-6:	Trockenmasse der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte	38
Abbildung 3-7:	Trockenmasse Mieten M-Ks1+2 während der Rotte	39
Abbildung 3-8:	Glühverlust der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte.....	42
Abbildung 3-9:	Glühverlust der Mieten M-Ks2 während der Rotte.....	43
Abbildung 3-10:	C/N-Verhältnis der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte	46
Abbildung 3-11:	Gehalte an Nitrat und Ammonium sowie der pH-Wert der Miete M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte	47
Abbildung 3-12:	Entwicklung des Nitrat / Ammonium Verhältnisses in M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte.....	47
Abbildung 3-13:	pH _{CaCl} -Wert der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte.....	50
Abbildung 3-14:	pH-Wert der Mieten M-Ks1+2 während der Rotte.....	51
Abbildung 3-15:	Atmungsaktivität der Mieten M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte.....	53
Abbildung 3-16:	Huminstoffentwicklung in den Mieten M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte	54
Abbildung 3-17:	FT-IR – rel. Absorptionswerte bei den Banden 1030, 1320 und 2952 in den Mieten M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte	56
Abbildung 3-18:	Gewichtsverlustkurven der Proben M-Bio2 und M-Gs2	59
Abbildung 3-19:	Vergleich der Keimspektren in sämtlichen Versuchsmieten über alle Probenahmetermine	63
Abbildung 3-20:	Vergleich der Keimspektren in Proben des Ausgangsmischung und während der Rotte, sowie in den Fertigkomposten.....	63
Abbildung 3-21:	Gehalte an Gesamtstickstoff, K ₂ O und P ₂ O ₅ in den Komposten nach Endproduktanalyse.....	70
Abbildung 3-22:	Schwermetallgehalte in Relation zu den Qualitätsklassen A und A+ nach Kompostverordnung.....	72
Abbildung 3-23:	Schwermetallgehalte in Relation zu den Qualitätsklassen A+ und A nach Kompostverordnung im Ausgangsmaterial und im Endprodukt.....	74

Abbildung 3-24:	Zusammenhang CO ₂ -Emissionsraten und Temperaturverlauf in den Mieten M-Bio2 (a) und M-Gs2 (b)	78
Abbildung 3-25:	emittierter CO ₂ -Kohlenstoff in Relation zum organischen Kohlenstoff (C _{org}) in der Ausgangsmasse (Auswertung/Gemeinsame/Mieten-alle-Gas kum.xls).....	78
Abbildung 3-26:	CO ₂ - Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2	80
Abbildung 3-27:	CO ₂ - Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten CO ₂ -Emissionen aller Mieten (c)	81
Abbildung 3-28:	CH ₄ – Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2	84
Abbildung 3-29:	CH ₄ - Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten CH ₄ -Emissionen aller Mieten (c)	85
Abbildung 3-30:	CH ₄ -Emissionen in Relation zum organischen Kohlenstoff (C _{org}) in der Ausgangsmasse bzw. zum emittierten Kohlenstoff (C _{em}) und CO ₂	87
Abbildung 3-31:	NH ₃ - Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2	92
Abbildung 3-32:	NH ₃ - Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten NH ₃ -Emissionen aller Mieten (c)	93
Abbildung 3-33:	Stickstoffbilanz eines Biofilters in der Abluft einer biologischen Abfallbehandlungsanlage (Cuhls, 2001)	97
Abbildung 3-34:	N ₂ O - Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2	98
Abbildung 3-35:	N ₂ O - Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten N ₂ O-Emissionen aller Mieten (c)	99
Abbildung 3-36:	Zusammenfassende Übersicht über Verlauf und Produkte der wichtigsten Gärungen (Schlegel, 1992); beispielhafte organische Luftschadstoffe (MVOC) = fett	101
Abbildung 3-37:	MVOC Bioabfall während der Kompostierung (Weppen et al., 1998)	101
Abbildung 3-38:	Emissionsfrachten NMVOC im Rohgas aus vier MBA mit unterschiedlicher eingehauster Rottedauer zwischen 5 Tagen und 16 Wochen, angegeben in g C t ⁻¹ FM Rotteinput.....	107
Abbildung 3-39:	TOC - Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2	109
Abbildung 3-40:	TOC-Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten TOC-Emissionen aller Mieten (c)	110
Abbildung 3-41:	Anteil der Methanemissionen an den TOC – Emissionen in CH ₄ -Äquivalenten der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2	111
Abbildung 3-42:	Vergleich der CO ₂ -Äq-Emission (pro t FM Input) der Versuchsmieten mit Mistbehandlungsvarianten.....	114
Abbildung 3-43:	Vergleich der CO ₂ -Äq-Emission (pro t TM Input) der Versuchsmieten mit Rotteversuchen mit unterschiedlichen Umsetzfrequenzen.....	114
Abbildung 3-44:	Potentielle absolute Gasemissionen in Österreich der Mieten- und Hausgartenkompostierung.....	117
Abbildung 3-45:	Potentielle absolute Emissionen an CO ₂ und CO ₂ -Äqu (berechnet aus CH ₄ - und N ₂ O Emissionen).....	117
Abbildung 3-46:	Errechneter Anteil der in der dezentralen Kompostierung emittierten klimarelevanten Gase an den Gesamtemissionen Österreichs bei Ausschöpfung des theoretischen Potenzials	119
Abbildung 3-47:	Gegenläufige Emission von CH ₄ - und N ₂ O- bei der Miete M-Bio2 (Tages-Stundenmittelwerte).....	122
Abbildung 3-48:	Darstellung des Emissionsverlaufes von CH ₄ , NH ₃ und N ₂ O in Prozent der CO ₂ -Emission (Tages-Stundenmittelwerte)	122
Abbildung 3-49:	Zusammenhang zwischen Temperatur und Gasemissionen der Mieten M-Bio2 und M-Gs2	123
Abbildung 3-50:	Zusammenhang zwischen den Emissionen einzelner Gase der Mieten M-Bio2 und M-Gs2	124

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1-1: Stand der Sammlung von organischen Abfällen in Österreich [Daten von 1998 – 2000]	8
Tabelle 2-1: Emissionsmessungen(aktiv und passiv *) durch das Umweltbundesamt (UBA).....	14
Tabelle 2-2: Anzahl der Messtage und tatsächlichen Messstunden	20
Tabelle 3-1: Steckbrief zur Mietenkompostierung	24
Tabelle 3-2: Massenbilanz und Rotteverluste der Mietenkompostierungen	27
Tabelle 3-3: Trockenmasse in Bioabfallkomposten	36
Tabelle 3-4: Organischen Substanz als Glühverlust in Biokomposten	40
Tabelle 3-5: Abbaubare organische Substanz (AOS %) in der Ausgangsmischung und im Fertigkompost.....	40
Tabelle 3-6: C/N- Verhältnis verschiedener Kompostrohstoffe	44
Tabelle 3-7: C/N- Verhältnis in Bioabfallkomposten	44
Tabelle 3-8: C/N-Verhältnis in der Ausgangsmischung und in der Endanalyse (berechnet aus AOS-C und N _{org}),	45
Tabelle 3-9: pH-Wert in Bioabfallkomposten	48
Tabelle 3-10: pH-Wert in der Ausgangsmischung und in der Endanalyse nach den Analysen Labor Husz,.....	49
Tabelle 3-11: Gehalt an Huminstoffen der Mieten M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte	54
Tabelle 3-12: FTIR Charakteristika der Mieten M-Bio2 und M-Gs2 bei Wellenzahl 1030, 1320 und 2925	56
Tabelle 3-13: thermogravimetrisch bestimmte Parameter ausgewählter Proben der Mieten M-Bio2 und M-Gs2	57
Tabelle 3-14: Zusammenstellung der Keimzahlen für einige ausgewählte mikrobiologische Parameter im Bioabfall und im Kompost.....	60
Tabelle 3-15: Varianten des Temperatur-Zeitregimes zum indirekten Nachweis der ausreichenden Reduktion von seuchenhygienisch relevanten Keimen	62
Tabelle 3-16: M-Bio1 - Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung.....	64
Tabelle 3-17: M-Bio2 - Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung.....	65
Tabelle 3-18: M-Gs1 - Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung.....	66
Tabelle 3-19: M-Gs 2- Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung.....	67
Tabelle 3-20: M-Ks1+2 - Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung.....	68
Tabelle 3-21: Mieten – Endproduktqualität ohne Schwermetalle	71
Tabelle 3-22: Mieten - Schwermetallgehalte und Einordnung in das österreichische Qualitätsspektrum	73
Tabelle 3-23: Mieten - Erwartete und tatsächlich bestimmte Anreicherung der Schwermetallgehalte	74
Tabelle 3-24: Kohlenstoffbilanz der Mieten und Wiederfindungsraten des abgebauten Kohlenstoffs als CO ₂	79
Tabelle 3-25: Methan- in % der Kohlenstoffemission – Literaturvergleich	87
Tabelle 3-26: Anteil der Methanemission an der Kohlenstoffbilanz gemessen an den Feststoffanalysen in Rohstoffmischung und Kompost	88
Tabelle 3-27: Die gasförmigen Stickstoffverluste in Relation zum Gesamt-N-Input	90
Tabelle 3-28: Massenströme von N ₂ O, NH ₃ , CO ₂ , CH ₄ und H ₂ O an einer Bioabfall-Kompostieranlage. Die angegebenen Werte beziehen sich auf 1 Mg Input (Trockensubstanz).....	96
Tabelle 3-29: Emissionsfrachten bei einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung, Roh- und Reingas, Reinigungsleistung Abluftbehandlung (Gronauer et al., 1997)	107
Tabelle 3-30: Gesamtemissionen Klimarelevanter Gase je Tonne TM.....	115
Tabelle 3-31: Gesamtemissionen Klimarelevanter Gase je Tonne FM.....	115
Tabelle 3-32: Gegenüberstellung der CO ₂ -Äquivalent-Emissionen bezogen auf die organische Trockenmasse [t CO ₂ Äqu t oTM ⁻¹]......	116

Tabelle 3-33: Klimawirksamen Emissionen von Methan und Lachgas berechnet als CO ₂ -Äquivalente in Relation zur natürlichen CO ₂ Bildung aus dem Organikabbau	117
Tabelle 3-34: Emissionen klimarelevanter Gase und von Ammoniak in Österreich	118
Tabelle 3-35: Grundlagendaten und CO ₂ -Äqu für die einzelnen Gase in Deutschland (2000)	118
Tabelle 3-36: Relativer Anteil der klimarelevanten Emissionen aus der Kompostierung am nationalen Gesamtpotential im Vergleich mit anderen Untersuchungen	120
Tabelle 3-37: Spezielle Optimierungsmaßnahmen in der offene Mietenrotte mit passiver Belüftung	127
Tabelle 3-38: Spezielle Optimierungsmaßnahmen für geschlossene Intensiv- und Hauptrottesysteme mit Zwangsbelüftung und Abluftreinigung (Box, Tunnel, Halle).....	127
Tabelle 5-1: Bodeneigenschaften und Parameter der organischen Bodensubstanz mit ihren entsprechenden Temperaturbereichen	136
Tabelle 5-2: Qualitätsparameter und Schwermetalle in den Ausgangsmischungen und den Fertigkomposten nach Analysen des Labors Ökodatenservice	137
Tabelle 5-3: M-Bio2 - Übersicht über die in den begleitenden Analysen erfassten Parameter	138
Tabelle 5-4: M-Gs2 - Übersicht über die in den begleitenden Analysen erfassten Parameter	138
Tabelle 5-5: Globale Emissionen biogener VOC (FAL, 2002)	139
Tabelle 5-6: Biogene VOC-Emissionen in der Schweiz (Flächenbezug: Waldfläche: 11.733 km ² , Grasfläche: 750.000 ha, Ackerfläche: 290.000 ha) (FAL, 2002).....	139
Tabelle 5-7: Konzentrationen und Massenströme von natürlichen VOC in der menschlichen Atemluft (Alveolarluft) (nach Fenske / Paulsen, 1999).....	140
Tabelle 5-8: Identifizierbare VOC-Konzentrationen der Mieten M-Bio1, M-Gs1 und M-Ks2 (Passivmessung)	141
Tabelle 5-9: Identifizierbare VOC-Konzentrationen der Mieten M-Bio1, M-Gs1 und M-Ks2 (Aktivmessung)	141

1 Motiv und Ziel des Forschungsprojektes und einige Grundlegendaten

1.1 Ausgangslage

Im Sinne der Abfallwirtschaft erfolgt die Definition eines *nicht gefährlichen* Stoffes als Abfall nur dann, wenn für diesen eine Entledigungsabsicht besteht (Subjektiver Abfallbegriff des Abfallwirtschaftsgesetzes¹). Im Falle der Kompostierung der im Haushalt anfallenden organischen Küchen- und Gartenabfälle werden die biogenen Materialien auf demselben Grundstück des Besitzers, auf welchem sie entstehen, kompostiert und einer Verwertung zugeführt. Hiermit handelt es sich bei der Hausgarten- oder Gemeinschaftskompostierung - unter Vernachlässigung der von außerhalb der Systemgrenzen eingeführten Lebensmittel - um eine kreislaufwirtschaftliche Maßnahme ersten Ranges. Damit wird aber auch klar, dass die Bedeutung der sogenannten „Eigenkompostierung“ wesentlich von der Siedlungsstruktur das heißt vom Vorhandensein ausreichender und geeigneter Garten oder Grünraumflächen abhängt.

Der nächste Schritt im Sinne von dezentralen, kleinräumigen Lösungen stellt die Kompostierung der über das kommunale Sammelsystem getrennt erfassten biogenen Abfälle durch Landwirte dar, die den hergestellten Kompost überwiegend auf den eigenen landwirtschaftlichen Flächen einsetzen – Die so genannte *Landwirtschaftliche Kompostierung*. Dieses Modell hat sich in Österreich als einzigem Europäischem Land (!) als wesentlicher Faktor in der biologischen Abfallbewirtschaftung durchgesetzt und bewährt. (Szlezak, 2001; Amlinger et al., 2001; Amt der steiermärkischen Landesregierung, 1999; Amt der Tiroler Landesregierung, 2002)

Auf Basis von Erhebungen für die Jahre 1998 bis 2000 (Amlinger et al., 2001^[DFA4]) kann bei einem Gesamtpotential von 1,36 Mio. Tonnen an sammelbaren biogenen Abfällen von 44 %, das sind 600.000 t organischer Abfälle ausgegangen werden, die über die kommunale Sammlung erfasst und in 469 Kompostanlagen verarbeitet werden. Die Angaben des Bundesabfallwirtschaftsplanes (BAWP) für 1999 (BMLFUW, 2001) liegen etwas höher. Gemäß BAWP werden in 526 Anlagen mit einer Gesamtkapazität von 1,1 Mio. t 478.000 t Bioabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen verarbeitet.

770.000 t werden in den Hausgärten kompostiert. Umgerechnet auf die Gesamtbevölkerung entspricht das einem spezifischen Aufkommen von 48 kg pro Einwohner und Jahr Sammlung über die Biotonne, 74 kg Eigenkompostierung und einem Gesamtaufkommen von 103 kg EW-1 a-1. Bei Ausschöpfung des restlichen Sammelpotentials an kompostierbaren Anteilen von ca. 200.000 t, die sich noch in der „Restmülltonne“ befinden, ist von einem potentiellen Gesamtaufkommen von 1,57 Mio. Tonnen biogener Abfälle zu rechnen.

Tabelle 1-1 gibt einen Gesamtüberblick zur getrennten Sammlung und Kompostierung biogener Abfälle in Österreich.

¹ § 2 (1) Zi. 1. AWG, BGBl. 1990/325 : „Abfälle im Sinne dieses Bundesgesetzes sind bewegliche Sachen, deren sich der Eigentümer oder Inhaber entledigen will oder entledigt hat ...“

Tabelle 1-1: Stand der Sammlung von organischen Abfällen in Österreich [Daten von 1998 – 2000]

	Dimension	Burgenland	Kärnten	NÖ	OÖ	Salzburg	Steiermark	Tirol	Vorarlberg	Wien	Österreich
Anzahl der Kompostanlagen		6	19	81	206	4	46	56	47	4	469 <i>[526]</i>
Kapazität (ohne Klärschlammkompostierung)	t FM. a ⁻¹	14.400	23.060	217.920	191.045	42.000	76.185	55.000	39.985	130.000	789.595 <i>[1.100.000]</i>
Mittlere Kapazität /Kompostanlage	t FM. a ⁻¹	2.400	1.214	2.690	927	10.500	1.656	982	851	32.500	5.969
Auslastung der Anlagenkapazität											
<i>Gegenwärtige Behandlung 1999/2000</i>	%	98%	152%	76%	41%	96%	93%	120%	74%	74%	75%
<i>Potential der sammelbaren organischen Abfälle</i>	%	207%	182%	75%	64%	121%	153%	132%	98%	126%	101%
Behandlung											
<i>Bioabfälle</i>	t FM. a ⁻¹	13.004	15.000	109.752	38.565	26.000	54.700	47.200	9.700	70.627	384.550 <i>[478.000]</i>
<i>Grünabfälle</i>	t FM. a ⁻¹	1.150	20.000	52.272	25.000	14.300	16.000	18.800	20.000	24.932	192.454
<i>Gesamt Bioabfälle - & Grünabfälle</i>	t FM. a ⁻¹	14.154	35.000	164.847	78.000	40.300	70.700	66.000	29.700	95.561	594.262*
<i>Potential Bioabfälle - & Grünabfälle</i>	t FM. a ⁻¹	29.804	41.900	164.459	122.452	50.792	116.318	72.456	39.095	163.404	800.680
<i>Klärschlamm [30 % TM] + 50 % (v/v) Strukturgut</i>	t FM. a ⁻¹	22.290	20.643	70.667	15.677	2.875	40.767	2.600	2.000	0	177.519
<i>Hausgartenkompostierung</i>	t FM. a ⁻¹	24.000	61.000	204.773	140.000	43.000	64.000	52.000	38.000	145.000	771.773
Spez. Bioabfallaufkommen (<i>Gesamtbevölkerung</i>)	kg cap. ⁻¹ a ⁻¹	47	24	74	28	50	45	55	28	44	48
Spez. Bio- & Grünabfallaufkommen (<i>- „ -</i>)	kg cap. ⁻¹ a ⁻¹	51	34	105,6	88	78	57	83	86	60	74
Spez. Bioabfallaufkommen (<i>Biotonnenbenutzer</i>)	kg cap. ⁻¹ a ⁻¹	?	?	161	65	92	114	123	60	?	103
Anschluss an die Biotonnensammlung <i>[% der Gesamtbevölkerung]</i>	%	?	?	44%	43%	34%	49%	46%	44%	?	43%
Organikanteil im Restabfall [1998]	% (m/m)	23%	16%	15%	15%	18%	18%	18%	11%	19%	17%

* Die Divergenz zwischen den Einzelsummen aus Bio- und Grünabfällen (577.000 t) und der angegeben Gesamtschätzung ergibt sich aus den Gesamt-Verarbeitungsangaben der einzelnen Bundesländern, die von der rechnerischen Summenbildung etwas abweicht.

Seit Einführung der getrennten Sammlung biogener Abfälle bestand in vielen Bundesländern ein klares strategisches Votum dafür, durch die Förderung der Hausgarten- oder Eigenkompostierung und der dezentralen (überwiegend landwirtschaftlichen) Kompostierung der organische Küchen- und Gartenabfälle Ressourcenschonung in den Bereichen Transport, Sammellogistik, Anlagenkapazitäten, Bodenverbesserungsmittel und Substrate auf Torfbasis sowie Mineraldüngerverbrauch zu bewirken. In den Bundesländern wurden in der Aufbauphase Anfang der 90er Jahre spezifische Ausbildungsprogramme für Landwirte angeboten und vorgeschrieben (*Ausbildung zum Kompostfachkundigen*) und Förderungen für Bau und Maschinen Ausstattung bis zu 50 % der Investitionskosten gewährt.

Als (europaweite) Besonderheit ist auf die Mietenkompostierungsanlage der Stadt Wien (Kompostierungsanlage Lobau) mit einem durchschnittlichen Jahresdurchsatz von rund 80.000 - 90.000 t zu verweisen.

Somit hat sich die Mietenkompostierung in den verschiedenen Intensitätsstufen (Mietenquerschnitt und Umsetzhäufigkeit) als das überwiegend in Österreich eingesetzte Verfahren durchgesetzt.

In etwa 350 landwirtschaftlichen Kompostierungsanlagen werden rund 271.000 t Bioabfälle verarbeitet (ca. 45 %). Hinzukommen einige kommunale Grünschnittkompostierungsanlagen und die Kompostierungsanlage der Stadt Wien mit einem Jahresdurchsatz von rund 100.000 t. Damit werden knapp 400.000 t biogener Abfälle, also 2/3 des Gesamtaufkommens, mit den Verfahren der offenen Mietenkompostierung verarbeitet.

Da eine sehr detaillierte Erhebung bei den einzelnen Landesregierungen im Frühjahr 2001 vorgenommen wurde, werden in der Folge die von uns erhobenen Zahlen als Grundlage für die weiteren Abschätzungen des Beitrags der Kompostierung zur Emission klimarelevanter Gase und von Ammoniak in Österreich herangezogen.

1.2 Kritische Stimmen zur (dezentralen) offenen Mietenkompostierung

In der Frage der Verwertung der biogenen Abfallströme wurden in der jüngeren Vergangenheit die verschiedenen dezentralen und zentralen Verwertungssysteme, Verfahren und Technologien aus volkswirtschaftlicher, betriebswirtschaftlicher sowie ökologischer Sicht vergleichend diskutiert (Wintzer et al. 1996; Marb et al., 1997); Gronauer et al. 1997; Raninger, 1999, Edelmann und Schleiss, 1999). Ziel einer nachhaltigen und kreislauforientierten Abfallbewirtschaftung ist die Sicherstellung einer kontinuierlichen, hohen Produktqualität und die Erhaltung hoher Standards im Hinblick auf die flüssigen und gasförmigen Emissionen im Zuge der Herstellungs- und Verwertungsprozesse. Der Stand der Technik für einen emissionsarmen Betrieb von Kompostierungsanlagen wurde zum ersten Mal in der ÖNORM S 2205 definiert. Diese behandelt neben den flüssigen Emissionen (Presswasser, Prozesswasser, Kondenswasser, Abwasser aus der Anlagenreinigung, niederschlagsbedingtes Abwasser) die luftgetragenen Emissionen Geruch, Staub, Keimemissionen im Sinne des Nachbarschafts- und Arbeitnehmerschutzes. Maßnahmen zur Reduktion klimarelevanter Gasemissionen werden nur insofern berücksichtigt, als für geschlossene Verfahren mit Abluftförmung ein Mindest-Sauerstoffgehalt von 14 % (v/v) in der Abluft gefordert wird. Für den Bereich der Haupt- und Nachrotte wird hier als Mindestanforderung die „Sicherstellung des erforderlichen Gasaustausches“ festgelegt. Eine umfassende Studie im Auftrag des BMLFUW wurde Mitte November 2003 vorgestellt und Anfang 2004 als Grundlage für den Stand der Technik der Kompostierung herausgegeben. Hier werden auf Basis von Untersuchungsergebnissen die Voraussetzungen und die Mindestanforderungen für eine emissionsarme Betriebsführung und Prozesssteuerung besprochen.

In der wissenschaftlichen und öffentlichen Diskussion wurden folgende Kritikpunkte gegenüber der offenen Mietenkompostierung eingebracht:

- hoher spezifischer Flächenbedarf im Vergleich mit zentralen, bzw. technischen, gekapselten Kompostanlagen
- mangelnde Hygienisierungsleistung durch unkontrollierte oder nur bedingt kontrollierbare Temperatursteuerung
- nicht kontrollierbare Emissionen von schädlichen und klimarelevanten Gasen (Ammoniak, Methan, Lachgas), verursacht durch, diskontinuierliche Belüftung und fehlende Abgasreinigung mittels Biofilter
- negative Energiebilanz aufgrund fehlender Nutzung des bei anaeroben Vergärungsverfahren gewonnenen und verstrombaren Methangases
- in der Folge kein Beitrag zur Reduzierung des Treibhauseffektes aufgrund fehlender Substitution fossiler, nicht erneuerbarer Energieträger

Ob grundsätzlich angestrebt werden sollte, die vergärbaren Anteile der organischen Abfälle aus Haushalten (i.w. Küchenabfälle und Grasschnitt) zentralen Biogasanlagen oder ggf. landwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen zuzuführen oder eine möglichst flächendeckenden dezentrale Hausgartenkompostierung im locker verbauten bzw. dezentrale (überwiegend landwirtschaftliche) Kompostierung im ländlichen Bereich zu propagieren, kann mit einfachen, zahlenmäßig fassbaren Bewertungen nicht letztgültig entschieden werden. Neben den umwelt- bzw. gesundheitsrelevanten Parametern wie gasförmigen, flüssigen oder Keimemissionen müssen eine Vielzahl logistischer, siedlungsökologischer und umweltpädagogischer Größen in Betracht gezogen werden.

Eine zentraler Punkt ist hier auch die Frage der Verwertungssicherheit, die von der Qualität und der Akzeptanz des Endproduktes abhängt. Im Sinne des Bodenschutzes und der Bodenverbesserung sind Kompost und Gärrückstand als Humussubstrat und Kohlenstoffsenke jedenfalls differenziert zu beurteilen.

Auch wenn man im Sinne einer Ökobilanzierung alle anerkannten Belastungs- und Entlastungsgrößen zahlenmäßig verbuchen könnte, bleibt in der Sensitivitätsüberprüfung und für einen Variantenvergleich verschiedener Bewirtschaftungswege immer noch die Frage offen, wie bestimmte Begleiteffekte (z.B. der Faktor Umweltpädagogik oder Flächenverbrauch) zu bewerten sind, oder überhaupt mit den gängigen Methoden bewertbar wären.

Eine wesentliche Voraussetzung für eine sachgemäße Beurteilung stellt jedenfalls eine sachlich fundierte Datenbasis dar.

Für die Mietenkompostierung liegen gegenwärtig nur vereinzelte Untersuchungen vor, die das System als Ganzes vor allem hinsichtlich des Beitrags zum Treibhauseffekt erfassen.

Diese Studie konzentriert sich auf die Erfassung der Emissionen klimarelevanter Gase und Ammoniak unter möglichst praxisnahen Bedingungen. Grundsätzliche Reduktionspotentiale und Maßnahmen zur Optimierung können aufgrund der Untersuchungen der Ergebnisse anderer Untersuchungen vorgeschlagen werden. Weiters kann der potentielle Beitrag der Mietenkompostierung (auch im Vergleich mit der Hausgartenkompostierung, die im ersten Projektabschnitt untersucht wurde (Amlinger und Peyr, 2002) zur Bildung von Treibhausgasen auf nationaler Basis dargestellt werden.

Die Effektivität einer *Systemumstellung* von dezentralen Mietenkompostierungssystemen auf zentrale gekapselte (geschlossene) Verfahren mit und ohne anaerober Vorstufe mit dem Ziel einer deutlichen Treibhausgasreduktion müsste anhand einer vergleichenden Ökobilanz für eine ausgewählte Region unter Annahme festgelegter Sammelstrukturen und der eingesetzten Technologien erfolgen.

Unsachgemäße Prozesssteuerung kann prinzipiell in der Mietenkompostierung die Bildung anaerober Zonen im Rottekörper und dadurch ein Potential für die Emission klimarelevanter Gase fördern.

Im nun abgeschlossenen Versuch wurde der Frage der qualitativen Leistungsfähigkeit der dezentralen Mietenkompostierung im Hinblick auf die Entstehung klimarelevanter Gase sowie die Hygienisierungsleistung und die Qualität des Endproduktes (im Sinne der Kompostverordnung) unter praxisnahen Bedingungen nachgegangen.

Mit dem vom ILUET entwickelten begehbaren bzw. mobilen Emissionsmessraum konnten kontinuierliche Messungen klimarelevanter Emissionen über einen längeren Zeitraum unter praxisüblichen Bedingungen durchgeführt werden. Dadurch konnten die Emissionen des gesamten Systems der Kompostierung im Verlauf der relevanten Prozessphasen erfasst werden.

In Kombination mit der Massenbilanz wurde eine Stoffbilanzierung der Hausgartenkompostierung (Modul 1) und der Mietenkompostierung durchgeführt. Die Einbeziehung der qualitativen Aspekte (Seuchenhygiene und Kompostqualität) ermöglicht eine Bewertung der untersuchten Kompostierungssysteme.

2 Material und Methoden

Ab Juli 2000 wurde im großen Messraum eine Gegenüberstellung von 3 Mietenkompostierungen mit je ca. 10 m³ der Ausgangsstoffe Biotonne (M-Bio1 und M-Bio2), Grünschnitt (M-Gs1 und M-Gs2) bzw. Klärschlamm (M-Ks1 und M-Ks2) durchgeführt. Somit bestand die Möglichkeit, einen direkten Systemvergleich in Abhängigkeit der Rohstoffmischungen vorzunehmen. Die Mieten wurden in Anlehnung an praxisübliche Bedingungen 1- bis 2 mal pro Woche umgesetzt. Da die ersten Durchgänge der Varianten Biotonne und Grünschnitt zum Ende der Messdurchgänge noch Emissionspotential aufwiesen, wäre eine abschließende Gesamtbilanz aufgrund der zum Teil nicht vollständigen Stabilisierung der Materialien nur mit einem entsprechenden Unsicherheitsfaktor möglich gewesen.

Es wurde daher vorgeschlagen, für eine weiterführende Interpretation der Messergebnisse eine Wiederholung der Grünschnitt und der Bioabfallkompostierung durchzuführen (M-Bio2 und M-Gs2). Damit sind die zwei wesentlichen Hauptbereiche der Kompostierung mit einem Gesamtpotential von 800.000 t erfasst.

Eine Summenbilanz der klimarelevanten Gasemissionen (mit Umrechnung auf CO₂-Äquivalente) sowie der Gesamtemissionen kann erst mit Erreichung eines weitgehend emissionsstabilen Materials erstellt werden. Wesentliche Anforderung an die Wiederholungsmessung war daher, die Messperiode bis zu einer klar erkennbaren Stabilisierung zu verlängern.

2.1 Projektablauf – Übersicht

Projektablauf	
März – April 1999	Projektentwurf
Juni 1999	Ansuchen um Förderung bei folgenden Stellen: LReg von Szbg, NÖ, OÖ, Tirol, Wien, Stmk und BMU
Ende August 1999	Vorbereitung und Einrichtung der Versuchskompostierung im großen Messraum (3 x 9 m)
03. 09. 1999 – 02. 12. 1999	Erste Messserie Hausgartenkompostierung (HG-Bio-I) : kontinuierliche Befüllung und Gasmessungen; 8 Kompostsilos à 0,7 m ³ ; wöchentliches Aufsetzen, Temperatur, TM-Best., monatlich Hygieneuntersuchung
04. 02., 24. 03. und 07. 07. 2000	Abwiegen, Umsetzen, Auslagern zur Nachreife; Abschlussuntersuchung HG-BIO-I (Hygiene, Qualität) am 7.7.00
4. 2000 – 6. 2001	Zweite Messserie Hausgartenkompostierung (HG-Bio-II) im Mobilen Messraum (3 x 6 m): kontinuierliche Befüllung von jeweils 2 Kompostsilos über einen Zeitraum von 16 Monaten; 3-maliges Umsetzen im Abstand von ca. 12 Wochen
7. 2000 – 10. 2002	Dritte Messserie Mietenkompostierung im großen Messraum Mietenabmessungen: 2,2 x 8 x 1,1 m (ca. 5,9 t; 8,9 m ³ ; Schnittfläche: 1,21 m ²)
10. 07. - 14. 09. 2000	(a) Bioabfall-Kompost (M-Bio1) – 9 Wochen
26. 09. - 24. 10. 2000	(b) Grünschnitt-Kompost (M-Gs1) – 4 Wochen
27. 02. – 29. 03. 2001	(c) Klärschlammkompost (M-Ks1) – 4 Wochen;
29. 03. – 16. 05. 2001	(d) Klärschlammkompost (M-Ks2) – 7 Wochen;
26. 09. - 11. 12. 2001	(e) Bioabfall-Kompost (M-Bio2) – 12 Wochen
14. 05. - 02. 10. 2002	(f) Grünschnitt-Kompost (M-Gs2) – 21 Wochen



Abbildung 2-1: Emissionsmessenanlage des ILUET mit großem (rechts) und kleinem Messraum (links), im Hintergrund Anhänger mit Messeinrichtung und mobilem Büro

2.2 Untersuchungsparameter

In der Mietenkompostierung wurden folgende Parameter untersucht:

- Emission der klimarelevanten Gase Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) sowie von Ammoniak (NH_3), Kohlendioxid (CO_2) und flüchtiger organischer Kohlenstoffverbindungen (*volatile organic compounds – VOC oder TOC*)
- Einzelkomponenten der NMVOC (Nicht-Methan VOC) bei M-Bio1, M-Gs1 und M-Ks2 (Umweltbundesamt. Wien)
- die Massenbilanz
- seuchenhygienisch relevante Keime in der Ausgangsmischung, während der Rotte und im Endprodukt (Dr.vet.med. Silvio Krehon, St. Pölten)
- die Temperatur- und Feuchtigkeitsentwicklung im Verlauf der Rotte
- Trockenmasse, Glühverlust, pH-Wert und C/N-Verhältnis im Verlauf der Rotte (Institut für Land-, Umwelt- und Energietechnik bzw. Institut für Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur)
- $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, N-org, C-org, im Verlauf der Rotte (Institut für Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur, bei M-Bio2 und M-Gs2)
- Atmungsaktivität (AT_4) im Verlauf der Rotte (Institut für Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur, bei M-Bio2 und M-Gs2)
- Niedere Carbonsäuren im Verlauf der Rotte (Institut für Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur, bei M-Bio2)

- Huminstoffbildung mittels Infrarotspektroskopie im Verlauf der Rotte (Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur, bei M-Bio2 und M-Gs2)
- Stabilität der Kohlenstoffverbindung mittels thermogravimetrischer Methoden (Dr. Siebert, TU Berlin; bei M-Bio2 und M-Gs2)
- Qualität des Rohmaterials und Qualität des Kompostes entsprechend Kompostverordnung bzw. mit fraktionierter Analyse (BGBI. II Nr. 292/2001; Ökodaten Service Ges.m.b.H.)

Aufgrund der bestehenden Platzgestaltung konnte die Sickerwasserbildung nicht erfasst werden. Da die Mieten keinen natürlichen Niederschlägen ausgesetzt waren und nur nach Bedarf bewässert wurde, war bis auf eine Ausnahme das Auftreten von Sickerwasser- oder Prozesswasser nicht beobachtbar. Lediglich in der ersten Woche nach dem Aufsetzen der zweiten Bioabfallmiete *M-Bio2* trat im Zusammenhang mit dem hohen Wassergehalt der Ausgangsmischung (70 % i.d. FM) Sickerwasser aus.

2.2.1. Komponenten der Nicht-Methan VOC

Durch einen begleitenden Auftrag des BMLFUW an das Umweltbundesamt war es möglich, in den Durchgängen M-Bio1, M-Gs1 und M-Ks2 zusätzlich die in Tabelle 2-1 dargestellten potenziellen Luftschadstoffe über Aktiv- bzw. Passivmessung zu bestimmen.

Bei der aktiven Probenahme wurden verschiedene Sorptionsröhrchen mit unterschiedlichen Sorptionsmaterialien (Aktivkohle, Silikagel, poröse Polymere) und unterschiedlicher Größe verwendet. Mittels Pumpen wurde an den beiden Messstellen (Zuluft und Abluft) Luft mit einem Fluss von etwa 500 ml/min über einen bestimmten Zeitraum durchgesaugt. Zeitpunkt dieser Probennahme war jeweils unmittelbar nach dem Einlagern des Materials in den Messtunnel sowie nach 14 Tagen, also nach zweimaligem Umsetzen der Kompostmiete.

Tabelle 2-1: Emissionsmessungen(aktiv und passiv *) durch das Umweltbundesamt (UBA)

Alkane *	Chlorbenzole	Acetate*
Cyclohexan	1,2-Dichlorbenzol	Ethylacetat
n-Hexan	1,3-Dichlorbenzol	n-Butylacetat
n-Heptan	1,4-Dichlorbenzol	Ketone *
n-Oktan	1,2,3-Trichlorbenzol	Aceton
n-Nonan	1,2,4-Trichlorbenzol	2-Butanon
n-Dekan	1,3,5-Trichlorbenzol	2-Hexanon
n-Undekan	CKW *	Cyclohexanon
n-Dodekan	Dichlormethan	Aldehyde
Terpene *	1,2-Dichlorethan	Formaldehyd
Campher	Trichlormethan	Acetaldehyd
Cumol	1,1,1-Trichlorethan	Propionaldehyd
a-Pinen	Trichlorethen	Crotonaldehyd
b-Pinen	Tetrachlormethan	Valeraldehyd
Limonen	Tetrachlorethen	Alkohole
Aromaten *	FCKW	Ethanol

Benzol	Trichlorfluormethan R11	Polyzyklische Verbindungen
Toluol	Dichlordifluormethan R12	Naphthalin
Ethylbenzol	1,1,2-Trichlortrifluorethan R113	N-Verbindungen
m-, p-Xylol	1,2-Dichlortetrafluorethan R114	Nitrosomorpholin
o-Xylol	Kresole	S-Verbindungen
Styrol	m-, p-Kresol	Dimethyldisulfid *
2-Ethyltoluol	o-Kresol	
3-, 4-Ethyltoluol		Phenol

Bei der passiven Probenahme wurden Aktivkohle-Passivsammler etwa 14 Tage an den beiden Messstellen exponiert. Die Anreicherung der zu analysierenden Substanzen erfolgte durch kontrollierte Diffusion auf das Aktivkohleröhrchen.

Prüfverfahren

Alkane, Terpene, Aromaten, Chlorbenzole, CKW, Phenole, Kresole, Acetate, Ketone, Alkohole, polycyclische Verbindungen, Schwefelverbindungen:

Die Analyse der Sorptionsröhrchen (Aktivkohle, Silicagel, poröse Polymere) erfolgte in Anlehnung an VDI 3482 Bl. 4. Die auf den Sorptionsröhrchen angereicherten Substanzen wurden mit Lösungsmittel (Schwefelkohlenstoff, Methanol) eluiert. Das Eluat wurde mittels Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor bzw. Flammenionisationsdetektor analysiert.

Aldehyde:

Die Analyse der DNPH-Kartuschen erfolgt in Anlehnung an VDI 3862 Bl.3. Die auf den Sorptionsröhrchen angereicherten und derivatisierten Substanzen werden mit Lösungsmittel (Acetonitril) eluiert. Das Eluat wird mittels Hochdruckflüssigkeitschromatographie mit UV – Detektor analysiert.

2.3 Die Messtechnik der Gase: CO₂, CH₄, NH₃ und N₂O

Mit dem vom Institut für Land-, Umwelt und Energietechnik (ILUET) der Universität für Bodenkultur entwickelten begehbaren bzw. mobilen Emissionsmessraum war es zum erstenmal möglich, kontinuierliche Messungen klimarelevanter Emissionen über einen längeren Zeitraum unter praxisüblichen Bedingungen durchzuführen. Durch die Kombination der Messtechnik mit der Massenbilanzierung ist es möglich, eine umfassende Bilanz eines offenen Kompostierungsvorganges unter Einbeziehung fester, flüssiger und gasförmiger Austauschprozesse zu erstellen. Der große Vorteil gegenüber mikrometeorologischen Methoden und den bisher verwendeten Kammertechniken liegt nach Amon (1998) dabei in der uneingeschränkten und lückenlosen Erfassung eines Gesamtsystems, an dem darüber hinaus aufgrund des ausreichend vorhandenen Manipulationsraumes die Auswirkungen verschiedener praxisüblicher Intensitäten der Bearbeitung untersucht werden können.

Der 2 m hohe, begehbare Emissionsmessraum hat eine Grundfläche von 18 m² und arbeitet nach dem „open-dynamic-chamber-Prinzip“. Ein Gebläse saugt kontinuierlich Luft durch den Messraum, die Durchsatzleistung kann zwischen 1.000 und 11.000 m³/h variiert werden. An der Stirnseite gelangt Zuluft in den Messraum hinein, die sich mit den Emissionen anreichert und den Messraum hinter dem Gebläse wieder verlässt. Die Gasprobenahme erfolgt abwechselnd in der Zuluft und in der Abluft, wodurch sich die im Messraum emittierte Menge an Gasen bestimmen lässt. Durch Multiplikation mit dem am Gebläse kontinuierlich gemessenen Luftdurchsatz ergibt sich daraus die Emissionsrate. Ein hochauflösendes FTIR-Spektrometer² analysiert vor Ort die Konzentrationen von NH₃, N₂O, CH₄ und CO₂ (Boxberger et al., 1997).

² Fourier Transformations Infrarot Spektrometer

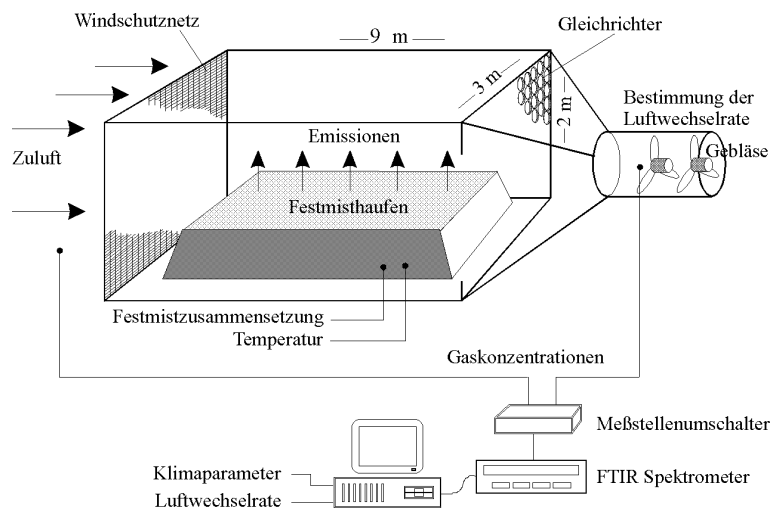


Abbildung 2-2: Großer mobiler Emissionsmessraum des ILUET

Der niedrige und mobile Messraum ist im Prinzip gleich aufgebaut wie der große Messtunnel, besitzt aber eine geringere Höhe. Montiert auf einem Metallrahmen kann er auf einem Schienensystem über verschiedene Messorte verschoben werden. Der niedrige Messraum kam bei der Untersuchung der Hausgartenkompostierung zum Einsatz.

2.3.1. Thermogravimetrie

Thermische Methoden charakterisieren eine Probe durch ihr Verhalten bei Temperaturerhöhung unter verschiedenen Bedingungen. Bei der Thermogravimetrie wird der Masseverlust über einen bestimmten Temperaturbereich bestimmt. Das resultierende Thermogramm weist auf Eigenschaften des Materials und Stabilisierungsprozesse hin (Smidt, 2002).

Die Thermogravimetrische Bodenanalyse beinhaltet die langsame Erwärmung einer Bodenprobe von Zimmertemperatur auf über 950 und eine kontinuierliche Aufzeichnung der dabei auftretenden Gewichtsverluste. Mit dieser Methode wurde im Anschluss an die versuchsbegleitenden Analysen eine Auswahl von Material aus den Messserien M-Bio2 und M-Gs2 untersucht.

Die Auswertung der aufgezeichneten Gewichtsverluste liefert Angaben zu wichtigen Materialeigenschaften (C-, N-, Ton- und Karbonatgehalt) der untersuchten Probe. Gleichzeitig lassen sich Kenngrößen der organischen Substanz (Gesamtmenge, biologisch leicht umsetzbare und humifizierte Komponenten u. a.) bestimmen. Für die Entwicklung der TGBA wurden Böden natürlicher Ökosysteme aus allen wichtigen Klimazonen Ost- und Mitteleuropas sowie Sibiriens, aus tropischen Regionen und der Antarktis verwendet. Weitere Erläuterungen zur Interpretation dieser Methode siehe Anhang Punkt 5.1. Die in Frage kommende qualitative Differenzierung der organischen Substanz folgt dem Schema:

- Gesamtmenge der organischer Substanz
- thermolabile (leicht abbaubaren) Bestandteile
- thermostabile (humifizierte bzw. inerte) Bestandteile,
- Menge des gebundenen Wassers sowie der
- Gehalt an organischem Kohlenstoff

2.4 Versuchsdurchführung

Ab Anfang Juli 2000 stand der große Emissionsmessraum zur Verfügung. Hierdurch konnte die Gesamtuntersuchung auf Mietenkompostierungssysteme aus verschiedenen praxisrelevanten Rohstoffen ausgeweitet werden.

Im großen Messraum wurde eine Gegenüberstellung von je 2 Durchgängen der Mietenkompostierung

- (a.) Biotonne: *M-Bio1* & *M-Bio2*
- (b.) Grünschnitt: *M-Gs1* & *M-Gs2*
- (c.) Klärschlamm: *M-Ks1* & *M-Ks2*

von je ca. 7 bis 9 m³ durchgeführt. Damit bestand die Möglichkeit, einen direkten Systemvergleich in Abhängigkeit der Rohstoffmischungen vorzunehmen. Durch die Anwendung des praxisnahen Mietenquerschnittes (siehe Abbildung 2-3) mit einer Breite von ca. 2,2 m, einer Höhe von ca. 1,5 m und einer Länge von ca. 8 m ist eine direkte Interpretation der Massenbilanz und damit eine Hochrechnung für dieses System in Österreich möglich.



Abbildung 2-3: Mietenkompostierung M-Bio1 von Bioabfall im großen Messraum

Das Material für die beiden Biotonnenmieten M-Bio1 + 2 und die beiden Grünschnittmieten M-Gs1 + 2 wurde dankenswerter Weise von der Magistratsabteilung 48 der Gemeinde Wien aufbereitet und homogen abgemischt zur Verfügung gestellt. Der mit Strukturmaterial abgemischte Klärschlamm des Durchgangs M-Ks1 stammte von der Verbandskläranlage Leoben, der des Durchgangs M-Ks2 von der ARGE Vererdung am Langen Feld. Nach Abmischung in der Abfallbehandlungs- bzw. Kläranlageanlage erfolgte die Lieferung mittels LKW, die Abwiegung sowie das Einlagern bzw. das Aufsetzen im Messtunnel mit Frontlader der Versuchswirtschaft der Universität für Bodenkultur. Da der Messtunnel nur im vorderen Teil mit Frontlader beschickt werden kann, wurde das Umsetzen in Handarbeit durchgeführt.

Die erste Untersuchungsserie (**M-Bio1**) startete am 10. Juli und endete mit 14. September 2000 (Auslagerung).

Der Grünschnittkompost (**M-Gs1**) wurde vom 26. September bis zum 24. Oktober 2000 im Messtunnel untersucht. Die Wiederholung der Kompostierung von Biomüll (**M-Bio2**) startete am 26. September 2001, die Messungen endeten mit 11. Dezember und ausgelagert wurde die Miete erst am 30. April 2002. Die Wiederholung der Grünschnittmiete (**M-Gs1**) fand im Zeitraum vom 14. Mai bis 2. Oktober 2001 statt.

Der dritte Durchgang mit Klärschlammkompost (**M-Ks1+2**) fand in zwei unmittelbar aufeinanderfolgenden Chargen im Zeitraum 27. Februar bis 16. Mai 2001 statt.

Ursprünglich war ein 12-wöchiger Durchgang einer Klärschlammkompostierung mit aerob/anaerob stabilisiertem und teilentwässertem Klärschlamm des Reinhaltverbandes Leoben vorgesehen. Die Kompostierung dieser Versuchsmiete (M-Ks1) musste jedoch nach 4 Wochen aus folgenden Gründen abgebrochen werden:

- Das vom Reinhaltverband Leoben in der Praxis erprobte fertig abgemischte Ausgangsmaterial wurde bei Temperaturen $< 0\text{ °C}$ transportiert und hatte somit eine Ausgangstemperatur um den Gefrierpunkt.
- Durch den Transport wurde das Material verdichtet und verklumpte.
- Zwar verbesserte sich die Struktur durch sorgfältiges Auf- und Umsetzen, doch die anhaltend niedrigen Außentemperaturen im Verein mit der ungünstigen Ausgangsstruktur verhinderten einen zügigen Start der Rotte und des Abbaugeschehens.
- Nach 30 Tagen betrug die Temperatur noch immer weniger als 35 °C und die CO_2 Entwicklung war kaum in Gang gekommen.
- Weiters bedingten sehr hohe Ammoniumwerte (2.883 mg kg^{-1}) und ein extrem enges C/N-Verhältnis von 9,7 ein äußerst ungünstiges Milieu für den mikrobiellen Abbau.

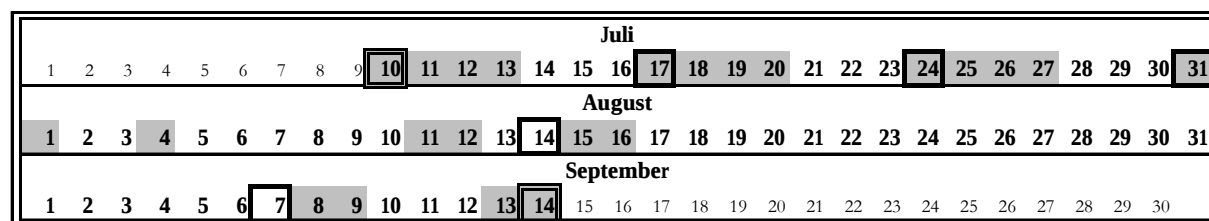
Da keine Verbesserung der Rottebedingungen abzusehen war, und die Versuchsmiete nicht als repräsentativ für eine ordnungsgemäße Klärschlammkompostierung angesehen werden konnte, wurde der Versuch abgebrochen und eine 2. Klärschlammkompostmiete (M-Ks2) für die verbleibenden 8 Wochen aufgesetzt und routinemäßig dokumentiert. Es wurden beide Versuche zur Klärschlammkompostierung (M-Ks1 und M-Ks2) dokumentiert, wenngleich der 1. Durchgang (M-Ks1) aus den beschriebenen Gründen für eine weiterführende Interpretation der Ergebnisse weitgehend ausgenommen werden muss. Die Messung sonstiger potentieller organischer Schadstoffemissionen durch das Umweltbundesamt Wien erfolgte nur im zweiten Durchgang, da das FID-Signal (Summenparameter für organische Kohlenstoffverbindungen) so niedrig blieb, dass keine messbaren Werte für Einzelsubstanzen erfassbar gewesen wären.

Vorgesehen waren kontinuierliche Messungen von NH_3 , N_2O , CO_2 , CH_4 und gesamtem organischen Kohlenstoff in einem Abstand von 3 Tagen über einen Zeitraum von 12 Stunden. Die gesamte Messperiode betrug pro Durchgang bis maximal 21 Wochen, da nach dieser Zeit bei praxisüblichem, wöchentlichem Umsetzen keine relevanten Gasmengen mehr erwartet wurden.

Die Anzahl der tatsächlichen Messstunden, der Messtage und Umsetzzeitpunkte der einzelnen Versuchsdurchgänge sind in Tabelle 2-2 und Abbildung 2-4 dargestellt. Die tatsächlichen Messtage weichen vor allem im Fall von M-Bio1 aufgrund technischer und logistischer Erfordernisse (Kalibrierung des Dedektionsgerätes in Deutschland) vom ursprünglichen Plan ab.

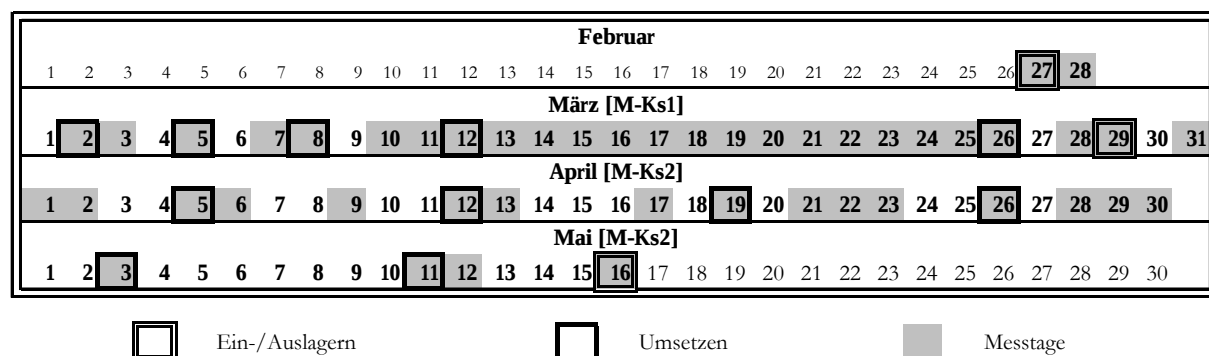
Tabelle 2-2: Anzahl der Messtage und tatsächlichen Messstunden

	Messtage	Messstunden	Ø Stundenanzahl pro Messtag
M-Bio1	23	272	11,8
M-Bio2	41	438	10,7
M-Gs1	17	187	11
M-Gs2	69	649	9,4
M-Ks1	26	373	14,3
M-Ks2	22	258	11,7

M-Bio1:


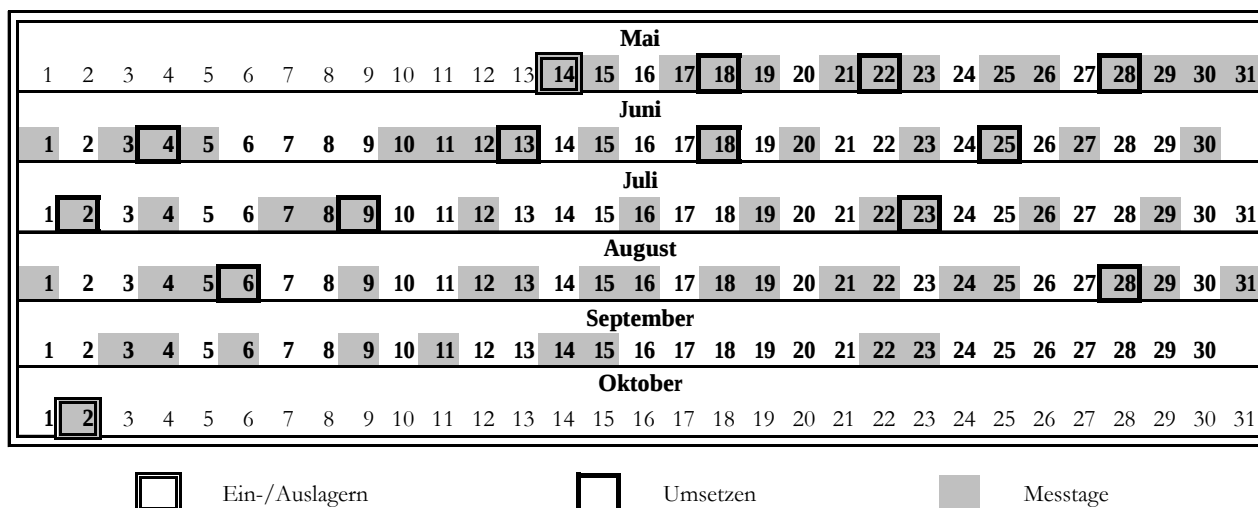
☐ Ein-/Auslagern ☐ Umsetzen ☒ Messtage
 zwischen dem 17.8. und dem 7.9. stand die Messeinrichtung nicht zur Verfügung

M-Gs1:

M-Ks1 und M-Ks2:


M-Bio2:


Ausgelagert wurde die Miete M-Bio2 erst am 30. April 2002.

M-Gs2:

Abbildung 2-4: Messperiode, Messtage und Umsetztermine der einzelnen Versuche

Parallel zu den Emissionsmessungen wurde an zwei bis vier Stellen kontinuierlich die Temperatur gemessen sowie zu den Umsetzterminen die Feuchtigkeit beurteilt.

Die Probenentnahme erfolgte während des Umsetzens, wobei aus Abschnitten von etwa 1-1½ m Einzelproben von ca. 10 l entnommen wurden. Die Einengung auf die erforderliche Laborprobe erfolgte mittel Mischkreuzverfahren.

Regelmäßig genommene Materialproben wurden am ILUET auf TM, NH₄-Gehalt, C/N-Verhältnis und GV analysiert. Die laufend genommenen Proben der beiden Wiederholungen M-Bio2 und M-Gs2 wurden in einem dichteren Analysenprogramm am Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft auf die Parameter Trockenmasse, Glühverlust, pH-Wert, C/N-Verhältnis, NH₄-N, NO₃-N, N-org, C-org, die Atmungsaktivität (AT₄), die Huminstoffbildung und im Fall von M-Bio2 auf die niederen Carbonsäuren untersucht. Das Rohmaterial und der gesiebte Reifkompost (nach einer Nachlagerung von ca. 6 Monaten) wurden einer kompletten Analyse gemäß Kompostverordnung unterzogen.

Abbildung 2-5 bis Abbildung 2-14 zeigen verschiedene Ausgangsmischungen und Schnitte der Mieten zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Rotte. Sehr schön ersichtlich ist die unterschiedliche Ausbildung der Verpilzungszone.



Abbildung 2-5: M-Bio1 – Vorabmischen des Rohmaterials. Die Homogenisierung erfolgte über eine Grobabsiebung (60 mm) und in einer Mischtrommel



Abbildung 2-6: M-Bio1 – Abkippen des Rohmaterials



Abbildung 2-7: M-Gs1 Abkippen des Rohmaterials



Abbildung 2-8: M-Gs1 - Installation der Temperatursensoren



Abbildung 2-9: M-Bio1 - Schnitt der Miete an Tag 15 (24.7.2000)



Abbildung 2-10: M-Bio2 - Schnitt der Miete an Tag 20 (15.10.2001)



Abbildung 2-11: M-Gs1 - Schnitt der Miete an Tag 17 (12.10.2000)



Abbildung 2-12: M-Gs1 - Schnitt der Miete an Tag 22 (18.10.2000)



Abbildung 2-13: M-Gs2 - Schnitt der Miete an Tag 15 (28.5.2002)



Abbildung 2-14: M-Gs2 - Schnitt der Miete an Tag 50 (2.7.2002)

3 Ergebnisse

3.1 Steckbrief zur Mietenkompostierung

Tabelle 3-1 fasst die wesentlichen Parameter der Mietenrotten und die Analysenwerte der Ausgangsmischungen zusammen.

Tabelle 3-1: Steckbrief zur Mietenkompostierung

	M-Bio1	M-Bio2	M-Gs1	M-Gs2	M-Ks1	M-Ks2
Messdauer	9 Wochen (Juli-Aug 00)	11 Wochen (Okt.- Dez. 01)	4 Wochen (Sept- Okt.00)	21 Wochen (Mai- Okt.02)	4 Wochen (März 01)	7 Wochen (Apr.- Mai 01)
Tage	67	76	29	133	31	49
Materialzugabe gesamt	5.835 kg	5.300 kg	4.140 kg	3.310 kg	4.980 kg	6.300 kg
Wesentliche Qualitätsparameter der Ausgangsmischung						
C _{org} (% TM)	29,3	33,2	37,3	27,3	22,7	12,5
N _t (% TM)	1,52	2,02	1,35	1,71	2,33	10,91
C/N-Verh.	19,3	16,5	27,6	15,9	9,7	1,1
N-löslich (mg/100 g)	105	142	0,1	7,2	288	52,6
Feuchtdichte (g/l)	662	803	370	466	886	1068
Rotteverlust Masse	45 %	53 %	4 %	26 %	10 %	0 %
Wasserzugabe	302 l/t	65 l/t	394 l/t	911 l/t	12 l/t	101 l/t
Anzahl Hygieneprobe	3	4	4	3	2	4

3.2 Massenbilanz

Am 11.07. wurden 5.835 kg sehr homogen und gut strukturiertes Biotonnenmaterial von der Gemeinde Wien im Messtunnel zu der Miete **M-Bio1** aufgesetzt. Die Miete hatte ein berechnetes Volumen von etwa 8,75 m³. Bis zum Auslagern zur Nachrottemiete am 14 September, nach fünfmaligem Umsetzen, hatte sich das Volumen auf etwa 5,5 m³ reduziert (siehe Abbildung 3-1 a). Die Schwankungen der berechneten Volumina jeweils vor und nach den jeweiligen Umsetzvorgängen sind durch die unterschiedlichen Lagerungsdichten zu erklären. Das Volumengewicht lag bei der Einlagerung zwischen 0,51 und 0,67 kg/l beim Auslagern zwischen 0,53 und 0,55 kg/l, wobei der jeweils höhere Wert aus dem gesamten Volumen berechnet, der tiefere durch Volumengewichtbestimmung mittels Kübel bestimmt wurde.

Der Rotteverlust bezogen auf die Frischmasse belief sich im Untersuchungszeitraum von 10 Wochen auf etwa 45 %. Das entspricht einem täglichen Masseabbau von fast 40 kg.

Im Laufe der Messperiode im Hochsommer wurden 1.764 Liter Wasser zugegeben, das entspricht 302 Litern pro Tonne eingelagertem Frischmaterial (siehe Abbildung 3-1). Oder einer Niederschlagsmenge von 100 l m⁻² in 10 Wochen.

Leider trocknete Anfang August die Miete stark aus, was sich auch in der Temperaturentwicklung widerspiegelt (siehe Punkt 3.3).

Für den zweiten Durchgang mit Biotonnen (**M-Bio2**) wurde am 26.09.2001 5.300 kg sehr feuchtes aber ausreichend strukturiertes Biotonnenmaterial von der Gemeinde Wien im Messtunnel aufgesetzt. Da sich der Wassergehalt im Rohmaterial von fast 72% in der Anfangsphase nicht in einem ausreichenden Ausmaß verringerte und die Gefahr anaerober Zonen im Mietenkörper bestand, wurden am 8. Oktober während des Umsetzvorganges 153 kg ausgereifter Grünschnittkompost schwerpunktmäßig in die Zone des Mietenfußes eingebracht (siehe Abbildung 3-1). Die Miete hatte ein berechnetes Volumen von etwa 7,9 m³. Bis zum Zeitpunkt der Beendigung der Emissionsmessungen, also nach 20 Wochen und 13-maligem Umsetzen, hatte sich das Volumen auf etwa 4,3 m³ reduziert, bis zum endgültigen Auslagern aus dem Messtunnel ging das Volumen auf 4,2 m³ zurück. Das Volumengewicht lag bei der Einlagerung in den Messtunnel zwischen 0,52 und 0,67 kg/l. Beim Auslagern betrug das Volumengewicht 0,53 und 0,54 kg/l.

Im Laufe der Messperiode wurden der Miete ab Versuchswoche 4 insgesamt 344 Liter Wasser zugegeben, was einer kumulierten Wassergabe von etwa 65 Litern pro Tonne eingelagertem Frischmaterial bzw. einer Niederschlagsmenge von 22 mm entspricht. Der Wasserbedarf war somit bedeutend geringer als bei den vorangegangenen Untersuchungen bzw. als in der Praxis üblich (200 – 300 l/t FM). Dies steht einerseits in Zusammenhang mit dem hohen Ausgangswassergehalt andererseits mit dem zügigen Rottefortschritt und dem Abschluss der thermophilen Phase nach bereits 4 Wochen (< 40 °C an sämtlichen Messpunkten).

Am 26.09.2000 wurden 4.140 kg gut strukturierter Grünschnitt im Messtunnel zu der Miete **M-Gs2** aufgesetzt. Zu Beginn hatte die Miete ein berechnetes Volumen von 9,72 m³. Nach fünf Wochen und vier Umsetzvorgängen hatte sich das Volumen beim Auslagern zur Nachrottemiete auf etwa 8,46 m³ reduziert (siehe Abbildung 3-1 c). Der Rotteverlust blieb hier unter 4 % aufgrund der verkürzten Untersuchungsperiode und des hohen Anteils von verholztem Material.

Das Volumengewicht lag bei der Einlagerung in den Messtunnel zwischen 0,31 und 0,43 kg/l beim Auslagern zwischen 0,40 und 0,47 kg l⁻¹. Der höhere Wert wurde aus den Mietenabmessungen berechnet, der tiefere durch Volumengewichtbestimmung mittels Kübel ermittelt.

Es wurden insgesamt 1.630 oder 394 l t⁻¹ FM Wasser zugegeben. Das entspräche einer Niederschlagsmenge von 93 l m⁻² in 5 Wochen.

Am 14.05.2002 wurden 3.310 kg Grünschnittmaterial von der Gemeinde Wien zu der Miete **M-Gs2** mit einem Volumen von etwa 7,5 m³ aufgesetzt. Nach 21 Wochen und 12-maligem Umsetzen hatte sich das Volumen um 3,4 (ca. 50 %) auf etwa 4,1 m³ reduziert (siehe Abbildung 3-1 d). Das Volumengewicht lag bei der Einlagerung in den Messtunnel zwischen 0,42 und 0,44 kg/l, Beim Auslagern betrug das Volumengewicht 0,61 und 0,63 kg/l. Der im Vergleich zu M-Gs1 höhere Rotteverlust von 26 Gewichtsprozent in 21 Wochen kann einerseits mit der längeren Rottezeit, andererseits dem deutlich engeren C/N-Verhältnis (16:1 gegenüber 28:1 bei M-Gs1) erklärt werden.

Die Wasserzugabe betrug insgesamt 3.014 Liter, entsprechend 910 l t⁻¹ und einer Niederschlagsmenge von 213 l m⁻². Der Wasserbedarf war somit deutlich am höchsten. Zu berücksichtigen sind hierbei die hohen Außentemperaturen der kontinuierlich gebremste Rotteprozess mit > 40 °C auch noch nach 80 Tagen.

Am 27.02.2001 wurden 4.980 kg von der Verbandskläranlage Leoben mit Häckselgut abgemischter Klärschlamm im Messtunnel zur Miete **M-Ks1** mit einem Volumen von etwa 7,23 m³ aufgesetzt (siehe Abbildung 3-2 a). Wie oben beschrieben war das Material zum Zeitpunkt des Aufsetzens aufgrund des langen Transportes klumpig verdichtet, das Volumengewicht lag anfangs bei 0,69 kg/l. Nach 4 Wochen mit 5 Umsetzungsvorgängen lag es kurz vor der Auslagerung aus dem Messtunnel bei 0,63 kg/l. Der Versuch wurde nach 4 Wochen abgebrochen.

Am 29.03. wurde die 2. Klärschlamm-Kompostmiete (**M-Ks2**) bestehend aus kommunalem Klärschlamm, Papierfaserschläm und Friedhofabfällen, zur Verfügung gestellt und abgemischt durch die ARGE Vererdung Langes Feld, aufgesetzt. Die Miete hatte eine Masse von 6.300 t und ein Volumen von etwa 7,2 m³ (siehe Abbildung 3-2 b). Bis zum Auslagern zur Nachrottemiete nach 8 Wochen am 16 Mai mit sechsmaligem Umsetzen hatte sich das Volumen auf etwa 6,8 m³ reduziert. Das Volumengewicht lag bei der Einlagerung in den Messtunnel zwischen 0,67 und 0,88 kg/l beim Auslagern zwischen 0,91 und 0,93 kg/l, wobei der jeweils höhere Wert wieder an Hand der Mietenabmessungen berechnet, der tiefere durch Volumengewichtbestimmung mittels Kübel bestimmt wurde.

Im Untersuchungszeitraum von 8 Wochen trat bezogen auf die Frischmasse praktisch kein Rotteverlust (!) auf, die Wassergaben beliefen sich auf 636 l bzw. etwa 100 l/t. Bezogen auf das Volumen war ein leichter Rotteverlust von etwa 5 % feststellbar.

Aufgrund der von Beginn an dichten Struktur des Ausgangsmaterials veränderte sich das Volumengewicht während der 4-wöchigen Rotte bei M-Ks1 nur geringfügig. Bei dem besser strukturierten 2. Durchgang M-Ks2 stieg das VG in 8 Wochen etwas stärker. Bei beiden Durchgängen traten stark verzögerte Abbauraten auf.

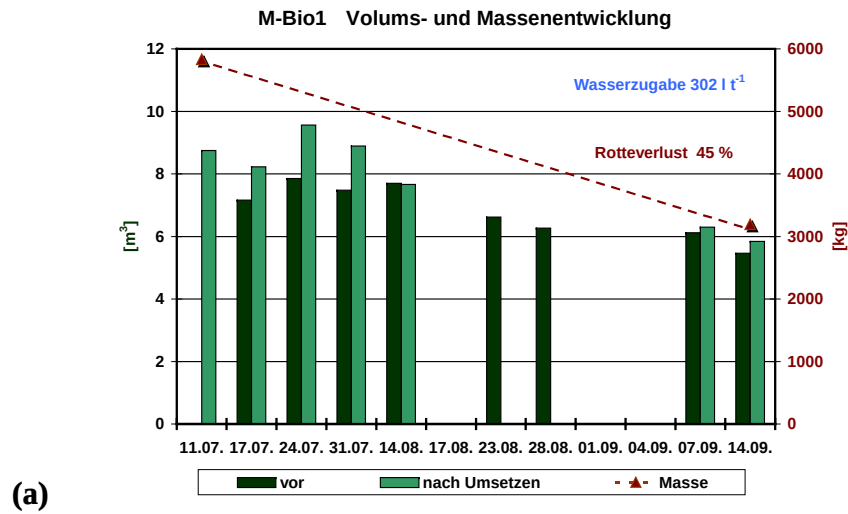
In Tabelle 3-2 sind abschließend noch einmal vergleichend alle Daten zu den Massenbilanzen der Mieten zusammengefasst.

Tabelle 3-2: Massenbilanz und Rotteverluste der Mietenkompostierungen

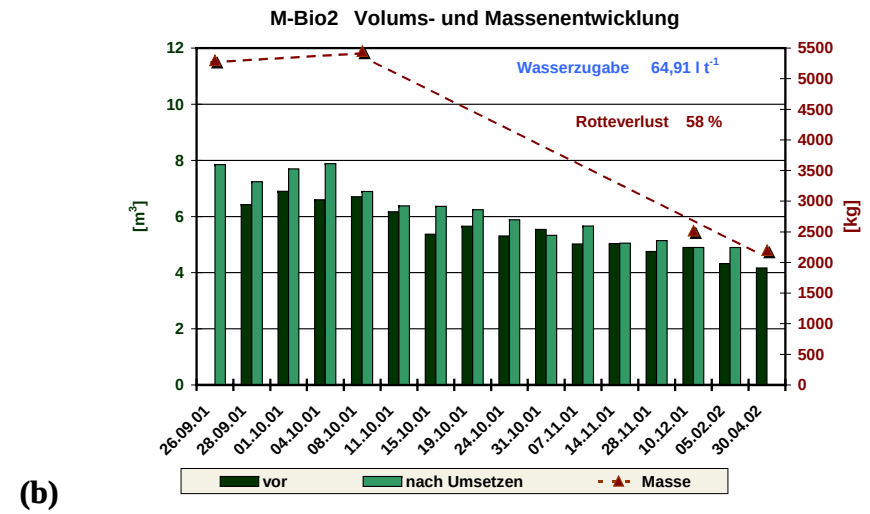
	Woche	Masse [kg]	Rotte- verlust [% m/m]	Volumen [m³]	Rotte- verlust [% v/v]	Vol.gew. [kg/l]
M-Bio1	Einlagern 11.7.00	5835		8,75		0,61 – 0,63
	Auslagern 14.9.00	3195	45	5,84	33	0,53 – 0,55
	Endbeprobung 11.07.01	2600	55	3,88	56	0,67
M-Bio2	Einlagern 26.9.01	5300 (5453)		7,85		0,52 – 0,67
	Ende Gasmessung 10.12.01	2516	53	4,90	38	0,51
	Auslagern 30.04.02	2200	58	4,17	47	0,53 – 0,54
M-Gs1	Einlagern 26.9.00	4140		9,72		0,31 – 0,43
	Auslagern 24.10.00	3981	4	8,46	18	0,40 – 0,47
	Nachbeprobung 11.07.01	3468	16	5,88	40	0,59
M-Gs2	Einlagern 14.5.02	3310		7,53		0,42 – 0,44
	Auslagern 2.10.02	2460	26	4,05	46	0,61 – 0,63
M-Ks1	Einlagern 27.2.01	4980		7,23		0,68 – 0,69
	Auslagern 29.3.01	4482	10	7,11	2	0,63
M-Ks2	Einlagern 29.3.01	6300		7,16		0,67 – 0,88
	Auslagern 16.5.01	6330	n.a.	6,82	5	0,91 – 0,93
	Nachbeprobung 11.07.01					1,1

Fazit - MASSENBILANZ:

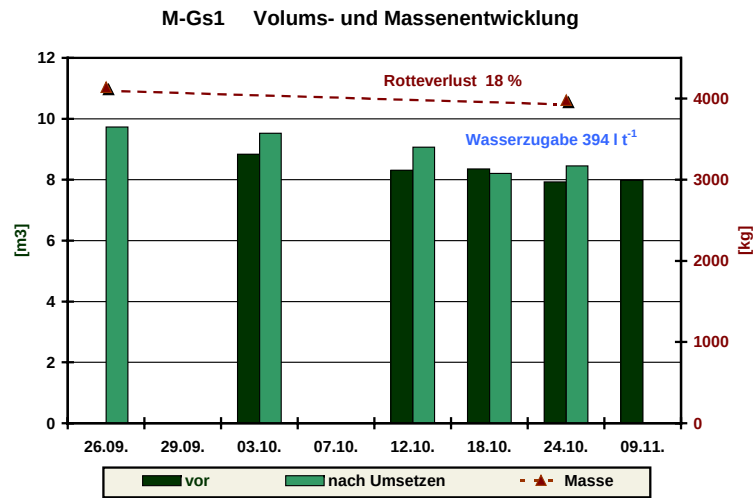
1. Die Rotteverluste variierten beträchtlich. Die Biotonne Mieten entsprachen mit 55 – 58 % (m/m) den Erwartungen. Die vergleichbare Grünschnittmiete (M-Gs2) erreichte mit 26 % knapp die Hälfte.
2. Der minimale Abbau der Klärschlammkomposte war auf mehrere Faktoren zurückzuführen. Hierzu zählen im ersten Durchgang v.a. die extrem niedrigen Temperaturen, im zweiten Versuch (M-Ks2) ein ausgeprägter N-Überschuss und eine hohe Dichte des Materials.
3. Das Volumengewicht der Ausgangsmaterialien liegt in einer weiten Bandbreite von 0,31 kg l⁻¹ (Grünschnittmaterial) bis 0,88 kg l⁻¹ (Klärschlammabmischung), im Endprodukt in einer Bandbreite von 0,40 kg l⁻¹ (Grünschnittmaterial) bis 0,93 kg l⁻¹ (Klärschlammabmischung)



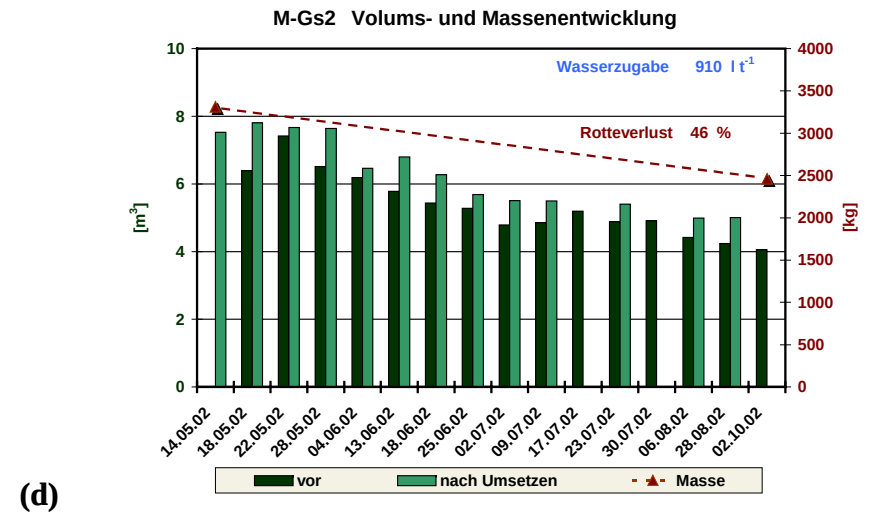
(a)



(b)

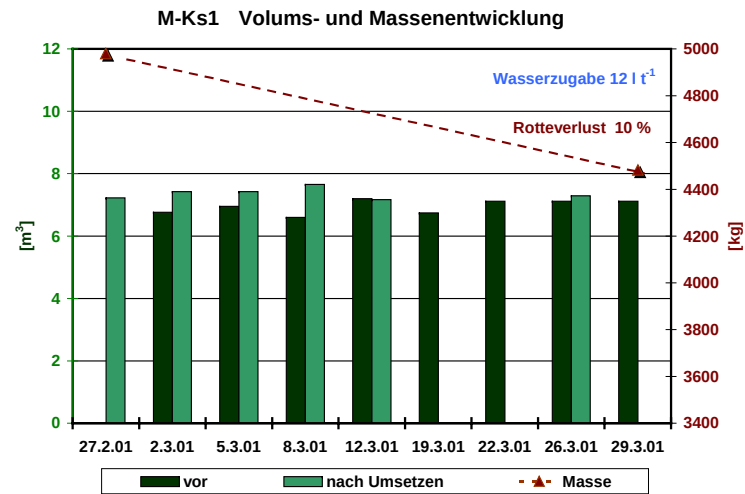


(c)

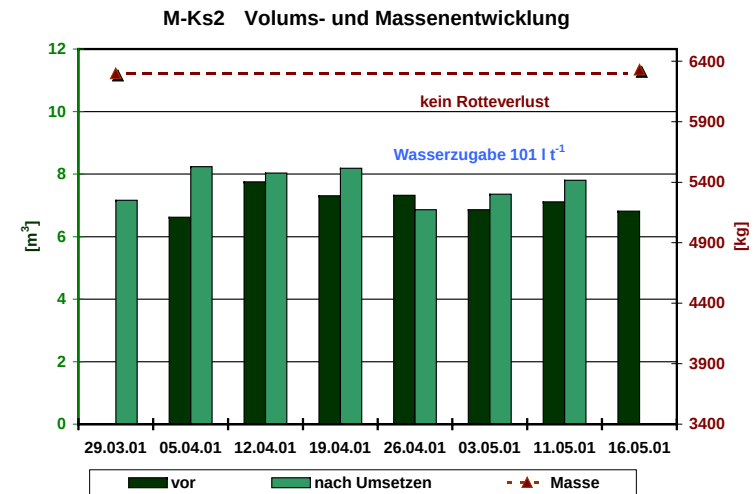


(d)

Abbildung 3-1: Volumen- und Masseentwicklung der Frischmasse der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte



(a)



(b)

Abbildung 3-2: Volumen- und Masseentwicklung der Mieten M-Ks1+2 während der Rotte

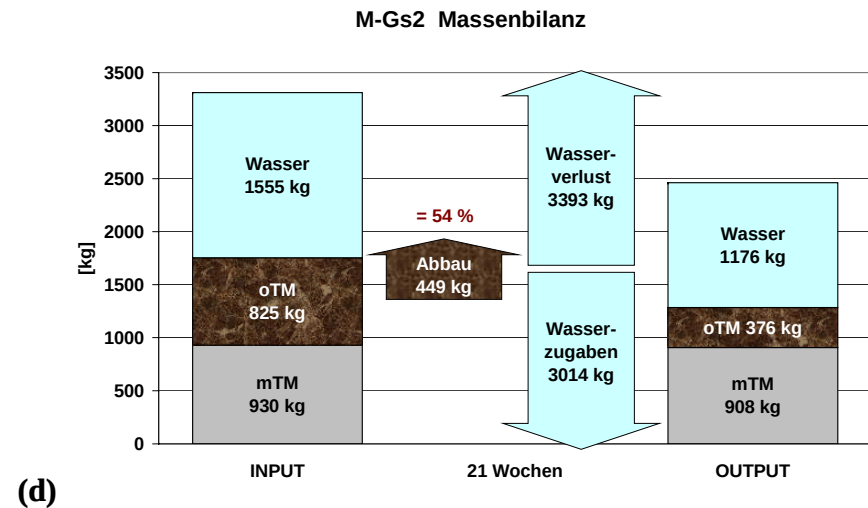
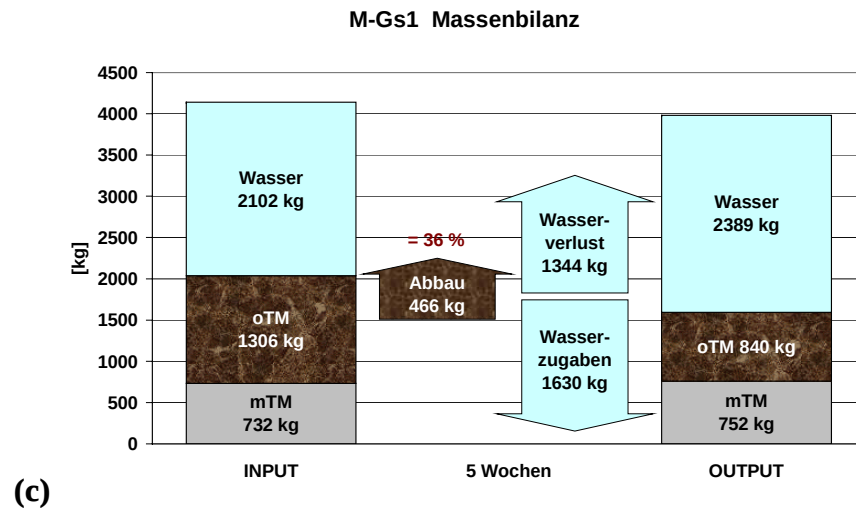
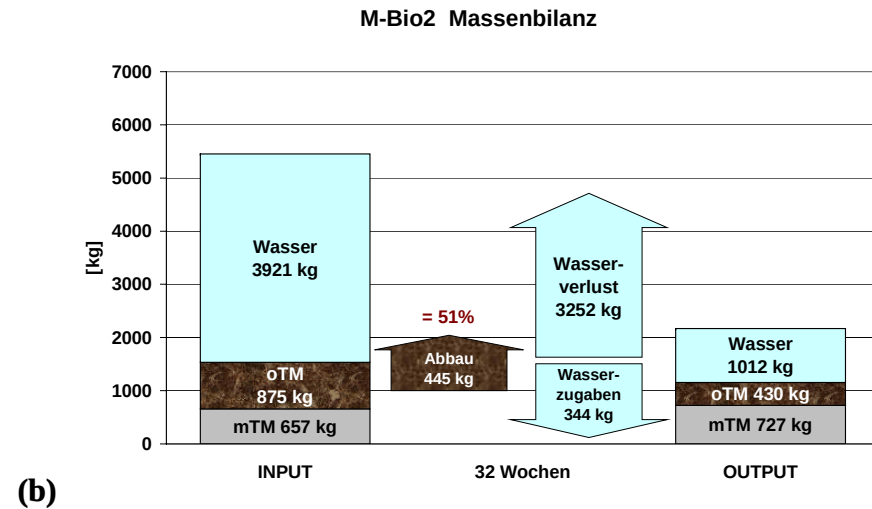
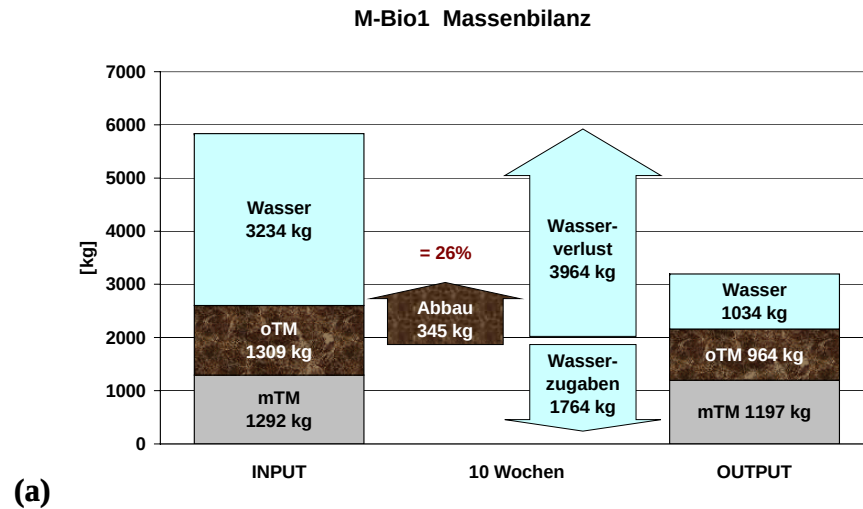


Abbildung 3-3: Massenbilanz der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2.

oTM ... organische Trockenmasse
mTM ... mineralische Trockenmasse

Die Differenz in der mineralischen Trockenmasse (mTM) ergibt sich durch die Schätzung der Masse aus dem Volumen und der Schüttdichte und den Probenentnahmen.
Die Prozentzahl bezieht sich auf den Abbau der organischen Trockenmasse (oTM)

3.3 Temperaturentwicklung

Der mittels zwei Sensoren im Mietenkern dokumentierte Temperaturverlauf von **M-Bio1** (siehe Abbildung 3-4 a) zeigt eine deutliche Reaktion auf die Umsetzaktionen. Durch die Schaffung einer verbesserten Durchlüftungssituation und die Bildung neuer Oberflächen kam es jedes Mal mit einer kurzen zeitlichen Verzögerung zu einer deutlichen Anhebung der Aktivität. Nach Hellmann (1995) bewirkt das Umsetzen nicht nur die kurzzeitige Erhöhung der O₂-Versorgung, sondern auch die Durchmischung und physikalische Zerkleinerung des Mietenmaterials; dies bedeutet eine allgemeine Verbesserung der Substratverfügbarkeit.

Die Messlücke Mitte August ist auf einen Programmfehler des Dataloggers zurückzuführen. Für diese Zeitperiode werden zwei Einzelmessungen mit dem Sekundenthermometer angeführt. Neben dem Verlauf der Außentemperatur sind in der Grafik noch die Umsetztermine sowie die einzelnen Wassergaben dargestellt.

Bei **M-Bio2** wurde der Temperaturverlauf mittels je zwei Sensoren im Mietenkern und im Scheitel der Miete aufgezeichnet (siehe Abbildung 3-4 b). Es zeigen sich aufgrund der höheren Umsetzhäufigkeit weniger deutliche Reaktionen auf die Umsetzaktionen. Der Temperaturverlauf vom **M-Bio2** entspricht einem kontinuierlichen, idealtypischen Rotteverlauf einer statischen Mietenkompostierung mit periodischem Umsetzvorgängen.

Die Grünschnittmiete **M-Gs1** zeigt im Mietenkern gut übereinstimmende Temperaturkurven (siehe Abbildung 3-4 c). Der Temperaturanstieg nach dem ersten Umsetzen glich lediglich das Abkühlen durch die Umsetz- und Bewässerungsmaßnahme aus. Da der Versuch nach 4 Wochen aus logistischen Gründen abgebrochen werden musste zeigte auch die Endtemperatur (>40 °C), dass die Miete noch unzureichend stabilisiert war.

Bei der Wiederholung der Grünschnittmiete **M-Gs2** wurde der Temperaturverlauf wiederum mittels je zwei Sensoren im Mietenkern und im Scheitel der Miete dokumentiert (siehe Abbildung 3-4 d). Im Vergleich zu **M-Bio2** startete **M-Gs2** rascher mit einer starken Temperaturentwicklung und jahreszeitlich bedingt sank das Temperaturniveau viel langsamer ab. So wurden noch nach etwa 40 Tagen Tagesmittel von über 50 °C und nach 80 Tagen über 40 °C erreicht. Nach 20 Wochen stabilisierte sich die Temperatur bei ca. 25 °C.

Die erste Klärschlammiete (**M-Ks1**) zeigte aufgrund der suboptimalen Materialzusammensetzung und der tiefen Umgebungstemperaturen des Spätwinters einen wenig kaum eine Selbsterhitzung (siehe Abbildung 3-5 a).

Hellmann (1995) fand bei Emissionsversuchen, die an Biotonnenmieten mit unterschiedlichen Grüngutanteilen durchgeführt wurden, bei den Winter/Frühlingsmieten einen deutlichen Einfluss der Außentemperaturen, der etwa bei Herbstmieten unter gemäßigten Temperaturbedingungen nicht beobachtbar war.

Auch die Wiederholung **M-Ks2** legte eine sehr verhaltene Temperaturentwicklung an den Tag und erreichte kaum die 50°C-Marke.

Fazit:

1. *Extreme Außentemperaturen haben naturgemäß einen Einfluss auf die Temperaturentwicklung einer Miete, sei es in den erreichbaren Temperaturmaxima, der Temperaturverteilung über den Mietenquerschnitt oder die Dynamik der Temperaturschwankungen.*
2. *Bei den Biotonnen- und Grünschnittmieten kommt es nach dem Umsetzen als Indikator für eine kurzfristig „angeheizte“ Aktivität durch die Schaffung einer verbesserten Durchlüftungssituation und die Bildung neuer Oberflächen mit einer kurzen zeitlichen Verzögerung zu Temperaturanstiegen.*
3. *Einerseits aufgrund niedriger Außentemperaturen andererseits ungünstiger Beschaffenheit der Ausgangsmischungen erreichten die Klärschlammkomposte M-Ks1 & M-Ks2 nicht die erforderliche Hygienisierungstemperatur von 55 °C. Dies macht deutlich, dass im Falle von Klärschlamm reaktives, frisches Material (zB frischer Strauchschnitt, Grasschnitt) eingemischt werden muss, um einen geordneten Kompostierungs- und Humifizierungsprozess zu gewährleisten.*

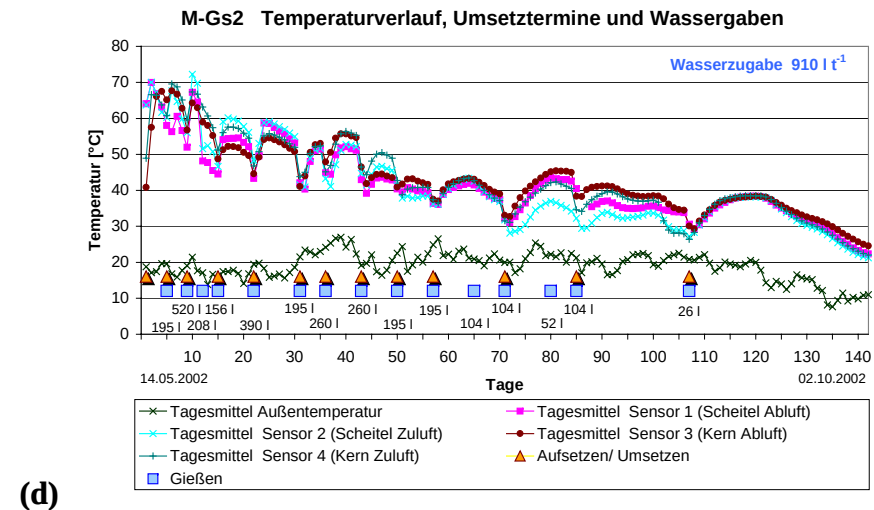
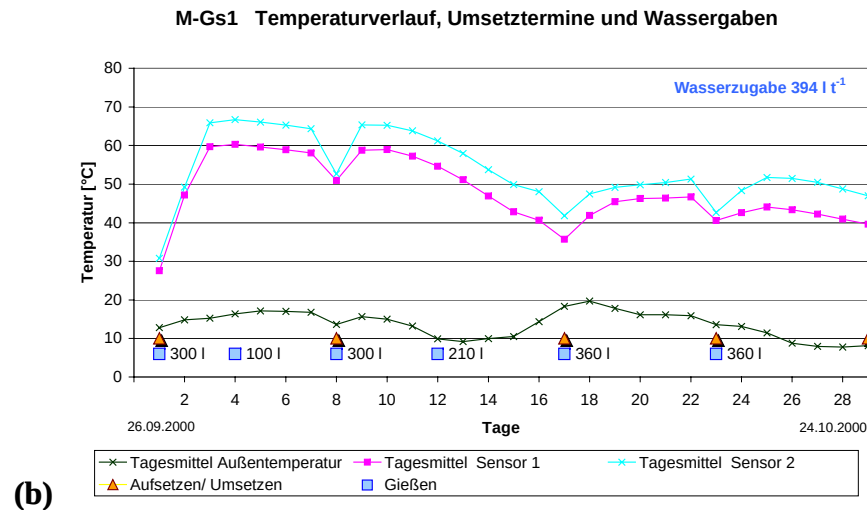
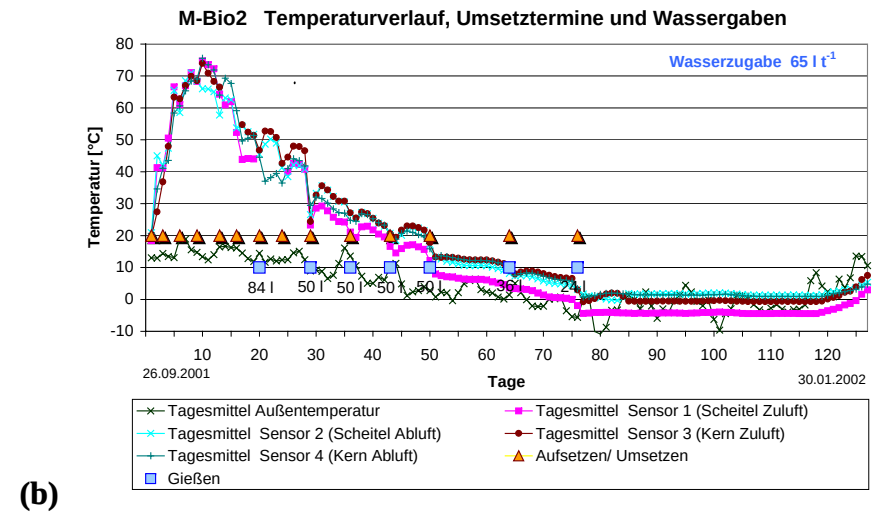
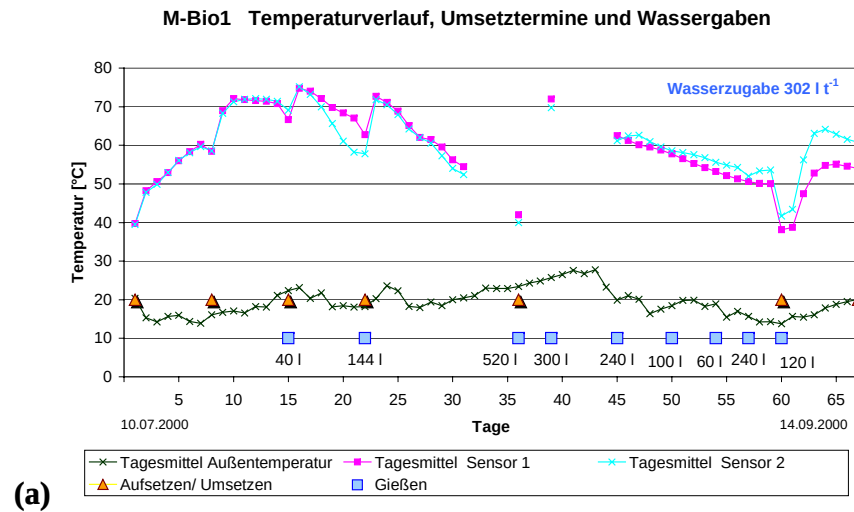
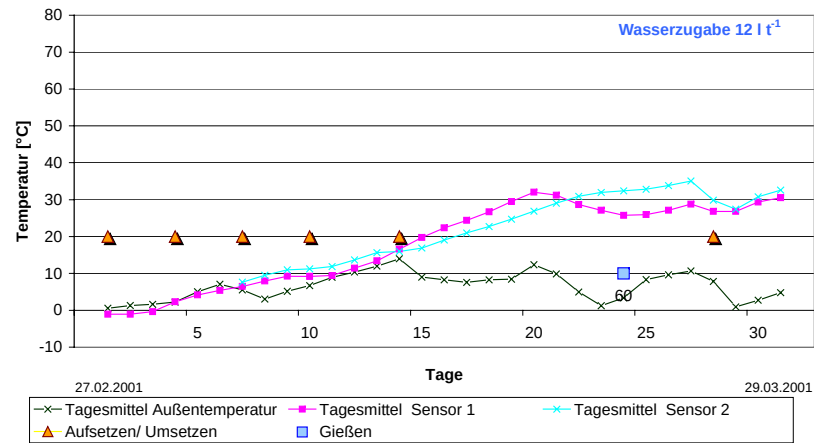


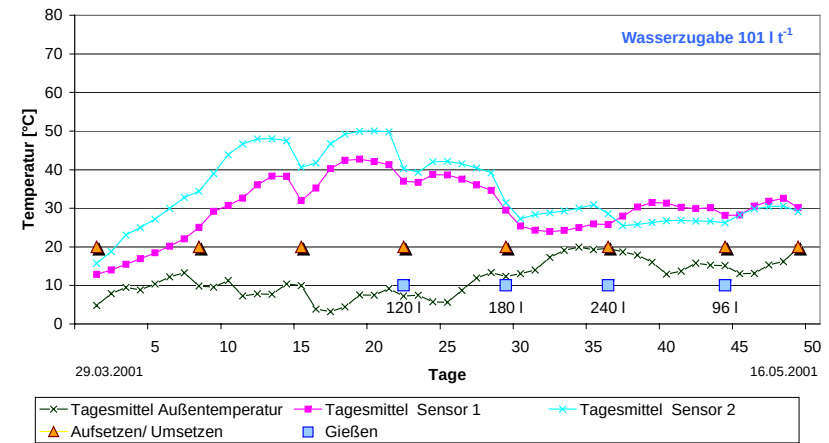
Abbildung 3-4: Temperaturverlauf, Umsetztermine und Wassergaben der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte

M-Ks1 Temperaturverlauf, Umsetztermine und Wassergaben



(a)

M-Ks2 Temperaturverlauf, Umsetztermine und Wassergaben



(b)

Abbildung 3-5: Temperaturverlauf, Umsetztermine und Wassergaben der Mieten M-Ks1+2 während der Rotte

3.4 Feuchtigkeitsregime, Trockenmasse

Ein der Wasserkapazität, der Schüttdichte und der Strukturstabilität angepasster Wassergehalt ist für eine optimierte Rotte und das Abbaugeschehen ausschlaggebend. Während der Rotte werden die biologischen Prozesse bei Wassergehalten unter 30 bis 40 % bereits deutlich gehemmt. Zu hohe Wassergehalte bewirken anaerobe Verhältnisse. Daher ist die Möglichkeit, den Wassergehalt jederzeit effektiv zu korrigieren, Grundvoraussetzung für den Kompostierungsbetrieb – im Kleinen wie im Großen.

Im Endprodukt ist ein Wassergehalt von ca. 30 – 40 % anzustreben. Zu hohe Feuchtigkeitsgehalte in lagerndem Reifkompost können Reduktionsprozesse (Denitrifikation, Lachgas- und Methanbildung) einleiten. Darüber hinaus erhöhen sich Transport- und Ausbringungskosten. Zu trockene Komposte werden hydrophob und neigen bei der Manipulation zu erhöhten Staubemissionen.

Tabelle 3-3: Trockenmasse in Bioabfallkomposten

	N	Mittel	Median	Häufigkeitsschwerpunkt
Amlinger, 1993)	67		63,8	
Peyr (2000)	541	58,66	60	52,32 – 65,52
Reinhold (1999)	6459		64,7	
ZAS (2002)	>17000	64	64	
Fricke et al. (1991)	490		62,32	

Proben für die Trockenmassebestimmung wurden bei **M-Bio1** an 5 Terminen gezogen, zwei weitere Werte lieferten die Vollanalysen am Anfang und am Ende des Versuchsdurchgangs. Die Trockenmasse von M-Bio1 lag in der Versuchsperiode im wesentlichen im Bereich 50%, wobei in Woche 2 und noch deutlicher in Woche 5 die Miete einen Wassermangel litt (siehe Abbildung 3-6 a).

Im Zuge der Wiederholung der Biotonnenkompostierung **M-Bio2** wurden in einem dichteren Beprobungsschema kontinuierlich 14 Proben gezogen. Die Proben liegen in einem Wertebereich zwischen 28 % in der Anfangsmischung und fast 56 % (siehe Abbildung 3-6 b). Der hohe Feuchtigkeitsgehalt zu Beginn der Rotte ist mitverantwortlich für die bei dieser Miete anfangs sehr hohen CH₄- und NH₃-Emissionen (siehe Kap. 3.12).

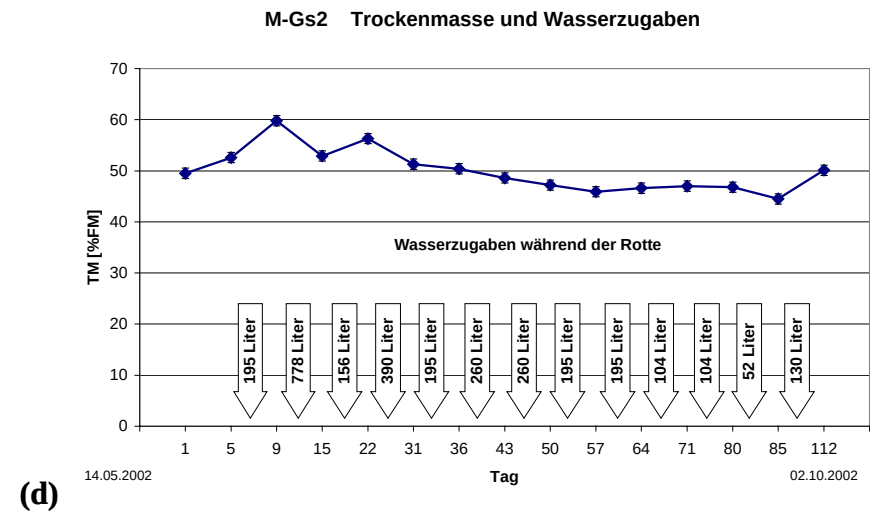
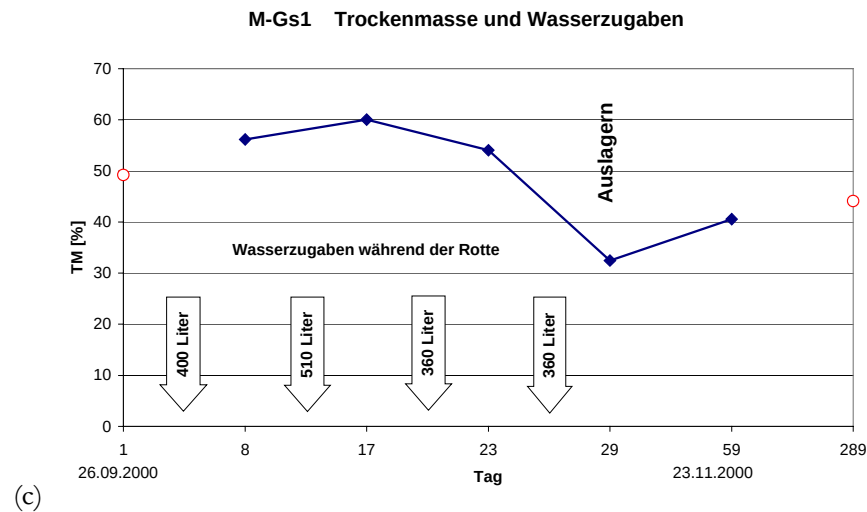
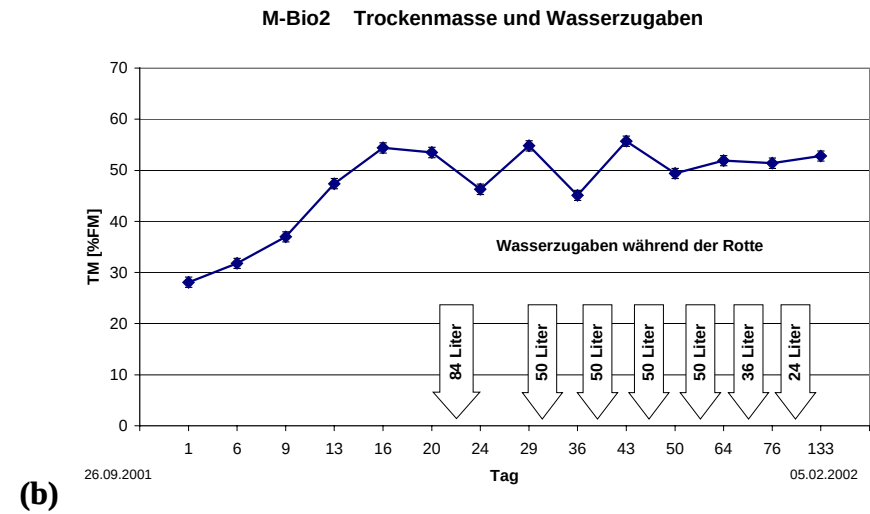
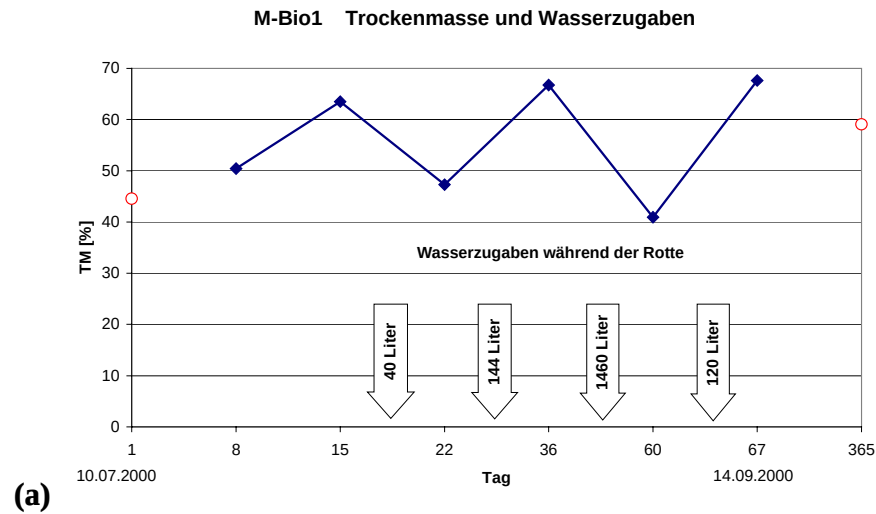
In der Mietenkompostierung **M-Gs1** wurden ebenfalls an 5 Terminen Proben gezogen. Das Material war in den ersten drei Wochen trotz regelmäßiger Bewässerung tendenziell zu trocken, Durch die fortschreitende Rotte und Aggregation verbesserte sich auch die Wasserbindefähigkeit. Die Proben liegen in einem Wertebereich zwischen 32 % und fast 60 % (siehe Abbildung 3-6 c).

Auch die Wiederholung der Grünschnittkompostierung **M-Gs2** wurde dichter beprobt. Die Trockenmasse von M-Gs2 lag über die Versuchsperiode im Wesentlichen im Bereich 50 %, wobei die Gehalte zwischen 45 und 60 % streuen (siehe Abbildung 3-6 d).

Bei **M-Ks-1** entwickelten sich die Trockenmassegehalte über 5 Wochen kontinuierlich von 37 bis 47 %, bei **M-Ks-2** schwanken die TM-Werte im engen Bereich von 53 bis 57 % (siehe Abbildung 3-7 a und b).

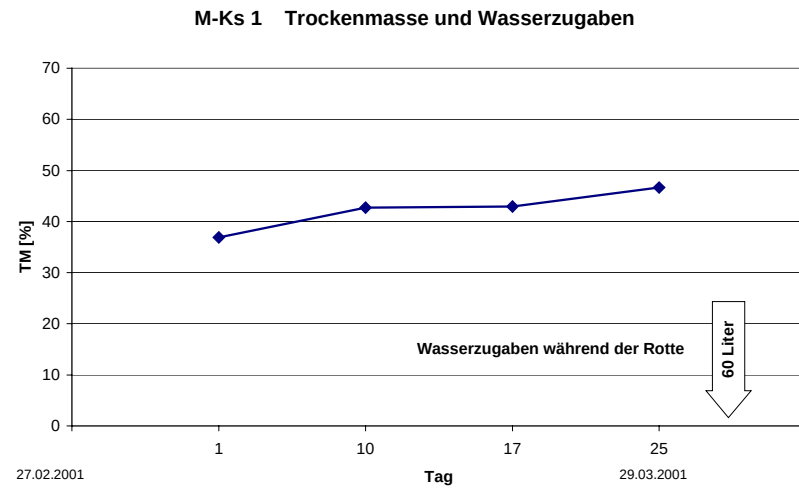
Fazit:

1. *Die Trockenmasse-Werte aus den die Rotte begleitenden Untersuchungen lagen bei den Biotonnenmieten in einem Bereich zwischen 28 % und über 60 %, bei den Grünschnittmieten in einem Bereich zwischen 32 % und fasst 60 % und bei den Klärschlamm-mieten zwischen 37 % und 57 %. Der zwischenzeitlich hohe Trockenmassegehalt von M-Bio1 verursachte eine starke Reduktion der Rotteaktivität.*
2. *Ein günstiger TM-Gehalt zwischen 40 und 55 % konnte nicht immer erreicht werden.*

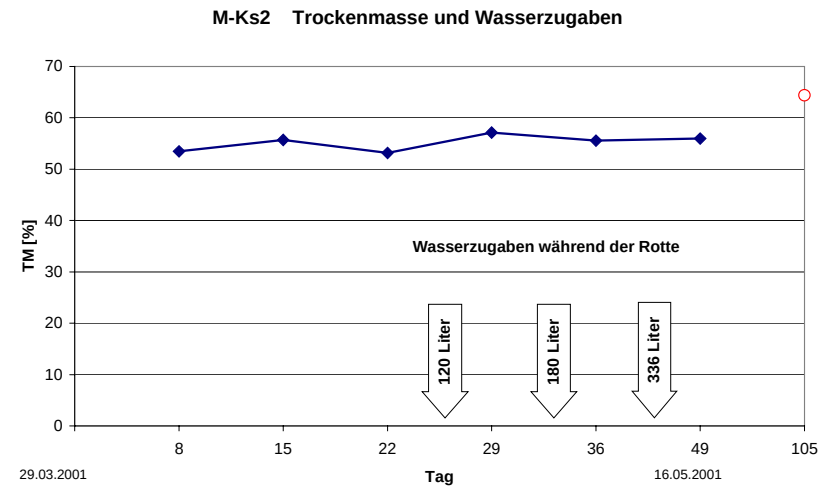


Die roten Ringe stellen die in den Anfangs und Endanalysen ermittelten Werte dar (ÖKODATENSERVICE)

Abbildung 3-6: Trockenmasse der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte



(a)



(b)

Abbildung 3-7: Trockenmasse Mieten M-Ks1+2 während der Rotte

3.5 Organische Substanz (Glühverlust)

Das von Gronauer et al. (1997) in ihren Versuchen kompostierte Strukturmaterial hatte eine organische Substanz von etwa 60 %, die Haushalts- und Küchenabfälle von 62 bis 78 %.

Der erreichbare Abbau der organischen Substanz wird durch das Inputmaterial bestimmt und ist weitgehend unabhängig von der Rottetechnik. Er beeinflusst maßgeblich die bei der Kompostierung auftretenden Stickstoffverluste (Gronauer et al., 1997).

Fertige Komposte haben nach verschiedenen Literaturquellen einen Gehalt von etwa 31 - 36 % organischer Substanz (siehe Tabelle 3-4).

Tabelle 3-4: Organischen Substanz als Glühverlust in Biokomposten

	N	Mittel	Median	Häufigkeitsschwerpunkt
Eigene Erhebungen	220		31,0	25,1 – 36,3
Amlinger, 1993)	67	32,9	31,7	27,5 – 37,9
Peyr (2000)	539	36,5	35,3	29,2 – 43,9
Reinhold (1999)	6486		36,6	
Fricke et al. (1991)	490	33,3	31,2	
ZAS (2002)	>17000	36	36	
Jauch und Fischer (1991)	64		28,1	

Tabelle 3-5 zeigt deutlich den Abbau der Organischen Substanz im Laufe der Rotte.

Tabelle 3-5: Abbaubare organische Substanz (AOS %) in der Ausgangsmischung und im Fertigungskompost

Miete	AOS in der Ausgangsmischung	AOS im Fertigungskompost	Relativer Abbau der oTM
M-Bio1	50,3	31,9	37%
M-Bio2	57,1	36,2	37%
M-Gs1	64,1	38,3	40%
M-Gs2	47,0	29,3	38%
M-Ks1	39,0	-	-
M-Ks2	21,5	18,7	13%

OTM ... organische Trockenmasse

Der Verlauf des Gehaltes an organischer Substanz aus der rottebegleitenden Beprobung ist für alle Mieten in Abbildung 3-8 und Abbildung 3-9 ersichtlich.

Leider ließen Messtechnische Probleme eine Auswertung der Verlaufs der Daten für **M-Bio1**, **M-Gs1** und die beiden Klärschlammieten (**M-Ks1**; **M-Ks2**) nicht zu.

Über die Versuchsperiode von **M-Bio2** dokumentieren die an 14 Terminen gezogenen Proben eine typischen Entwicklung des Glühverlustes. Von einem Ausgangswert von über 53 % wurden innerhalb von 13 Wochen fast 25 % der OTM auf ca. 40 % abgebaut. (siehe Abbildung 3-8 b).

Dagegen die an 15 Terminen gezogenen Proben bei **M-Gs2** einen äußerst gebremsten, kontinuierlichen Abbau von über 35,4 % nach vier Monaten auf etwa 31,2 % (siehe Abbildung 3-8 d).

Die vor allem bei M-Gs2 auftretende Diskrepanz zwischen AOS (bestimmt durch Nassveraschung, siehe Tabelle 3-8) und den Glühverlustwerten siehe Abbildung 3-8) ist neben den grundsätzlichen methodischen Unterschied auf die Inhomogenität der jungen Materialien zurückzuführen.

Fazit:

1. *Die Gehalte an Organischer Substanz in den Ausgangsmischungen lagen bei den Biotonnenmieten in einem Bereich zwischen 50 und 57 AOS %, bei den Grünschnittmieten in einem Bereich zwischen 47 und 64 %, in den Endanalysen lagen die Biotonnenkomposte zwischen 32 und 36 %, die Grünschnittmieten zwischen 29 und 38 %. In den rottebegleitenden Untersuchungen konnte die fallende Tendenz bei den Gehalten an organischer Substanz nicht bei allen Mieten eindeutig festgestellt werden. Gründe hierfür sind in der Inhomogenität des Materials, der Unschärfe bei der Probenahme und den Laboranalysen, sowie in den teilweise sehr kurzen berücksichtigten Beprobungszeiträumen zu suchen.*

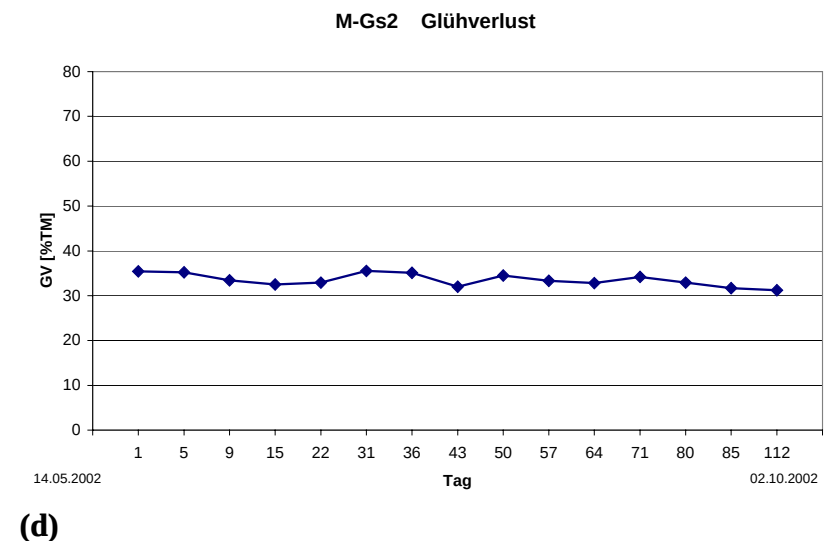
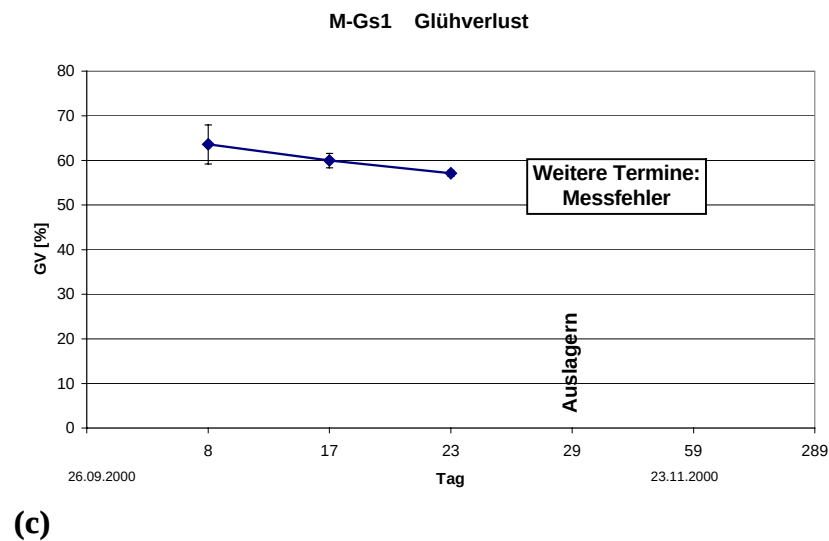
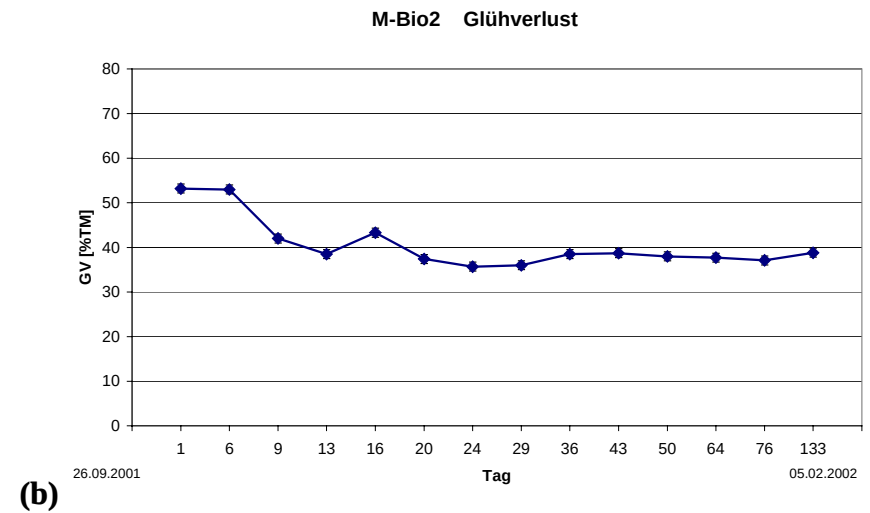
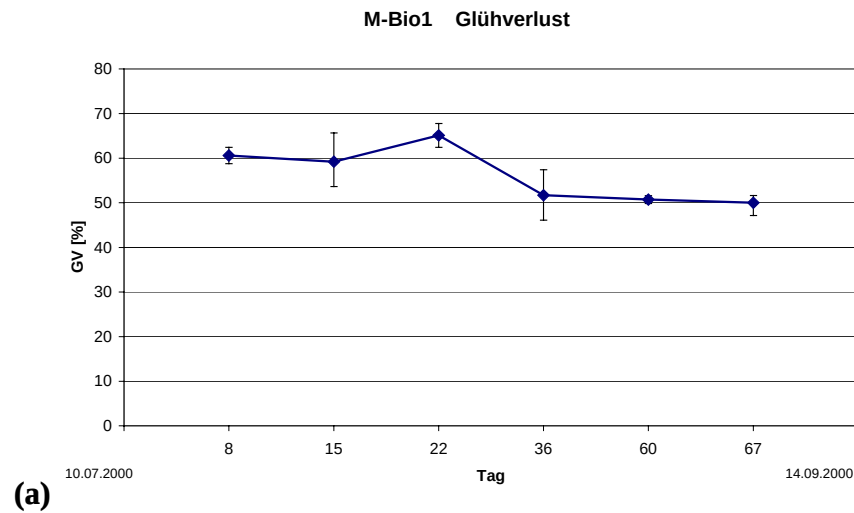


Abbildung 3-8: Glühverlust der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte

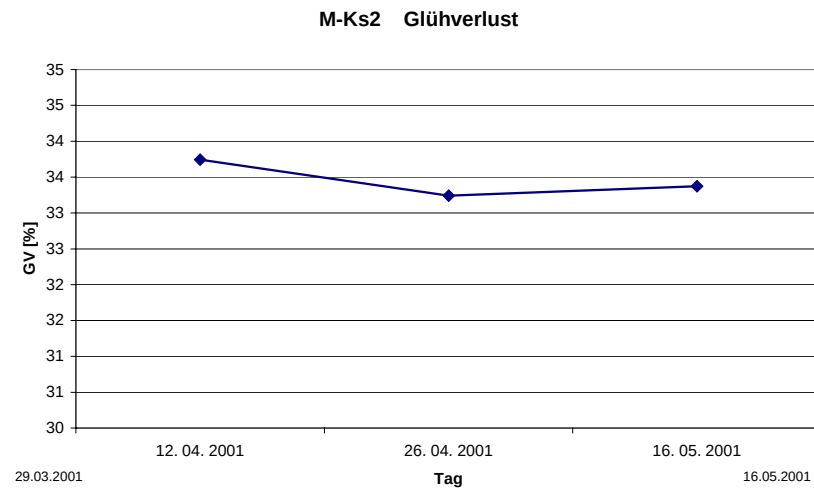


Abbildung 3-9: Glühverlust der Mieten M-Ks2 während der Rotte

3.6 C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis stellt ein taugliches Maß zur Abschätzung des Prozessverlaufes in der Rotte dar. Bei einem zu engen Verhältnis (<20) kann es zu erhöhten N-Verlusten (Ammoniak) und zusammen mit hoher Feuchtigkeit meist auch zu Fäulniserscheinungen kommen. Ein zu weites C/N-Verhältnis (>35) bedingt einen verzögerten Rottefortschritt (Fricke, 1998).

Stickstoff und Kohlenstoff müssen für die Mikroorganismen in gleichem Maß verfügbar sein. In pflanzlichen Rückständen beträgt das C/N-Verhältnis etwa 35 bis 40. Es liegt damit in einem für den Abbau durch Mikroorganismen günstigen Bereich. Mit der Freisetzung von CO_2 im Zuge der Mineralisierung geht eine Anreicherung des Stickstoffes bzw. eine Verengung des C/N-Verhältnisses einher. Im Humus beträgt das C/N-Verhältnis etwa 10:1. Beim Rotteprozess bestimmen vor allem die leicht löslichen (verfügbaren) Anteile des Kohlenstoffs und Stickstoffs den Abbaufortschritt. Liegt eine dieser Komponenten (meist Stickstoff) im Übermaß vor, kann diese von den Mikroorganismen nicht verwertet werden (Binner, 2003).

Tabelle 3-6 bietet einen Überblick über die in verschiedenen Kompostausgangsmaterialien vorherrschenden C/N-Verhältnisse.

Tabelle 3-6: C/N- Verhältnis verschiedener Kompostrohstoffe

Material	C/N- Verhältnis	Material	C/N- Verhältnis
Wirtschaftsdünger		Grünabfälle	
Jauche	2-3	Rasenschnitt	12-25
Hühnerkot	10	Beetabraum	20-60
Mistkompost	10	Kartoffelkraut	25
Hühnermist + Stroh	13-18	Strukturmaterial	23-31
Rindermist (stroharm)	20	Laub	30-60
Pferdemist	25	Laubstreu (Erle, Esche, Hainbuche)	25
Rindermist (strohareich)	30	Laubstreu (Linde, Eiche Birke, Pappel, Buche)	40-60
Bioabfälle		Nadelstreu	30-100
Gemüseabfälle	10-20	Stroh (Gerste/Hülsenfrüchte)	40-50
Essensreste	12-20	Stroh (Hafer)	60
Obstreste	15-25	Stroh (Roggen/Weizen)	100
Haushalts- und Küchenabfälle	20-21	Rinde	100-130
Blumen- u. Pflanzenabfälle	20-60	Baum- und Gehölzschnitt	100-150
Küchenabfälle	23	Sonstiges	
Obst	35	Torf	30-50
Papierabfälle	120-170	Sägemehl (Vollholz)	100-500
		Papier/Karton	200-500

Als Zielgröße kann ein C/N-Verhältnis von (20) 25 - 35 (40) : 1 angegeben werden.

In fertigen Komposten liegt das C/N-Verhältnis in folgenden Größenordnung vor.

Tabelle 3-7: C/N- Verhältnis in Bioabfallkomposten

	N	Mittel	Median	Häufigkeitsschwerpunkt
Eigene Erhebungen	201		12,9	11,7 - 14,4
Amlinger (1993)	67	16,5	16,0	14 - 18
Reinhold (1999)	6439		16,6	
ZAS (2002)	?	14,5	14,5	
Fricke et al. (1991)	490	17,6	14,6	
Jauch und Fischer (1991)	64		17	

Tabelle 3-5 und Abbildung 3-10 zeigen für die Bioabfall- und Grünschnittmieten deutlich die Verengung des C/N-Verhältnisses im Laufe der Rotte. Bei M-Ks2 ist die Situation durch den enormen N-Überschuss in der Ausgangsmischung atypisch und nicht repräsentativ.

Tabelle 3-8: C/N-Verhältnis in der Ausgangsmischung und in der Endanalyse (berechnet aus AOS-C und N_{org}),

Miete	C/N-Verhältnis in der Ausgangsmischung	C/N-Verhältnis in der Endanalyse
M-Bio1	19,3	11,0
M-Bio2	16,5	10,5
M-Gs1	27,6	19,8
M-Gs2	15,9	12,2
M-Ks1	9,7	-
M-Ks2	(1,1)	11,3

Der Verlauf des C/N-Verhältnisses in Abbildung 3-10 wurde mittels C-N Elementaranalysator ermittelt (Liniengraph mit Raute). Zusätzlich wurden die Werte der Anfangs- und Endanalyse, die auf Basis der AOS (abbaubare organische Substanz in der Nassveraschung) und dem N_{org} Gehalt ermittelt wurden eingetragen (Ringe). Die Unterschiede ergeben sich einerseits durch die methodischen Abweichung als auch durch die Inhomogenität vor allem im Ausgangsmaterial.

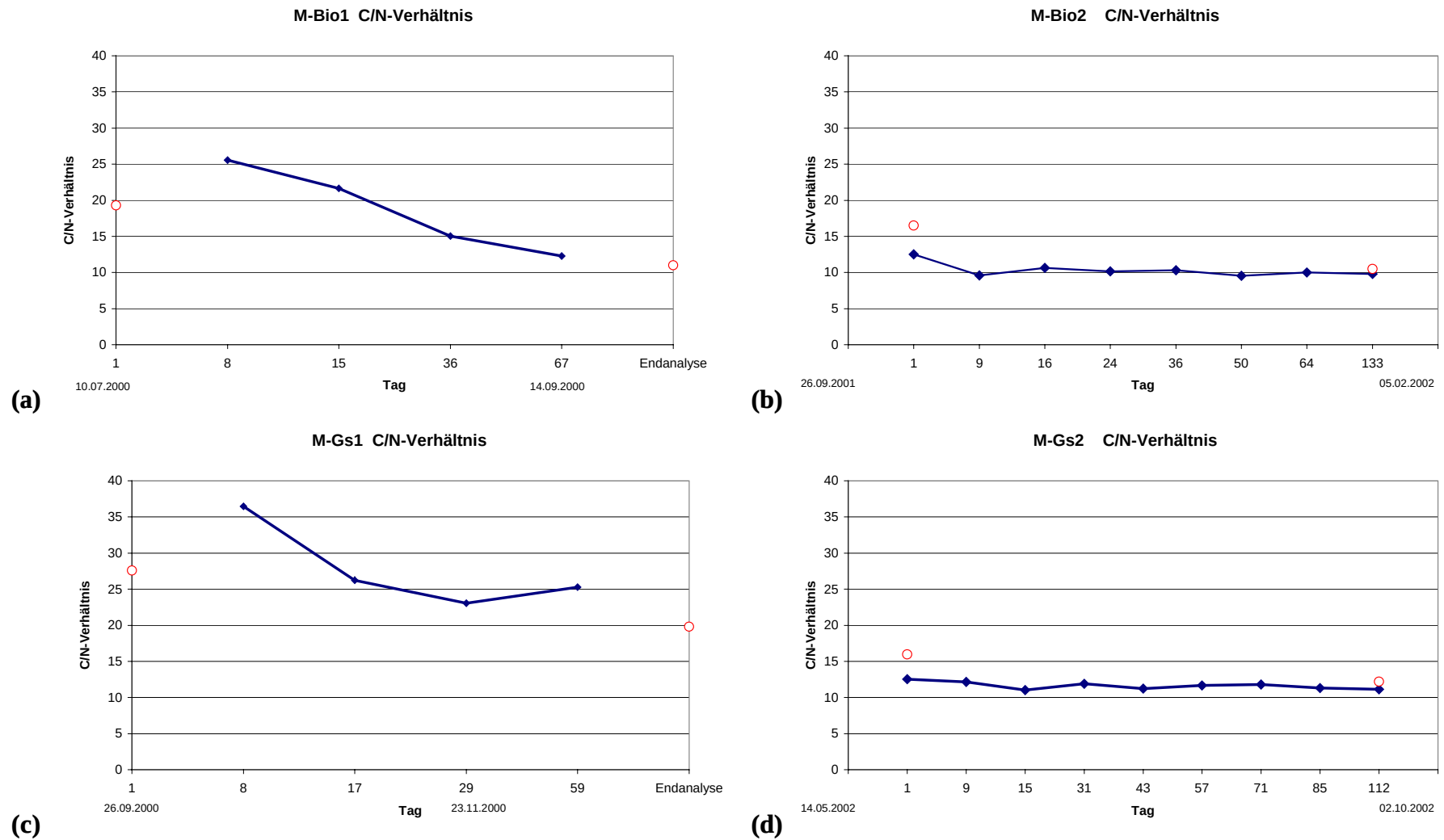
Über die Versuchsperiode von **M-Bio1** von Mitte Juli bis Mitte September dokumentieren die an vier Terminen gezogenen Proben eine typischen Entwicklung des C/N-Verhältnisses von über 25 auf etwa die Hälfte (siehe Abbildung 3-10 a). **M-Bio2** hatte bereits im Ausgangsmaterial ein sehr enges C/N-Verhältnis (je nach Methode 16,5 bzw. 12,5). Die Wahrscheinlichkeit erhöhter Stickstoffemissionen in Form von NH₃ und N₂O war hier klar vorgegeben (siehe Kap. 3.12.3 und 3.12.4). Im Endprodukt war das C/N-Verhältnis auf ca. 10:1 eingengt. (siehe Abbildung 3-10 b).

Bei **M-Gs1** zeigte innerhalb eines Monats die deutlichste Abnahme des C/N-Verhältnisses (von 36 auf 25), auch wenn die Abweichungen der beiden Messmethoden hier am deutlichsten ausfiel (Abbildung 3-10 c). **M-Gs2** wies zwar zu Beginn, ähnlich **M-Bio2**, ein enges C/N-Verhältnis auf, der insgesamt hohe und schwerer abbaubare Kohlestoffanteil ließ jedoch nur eine leichte Verengung des C/N-Verhältnisses auf ca. 12:1 zu (siehe Abbildung 3-10 d).

Da **M-Ks1** nach 4 Wochen abgebrochen wurde, gibt es hier keine Auswertung. **M-Ks2** nur 3 Werte bestimmt, daher wurde für diese Mieten keine Graphik erstellt.

Fazit:

1. Die C/N-Verhältnisse in den Ausgangsmischungen lagen bei den Biotonnenmieten in einem Bereich zwischen 16,5 und 19,3, bei den Grünschnittmieten in einem Bereich zwischen 15,9 und 26,6, in den Endanalysen lagen die Biotonnenkomposte zwischen 10,5 und 11, die Grünschnittmieten zwischen 12,2 und 19,8. In den rottebegleitenden Untersuchungen konnte eine Verengung des C/N-Verhältnisses festgestellt werden.



(c) Die roten Ringe stellen die in den Anfangs und Endanalysen ermittelten Werte dar (ÖKODATENSERVICE)

Abbildung 3-10: C / N-Verhältnis der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte

3.7 Nitrat und Ammonium

Das Verhältnis von Nitrat- zu Ammoniumstickstoff wird als Indikator für den aeroben Rottefortschritt und den Reifegrad angesehen. Gefordert wird für Reifekomposte ein Verhältnis von über 2. Der Ammonium Gehalt sollte bei durchgängig aeroben Bedingungen bereits in den ersten Tagen zügig abnehmen. In beiden Varianten dreht sich etwa nach 20 Tagen das Verhältnis zugunsten des Nitrat um und steigt über 1 gegenüber Ammonium-N (Abbildung 3-12). Die Verläufe der Gehaltsskurven von Ammonium- und Nitratstickstoff der Mieten **M-Bio2** und **M-Gs2** (siehe Abbildung 3-11 und) zeigen den typischen Rückgang der **NH₄-Gehalte** im Laufe der Rotte von anfänglich 4800 bzw. 1576 mg kg⁻¹ TM auf spurenhafte 8 bzw. 0 mg kg⁻¹ TM (siehe auch Tabelle 5-3 und Tabelle 5-4 im Anhang).

In den Versuchen von Hellmann (1995) lagen die Ammonium-Anfangsgehalte je nach Mischungsverhältnis in einem Bereich von 118 bis 1672 mg kg⁻¹. Besonders hohe Konzentrationen (über 3600 ppm) wurden nach 21 Tagen in einer Miete ohne Strukturmaterial gemessen. Das durch die Ammonifikation freigesetzte Ammonium konnte hier wahrscheinlich aufgrund des niedrigen pH-Wertes nicht weiter nitrifiziert werden. Als ein weiterer Hinweis auf das Fehlen aktiver Nitrifizierer wurde die fast völlig unterdrückte N₂O-Emissionen gesehen. Hellmann (1995) beobachtete mit steigendem Grünschnittanteil sinkende NO₃-Anfangskonzentrationen und eine große Spannbreite der Endkonzentrationen.

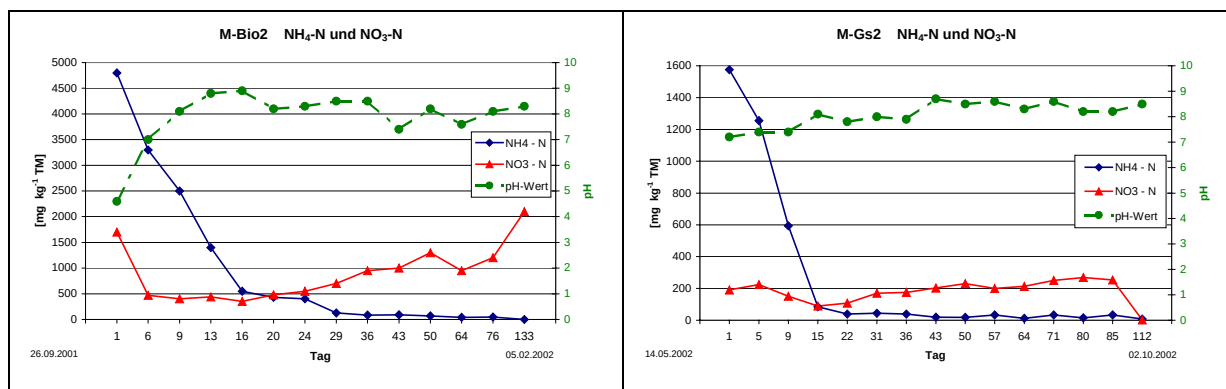


Abbildung 3-11: Gehalte an Nitrat und Ammonium sowie der pH-Wert der Miete M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte

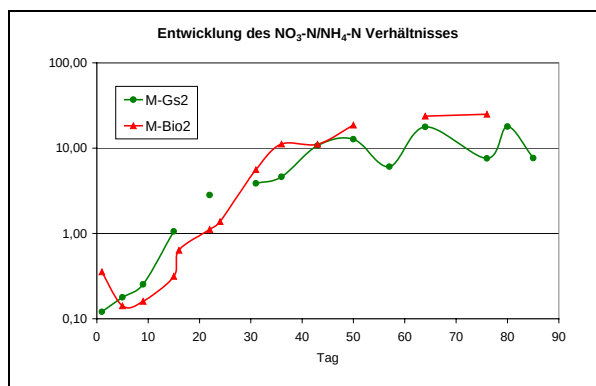


Abbildung 3-12: Entwicklung des Nitrat / Ammonium Verhältnisses in M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte

Die Miete M-Bio2 hatte bei der Einlagerung einen **Nitratgehalt** von $1700 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$, M-Gs2 einen Gehalt von $190 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$. Bei M-Bio2 stieg der Gehalt an NO_3 nach anfänglichem Abfall wieder in einen Bereich um den Anfangsgehalt. Die Nitratgehalte bewegten sich bei M-Gs2 insgesamt auf einem geringeren Niveau, auch hier war ein leichter Abfall mit anschließendem Anstieg zu beobachten. Der Wert zum Zeitpunkt der Auslagerung von $2 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$ dürfte ein Messfehler sein, da der NO_3 -Gehalt in der Endanalyse nach der Nachlagerung wieder auf $314,9 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$ stieg.

3.8 pH-Wert

Durch den Abbau der organischen Substanz werden im Rotteverlauf basisch wirksame Substanzen freigesetzt, so dass es zu einem Anstieg der pH-Werte bis über 8 kommt. Besonders Ausgangsmaterialmischungen mit hohen Anteilen an frischen Küchen- und Gemüseabfällen führen während der Initialphase der ersten 3 bis 7 Tage zu niedrigen pH-Werten von 4 bis <6. Diese saure Phase bewirkt eine deutliche Verzögerung des C-Abbaus (lag-Phase) und geht einher mit dem Auftreten niederer Carbonsäuren (Essigsäure, Propionsäure, Iso-Buttersäure, Buttersäure, Iso-Valeriansäure, Valeriansäure). In Laborversuchen (Binner, 2002) konnte gezeigt werden, wie die rapide Abnahme der Essigsäure parallel zum pH-Anstieg und dem Kohlestoffabbau einsetzte. Gronauer et al. (1997) fanden in der Mietenkompostierung eine Abhängigkeit des pH-Anstiegs von der Mietenform und -größe, vom Strukturmaterialanteil, und vom Umsetzintervall. Demnach steigt der pH umso schneller an, je höher der Strukturmaterialanteil und je kürzer das Umsetzintervall ist. Gieß (1994) nahm einen Anstieg des pH-Wertes auch bei ihren Versuchen in Kleinkompostern wahr, wobei der Anstieg im Winter langsamer erfolgte als im Sommer. Sehr niedere pH-Werte im Kompost würden auf anaerobe Prozesse während der Kompostierung oder auf eine zu kurze Kompostierungsdauer hindeuten (Jimenez und Garcia, 1989, Holmes, 1981, Anonym, 1991-1993).

Gronauer et al. (1997) fand beim Vergleich verschiedener Kompostierungsverfahren einen pH-Wert um 8 in allen Fertigkomposten, obwohl sich die verglichenen Anlagen im pH-Wert des Inputmaterials sowie in den Veränderungen des pH-Wertes während des Rotteverlaufes unterschieden. Im allgemeinen kann organisches Material mit einem pH-Wert von 3 bis 11 kompostiert werden, wobei das pH-Optimum im Bereich von 5,5 bis 8 liegt.

Gronauer et al. (1997) berichten über Strukturmaterial mit pH-Werten zwischen 5,1 und 9,0 und Haushalts- und Küchenabfällen mit pH-Werten zwischen 5,1 und 6,1.

Der pH-Wert steht in engem Zusammenhang mit dem Kalzium- und Karbonatgehalt und ist wie diese standortabhängig. Im Wiener Raum wird in der Folge ein hoher Mittelwert von 7,9 sowie ein Häufigkeitsschwerpunkt (25 bis 75 Perzentil) von 7,5 – 8,6 erreicht (Amlinger, 1993).

Das in unserem Versuch verwendete Biotonnen- und Grünschnittmaterial entstammt dem Wiener Raum, M-Ks1 aus Leoben und M-Ks2 wiederum aus dem Großraum Wien.

Nach Gronauer et al. (1997) wird der pH-Wert des Inputmaterials entscheidend vom Einzugsgebiet beeinflusst. Demnach liegt Biotonnenmaterial aus städtischen Gebieten bei einem pH von 5 bis 6, aus ländlichen Gebieten bei 6 bis 8.

Tabelle 3-9: pH-Wert in Bioabfallkomposten

	N	Mittel	Median	Häufigkeitsschwerpunkt
Eigene Erhebungen	200		7,5	7,3 – 7,8
Amlinger (1993)	67	8	7,9	7,5 – 8,6
Peyr (2000)	526	7,5	7,5	7,2 – 7,8
Reinhold (1999)	6459		7,62	
ZAS (2002)	>17000	7,7	7,7	
Fricke et al. (1991)	490	7,56	7,57	
Jauch und Fischer (1991)	64		7,7	

Der in der Literatur häufig erwähnte pH-Anstieg im Verlauf des Rotteprozesses (z.B. Bidlingmeier und Bickel, 1981, Satriana, 1974) konnte im Gegensatz zu den Versuchen zur Hausgartenkompostierung bei den Bioabfall- und Grünschnittmieten deutlich beobachtet werden (siehe Tabelle 3-10 und Abbildung 3-13).

M-Bio1 zeigt dabei in den rottebegleitenden Bestimmungen eine Spanne von pH 7,4 bis 8,2, **M-Bio2** von pH 4,6 bis 8,9, **M-Gs1** einen Bereich von pH 6,6 bis 8,2 und **M-Gs2** von 7,2 bis 8,7 (siehe Abbildung 3-13 a bis d).

Die beiden Klärschlammieten geben in dieser Hinsicht ein völlig konträres Bild (Abbildung 3-14 a und b). Bei **M-Ks1** fiel der pH-Wert von pH 8,2 auf pH 6,3, bei **M-Ks2** von pH 6,9 auf pH 6,4.

Tabelle 3-10: pH-Wert in der Ausgangsmischung und in der Endanalyse nach den Analysen Labor Husz,

Miete	pH _{KCl} -Wert in der Ausgangsmischung	pH _{KCl} -Wert in der Endanalyse
M-Bio1	5,6	7,8
M-Bio2	4,7	7,6
M-Gs1	6,6	7,4
M-Gs2	7,4	8,0
M-Ks1	7,1	-
M-Ks2	(7,0)	6,9

Fazit:

1. Die pH-Werte aus den die Rotte begleitenden Untersuchungen lagen bei den Biotonnenmieten in einem Bereich zwischen 4,6 und 8,9, bei den Grünschnittmieten in einem Bereich zwischen 6,6 und 8,7 und bei den Klärschlammieten zwischen 6,2 und 8,2. Der extrem saure Anfangs-pH von M-Bio2 (pH 4,6) ging einher mit einem siloartigen Geruch der sehr feuchten Ausgangsmischung.
2. In beiden Fällen der Bioabfall- und Grünschnittmieten konnte eine Entwicklung von „sauer“ zu „basisch“ anhand der pH-Werte der Ausgangsmischung und der Endanalyse bestätigt werden

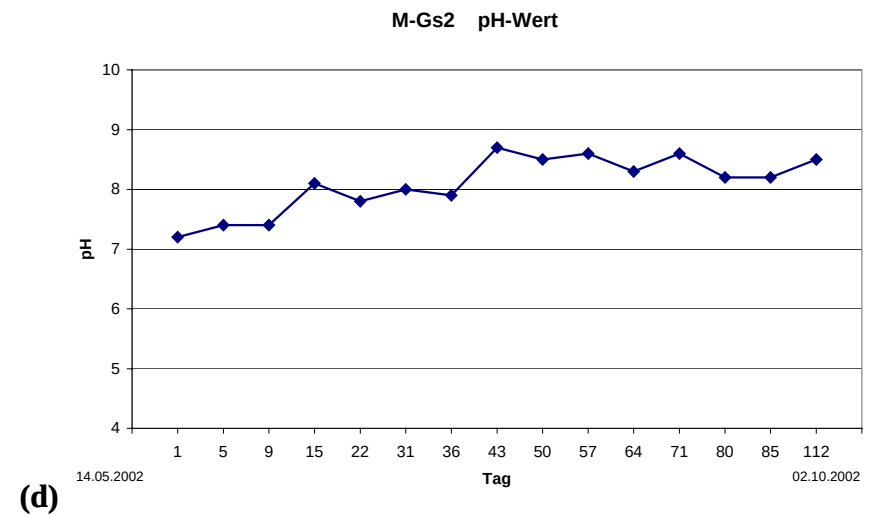
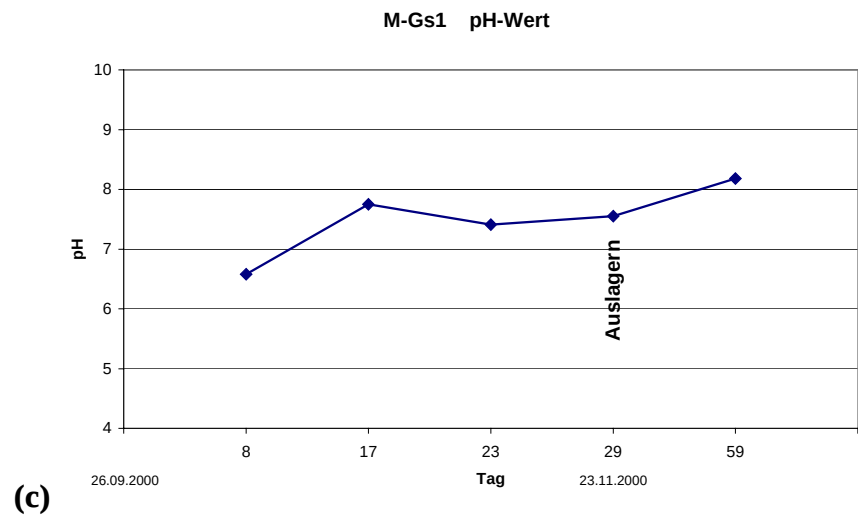
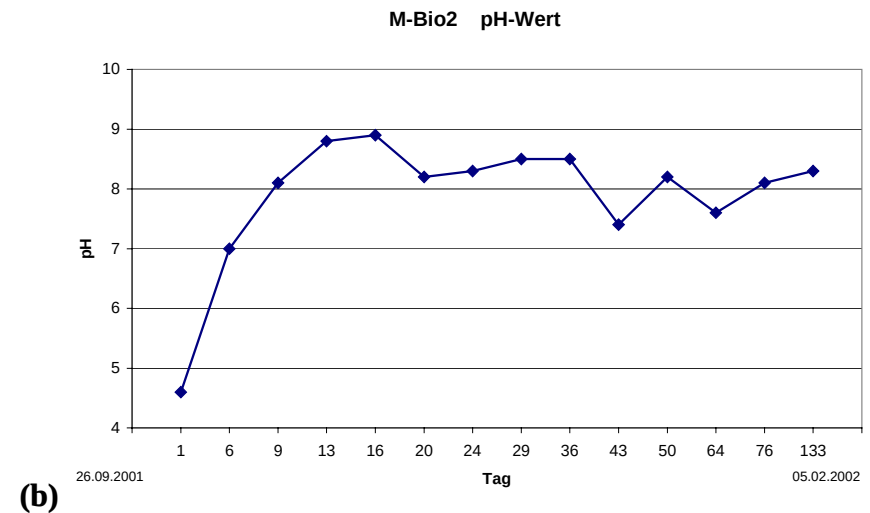
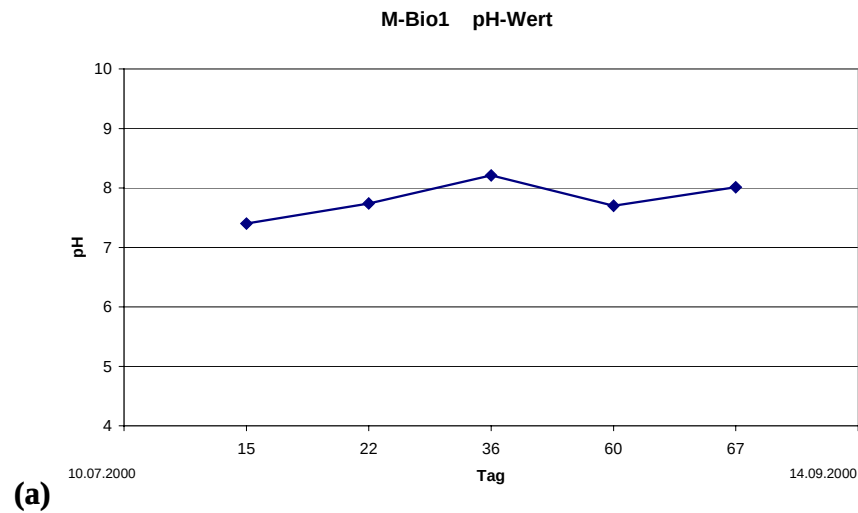
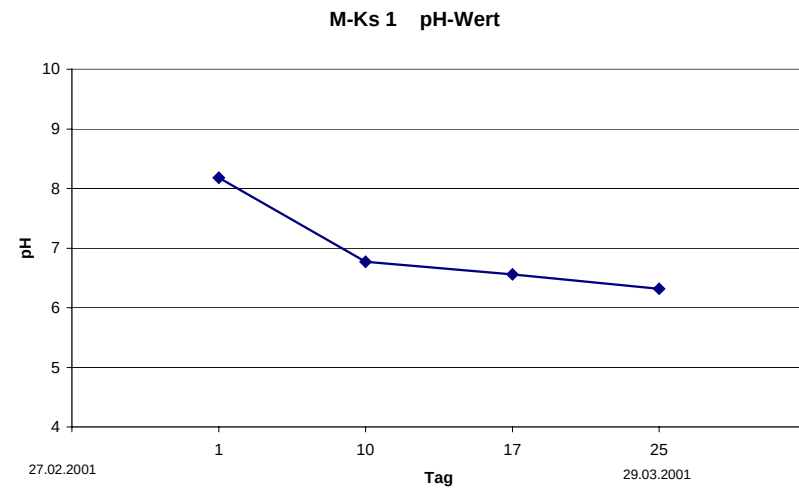
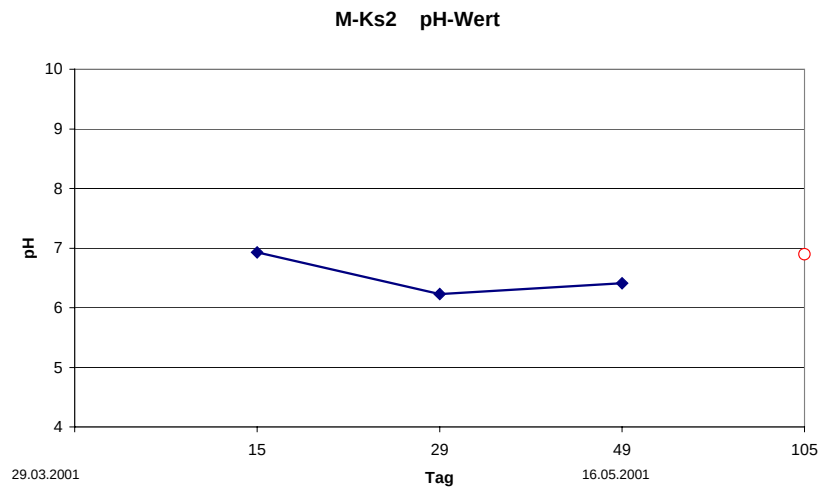


Abbildung 3-13: pH_{CaCl} -Wert der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 während der Rotte



(a)



(b)

Abbildung 3-14: pH-Wert der Mieten M-Ks1+2 während der Rotte

3.9 Stabilität

Unter Stabilität versteht man den im Kompostierungsprozess erreichbaren Gleichgewichtszustand, in dem die Reaktivität stark reduziert ist und die toxischen Effekte für Pflanzen aufgrund von im Anfangsstadium entstehenden Metaboliten nicht mehr vorhanden sind. Dieser Zustand ist geprägt durch gleichbleibende Niveaus bei den Parametern TOC, Gesamtstickstoff und C/N-Verhältnis sowie durch eine geringe Atmungsaktivität (Lechner & Smidt, 2003).

Die Eigenschaften und die Qualität von Kompost werden maßgeblich von Verbindungen bestimmt, die gleichzeitig mit der Stabilisierung von Kohlenstoff und Stickstoff neu aufgebaut werden. Die Stabilisierung der organischen Substanz erfolgt einerseits durch Mineralisierung, also dem Abbau der organischen Substanz zu anorganischen Verbindungen unter Freisetzung von CO₂ und andererseits durch die Synthese neuer Verbindungen (Huminstoffe, Biomasse, Biopolymere aus Mikroorganismen). Weiters spielen Wechselwirkung mit mineralischen Komponenten eine wichtige Rolle.

Der Abbau organischer Materialien verläuft nie vollständig, da dem Abbauprozess Syntheseprozesse und Stabilisierungsvorgänge entgegenwirken. Diese Prozesse müssen bei der Kompostierung gefördert werden, um einerseits eine Senke für Kohlenstoff und Stickstoff zu schaffen und andererseits den Gehalt an wertbestimmenden Substanzen (z.B. Huminsäuren) zu steigern.³

Um diese Prozesse im Zuge der Rotte abbilden zu können wurden in Kooperation mit dem Abteilung Abfallwirtschaft (IWGA, BOKU), Erwin Binner, und mit der TU Berlin Inst. Für Ökologie, André Schmitt, einige innovative Methoden im Verlaufe des Rotteprozesses zur Charakterisierung der Organischen Substanz angewandt.

Bestimmt wurden Atmungsaktivität über den Sauerstoffverbrauch im AT₄/7 Test, Huminstoffe die organischen und anorganischen Komponenten mithilfe der Fourier Transformation-Infrarotspektroskopie (FT-IR) und der Thermogravimetrie.

3.9.1. Atmungsaktivität

Ein möglicher Parameter zur Feststellung des Stabilisierungsgrades oder auch der biologischen Abbaubarkeit organischer Materialien ist die Atmungsaktivität innerhalb von 4 bzw. 7 Tagen (AT₄ oder AT₇). In Österreich ist der AT₄ zur Beurteilung der Ablagerfähigkeit von biologisch-mechanisch vorbehandelten Abfällen vorgeschrieben (BMLFUW, 2002)

Die Atmungsaktivität beurteilt im Unterschied zum Inkubationsversuch nicht ein Potential, sondern die momentane Aktivität des Materials - das heißt, den aktuellen Sauerstoffverbrauch pro Zeiteinheit im aeroben Milieu. Damit wird die tatsächliche biologische Aktivität erfasst (Lechner, 2001)

Zum Vergleich: Ausreichend behandeltes MBA-Material weist eine AT₄ von 2,5 mg O₂/g TS auf. Gegenüber nur kurz behandelten Material entspricht dies einer Reduktion von mehr als 92 %. Fricke et al. (1995; zitiert nach Lechner, 2001) stellten in Abhängigkeit vom Rotteverfahren eine Reduktion der Atmungsaktivität um 75 bis 95 % bei einer Rottezeit von 3 bis 4 Monaten fest. Nach fünf- bis sechsmonatiger Rotte reduzierte sich die Atmungsaktivität bezogen auf den Rotteanfang

³ entnommen aus http://www.boku.ac.at/abf/aktuell/aktuell_main_24_09_2002.html

generell um etwa 95 %. Der österreichischen Grenzwert für AT_4 bei MBA Material beträgt 7 mg O_2/g TM.

Wie in Abbildung 3-15 ersichtlich, nimmt vor allem im Anfangsstadium der Rotte innerhalb von 2 bis 4 Wochen die Abbauintensität und damit auch die Atmungsaktivität deutlich ab. Dieser Verlauf stimmt zumindest im Fall von M-Bio2 gut mit der Temperaturentwicklung zusammen. Nach ca. 30 Tagen werden 40°C dauerhaft unterschritten. Parallel hierzu verläuft die CO_2 Emissionsraten, die nach 20 Tagen 100 g $h^{-1}t^{-1}$ nicht mehr überschreiten (Abbildung 3-26b). Im Fall von M-Gs2 werden 50 °C nach ca. 6 Wochen unterschritten. Die CO_2 Emissionsraten stabilisieren sich jedoch ebenfalls nach etwa 20 Tagen auf Werte um und unter 100 g $h^{-1}t^{-1}$.

In M-Bio2 wurden als zusätzlicher Reifungsindikator die niederen Karbonsäuren gemessen. Sie nehmen bereits ab der 2. Woche deutlich ab und sind nach ca. 14 Tagen nicht mehr messbar.

Es ist wahrscheinlich, dass bei holzreichem Grünschnittmaterial der AT_4 Test aufgrund der trägen Reaktivität durch den relativen Kohlenstoffüberschuss, den langsameren, jedoch länger anhaltenden Abbau nicht mehr differenziert anzeigt.

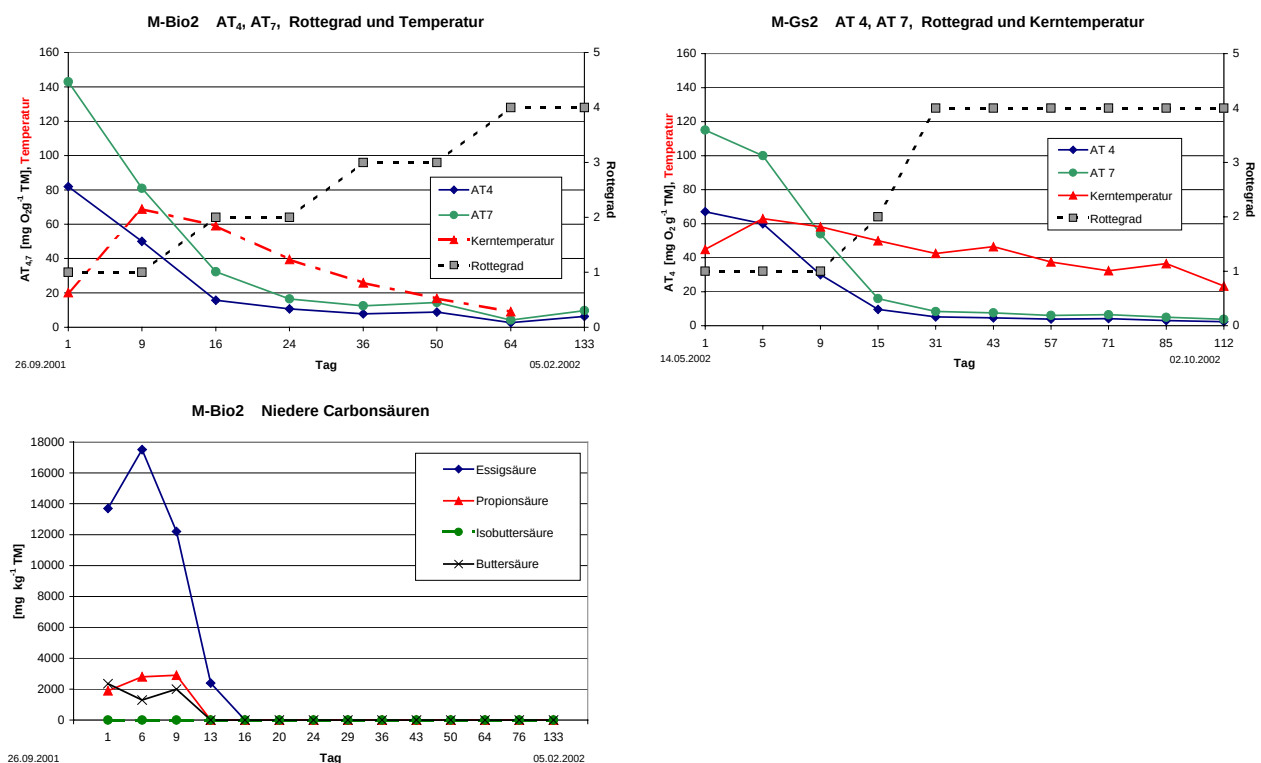


Abbildung 3-15: Atmungsaktivität der Mieten M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte

3.9.2. Huminstoffe

Zwar wird die Tatsache der Humifizierung, also die Bildung von Huminstoffen und der Gehalt an stabilen Huminstoffen als wesentliches Qualitätskriterium der Kompostierung bzw. des Kompostes angesehen, analytisch steckt diese Qualifizierung zur differenzierten Abschätzung der bodenverbessernden Wirkung noch in den Kinderschuhen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass Huminstoffe eine deutlich nachhaltigere positive Wirkung auf den Wasser- und Wärmehaushalt des Bodens, auf seine Strukturbildung, auf die Speicherung und Verfügbarkeit von Nährstoffen und auch auf die Schadstoffbindung besitzen, als rohe nicht humifizierte organische Materialien.

Die Entwicklung der Gehalte an Huminstoffen, im speziellen der Grauhuminsäuren, Fulvosäuren und Brauhuminsäuren ist in Tabelle 3-11 zusammengefasst. Der Gehalt an Huminsäuren ist in optischer Dichte (oD) bei 400 nm pro Gramm organischer Trockenmasse angegeben.

Tabelle 3-11: Gehalt an Huminstoffen der Mieten M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte

		Grau- huminsäuren	Fulvosäuren	Braun- huminsäuren	Huminstoffe [Summe]
	Tag	oD/g oTM	oD/g oTM	oD/g oTM	oD/g oTM
M-Bio2	1	19	245	515	779
	9	5	180	650	835
	16	5	177	1000	1182
	24	3	200	1100	1303
	36	0	165	880	1045
	50	0	210	670	880
	64	0	205	1100	1305
	133	0	185	980	1165
M-Gs2	1	0	185	610	800
	9	0	155	730	900
	15	0	165	820	1.000
	31	0	145	730	900
	43	0	155	830	1.000
	57	0	170	820	1.000
	71	3	155	810	950
	85	16	170	910	1.100

Nach Lechner & Smidt (2003) werden folgende Humus/organische Bodensubstanzen (OBS) unterschieden:

- extrahierbare Huminsäuren
- nicht extrahierbare Huminsäuren und andere Substanzen, die an mineralische Oberflächen gebunden sind
- mikrobielle Biomasse
- inerte organische Substanz

Die Autoren meinen, dass ein bestimmtes Niveau an mikrobieller Aktivität gegeben sein muss, wenn die Bildung von Huminsäuren gefördert werden soll. Weiters haben sie beobachtet, dass streng aerobe Bedingungen die Mineralisierung, teilweise anaerobe Verhältnisse die Humifizierung fördern.

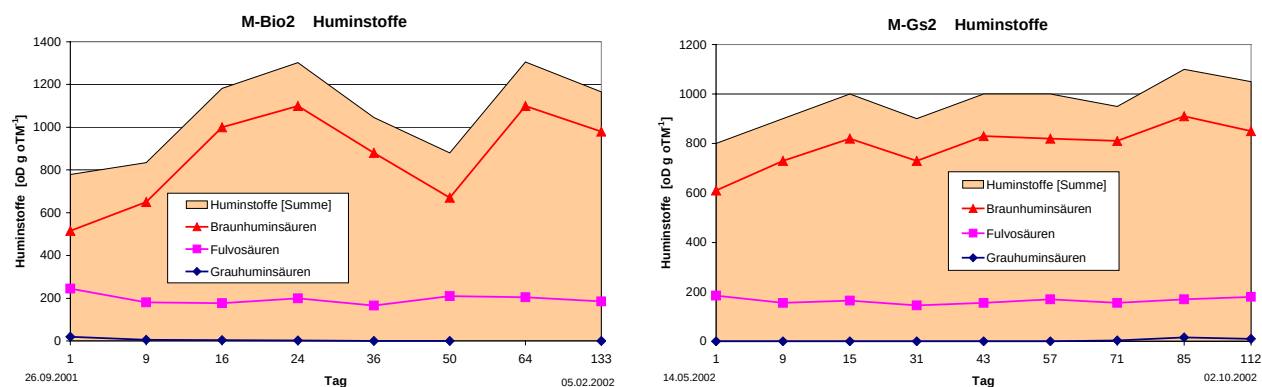


Abbildung 3-16: Huminstoffentwicklung in den Mieten M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte

3.9.3. Stabilitätsabschätzung mithilfe der FTIR Technik

Mithilfe der Infrarotspektroskopie steht eine effektive Methode zur Abschätzung der *Reaktivität* oder *Stabilität* organischer Materialien zur Verfügung. *Stabilität* kann bei relativ hohen und niedrigen OM Gehalten und bei unterschiedlichen Huminsäureniveaus eintreten. Nach Smidt (2002) liefert die FT-IR Spektroskopie mehr Information über das Material als Summenparameter wie Glühverlust, organischer Kohlenstoff (TOC) und Gesamtstickstoff, die zwar Gesamtmengen angeben, aber nicht den Eigenschaften der Verbindungen Rechnung tragen. Die Interpretation basiert außerdem auf dem Vergleich der Infrarot Spektren mit den chemischen und biologischen Daten der Proben und mit Spektren gut stabilisierter Proben oder Böden.

Folgende Bandbreiten der IR Spektren sind von Bedeutung:

- aliphatische Methylen Bänder (2925 cm^{-1} und 2850 cm^{-1}) zeigen die Prozessdynamik an
- das Amid II Band (1546 cm^{-1}) spiegelt die Umsatzaktivität wider.
- das Band bei 875 cm^{-1} entspricht anorganischen Bestandteilen die während des Abbaus zunehmen.
- Die Region zwischen 1800 cm^{-1} und 900 cm^{-1} stellt eine Art *fingerprint* für das Verhalten von Materialien zu verschiedenen Kompostierungsstadien dar.

Stark reaktive Materialien wiesen einzelne Banden auf, die in stabilisiertem Material nicht mehr sichtbar sind. Aus dem Größenverhältnis dieser Banden zu denen einzelner organischer Komponenten lassen sich Gehalt und Verhalten der verbleibenden organischen Substanz in Komposten abschätzen.

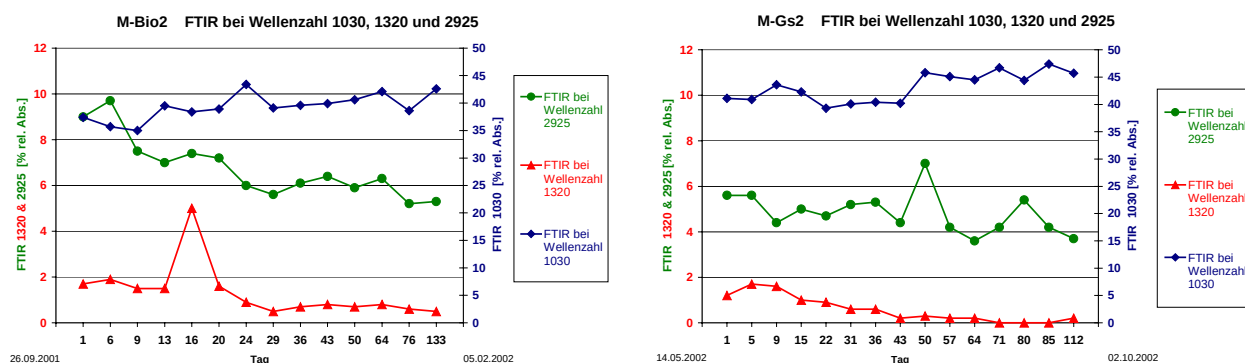
Für das in Rotte befindliche Kompostmaterial wurden die Entwicklung der Absorptionsbande 1030 , 1320 und 2925 cm^{-1} betrachtet. Die Bande der asymmetrischen Si-O-Si Ausdehnung liegt bei 1030 cm^{-1} . Durch ein großes Band bei **1030** cm^{-1} könnte Material, das Klärschlamm enthält, von anderen organischen Abfällen unterschieden werden. Das Absorptionsband bei **2925** cm^{-1} wird zusammen mit jenem bei 2850 cm^{-1} den aliphatischen Methylengruppen zugeordnet. Diese kommen in allen in Rotte befindlichen Materialien vor und nehmen in Abhängigkeit zum Fortschritt der Rotte ab, wodurch sie sich gut zur Charakterisierung bzw. zum Vergleich von Kompostierungsprozessen eignen. Die Bande bei **1320** cm^{-1} wird in Bioabfallkomposten zu einer „Schulter“ reduziert. Das Stadium bzw. die Stabilität der organischen Substanz können aufgrund des Auftretens und Verschwindens bestimmter Banden (1320 und 1540 cm^{-1}) abgeschätzt werden (Smidt et al., 2002).

In der Untersuchung der beiden Versuchsmieten M-Bio2 und M-Gs2 zeigt sich eine deutliche Reduktion der „Stabilitätsbande“ (1320 cm^{-1}) nach 3 bis 4 Wochen. Dies deutet darauf hin, dass unabhängig von den unterschiedlichen Ausgangsmaterialien bei der gegebenen Bearbeitungsintensität eine entsprechende Huminstoffsynthese und eine fortschreitende Stabilisierung der OM stattfindet. Die aliphatischen Methylengruppen (2925 cm^{-1}) starten bei M-Bio2 (9,0 %) und M-Gs2 (5,6 %) auf sehr unterschiedlichem Niveau. In beiden Fällen nehmen sie im Verlauf den Rottefortschritts wieder bis zur 3./4. Woche ab. Ab dann wird bis auf einzelne Ausreißer ein bestimmtes „materialtypisches“ Niveau gehalten.

Die Ergebnisse stimmen gut mit dem Verlauf der Atmungsaktivität überein (Ein eindeutiger Zusammenhang mit den Huminstofffraktionierung konnte nicht gefunden werden).

Tabelle 3-12: FTIR Charakteristika der Mieten M-Bio2 und M-Gs2 bei Wellenzahl 1030, 1320 und 2925

Tag	FTIR bei Wellenzahl 1030 % rel. Abs.	FTIR bei Wellenzahl 1320 % rel. Abs.	FTIR bei Wellenzahl 2925 % rel. Abs.
M-Bio2			
1	37,4	1,7	9,0
6	35,7	1,9	9,7
9	35,0	1,5	7,5
13	39,5	1,5	7,0
16	38,4	5,0	7,4
20	38,9	1,6	7,2
24	43,4	0,9	6,0
29	39,1	0,5	5,6
36	39,6	0,7	6,1
43	39,9	0,8	6,4
50	40,6	0,7	5,9
64	42,1	0,8	6,3
76	38,6	0,6	5,2
133	42,6	0,5	5,3
M-Gs2			
1	41,1	1,2	5,6
5	40,9	1,7	5,6
9	43,6	1,6	4,4
15	42,3	1	5
22	39,3	0,9	4,7
31	40,1	0,6	5,2
36	40,4	0,6	5,3
43	40,2	0,2	4,4
50	45,8	0,3	7
57	45,1	0,2	4,2
64	44,5	0,2	3,6
71	46,7	0	4,2
80	44,4	0	5,4
85	47,4	0	4,2
112	45,7	0,2	3,7


Abbildung 3-17: FT-IR – rel. Absorptionswerte bei den Banden 1030, 1320 und 2925 in den Mieten M-Bio2 und M-Gs2 während der Rotte

3.9.4. Thermogravimetrie

Das thermische Verhalten der organischen Substanz von Komposten hängt stark von ihrer Stabilisierung und der Gegenwart mineralischer Komponenten ab. Der charakteristische Verlauf der Thermogramme gibt nicht nur Aufschluss über die Menge an organischer Substanz, sondern auch über ihre Stabilisierung. Die Veränderung in der chemischen Zusammensetzung durch eine Verschiebung zu schwerer abbaubaren organischen Verbindungen bewirkte ebenso eine Stabilisierung wie der Aufbau von Huminstoffen und die Wechselwirkung mineralischer Komponenten mit organischen Verbindungen. (Smidt, 2002).

Die Proben wurden auf 2 mm gesiebt, ohne mit dem Mörser größere Teile zu zerkleinern.

In Tabelle 3-13 sind die Ergebnisse der thermogravimetrischen Bestimmung zusammengefasst.

Tabelle 3-13: thermogravimetrisch bestimmte Parameter ausgewählter Proben der Mieten M-Bio2 und M-Gs2

Parameter	Woche	M-Bio2				M-Gs2			
		04.10.01	31.10.01	28.11.01	05.02.02	22.05.02	25.06.02	06.08.02	02.10.02
		2	6	10	19	2	7	13	21
C_{org} [%]		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Einzelwerte bei 340 - 350°C		12,5 %	9,2 %	8,9 %	9,6 %	12,7 %	7,7 %	7,8 %	8,5 %
zu große Abweichungen	250 - 400°C	27,0 %	18,3 %	18,6 %	19,8 %	22,8 %	12,2 %	15,5 %	14,6 %
daher nicht bestimmbar!!!	110 - 550°C	17,6 %	13,4 %	13,2 %	13,6 %	13,8 %	8,7 %	10,7 %	10,6 %
	200 - 550°C	26,2 %	19,4 %	19,1 %	19,8 %	20,7 %	12,7 %	15,1 %	15,1 %
N_{org} [%]		1,21	0,86	0,89	0,92	1,17	0,63	0,81	0,72
Ton [%]		44	44	43	48	29	33	39	41
Karbonat [%]		0,12	0,09	0,11	0,11	0,55	0,06	0,08	0,08
Gewichtsverlust Organische Bodensubstanz [mg g ⁻¹]		572	445	440	460	457	305	360	365
Gewichtsverlust nach DIN [mg g ⁻¹]		488	374	366	378	385	246	299	297
Gewichtsverlust total [mg g ⁻¹]		616	500	492	516	532	367	429	425
thermolabile Bestandteile [mg/g]		17,8	27,8	19,4	23	39,6	16,8	24	20,6
thermostabile Bestandteile [%]		9,7	6,6	6,8	6,5	9,6	4,7	5,8	6,5
Humifizierungsgrad OSM/Corg [mg mg ⁻¹]		2,9	3,2	3,2	3,1	2,6	3,1	3,1	3,2
Humifizierungsgrad thermolabile/thermostabile [mg mg ⁻¹]		0,2	0,4	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3
Versorgungsgrad		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	>	n.b.	n.b.
Mittlere Abweichung		16,9	12,7	12,4	12,3	13	7,4	10,1	9,3
Max. Abweichung		56,3	40,9	41,5	42,1	37,6	23,3	29,6	29

Der **C_{org}-Gehalt** ist bei allen Proben nicht bestimmbar. Der C_{org}-Gehalt wird über den Gewichtsverlust mehrerer Temperaturbereiche bestimmt und gilt als nicht bestimmbar, wenn diese C_{org}-Werte nicht übereinstimmen.

Die Menge an **org. Substanz (OBS)** überschreitet, wie nicht anders zu erwarten, in allen Fällen die Mengen für Mineralböden.

Dasselbe gilt für den **N_{org}-Gehalt**, wobei hier nicht klar ist, wie das Ergebnis zu werten ist. Der Gehalt an N_{org} korreliert bei Böden normalerweise mit dem Gewichtsverlust von 400-410°C. In den Grafiken der kompostierten Materialien (siehe Abbildung 3-18 a, b, c, d) liegen die Peaks der Gewichtsverlustdynamik aber zwischen 430-460°C. Die Lage des Peaks scheint sich bei Komposten also zu verschieben.

In Abbildung 3-18 (a, b, c, d) wurden die Gewichtsverlustkurven (in 10°C Schritten) der Proben einander gegenübergestellt und mit der Kurve der mittleren Verluste von Böden verglichen.

Die Grafiken der Gewichtsverluste weisen alle deutlich 4 Peaks auf, die gegenüber der „Bodenkurve“, wie zu erwarten, viel deutlicher ausgeprägt sind. Beim Vergleich der Kurven der Biotonnenkomposte mit jenen der Grünschnittkomposte weisen die Biotonnenkomposte deutlicher ausgeprägte Peaks auf.

Der **Peak 1** der Grafik bei 100-110°C stellt das gebundene Wasser dar. **Peak 2** bei 280-290°C stellt die leicht abbaubare Fraktion der organischen Substanz (OS) dar. **Peak 3** bei 430-460°C kommt normalerweise bei Mineralböden so nicht vor und stellt wahrscheinlich den Gehalt an N_{org} dar (Schmitt, 2003). Der Bereich für die schwer umsetzbare Fraktion der OS liegt bei 510-540°C, der bei den untersuchten Proben nur geringfügig ist. Bei **Peak 4** um 750°C ist nicht geklärt, wodurch er verursacht wird, weswegen dieser Bereich in keiner Berechnung verwendet wird. Der Gehalt an Carbonat-Kohlenstoff wird über den Gewichtsverlust des Bereiches 810-820 berechnet, da ist der Peak schon wieder bei Null.

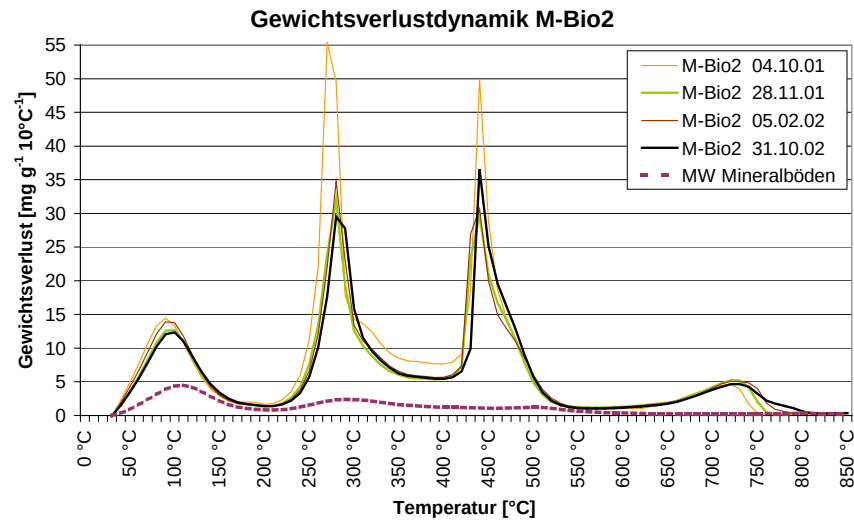
Die leicht abbaubare Fraktion der OS (280-290°C) hat sich von M-Bio2 (2.Wo) auf M-Bio2 (10.Wo) um ein gutes Drittel verringert, danach ist sie fast konstant geblieben.

Das Gleiche trifft auf den Gehalt an N_{org} zu, wenn der Bereich (430-460°C) mit dem Norg-Gehalt für Komposte korreliert. Wobei hier M-Bio2 (6.Wo) etwas aus der Reihe tanzt.

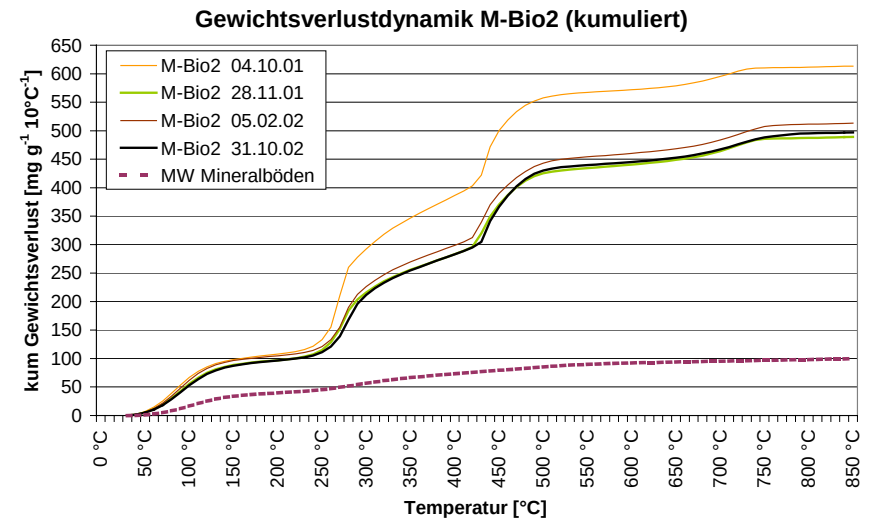
Bei den Proben von M-Gs nimmt die leicht abbaubare Fraktion am Anfang auch stark ab, um dann später stetig langsamer abzufallen. Nur die Probe M-Gs2 (7.Wo) fällt aus der Rolle. Diese Probe wurde nochmal gemessen, wobei sich das Verhalten bestätigt hatte.

Für die Norg-Gehalte stellt sich das gleiche Bild ein, wobei wieder M-Gs2 (7.Wo) aus der Reihe fällt.

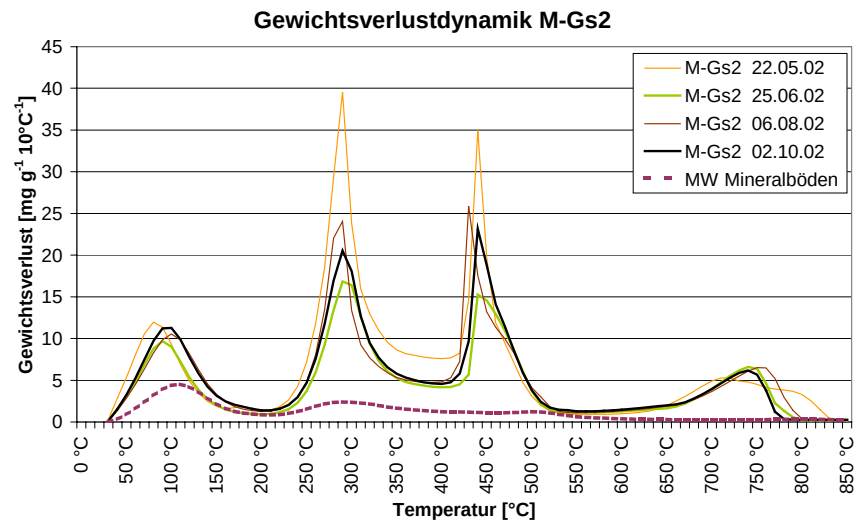
(a)



(b)



(c)



(d)

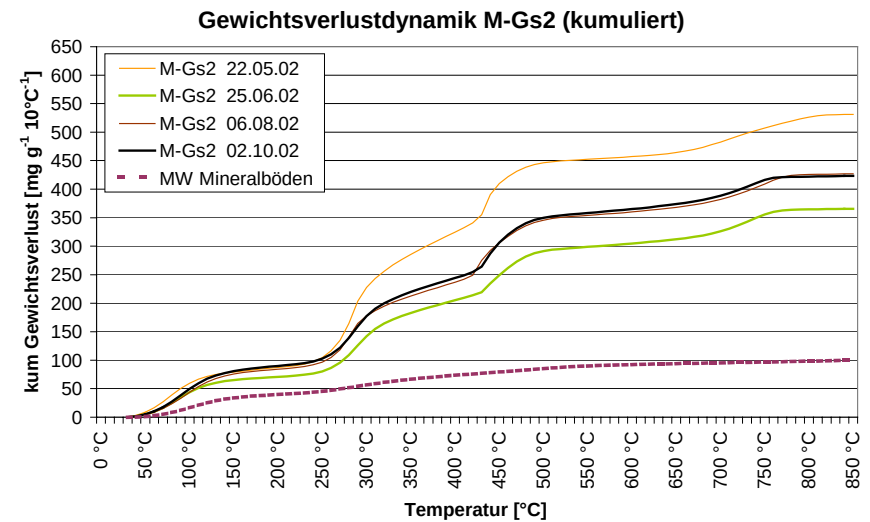


Abbildung 3-18: Gewichtsverlustkurven der Proben M-Bio2 und M-Gs2

3.10 Seuchenhygienische Untersuchungen

3.10.1. Einführung

Rein theoretisch können alle in einem Haushalt vorkommenden Infektionserreger im Bioabfall auftreten, wenn sie u.a. durch Küchenabfälle, Papiertaschentücher, Gemüse-, Salat-, Obst- und Pflanzenreste, Wurzeln, Blumen und Topfpflanzen eingebracht werden. Solche denkbaren Erreger sind i.d.R. Mikroorganismen aus den Gruppen der Bakterien, Pilze, Viren und Parasiten.

Böhm et al. (1998) geben nach einer Untersuchung von 6 Kompostierungsanlagen einige gängige mikrobiologische Parameter im angelieferten Abfall, im Rottegut und im Fertigkompost wie in Tabelle 3-14 dargestellt an. Dieser Überblick soll eine Vorstellung von den Veränderungen der Zusammensetzung der Keimflora zu vermitteln.

Tabelle 3-14: Zusammenstellung der Keimzahlen für einige ausgewählte mikrobiologische Parameter im Bioabfall und im Kompost

Probematerial und Probennahmezeitpunkt	MIKROBIOLOGISCHER PARAMETER [KBE/g]				
	Spannweiten der Medianwerte aus 6 Anlagen				
	GBZ	FSK	EBA	E. coli	A.F.
BIOABFALL Sommer	1,5x10 ⁷ - 4,6x10 ⁸	6,8x10 ⁴ - 2,2x10 ⁸	5,8x10 ³ - 2,3x10 ⁶	9,3x10 ¹ - 4,3x10 ⁵	4,8x10 ² - 7,3x10 ⁵
BIOABFALL Winter	8,5x10 ⁵ - 9,2x10 ⁸ ¹⁾	4,3x10 ⁴ - 8,3x10 ⁷ ¹⁾	4,3x10 ³ - 4,2x10 ⁷ ¹⁾	9,3x10 ² - 4,3x10 ⁵	4,3x10 ² - 2,7x10 ⁵
KOMPOST Sommer	2,6x10 ³ - 5,0x10 ⁵	4,3x10 ¹ - 1,5x10 ⁴	n.n. - 2,2x10 ³	n.n. - 3,3x10 ²	3,1x10 ² - 4,5x10 ⁷
KOMPOST Winter	1,1x10 ⁵ - 3,4x10 ⁹ ¹⁾	5,9x10 ² - 1,3x10 ⁷ ²⁾	2,6x10 ² - 1,5x10 ⁸ ¹⁾	n.n. - 4,3x10 ⁶ ¹⁾	n.n. - 1,5x10 ⁶

n.n.: nicht nachweisbar

E. coli: *Escherichia coli*

¹⁾ Frischkompost nach der Intensivrotte (2 Wochen)

²⁾ Material nach der Rottetrommel

GBZ: Gesamtbakterienzahl

FSK: Fäkalstreptokokken

EBA: Enterobacteriaceae

A.F.: *Aspergillus fumigatus*

Nach Böhm et al. (1998) zeigt sich demnach, dass in der Regel der Kompostierungsprozess zu einer Abnahme der mesophilen Bakterienflora um 3 - 4 Zehnerpotenzen führt, während in der Regel die Menge von *Aspergillus fumigatus* im Ausgangsmaterial und im Kompost annähernd gleich hoch bleibt. In Abhängigkeit von den Kompostierungsbedingungen kann es aber in Einzelfällen auch zu erheblichen Abnahmen der Konzentration von *Aspergillus fumigatus* und Actinomyceten kommen.

Gieß (1994) konnte in Abhängigkeit von der Probenzahl in 71% bis 100% der Fälle im Rohmaterial von Bioabfallstoffen Salmonellen nachweisen. Bei einer anderen Untersuchung lag die Salmonellenrate im Hausmüll bei 3 % und im Nassmüll bei 33% (Scherer, 1992). Die bei der Bioabfallkompostierung mit verwendeten Abfälle aus Gärten und Parkanlagen sind aus infektionshygienischer Sicht unproblematisch, sofern sie nicht fäkal (Hunde) verunreinigt sind, nicht jedoch aus phytohygienischer Sicht (Strauch et al., 199?). Zu den Erregern von Pflanzenkrankheiten gehören Bakterien, Pilze, Viren, tierische Schädlinge und Unkräuter.

Die mikrobielle, aerobe Rotte ist ein exothermer Vorgang, bei dem neben Temperaturen über 55 °C auch biochemische Reaktionen unter gleichzeitigem Abbau der organischen Substanz zur

Inaktivierung von Krankheitserregern (auch thermoresistenten Formen) führen. In der Kompostierung wirken somit zwei Prozessphasen hygienisierend.

In der Heißbrotte- bzw. Hygienisierungsphase findet eine Reduktion bzw. Abtötung pathogener Keime aus dem Ausgangsmaterial statt. Die anschließende Stabilisierungsphase sichert die biologische Stabilität des Endproduktes, indem das Substrat und damit das Potential für die Vermehrung der pathogenen Keime und in der Folge die Attraktion von Übertragungsvektoren minimiert wird (Kjellberg Christensen et al., 2002). Hinzu kommen antibiotisch antagonistische Faktoren durch die Förderung bodentypischer Mikroflora im Zuge des Humifizierungsprozesses.

Nach Kjellberg-Kristensen et al. (2002) hat in der Hygienisierungsphase eine Reduktion der Keimbelastung auf ein akzeptables Niveau zu erfolgen. Die Stabilisierungsphase gewährleistet die biologische Stabilität des Endproduktes und reduziert damit das Wachstumspotential von pathogenen Keimen. In der Konkurrenz um Nährstoffe, sind bodenbürtige Mikroben in der besseren Position als pathogene Bakterien, die normalerweise auf die Umweltbedingungen ihres Wirtes spezialisiert sind (Millner et al., 1987) zit. nach (Kjellberg-Kristensen et al. 2002). In der Stabilisierungsphase ändert sich also das Milieu zugunsten der bodenbürtigen Keime auf Kosten der Fäkal- oder pathogenen Keime. Eine Forderung nach sterilem Kompost wäre unangebracht, da er aufgrund des fehlenden Antagonismus viel anfälliger auf eine Neuinfektion durch Fäkalbakterien wäre (Hussong et al., 1985; Millner et al., 1987) beide zit. nach (Kjellberg-Kristensen et al. 2002).

Kjellberg-Kristensen et al. (2002) empfehlen folgende Forderungen zur Überwachung der hygienischen Qualität von Komposten aus der Mietenkompostierung:

- Das Ausmaß der Wärmeentwicklung sollte mindestens 5 Stunden bei 70°C oder 2 Tage bei 65°C oder 4 Tage bei 60 bzw. 55 °C betragen, gemessen 30 cm unterhalb der Oberfläche bei allen 5 Wendevorgängen.
- Salmonellen dürfen im Endprodukt nicht nachweisbar sein.
- Endprodukte nach durchlaufener Stabilisierungsphase mit *E. coli* <100 (CFU g⁻¹ FM) können ohne weitere Einschränkungen angewendet werden.
- Endprodukte nach durchlaufener Stabilisierungsphase mit *E. coli* <1000 (CFU g⁻¹ FM) können in landwirtschaftlichen Kulturen, deren Ernte nicht zum Frischverzehr vorgesehen ist sowie im Landschaftsbau eingesetzt werden.

In der Heißbrotte- bzw. Hygienisierungsphase findet eine Reduktion bzw. Abtötung pathogener Keime aus dem Ausgangsmaterial statt. Die anschließende Stabilisierungsphase sichert die biologische Stabilität des Endproduktes, indem das Substrat und damit das Potential für die Vermehrung der pathogenen Keime und in der Folge die Attraktion von Übertragungsvektoren minimiert wird (Kjellberg Christensen et al., 2002). Hinzu kommen antibiotisch antagonistische Faktoren durch die Förderung bodentypischer Mikroflora im Zuge des Humifizierungsprozesses.

Gieß (1994) kommt in ihren Untersuchungen zu dem Schluss, dass es nicht sinnvoll erscheint, generell bestimmte Temperatur/Zeit-Kombinationen für die Beurteilung der Hygienisierung festzulegen.

Nach verschiedenen Autoren und Regelwerken kann hinsichtlich der temperaturbewirkten Entseuchung folgendes Schema als Mindeststandard formuliert werden. Dieses bietet jedoch genügend Flexibilität für die verschiedenen Kompostierungsverfahren.

Tabelle 3-15: Varianten des Temperatur-Zeitregimes zum indirekten Nachweis der ausreichenden Reduktion von seuchenhygienisch relevanten Keimen

Mindesttemperatur	Dauer
Offene und umhauste Mieten (Rottehallen, offene Zeilenmieten) mit und ohne Zwangsbelüftung	
55 °C	4 Stunden jeweils nach 5 Umsetzungsvorgängen bei <u>kontinuierlicher</u> Temperaturmessung in diesem Zeitraum; Gesamtmesszeitraum 10 Tage
55 °C	arbeitstägliche Temperaturmessung innerhalb eines zusammenhängenden Zeitraums von 10 Tagen bei mindestens 3 Umsetzungsvorgängen
60 °C	3 x 3 Tage bei 2 Umsetzungsvorgängen bei diskontinuierlicher arbeitstäglicher Temperaturmessung innerhalb eines zusammenhängenden Zeitraums von 14 Tagen
65 °C	2 x 3 Tage bei 1 Umsetzungsvorgang bei diskontinuierlicher arbeitstäglicher Temperaturmessung innerhalb eines zusammenhängenden Zeitraums von 14 Tagen
Gekapselte Intensivrotte (Boxen und Tunnelkompostierung) mit Zwangsbelüftung	
55 °C	4 Tage innerhalb eines zusammenhängenden Zeitraums von 10 Tagen
65 °C	3 Tage innerhalb eines zusammenhängenden Zeitraums von 10 Tagen

Dem Problem der Randzonen, in denen aufgrund mangelnder Temperaturentwicklung Keime überleben können, kann durch regelmäßiges Umsetzen und durch ein Abdecken der Mieten begegnet werden. Auch Herter et al. (2001) betonen zur Behebung des Randzoneneffektes die Wichtigkeit des regelmäßigen Umsetzens der Mieten.

Strauch (1964) zit. nach Gieß (1994) fordert eine Temperatursteuerung in der Weise, dass die Zonen hoher Temperatur nicht vor Ablauf von drei Tagen erreicht werden, damit die sehr widerstandsfähigen Sporen pathogener Sporenbildner auskeimen können. Die ausgekeimten vegetativen Formen sind gegenüber äußeren Einflüssen weit weniger stabil.

Äußerst wichtig erscheint die Produktion eines fertig gerotteten Kompost, in dem keine Wiedervermehrung pathogener Mikroorganismen mehr stattfinden kann und ein Verhindern von Keimverschleppungen im System durch den Maschinen- und Fuhrpark (Gieß, 1994).

3.10.2. Bewertung der bakteriologisch- mykologischen Untersuchung

Für die Bewertung von Hygienisierungsmöglichkeiten in einem Rotteprozess sind aus bakteriologischer Sicht folgende Schlussfolgerungen ableitbar: der erreichbare Hygienisierungseffekt ist in erster Linie von der Art und Zusammensetzung des Rottegutes und von der Organisation des Rotteprozesses abhängig. Diese Parameter bestimmen die Maximierung des Reifegrades des jeweiligen Endproduktes.

Prinzipiell ist die Belastung des Einsatzmaterials mit fakultativ und obligat pathogenen Keimen nicht vermeidbar. Verständlich ist, dass das Keimspektrum eines Rottegutes aus vorwiegend Grünschnittabfällen bakteriologisch anders zu beurteilen ist als jenes von häuslichen Abfällen. Wie auch die Ergebnisse dieser Studie zeigen, findet sich gerade bei diesen Bioabfällen ein breit gefächertes Spektrum von Bakterien. Aus medizinisch- hygienischer Sicht wird ein Gefährdungspotential durch eine standardisierte Liste von Zielorganismen (*Salmonella* sp., *Yersinia enterocolytica*, *Listeria* sp., *Campylobacter* sp., und hämolysierende humanenteropathogene *E.coli*) beschrieben. Als positiv zu beurteilen ist, dass bei seuchenhygienischen Endproduktkontrollen dieser Untersuchungsproben obligat enteropathogene Keime wie *Salmonella* sp., *Yersinia enterocolytica* bzw. *Listeria* sp. nicht nachweisbar waren. Trotzdem sind aber Bakterien und Pilze

mit zum Teil human- und tierpathogenen Eigenschaften (wie z.B. *Campylobacter* sp. bzw. hämolysierende *E.coli*) nachgewiesen worden.

Weil eine Keimfreiheit eines Endproduktes eines Rotteprozesses nie erreicht werden kann, orientiert sich die seuchenhygienische Kontrolle der Kompostierung an der aus bakteriologischer Sicht abgeleiteten Vertretbarkeit von Anwendungsbereichen des Endproduktes und erleichtert mit Anwendungsempfehlungen die Handhabung verschiedener Qualitäten.

Wie unter Punkt 3.3 bereits dargestellt, lagen die Temperaturen im Mietenkern der Biotonnen- und Grünschnittmieten über eine ausreichend lange Zeitstrecke im Bereich von über 60 °C. Das trifft jedoch nicht für die Klärschlammieten zu.

Abbildung 3-19 gibt einen Überblick über die in sämtlichen Versuchsmieten zu allen Probenahmeterminen gefundenen Keimspektren (Koloniebildenden Einheiten / KBE g⁻¹). Einen Vergleich der Keimspektren in den Proben des Ausgangsmaterials mit jenen der Endproben bietet Abbildung 3-20. Es ergibt sich ein indifferentes Bild. Einige der Keime scheinen stark reduziert zu werden. Andere wiederum werden erst in der Endprobe gefunden. Daher kann eine systematische Unterscheidung zwischen Keimspektren und -zahlen zwischen in Rotte befindlichen Materialien und Endprodukten nicht durchgeführt werden.

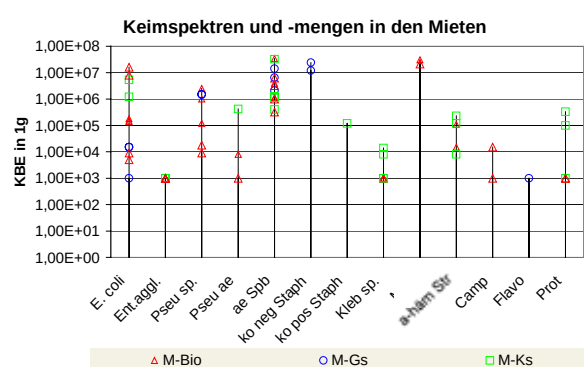


Abbildung 3-19: Vergleich der Keimspektren in sämtlichen Versuchsmieten über alle Probenahmeterminen

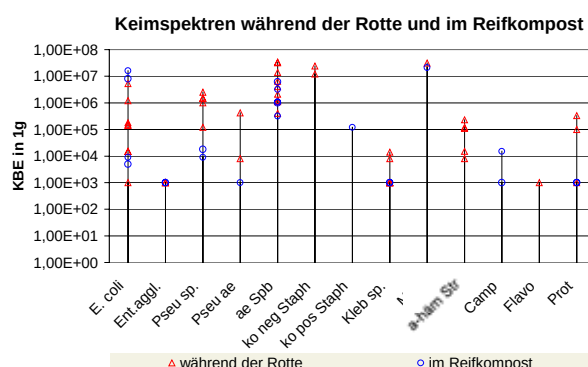


Abbildung 3-20: Vergleich der Keimspektren in Proben des Ausgangsmischung und während der Rotte, sowie in den Fertigkomposten

Verwendete Abkürzungen in Abbildung 3-19 und Abbildung 3-20.

Gefundene Keime	Abkürzung	Gefundene Keime	Abkürzung
<i>E. coli</i>	<i>E. coli</i>	α -hämolysierende Streptokokken	α -häm Str.
<i>Enterobacter agglomerans</i>	Ent.aggl.	Flavobakterien	Flavo
<i>Pseudomonas</i> sp.	Pseu sp.	<i>Campylobacter</i> sp.	Camp
<i>Pseudomonas. aeruginosa</i> .	Pseu ae	<i>Clostridium perfringens</i>	Clos
aerobe Sporenbildner	ae Spb	<i>Serratia</i> sp.	Ser. sp
koagulase negative Staphylokokken	ko neg Staph	Schimmelpilze	
koagulase positive Staphylokokken	ko pos Staph	<i>Aspergillus</i> sp.	Asp. sp
<i>Proteus</i> sp.	Prot	<i>Mucor</i> sp.	Muc
<i>Klebsiella</i> sp.	Kleb sp.	<i>Penicillium</i> sp.	Pen sp
<i>Nocardia</i> sp.	Noc	Sprosspilze	
Mikrokokken	Mikr	Koloniebildende Einheiten	KEB

3.10.2.1. Variante Biotonne 1 (M-Bio1) ⁴

Salmonellen, *Listerien*, *Yersinia enterocolytica* konnten nach Anreicherung nicht nachgewiesen werden. Im Kulturversuch waren in keiner Probe sulfitreduzierende *Clostridien*, pathogene (hämolyisierende) *E.coli* zu finden. Das Auftreten von fakultativ pathogenen *Enterobacter agglomerans* und *Campylobacter* im Frischmaterial vom 10. 7. 2000 erfordert keine Einschränkung in der Anwendung des Kompostes. In der Probe, die nach zwei Monaten der Rotte gezogen wurde, fanden sich die fakultativ enteropathogene Keime, *Campylobacter* (nach Anreicherung), *E.coli* und *Klebsiella*. Das nachgewiesene Keimspektrum und die erhobenen Keimzahlen waren als produktspezifisch zu bezeichnen, wodurch der Kompost für folgende Anwendungen unbedenklich zu verwenden wäre:

- Landwirtschaft,
- Landschaftsbau, Garten- und Parkbau, Errichtung von Sport- und Kinderspielplätzen mit zusätzlicher Vegetationsschicht,
- für die Erhaltung von Garten- und Parkanlagen, Sport- und Kinderspielplätzen mit Aufbringung einer zusätzlichen Vegetationsschicht,
- nicht für die Herstellung von Sackware,
- als Substratkomponente gem. DMG BGBL. 513/1944 in Verbindung mit der VO BGBL. 1007/1994 zum Vermischen mit anderen zulässigen Substratkomponenten und dann für Kleingarten- und Hobbygartenbereich.

Tabelle 3-16: M-Bio1 - Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung

M-Bio1 - Ergebnisse der seuchenhygienischen Untersuchungen			
	10. 7. 2000	14. 9. 2000	11.07.2001
<i>E. coli</i>	Mittelgradig 14 x 10 ⁴ KBE	Gering- mittelgradig 18 x 10 ⁴ KBE	Geringgradig 5 x 10 ³ KBE
<i>Enterobacter agglomerans</i>	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE		
<i>Pseudomonas</i> sp.	Mittelgradig <i>P. aeruginosa</i> . 10 x 10 ⁵ KBE	Mittelgradig 25 x 10 ⁵ KBE	
<i>Serratia</i> sp.			
aerobe Sporenbildner	Hochgradig 34 x 10 ⁶ KBE	Mittel- hochgradig 4 x 10 ⁶ KBE	Hochgradig 11 x 10 ⁵ KBE
koagulase negative Staphylokokken			
koagulase positive Staphylokokken			
<i>Proteus</i> sp.		Vereinzelt k.A.	
<i>Klebsiella</i> sp.	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE
Mikrokokken			
α-hämolisierende Streptokokken	Mittelgradig 11 x 10 ⁴ KBE	Vereinzelt 15 x 10 ³ KBE	
Flavobakterien			
<i>Campylobacter</i> sp.	Nach Anreicherung nachweisbar	Nach Anreicherung nachweisbar	Nach Anreicherung nachweisbar
<i>Clostridium perfringens</i>			
Schimmelpilze			
<i>Aspergillus</i> sp.			
<i>Mucor</i> sp.	Vereinzelt	Vereinzelt	Vereinzelt
<i>Penicillium</i> sp.		Vereinzelt	

KBE: = koloniebildende Einheit in 1 g Untersuchungsmaterial

⁴ Beurteilung von Dr. Vet.med. Silvio Krehon

3.10.2.2. Variante Biotonne 2 (M-Bio2) ⁵

Salmonellen, *Listerien*, *Yersinia enterocolytica* konnten nach Anreicherung nicht nachgewiesen werden, hämolysierende *E.coli* und andere obligat pathogene Vertreter aus der Gruppe der *Enterobacteriaceae* sind im Kulturversuch nicht nachweisbar. Nachweisbar hingegen waren im Frischmaterial vom 26. 9. 2001 fakultativ enteropathogene *Pseudomonaden* und *Klebsiella*. Das Auftreten von *Nocardia* sp. erforderte die Verwendung von Arbeitshandschuhen, - Kleidung und Staubmasken bei der Bearbeitung des Materials. Wegen des Nachweises von *E. coli* in der Endprobe ist das Material nicht für den Kleingartenbereich und für Sackware geeignet. Gegen eine Anwendung in der Landwirtschaft, im Landschaftsbau, für die Errichtung und Erhaltung von Sport und Kinderspielplätzen mit zusätzlichem Aufbringen einer Vegetationsschicht ist aus bakteriologischer Sicht nichts einzuwenden.

Tabelle 3-17: M-Bio2 - Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung

KBE: = koloniebildende Einheit in 1 g Untersuchungsmaterial

M-Bio2 - Ergebnisse der seuchenhygienischen Untersuchungen				
	26. 9. 2001	24. 10. 2001	12. 12. 2001	30. 04. 2002
<i>E. coli</i>	Gering- mittelgradig 15 x 10 ⁴ KBE	Geringgradig 9 x 10 ³ KBE	Mittel- hochgradig 8 x 10 ⁶ KBE	Mittel- hochgradig 16 x 10 ⁶ KBE
<i>Enterobacter agglomerans</i>		Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> .	Geringgradig 8 x 10 ³ KBE			Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE
<i>Pseudomonas</i> sp.	Gering- mittelgradig 12 x 10 ⁴ KBE	Geringgradig 9 x 10 ³ KBE	Geringgradig 18 x 10 ³ KBE	
<i>Nocardia</i> sp.	Mittel- hochgradig 8 x 10 ⁵ KBE			
aerobe Sporenbildner	Mittel- hochgradig 11 x 10 ⁵ KBE	Mittel- hochgradig 32 x 10 ⁵ KBE	Mittel- hochgradig 62 x 10 ⁵ KBE	Mittelgradig 32 x 10 ⁴ KBE
koagulase negative Staphylokokken				
koagulase positive Staphylokokken				
<i>Proteus</i> sp.		Nicht auszählbar	Vereinzelt < 10 ³ KBE	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE
<i>Klebsiella</i> sp.	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE			
Mikrokokken	Hochgradig 31 x 10 ⁶ KBE	Hochgradig 21 x 10 ⁶ KBE		
α-hämolysierende Streptokokken				
Flavobakterien				
<i>Campylobacter</i> sp.	Nach Anreicherung nachweisbar	15 x 10 ³ KBE	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE	
<i>Clostridium perfringens</i>				
Schimmelpilze				
<i>Aspergillus</i> sp.				Mittel- hochgradig
<i>Mucor</i> sp.	Vereinzelt	geringgradig	Vereinzelt	Mittel- hochgradig
<i>Penicillium</i> sp.				
Sprosspilze	Vereinzelt			

⁵ Beurteilung von Dr. vet.med. Silvio Krehon

3.10.2.3. Variante Grünschnitt 1 (M-Gs1) ⁶

Salmonellen, *Listerien* und *Yersinia enterocolytica* waren nach Anreicherung nicht nachweisbar, *Campylobacter* nach Anreicherung erst in der letzten Probe. Im Kulturversuch waren in keiner Probe pathogene (hämolyisierende) *E.coli* und andere obligat pathogene Vertreter aus der Gruppe der *Enterobacteriaceae* zu finden.

Tabelle 3-18: M-Gs1 - Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung

M-Gs1 - Ergebnisse der seuchenhygienischen Untersuchungen				
	26. 9. 2000	24. 10. 2000	23. 11. 2000	11.07.2001
<i>E. coli</i>	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE	Geringgradig 15 x 10 ³ KBE	Geringgradig 15 x 10 ³ KBE	
<i>Enterobacter agglomerans</i>				
<i>Pseudomonas sp.</i>		Mittelgradig 15 x 10 ⁵ KBE	Mittelgradig 15 x 10 ⁵ KBE	
<i>Serratia sp.</i>				
aerobe Sporenbildner	Mittel- hochgradig 14 x 10 ⁶ KBE	Mittelgradig 21 x 10 ⁵ KBE	Mittel- hochgradig 65 x 10 ⁵ KBE	Hochgradig nicht auszählbar
koagulase negative Staphylokokken		Hochgradig 12 x 10 ⁶ KBE	Hochgradig 24 x 10 ⁶ KBE	
koagulase positive Staphylokokken				
<i>Proteus sp.</i>	Vereinzelt k.A.			
<i>Klebsiella sp.</i>				
Mikrokokken	Mittelgradig 5 x 10 ⁵ KBE			
α-hämolisierende Streptokokken				
Flavobakterien		Geringgradig 3 x 10 ⁴ KBE		
<i>Campylobacter sp.</i>				Nach Anreicherung nachweisbar.
<i>Clostridium perfringens</i>			Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE	
Schimmelpilze				
<i>Aspergillus sp.</i>	Vereinzelt	Mittelgradig	Mittelgradig	
<i>Mucor sp.</i>	Vereinzelt		Mittelgradig	
<i>Penicillium sp.</i>	Vereinzelt			
Sporspilze			Vereinzelt	Hochgradig

KBE: = koloniebildende Einheit in 1 g Untersuchungsmaterial

⁶ Beurteilung von Dr. vet.med. Silvio Krehon

3.10.2.4. Variante Grünschnitt 2 (M-Gs2) ⁷

Salmonellen, *Listerien* waren nach Anreicherung nicht nachweisbar, *hämolyisierende E.coli* waren in keiner Probe zu finden. *Campylobacter* waren nach Anreicherung nachweisbar. In allen vier Proben von M-Gs2 waren fakultativ enteropathogene Bakterien (*Campylobacter*) nachweisbar. In den beiden ersteren Proben waren hochgradig Schimmelpilze (*Mucor*) nachweisbar. Der geringgradige Nachweis von fakultativ pathogenen *E.coli* und *Pseudomonas aeruginosa* in der Endprobe kann aus hygienischer Sicht als vernachlässigbar interpretiert werden.

In der vorliegenden Form wäre der Kompost entsprechend der Kompost-VO 2001 verwendbar für:

- Landwirtschaft,
- Landschaftsbau, Garten- und Parkbau, Errichtung von Sport- und Kinderspielplätzen mit zusätzlicher Vegetationsschicht,
- für die Erhaltung von Garten- und Parkanlagen, Sport- und Kinderspielplätzen mit Aufbringung einer zusätzlichen Vegetationsschicht,
- nicht für die Herstellung von Sackware,
- als Substratkomponente gem. DMG BGBL. 513/1944 in Verbindung mit der VO BGBL. 1007/1994 zum Vermischen mit anderen zulässigen Substratkomponenten und dann für Kleingarten- und Hobbygartenbereich.

Tabelle 3-19: M-Gs 2- Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung

M-Gs 2 - Ergebnisse der seuchenhygienischen Untersuchungen				
	14. 5. 2002	18. 6. 2002	23. 7. 2002	2. 10. 2002
<i>E. coli</i>				Geringgradig 22 x 10 ³ KBE
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> .				≤ 10 ³ KBE
<i>Campylobacter</i> sp.	in allen Proben nachgewiesen			
<i>Mucor</i> sp.	Hochgradig > 10 ⁶	Hochgradig > 10 ⁶	---	Vereinzelt

KBE: = koloniebildende Einheit in 1 g Untersuchungsmaterial

⁷ Beurteilung von Dr. vet.med. Silvio Krehon (in diesen Proben wurden die Einzelkeime im Untersuchungsbericht nicht angegeben)

3.10.2.5. Klärschlammnieten (M-Ks1 und M-Ks2) ⁸

Salmonellen, Listerien, *Yersinia enterocolytica* und *Campylobacter* waren nach Anreicherung nicht nachweisbar. Im Kulturversuch waren in keiner Probe pathogene (hämolyisierende) *E.coli* und andere obligat pathogene Vertreter aus der Gruppe der *Enterobacteriaceae* zu finden. Fakultativ pathogene Vertreter aus der Gruppe der *Enterobacteriaceae*, wie *Klebsiella* sp., *Proteus* sp. oder *Enterobacter agglomerans* waren nachweisbar (siehe Zusammenstellung in Tabelle 3-20). In der vorliegenden Form wären beide Kompostrohnmischungen (M-Ks1 und M-Ks2) sowie die kompostierten Materialien von M-Ks2 in der 4. und 7. Woche für die Bereiche Landwirtschaft, Landschaftsbau sowie Rekultivierungsschicht auf Deponien und für die Herstellung von Biofiltermaterial unbedenklich zu verwenden.

Tabelle 3-20: M-Ks1+2 - Seuchenhygiene im Verlauf der Kompostierung

M-Ks1+2 - Ergebnisse der seuchenhygienischen Untersuchungen					
	27. 2. 2001 (MKs1 –Misch)	29. 3. 2001 (MKs2 –Misch)	26. 4. 2001 (MKs2 –Misch)	16. 5. 2001 (MKs2 –Misch)	11.07.2001 (MKs2 –Misch)
<i>E. coli</i>	Mittel- hochgradig 53 x 10 ⁵ KBE		Mittel- hochgradig 12 x 10 ⁵ KBE		
<i>Enterobacter agglomerans</i>	Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE		Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE		
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> .	Mittelgradig 42 x 10 ⁴ KBE				Hochgradig <i>Pseudom. sp.</i> nicht auszählbar
<i>Serratia</i> sp.					
aerobe Sporenbildner	Hochgradig 32 x 10 ⁶ KBE	Hochgradig 12 x 10 ⁵ KBE	Mittel- hochgradig 4 x 10 ⁵ KBE	Hochgradig 12 x 10 ⁵ KBE	Hochgradig 12 x 10 ⁵ KBE
koagulase negative Staphylokokken					
koagulase positive Staphylokokken					Mittelgradig 12 x 10 ⁴ KBE
<i>Proteus</i> sp.	Geringgradig ≤ 10 ³ KBE	Mittelgradig 33 x 10 ⁴ KBE	Mittelgradig 10 x 10 ⁴ KBE	Hochgradig nicht auszählbar	Hochgradig nicht auszählbar
<i>Klebsiella</i> sp.	Geringgradig 14 x 10 ³ KBE	Geringgradig ≤ 10 ³ KBE	Geringgradig 8 x 10 ³ KBE		Vereinzelt ≤ 10 ³ KBE
Mikrokokken					
α-hämolisierende Streptokokken	Mittelgradig 8 x 10 ³ KBE	Mittelgradig 23 x 10 ⁴ KBE	Mittelgradig 12 x 10 ⁴ KBE		
Flavobakterien					
<i>Campylobacter</i> sp.					
<i>Clostridium perfringens</i>					
Schimmelpilze					
<i>Aspergillus</i> sp.					
<i>Mucor</i> sp.	Vereinzelt	Vereinzelt	Vereinzelt	Gering bis mittelgradig	Vereinzelt
<i>Penicillium</i> sp.					
Sprosspilze					

KBE: = koloniebildende Einheit in 1 g Untersuchungsmaterial

⁸ Beurteilung von Dr. vet.med. Silvio Krehon

Fazit:

1. *Die einzelnen Mieten wurden während der Rotte und im Reifkompost auf seuchenhygienisch relevante Keime entsprechend den Anforderungen der Kompostverordnung (BGBI. II Nr. 292/2001) untersucht.*

Das nachgewiesene Keimspektrum und die erhobenen Keimzahlen können für alle Proben als produktspezifisch bezeichnet werden.

2. *Eine systematische Unterscheidung zwischen Keimspektren und –zahlen zwischen in Rotte befindlichen Materialien und Endprodukten ist nicht möglich.*
3. *Entsprechend den Anforderungen hinsichtlich von Anwendungsempfehlungen der KompostVo könnten die Komposte gefahrlos in den Bereichen Landwirtschaft (inkl. Hobbygartenbau), Landschaftspflege, Deponieflächenabdeckung und als Biofiltermaterial eingesetzt werden.*

3.11 Endproduktqualität,

3.11.1 Nährstoffe

Eine Übersicht über die qualitätsbestimmenden Parameter der Komposte der einzelnen Mieten bietet Tabelle 3-21, die Einzeldaten sind im Anhang in Tabelle 5-2 zusammengefasst. Zur vergleichenden Gegenüberstellung mit den in Österreich erzielbaren Qualitäten sind im rechten Teil der Tabelle die Qualitätsdaten von österreichischen Komposten aus der getrennten Sammlung in Median und Häufigkeitsschwerpunkt dargestellt.

Die Komposte der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2 entsprechen im Wesentlichen den mittleren Gehalten wie sie für gemischte Bioabfall und Grünschnittkomposten zu erwarten sind.

Höhere Werte fallen aber bei Nitratstickstoff (<4 bis $826,5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$), Ammoniumstickstoff ($7,7$ bis $44,1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$) und Magnesium ($2,07$ bis $3,07 \text{ MgO } \% \text{ TM}$) auf, geringere bei den Gehalten an verfügbarem Phosphat ($0,01$ bis $0,11 \text{ P}_2\text{O}_5 \% \text{ TM}$).

Die Biotonnenkomposte M-Bio1+2 haben ein etwas engeres C/N-Verhältnis ($10,5 - 11,0$) und eine höhere elektrische Leitfähigkeit ($3,47 - 4,68 \text{ mS/cm}$). M-Bio2 hat mit $2 \% \text{ N}_t$ einen überdurchschnittlichen Stickstoff-Gesamtgehalt. Dies und das enge C/N-Verhältnis ist wahrscheinlich ein wesentlicher Teilaspekt zur Erklärung der vergleichsweise höheren gasförmigen N-Emissionen in Form von NH_3 und N_2O (siehe Kapitel 3.12.3 und 3.12.4).

Der Grünschnittkompost M-Gs1 ist gekennzeichnet durch einen etwas höheren Gehalt an organischer Substanz ($38,25 \% \text{ AOS}$), ein weiteres C/N-Verhältnis ($19,8$) und eine geringere Leitfähigkeit ($0,96 \text{ mS/cm}$)

Das Endprodukt der Klärschlammiete M-Ks2 weist eine deutlich niedrigere organische Substanz ($18,74 \% \text{ AOS}$) und ein engeres C/N-Verhältnis ($11,3$) auf, der pH-Wert ist niedriger ($6,9$), ebenso die elektrische Leitfähigkeit ($0,85 \text{ mS/cm}$). Der Stickstoff-, Kalium- und Calciumgehalt ist geringer als der Häufigkeitsschwerpunkt gemischter österreichischer Bioabfall und Grünschnittkomposte, der Phosphat- und Calciumgehalt höher

Die Hauptnährstoffgehalte der einzelnen Mieten sind in Abbildung 3-21 dargestellt.

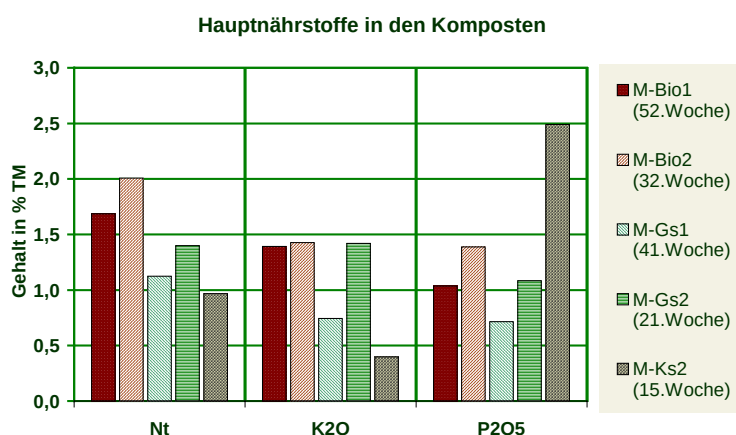


Abbildung 3-21: Gehalte an Gesamtstickstoff, K₂O und P₂O₅ in den Komposten nach Endproduktanalyse

Tabelle 3-21: Mieten – Endproduktqualität ohne Schwermetalle

Mieten-Komposte								Qualität Österreichischer Biokomposte (eigene Erhebungen; n= 220)					
Parameter		Einheit	(52. Woch e) M-Bio1	(32. Woch e) M-Bio2	(41. Woch e) M-Gs1	(21. Woch e) M-Gs2	(15. Woch e) M-Ks2	Parameter		Einheit	25% Perzentil	MEDIA	75% Perzentil
Abb. org. Substanz	AOS	%	31,88	36,18	38,25	29,29	18,74	Abb. org. Substanz	OS	% TM	25,1	31,0	36,3
organischer Kohlenstoff	C _{org}	%	18,54	21,04	22,24	17,03	10,90	Organischer Kohlenstoff	TOC	% TM	14,6	17,9	21,1
C/N-Verhältnis			11,00	10,50	19,80	12,20	11,30	C/N-Verhältnis			11,7	12,9	14,4
pH-Wert	pH KCl		7,81	7,60	7,40	7,97	6,90	pH-Wert			7,3	7,5	7,8
Trockenmasse	TM	%	59,08	53,98	44,13	52,19	64,37	Trockenmasse	TM	% FM	51,7	57,4	64,1
el. Leitfähigkeit	eL	MS cm ⁻¹	3,47	4,68	0,96	2,93	0,85	el. Leitfähigkeit	eL	MS cm ⁻¹	1,50	2,10	3,00
Feuchtdichte	FD	kg l ⁻¹	0,744	0,758	0,721	0,846	1,020	Feuchtdichte	FD	kg l ⁻¹	0,69	0,74	0,80
Stickstoff gesamt	N _t	%	1,687	2,008	1,124	1,399	0,968	Stickstoff gesamt	N _{ges}	% TM	1,10	1,39	1,70
Nitratstickstoff	NO ₃ -N	mg kg ⁻¹ TM	362,8	826,5	<4	314,9	595,2	Nitratstickstoff	NO ₃ -N	mg kg ⁻¹ TM	23	49	114
Ammoniumstickstoff	NH ₄ -N	mg kg ⁻¹	23,6	37,1	44,1	7,7	17,7	Ammoniumstickstoff	NH ₄ -N	mg kg ⁻¹ TM	5,0	10,0	15,0
Phosphat gesamt	P ₂ O ₅ ges	% TM	1,04	1,39	0,72	1,08	2,49	Phosphat gesamt	P ₂ O ₅ ges	% TM	0,71	0,89	1,29
Phosphat verfügbar	P ₂ O ₅ I+II*	% TM	0,02	0,11	0,04	0,02	0,01	Phosphat verfügbar	P ₂ O ₅ verf	% TM	0,20	0,32	0,49
Kalium gesamt	K ₂ O ges	% TM	1,39	1,43	0,74	1,42	0,40	Kalium gesamt	K ₂ O _{ges}	% TM	0,86	1,20	1,48
Kalium verfügbar	K ₂ O I+II*	% TM	0,93	1,23	0,48	0,88	0,05	Kalium verfügbar	K ₂ O _{verf}	% TM	0,61	0,85	1,28
Magnesium	MgO	% TM	2,21	2,07	2,21	3,06	3,07	Magnesium	MgO	% TM	0,81	1,21	1,80
Calcium	CaO	% TM	7,07	4,30	6,65	8,31	11,76	Calcium	CaO	% TM	3,81	5,78	8,03
Kalkgehalt	CaCO ₃	% TM	14,14	13,23	13,18	14,44	24,20	Kalkgehalt					

* Summe aus Wasser- und Lithium-Chlorid Auszug

** ... Verfügbarer Nährstoffanteil aus dem CAL-Auszug

3.11.2. Schwermetalle

Die einzelnen Schwermetalldaten sind im Anhang in Tabelle 5-2 zusammengefasst. Die erzeugten **Bioabfall- (M-Bio1+2)** und **Grünschnitt-Komposte (M-Gs1+2)** liegen in ihren Schwermetallgehalten deutlich unterhalb der Grenzwerte der Qualitätsklasse A+ (siehe Abbildung 3-22). Lediglich der Bleigehalt des Grünschnittkomposts aus dem Wiederholungsdurchgang M-Gs2 überschreitet mit 50 mg kg^{-1} den Grenzwert von 45 mg kg^{-1} TM, entspricht daher Kompostklasse A. Die Anwendungserfordernisse für Landwirtschaft und Hobbygartenbau gemäß Kompostverordnung (BGBI. II Nr. 292/2001) werden somit erfüllt. Der dazugehörige Zinkgehalt liegt mit $198,7 \text{ mg kg}^{-1}$ knapp unter dem Grenzwert der Klasse A+. Bei einer Qualitätsbeurteilung nach KompostVo hätte in diesem Falle eine Parallelbeprobung zur Absicherung des Ergebnisses (beurteilungswert) durchgeführt werden müssen. Die Schwermetallgehalte entsprechen im Wesentlichen den in Österreich erreichbaren Qualitäten, (Amlinger und Peyr, 2001, siehe Tabelle 3-22). Bei den Biotonnenkomposten liegt nur der Cadmiumgehalt von M-Bio2 oberhalb und die Nickelgehalte von beiden Biotonnenmieten unterhalb des Interquartilbereiches österreichischer Biotonnenkomposte. Für die Grünschnittkomposte liegen die Kupfer-, Quecksilber-, Nickel-, Blei- und Zink-Gehalte über diesem Bereich.

Der **Klärschlammkompost** des Durchgangs M-Ks2 hält bei Nickel und Chrom die Klasse A+ ein. Quecksilber, Blei und Zink erfüllen die Erfordernisse der Klasse A, Cadmium und Kupfer liegen darüber. Bei einem Vergleich mit dem Häufigkeitsschwerpunkt von österreichischen Klärschlammkomposten hat das Endprodukt der Klärschlammkomposte M-Ks2 niedrigere Chrom-, Quecksilber-, Nickel- und Zinkwerte. Kupfer und Blei entsprechen dem zu erwartenden Wertespektrum und der Cadmiumgehalt liegt knapp über dem Häufigkeitsschwerpunkt (siehe Tabelle 3-22).

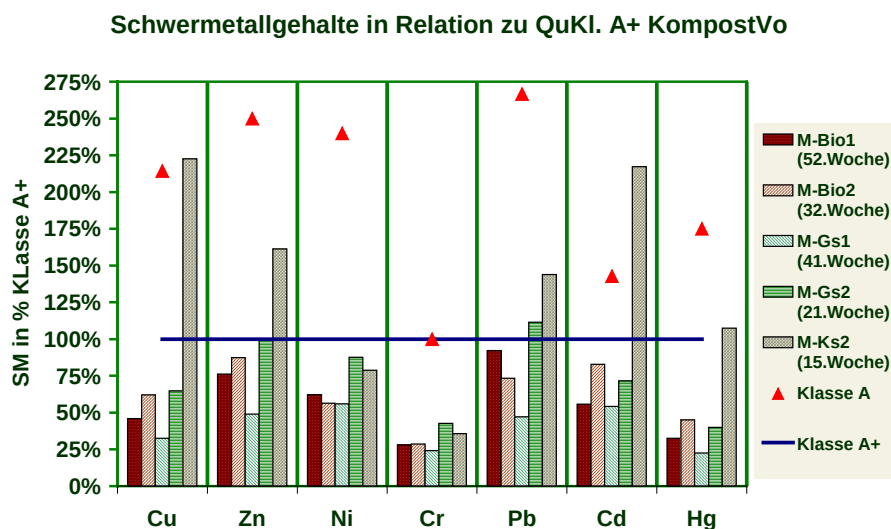


Abbildung 3-22: Schwermetallgehalte in Relation zu den Qualitätsklassen A und A+ nach Kompostverordnung

Tabelle 3-22: Mieten - Schwermetallgehalte und Einordnung in das österreichische Qualitätsspektrum

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	----- $\text{mg kg}^{-1}\text{TM}$ -----						
M-Bio1 (52.Woche)	0,39	19,60	32,20	0,13	15,53	41,50	152,50
M-Bio2 (32.Woche)	0,58	20,10	43,40	0,18	14,12	33,00	174,80
M-Gs1 (41.Woche)	0,38	17,00	22,80	0,09	13,99	21,20	97,90
M-Gs2 (21.Woche)	0,50	29,90	45,30	0,16	21,92	50,20	198,70
M-Ks2 (15.Woche)	1,52	25,00	155,80	0,43	19,68	64,70	322,70
<i>Österreichische Biokomposte (n = 552-582); Amlinger und Peyr (2001)</i>							
25%il	0,30	19,2	36,0	0,10	15,6	27,4	141,1
75%i	0,51	31,0	60,8	0,29	25,7	49,0	210,5
<i>Österreichische Grünschnittkomposte (n = 33); Amlinger (2000)</i>							
25%il	0,35	21	28	0,07	16	24	134
75%i	0,64	31	35	0,15	28	44	190
<i>Österreichische Klärschlammkomposte (n = 21-23); Amlinger (2000)</i>							
25%il	0,79	41	104	0,75	20	51	549
75%il	1,49	54	167	1,37	30	82	680
QuKl. A+ KOVO	0,7	70	70	0,4	25	45	200
QuKl. A KOVO	1,0	70	150	0,7	60	120	500

Abbildung 3-23 zeigt die relative Ausschöpfung der Qualitätsklassen A+ und A durch die Schwermetallgehalte in Ausgangsmaterial und Endprodukt (Biotonne und Grünschnittkomposte).

In Tabelle 3-23 ist die aufgrund des Abbaus der Organischen Substanz errechnete Anreicherung des Schwermetallgehalts der gemessenen Anreicherung gegenübergestellt. Die errechneten Anreicherungsprozente bewegen sich zwischen 103 % bei M-Ks2 und 172 % bei M-Gs1. Bei den aus den Schwermetallgehalten der Anfangs- und Endanalyse bestimmten Anreicherung ergibt sich für die Klärschlammkomposte M-Ks2 durch den geringen Abbau an organischer Substanz und die unvermeidliche Unschärfe der Probennahme sogar eine „negative Anreicherung“ für die Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink..

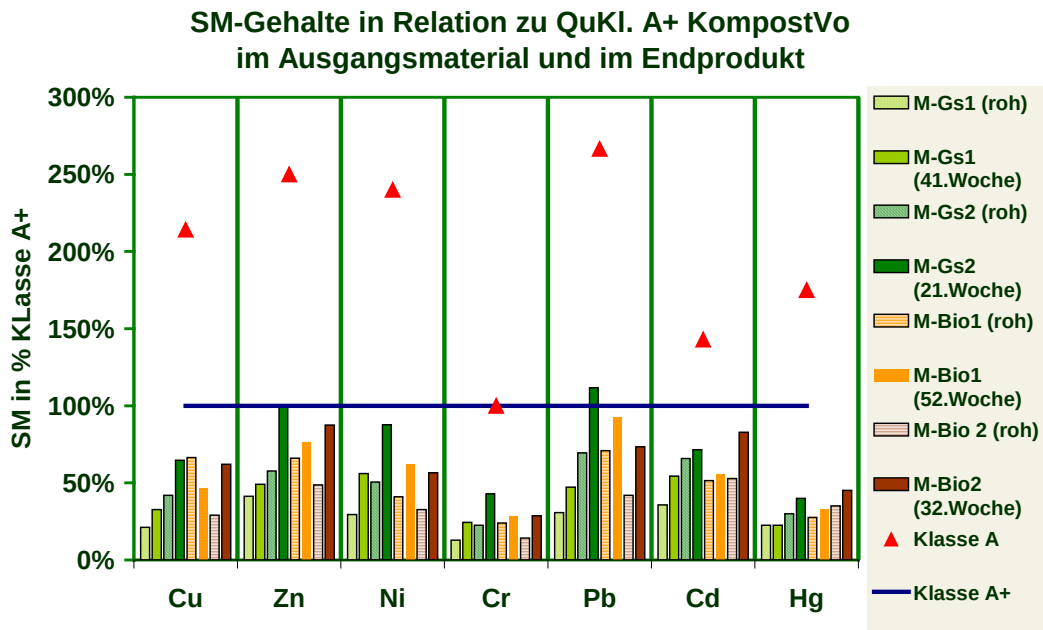


Abbildung 3-23: Schwermetallgehalte in Relation zu den Qualitätsklassen A+ und A nach Kompostverordnung im Ausgangsmaterial und im Endprodukt

Tabelle 3-23: Mieten - Erwartete und tatsächlich bestimmte Anreicherung der Schwermetallgehalte

Anreicherung		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
M-Bio1 (52.Woche)	errechnet			← 137%	→			
	bestimmt	108%	117%	69%	118%	152%	130%	116%
M-Bio2 (32.Woche)	errechnet			← 149%	→			
	bestimmt	157%	203%	214%	129%	173%	176%	179%
M-Gs1 (41.Woche)	errechnet			← 172%	→			
	bestimmt	152%	189%	154%	100%	191%	154%	119%
M-Gs2 (21.Woche)	errechnet			← 133%	→			
	bestimmt	109%	190%	155%	133%	174%	161%	172%
M-Ks2 (15.Woche)	errechnet			← 103%	→			
	bestimmt	94%	98%	120%		103%	94%	94%

Fazit:

1. **Nährstoffe:** Die fertigen Komposte entsprechen dem zu erwartenden Wertebereich. Die Bioabfallkomposte fallen durch vergleichsweise höhere Werte an elektr. Leitfähigkeit, und ein engeres C/N-Verhältnis auf. Verantwortlich hierfür ist der höhere Anteil an Küchenabfällen im Ausgangsmaterial.
2. **Schwermetalle:** Sämtliche untersuchten Mieten weisen eine hohe Qualität auf. Bei den Biotonnen und Grünschnittmieten erreicht nur die Miete M-Gs2 aufgrund eines Bleiwertes von 50 mg kg^{-1} nicht die Qu-Kl. A+ der KompostVo. Der Klärschlammkompost des Durchgangs M-Ks2 weist bei den Schwermetallen Nickel und Chrom Gehalte auf, die unterhalb des strengen Grenzwert der Klasse A+ liegen würden. Quecksilber, Blei und Zink würden die Erfordernisse der Klasse A gemäß Kompostverordnung erfüllen, Cadmium und Kupfer liegen darüber.

3.12 Emissionen klimarelevanter Gase

Aus Studien zur Behandlung von organischen Abfällen ist bekannt, dass im Rahmen des mikrobiellen Abbaus klimawirksame Gase wie Lachgas (N_2O), Methan (CH_4) und Stickstoffmonoxid (NO) gebildet werden können. In der Bilanzierung von gasförmigen Emissionen kommen weiters in Betracht: Kohlendioxid (CO_2), Ammoniak (NH_3) und Nicht-Methan volatile organic compounds (NMVOC).

Zur Darstellung vergleichbarer Daten aus verschiedenen Prozessen wird in der Regel der sog. Emissionsfaktor bezogen auf eine Tonne behandeltes Ausgangsmaterial [kg Gas t^{-1}] aus den tatsächlichen Emissionsfrachten berechnet.

Bei einem einmaligen Aufsetzen einer Kompostmiete kann im Gegensatz zur sukzessiven Beschickung bei der Hausgartenkompostierung der unmittelbare Bezug zur eingelagerten Menge hergestellt werden. So kann auch in weiterer Folge die Gasbildung pro Tonne aufgesetztem oder hergestelltem Material zu dem jeweiligen Zeitpunkt für die Berechnung der Gesamtbilanz herangezogen werden.

Die Emissionssituation einer Dreiecksmiete kann folgendermaßen charakterisiert werden: Während über den Mietenfirst erwärmte Luft und damit ein Großteil der Emissionen und Wasserdampf abgegeben wird, strömt über die Seiten Außenluft in das Mieteninnere (Konvektion oder Kaminzugeffekt). Die Emission von Spurengasen aus einer Kompostmiete geschieht somit an den Seiten durch gegen den Massenstrom gerichtete Diffusion, auf dem Mietenfirst durch mit dem Massenstrom laufende Diffusion und mit dem Massenstrom selbst (Hellmann, 1995). Entsprechend emittiert eine Miete in viel stärkerem Ausmaß über den First als über die Flanken. Diese Tatsache musste bei der gewählten Messtechnik aber nicht weiter berücksichtigt werden, da die gesamten Emissionen erfasst wurden.

Zur Darstellung der Emissionssituation bei der Mietenkompostierung wurden folgende zwei Arten gewählt:

Die **normierten Stundenmittelwerte** pro Tonne Feuchtmasse eingelagerten Materials machen das Niveau deutlich, mit dem in der jeweiligen Prozessabschnitt gerechnet werden muss (siehe z.B. Abbildung 3-26 a-d).

Darüber hinaus interessiert in diesem Zusammenhang im Rahmen einer Bilanzierung über den Beobachtungszeitraum die **kumulative Gasbildung** bezogen auf die Masse des eingelagerten Materials (**Emissionsfaktor des Gesamtsystems**). Für die Abschätzung der kumulativen Gasbildung über die gesamte Versuchsperiode wurden die Emissionswerte zwischen den tatsächlichen Messperioden interpoliert (siehe auch Kapitel 2.4 *Versuchsdurchführung* und z.B. Abbildung 3-27 c).

3.12.1 CO_2 -Emissionen

Die parallel verlaufende Veratmung ($\uparrow\text{CO}_2$) also auch die Fixierung ($\downarrow\text{Humus}$) des Biomasse-Kohlenstoffs im Zuge der Kompostierung als Zeichen der Stabilisierung sind ausdrückliche Behandlungsziele. Die CO_2 Emission geht daher nicht in die Bilanzierung als klimarelevantes Treibhausgas ein. Das Ziel einer weitgehenden Bindung des organischen Kohlenstoffs in Huminstoffen rechtfertigt die Forderung nach einer stoffhaltenden (oder schonenden) Kompostierung und nicht nach einem maximalen Abbau (Mengenreduzierung).

Die CO_2 -Emission ist ein Parameter für die Mikroorganismen-tätigkeit in einer Miete. Bei der quantitativen Betrachtung muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Menge des emittierten CO_2

nicht der Menge des gebildeten CO_2 entsprechen muss. Das Gas kann auf dem Weg zur Mietenoberfläche von Mikroorganismen wieder aufgenommen werden und zum Beispiel zum Biomasseaufbau oder als Substrat für die CH_4 -Bildung in Betracht kommen (Hellmann, 1995).

Die CO_2 -Konzentration in einer Dreiecksmiete hat eine typische Verteilung. Nach Helm (1995) sinkt sie mit einem relativ steilen Gradienten vom Mietenkern zu den Flanken bzw. mit einem relativ flachen Gradienten vom Mietenkern zum First. Diese Verteilung ergibt sich aus der zwischen der heißen Miete und der kühleren Umgebung entstehenden Konvektion, bei der die im First entweichende heiße Mietenluft die frische sauerstoffreicher Luft über die Flanken nachzieht und dadurch eine „Verdünnung“ der CO_2 -angereicherten Abluft bewirkt wird.

Bei **M-Bio1** kam aufgrund der tendenziellen Trockenstabilisierung in Versuchswoche 5 der Prozess praktisch zum Erliegen. Dies zeigt sich sowohl im Verlauf CO_2 Emission als auch an der niedrigen Gesamtemission von $96 \text{ kg t}^{-1} \text{ TM}$. Anhand des leichten Wiederanstiegs der Emissionsraten nach Befeuchtung in der 9. Woche auf $40 \text{ bis } 50 \text{ kg t}^{-1} \text{ h}^{-1}$ im Verein mit Temperaturen um 60°C wird deutlich, dass noch ein erhebliches Abbaupotenzial bestand.

M-Bio2 weist gemessen an der CO_2 -Emission mit $398 \text{ kg t}^{-1} \text{ TM}$ ($113 \text{ kg t}^{-1} \text{ FM}$) zusammen mit den beiden Grünschnittmieten **M-Gs1** ($240 \text{ kg CO}_2 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$) und **M-Gs2** ($365 \text{ kg CO}_2 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$, $194 \text{ kg t}^{-1} \text{ FM}$) die höchsten Abbauraten auf. Sie zeigen auch eine gänzlich andere Dynamik als die übrigen Untersuchungen (siehe Abbildung 3-27 c). Gronauer et al. (1997) ermittelten in Abhängigkeit des Umsetzrhythmus bei Biokompostmieten über 52 Tage Werte zwischen 568 (wöchentliches Umsetzen) und $611 \text{ kg CO}_2 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$ (tägliches Umsetzen). Damit liegen unsere Ergebnisse bei ca. 2/3 der in der bayrischen Studie gefundenen CO_2 -Emission.

Bei der Grünschnittmiete **M-Gs1** mussten die Messungen aus organisatorischen Gründen bereits nach 30 Tagen bei einem noch relativ hohen Niveau von bis zu $100 \text{ g h}^{-1} \text{ t}^{-1}$ abgebrochen werden, also zu einem Zeitpunkt, an dem die Miete bei weitem noch nicht „stabilisiert“ war.

Hier zeigt sich deutlich, dass kumulative Emissionsfaktoren als Vergleichsmaßstab verschiedener Systeme oder Rottegeschehen immer im Zusammenhang mit dem untersuchten Zeitraum zu betrachten sind!

Die CO_2 -Emission von **M-Bio2** kann als idealtypisch für ein Prozessgeschehen einer energiereichen Bioabfallmiete eingestuft werden. Sie steigt parallel mit der Temperatur in den ersten 10 Tagen rapid auf über $500 \text{ g h}^{-1} \text{ t}^{-1}$ an, um dann zügig und kontinuierlich bis zum 20. Tag auf Werte um $< 200 \text{ g h}^{-1} \text{ t}^{-1}$ abzufallen (siehe Abbildung 3-26 b). Das bedeutet, dass bereits gegen Ende der 3. Woche bei Temperaturen $< 35^\circ \text{C}$ eine weitgehende Stabilisierung des Abbaugeschehens zu verzeichnen war. Bei **M-Gs2** setzt die CO_2 -Emissionsdynamik gleich am Tag des Aufsetzens parallel mit einem raschen Temperaturanstieg in maximaler Stärke mit Werten um $1000 \text{ g h}^{-1} \text{ t}^{-1}$ ein und sinkt schneller als M-Bio2 auf ein Niveau $< 200 \text{ g h}^{-1} \text{ t}^{-1}$. Danach ist der Rückgang des Emissionsgeschehens sowohl jahreszeitlich als auch bedingt durch den relativen C-Überschuss deutlich verhaltener als bei M-Bio2. Dies geht einher mit einer nur langsam absinkenden Temperatur (siehe Abbildung 3-26 d).

Beide Klärschlamm-mieten **M-Ks1** und **M-Ks2** weisen die geringsten CO_2 -Emissionen auf. **M-Ks2** zeigt hier einen ähnlichen wenn auch etwas flacheren Verlauf als M-Bio1. Die CO_2 -Entwicklung von M-Ks1 ist aufgrund der ungünstigen Rahmenbedingungen (Anlieferung von nahezu gefrorenem Material, N-Überschuss, hohe Dichte) als nicht repräsentativ einzustufen.

Hellmann (1995) fand keine direkte Abhängigkeit von Temperatur und CO₂-Emission, obwohl CO₂-Bildung und Temperatur kausal über die Mikroorganismen-tätigkeit miteinander verknüpft sind.

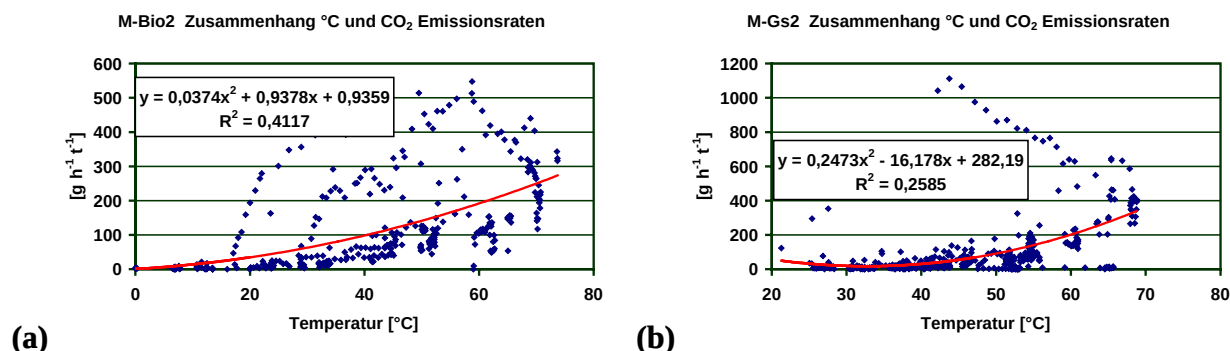


Abbildung 3-24: Zusammenhang CO₂-Emissionsraten und Temperaturverlauf in den Mieten M-Bio2 (a) und M-Gs2 (b)

Setzt man den emittierten CO₂-Kohlenstoff in Relation zum organischen Kohlenstoff (C_{org}) in der Ausgangsmasse ergeben sich die in Abbildung 3-25 dargestellte Größenverhältnisse. An dieser Stelle soll noch einmal darauf hingewiesen werden, dass die absoluten kumulierten Emissionen immer in Relation zur tatsächlichen Zeitspanne der Emissionsmessung bzw. zur erreichten Stabilität des Kompostes zu sehen sind. In diesem Sinne können M-Bio2 und M-Gs2 als repräsentativ für eine weitgehend abgeschlossenes Rottegeschehen angesehen werden.

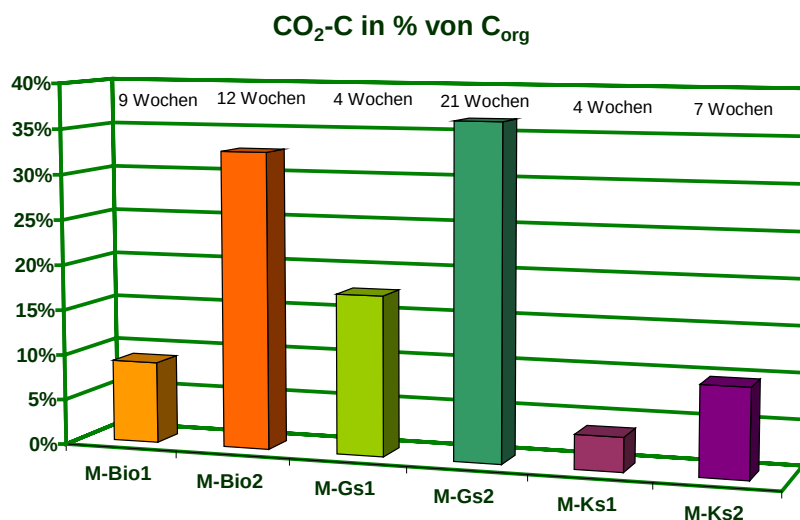


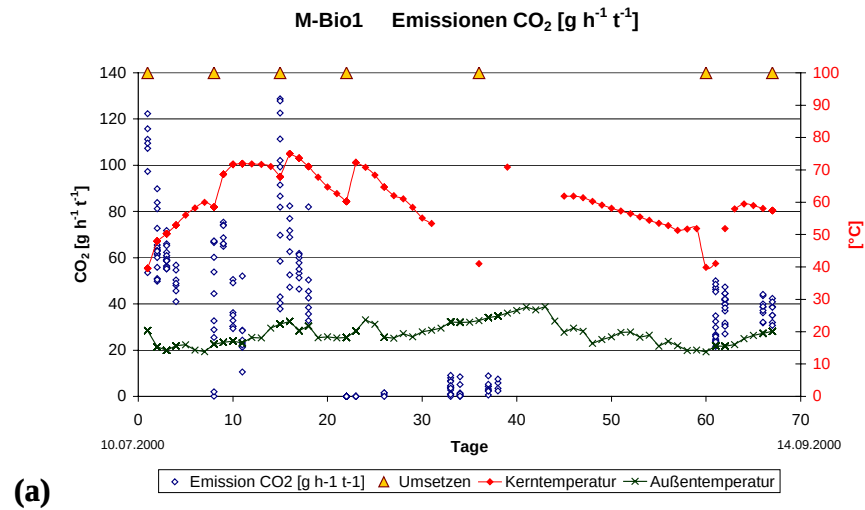
Abbildung 3-25: emittierter CO₂-Kohlenstoff in Relation zum organischen Kohlenstoff (C_{org}) in der Ausgangsmasse

Die Wiederfindungsrate des abgebauten Kohlenstoffs als CO₂ bewegt sich in einem weiten Bereich (siehe Tabelle 3-24). Die auftretenden Differenzen begründen sich in der Abweichung zwischen Messperiode Endprobennahme und der unterschiedlichen Dichte des Messprogramms (bedingt durch die parallel laufenden Versuche an Gülle durch das ILUET). Im Durchgang M-Gs2 mit der Wiederfindungsrate 97 % war die Dauer der Messungen mit 69 Messtagen in 19 Wochen am längsten. Bei M-Bio1 wurde die Endbeprobung erst in der 52. Woche durchgeführt, wobei die

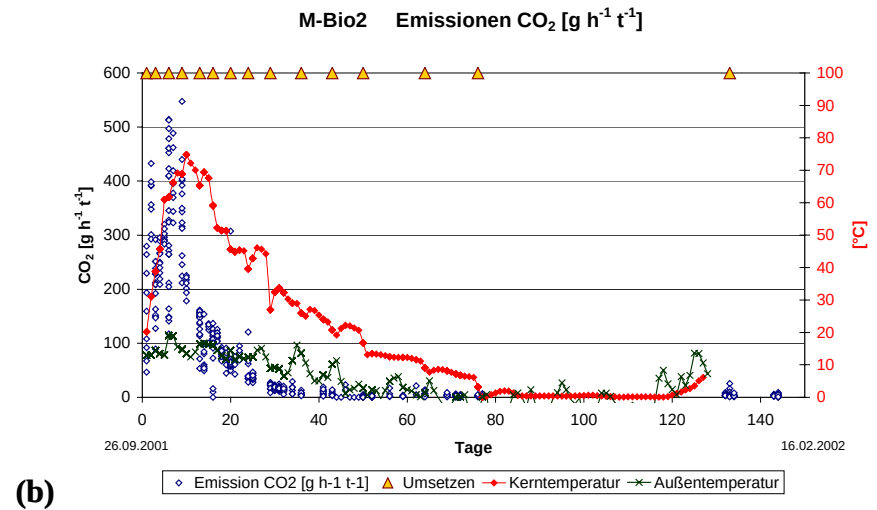
Emissionsmessung mit 23 Messtagen in der 10. Woche beendet wurde. Dementsprechend lag die Wiederfindungsrate auch nur bei 25%.

Tabelle 3-24: Kohlenstoffbilanz der Mieten und Wiederfindungsraten des abgebauten Kohlenstoffs als CO₂

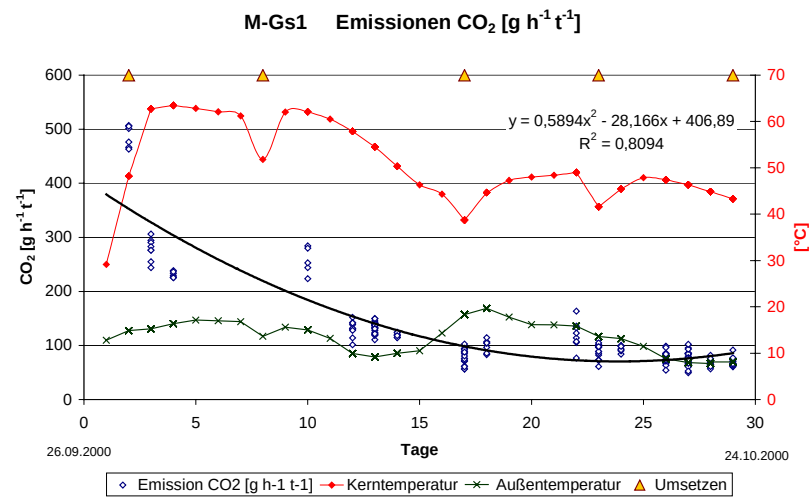
	C_{org} [kg t ⁻¹ TM]	Differenz [kg t ⁻¹ TM]	CO₂-C [kg t ⁻¹ TM]	Anteil am C-Verlust %	berücksichtigte Emissionsperiode
M-Bio1 (roh)	292,6	107,2	26,27	25	10 Wochen
M-Bio1 (52.Woche)	185,4				
M-Bio2 (roh)	332,0	121,6	108,52	89	11 Wochen
M-Bio2 (32.Woche)	210,4				
M-Gs1 (roh)	372,6	150,2	65,40	44	5 Wochen
M-Gs1 (41.Woche)	222,4				
M-Gs2 (roh)	273,3	103,0	99,67	97	19 Wochen
M-Gs2 (21.Woche)	170,3				
M-Ks2 (roh)	124,8	15,8	12,21	77	7 Wochen
M-Ks2 (15.Woche)	109,0				



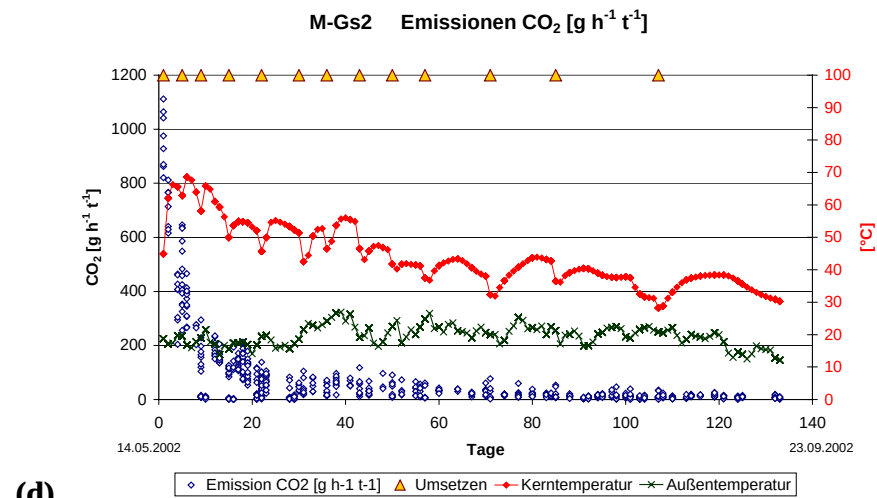
(a)



(b)

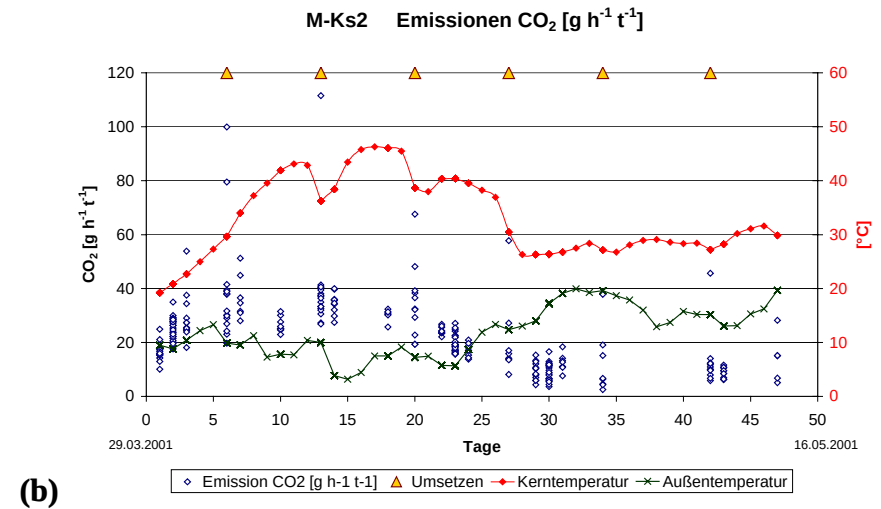
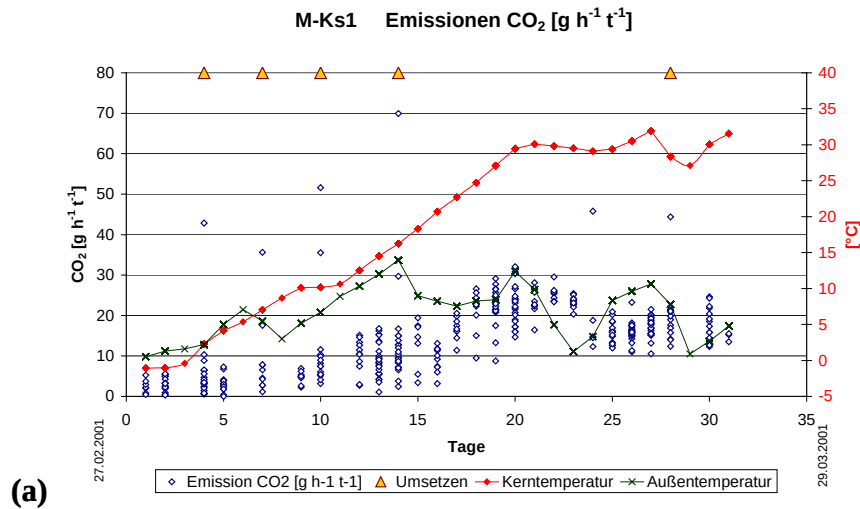


(c)



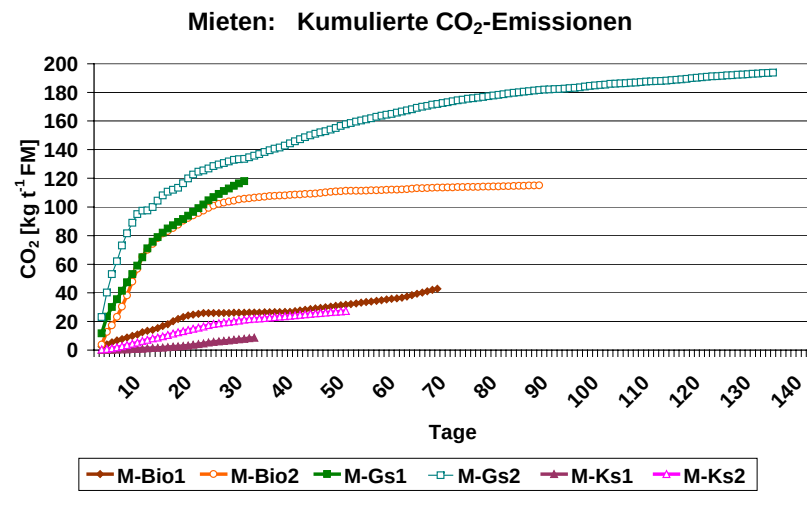
(d)

 Abbildung 3-26: CO₂ - Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2



(a)

(b)



(c)

Legende o.ä.

 Abbildung 3-27: CO₂ - Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten CO₂-Emissionen aller Mieten (c)

3.12.2. *CH₄-Emissionen*

Durch Umsetzungsvorgänge wird das Material gelockert und Sauerstoff in das Material eingebracht. Die Folge ist eine erhöhte Aktivität aerober Prozesse. Dadurch wird die Aktivität der strikt anaeroben Methanbildner stark reduziert. Auch wenn in der Intensivrotte nach dem Umsetzen der Mieten bereits nach wenigen Minuten das eingebrachte O₂ wieder veratmet ist und nach Korner (1990) anaerobe Verhältnisse wieder hergestellt sind, werden die strikt anaeroben Methanbildner doch immer wieder kurzzeitig aeroben Verhältnissen ausgesetzt und damit gehemmt (Hellmann, 1995). Darauf kann eine Reduktion der Methanemissionen bei täglichem Umsetzen zurückzuführen sein.

Bei Bioabfall kann durch die Variation des Grüngutanteiles die Substratstruktur verändert werden. Ein hoher Strukturanteil verbessert die Permeabilität des Substrates für Gase. Dadurch kann ein erhöhter Gastransport sichergestellt werden (Sauerstoffzufuhr, aber auch Gasaustritt). In den Untersuchungen von Hellmann (1995) konnten die CH₄-Emissionen durch einen erhöhten Strukturanteil reduziert werden

Nach Edelmann und Schleiss (1999) treten Methanemissionen sogar in offenen Kleinmieten bereits unmittelbar nach Umsetzungsvorgängen wieder auf. Interessant ist die unregelmäßige Methanfreisetzung, die den Anschein erwecken, als ob sich im Innern des Komposts Methanansammlungen bilden würden, welche sich von Zeit zu Zeit vereinen, um stoßweise "im Verband" an die Oberfläche zu gelangen. Diese Tatsache spricht nach den Autoren dafür, sich bei den Emissionen von Komposthaufen nicht auf punktuelle Einzelmessungen abzustützen, sondern die Gase über mindestens 3/4 Stunden mit einer "closed-chamber" online zu erfassen. Damit wird die höhere Messsicherheit des in unseren Untersuchungen gewählten Weges der Erfassung der Gesamtemissionen gegenüber punktuellen Messungen auf dem Rottekörper bestätigt.

CH₄ wird nach Hellmann (1995) während der thermophilen Phase emittiert, wohingegen CO₂ (zum Teil) und N₂O vor allem vor und nach der thermophilen Phase emittiert werden.

Das Emissionsgeschehen der einzelnen Mieten kann im einzelnen wie folgt beschrieben werden (siehe dazu Abbildung 3-28 und Abbildung 3-29):

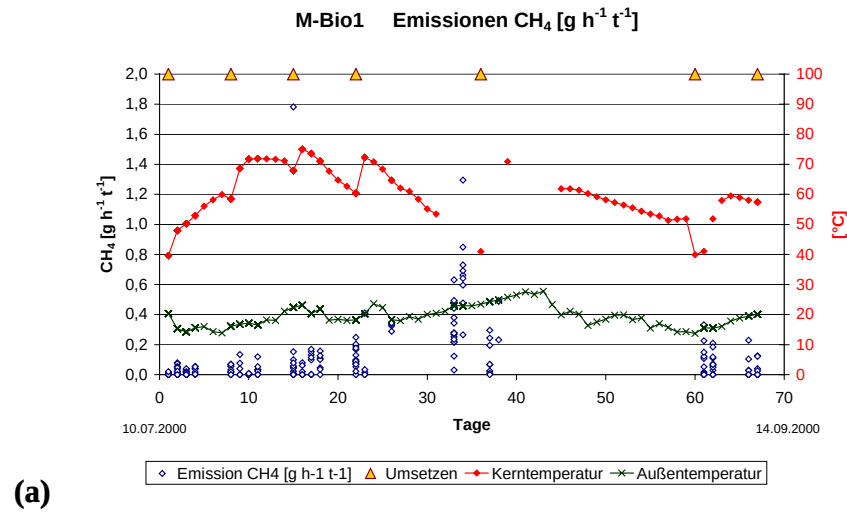
Die Bioabfallmiete **M-Bio1** zeigt in ihrer CH₄-Bildung wahrscheinlich aufgrund der reduzierten Sauerstoffversorgung während einer 14-tägigen Umsetzungspause einen steileren Anstieg, der jedoch auch nach Umsetzen und Bewässern konstant bleibt. Sie hebt sich daher nach etwa 30 Tagen von den Grünschnitt- und Klärschlammieten ab, und erreicht nach 67 Tagen (ca. 10 Wochen) 657 g CH₄ t⁻¹ TM bzw. 293 g t⁻¹ FM. Im Bereich zwischen der 5. und 8. Woche muss jedoch berücksichtigt werden, dass aufgrund der technisch bedingten Messpause die Emissionswerte als lineare Interpolation berechnet wurden und daher mit einer entsprechenden Unsicherheit behaftet sind.

Die CH₄-Bildung von **M-Bio2** verzeichnete aufgrund der reduzierten Sauerstoffversorgung in Folge der hohen Anfangsfeuchte einen steileren Anstieg in den ersten 2 bis 3 Wochen. Mit 844 g t⁻¹ TM bzw. 239 g t⁻¹ FM liegt die kumulierte Methanemission zwischen der täglich bzw. 3-tägig umgesetzten Bioabfallmiete einer bayrischen Vergleichsstudie von Gronauer et al. (1997) und erreicht die Größenordnung einer Untersuchung an Mistkompostmieten unter regulären Rottebedingungen (Amon et al., 1998). Bei vernässtem Mistkompost bzw. bei Stapelmist werden deutlich höhere Emissionsfaktoren erreicht (512 bis 1354 g t⁻¹ FM) (siehe auch Tabelle 3-31 und Tabelle 3-32).

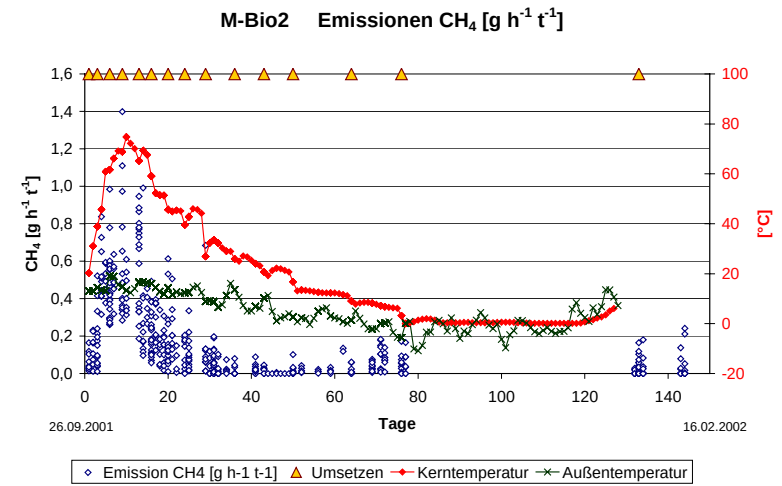
M-Gs2 zeigt aufgrund der sehr guten Struktur und Durchlüftung anfänglich geringere CH₄-Emissionsraten. Interessant ist jedoch, dass über den gesamten Rotteverlauf ein konstantes Niveau

in einem Bereich zwischen 0,1 und 0,5 g h⁻¹ t⁻¹ FM aufrecht bleibt (siehe Abbildung 3-28 d). Dies führt damit somit über eine Versuchszeit von 9 Wochen (133 Tagen) in der Grünschnittmiete zum höchsten gefundenen Emissionsfaktor von 1140 g CH₄ t⁻¹ TM bzw. 604 g t⁻¹ FM.

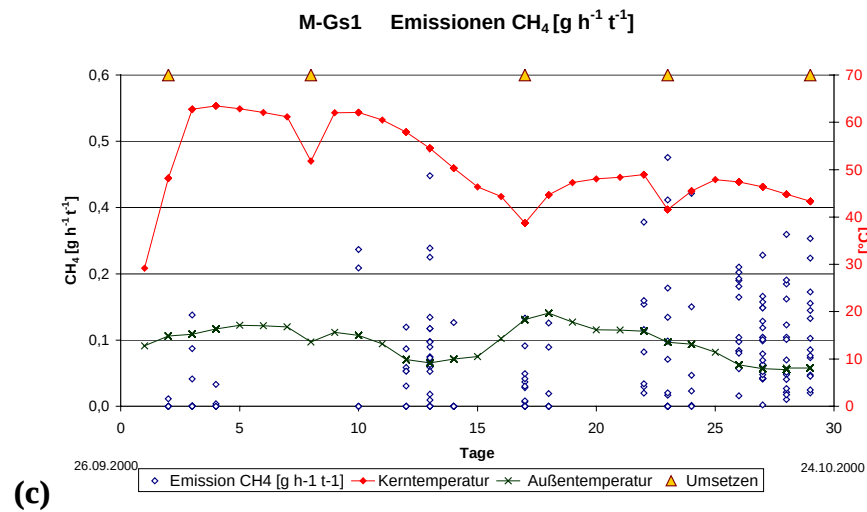
Die Klärschlammiete **M-Ks2**, die insgesamt eine äußerst schwache Abbauleistung aufwies, erreichte in 7 Wochen (49 Tagen) 79 g CH₄ t⁻¹ TM (45 g t⁻¹ FM) (siehe Abbildung 3-29 b)



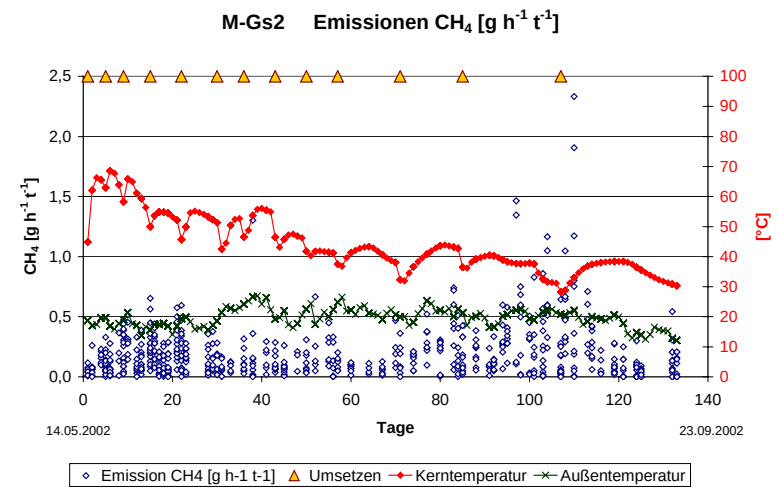
(a)



(b)

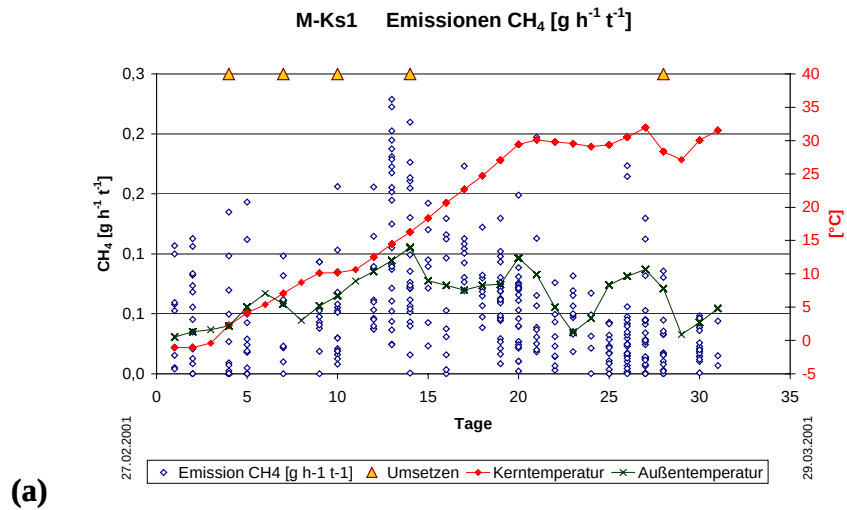


(c)

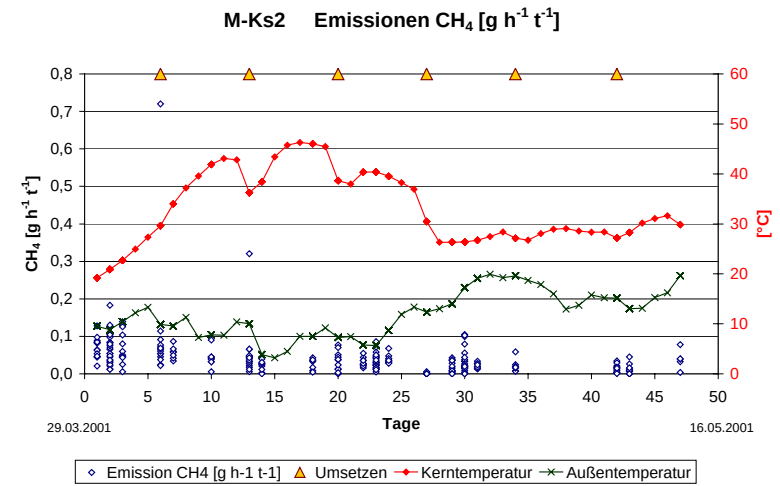


(d)

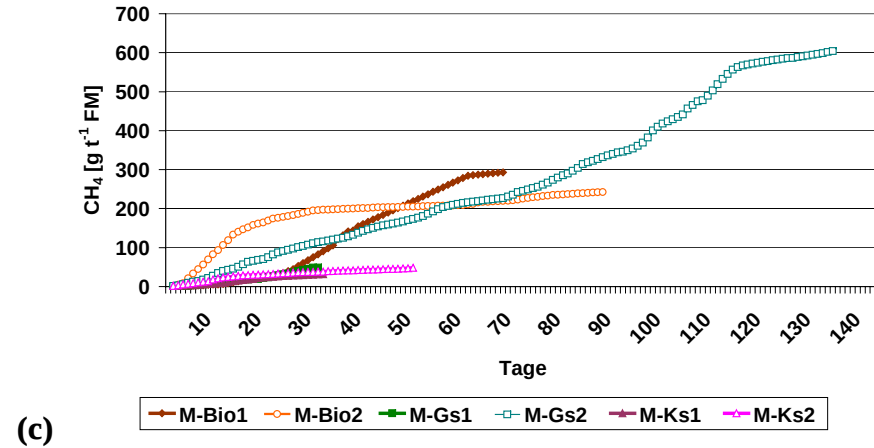
 Abbildung 3-28: CH_4 – Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2



(a)



Mieten: Kumulierte CH_4 -Emissionen



(c)

Abbildung 3-29: CH_4 - Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten CH_4 -Emissionen aller Mieten (c)

Das Verhältnis CH₄-Emissionen zu den Kenngrößen

- C_{org} in der Rohstoffmischung
- CO₂-Emissionen
- CO₂-C oder Gesamt-C Emissionen

können als standardisierte Beurteilungskriterien für das Vorhandensein anaerober Prozessabschnitte verwendet werden. Die Berechnungen sind in Tabelle 3-25 und Abbildung 3-30 dargestellt. Im Vergleich verschiedener Untersuchungen ist es wieder wichtig die absoluten kumulierten Emissionen immer in Relation zur tatsächlichen Zeitspanne der Emissionsmessung und zum tatsächlichen Stabilisierungsgrad zu sehen. Betrachtet man den Anteil der Methanemission am Gesamt-C-Abbau (Summe aus CO₂-C und CH₄-C) so beträgt dieser bei den Biokomposten 2,46% (*M-Bio1*) resp. 0,77% (*M-Bio2*), bei den Grünschnittkomposten 0,15% (*M-Gs1*) resp. 1,13% (*M-Gs2*) und bei den Klärschlammieten 1,33% (*M-Ks1*) resp. 0,64% (*M-Ks2*) (siehe Tabelle 3-25). Die höchsten Anteile erreichte der parallel zum vorliegenden Projekt durchgeführte erste Durchgang der Hausgarten-Kompostierung mit einem CH₄-Prozentsatz von 3,62%.

Der Methananteil an CO₂ oder C-Emission bleibt in jedem Fall deutlich unter der in der Literatur zitierten 5 bis 10 %-Marke (Raninger, 1999; Marb et al., 1997; Wintzer et al., 1996). Marb et al. (1997) stellte in Reaktorversuchen mit 13 Bioabfallmischungen (70 – 80 % (m/m) Bioabfälle, 20 – 30 % (m/m) Häckselgut) einen mittleren CH₄-C-Anteil am gesamten C-Verlust von 2,4 % fest. Die entstandenen Mengen waren dabei stark von der Belüftungsführung abhängig. Jedoch wurde auch bei intensiver Belüftung nur eine Reduktion von 60 % erreicht. Ungeachtet dessen gehen die Autoren von einem Methananteil an den gesamten Kohlendioxidemissionen von 10 % aus. Dieser Wert wird in unseren Untersuchungen mit 0,68% (*M-Bio1*), 0,21% (*M-Bio2*), 0,04% (*M-Gs1*) 0,31% (*M-Gs2*) 0,37% (*M-Ks1*) und 0,18% (*M-Ks2*) bei weitem unterschritten! Bei der Kompostierung von Stroh wurde ein Anteil von 3% Methan an der Gesamt-C-Emissionen festgestellt (Helm, 1995).

Gronauer et al. (1997) stellten bei einer 10-tägigen Versuchskampagne auf einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung fest, dass nur knapp 3 % des insgesamt emittierten Kohlenstoffs in Form von Methan entweichen.

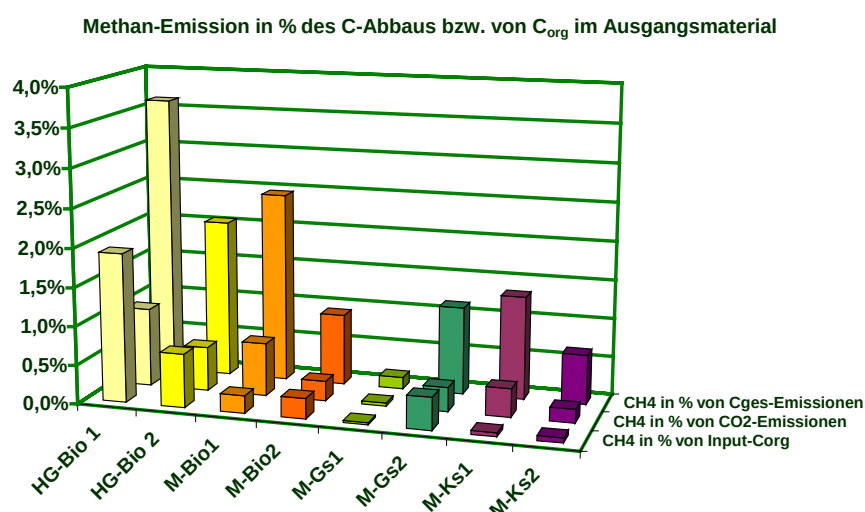
Wintzer et al. (1996) kommen unter der Annahme, dass während der Intensivrotte bis zu 10 % des abgebauten Kohlenstoffs als Methan freigesetzt werden kann, auf eine zusätzliche Klimabelastung von 0,009 bis maximal 1,39 t CO₂-Äquivalenten pro Tonne OTS.

Bei einer Gegenüberstellung der Ökobilanzen von Kompostierung, Vergärung und thermischer Behandlung biogener Abfälle berechneten Edelmann und Schleiss (1999) für die offene Kompostierung in Compaq-Boxen und in Trapezmieten einen Methananteil an den gesamten C-Emissionen von 5,1 %. (Der Anteil der Methanemissionen im Fall einer 1-stufigen thermophilen Vergärung in Kombination mit geschlossener Kompostierung des Gärrückstandes und überdeckter Nachrotte lag mit 13,5 % jedoch deutlich höher). Die Autoren kommentieren dieses Ergebnis wie folgt: „Dass diese Variante die höchsten Emissionen aufweist ist nicht erstaunlich, da in diesem Fall 60% Frischmaterial vor der Kompostierung mit einer großen Menge von thermophilen anaeroben Bakterien aus den zugemischten 40% Gärgut angeimpft werden“.

Tabelle 3-25: Methan- in % der Kohlenstoffemission – Literaturvergleich

METHAN-EMISSIONEN		IN % DES GESAMTEN EMITTIERTEN KOHLENSTOFFS	QUOTIENT VON CH ₄ - ZU CO ₂ -BILDUNG IN G CH ₄ -C / KG CO ₂ -C
Eigene Untersuchungen Dreiecksmieten 1-2x/Wo. umgesetzt			
	Bioabfall M-Bio1, M-Bio2	0,77 - 2,46	5,83 – 18,77
	Grünschnitt M-Gs1, M-Gs2	0,15 – 1,13	1,13 – 8,58
	Klärschlamm M-Ks1, M-Ks2	0,64 – 1,33	4,84 – 10,08
	Hausgarten / offene 0,8 m ³ Holzsilos	2,05 - 3,62	15,59 – 27,94
Literaturwerte			
Hellmann (1995)	Bioabfall / Mieten mit unterschiedlicher Umsetzhäufigkeit und Strukturmaterialanteil		0,37 – 10,56
Marb et al. (1997)	Bioabfall / 1 m ³ -Reaktoren mit 400-500 kg Bioabfall/Grüngutgemisch; Mittelwert; min; max.*	MW: 2,4; Med.: 2,1 (1,0 - 10,3)	
Gronauer et al. (1997)	Bioabfall / geschlossene Anlage mit belüfteter Tafelmiete zur Nachrotte	3	
Wintzer et al. (1996)	Schätz, keine Messungen; Hausgarten und Bioabfall	bis zu 10	
Edelmann und Schleiss (1999)	Bioabfall / Compaqbox + Trapezmieten zur Nachrotte	5,12	

Nach Hellmann (1995) berechnete den Quotienten $\frac{\text{CH}_4 \text{ (g)}}{\text{CO}_2 \text{ (kg)}}$. Er stuft die Werte (0,43 bis 10,56 g CH₄-C / kg CO₂-C) als sehr variabel ein. In häufiger umgesetzten Mieten lag der Wert vergleichsweise niedriger. Ein eindeutigen Zusammenhang von CH₄- zu CO₂-Emission konnte er jedoch nicht feststellen.



HG-Bio1 ... Hausgartenkompostierung in Holzboxen im großen Messtunnel über 12 Wochen kontinuierliche Zugabe

HG-Bio2 ... Hausgartenkompostierung in Holzboxen im Freien über 52 Wochen kontinuierliche Zugabe; Umsetzen nach ca. 12 Wo.

Abbildung 3-30: CH₄-Emissionen in Relation zum organischen Kohlenstoff (C_{org}) in der Ausgangsmasse bzw. zum emittierten Kohlenstoff (C_{em}) und CO₂

Auch die Wiederfindungsrate des abgebauten Kohlenstoffs als CH₄ bewegt sich in einem weiten Bereich (siehe Tabelle 3-26). Der Anteil der CH₄-Emissionen am Kohlenstoffverlust liegt in einer Größenordnung die sich zwischen 0,05 % (M-Gs1) und 0,83 % (M-Gs2) bewegt.

Tabelle 3-26: Anteil der Methanemission an der Kohlenstoffbilanz gemessen an den Feststoffanalysen in Rohstoffmischung und Kompost

	C_{org} [kg t ⁻¹ TM]	Differenz [kg t ⁻¹ TM]	CH₄-C [kg t ⁻¹ TM]	Anteil am C-Verlust %	berücksichtigte Emissionsperiode
M-Bio1 (roh)	292,6	107,2	0,49	0,49	10 Wochen
M-Bio1 (52.Woche)	185,4				
M-Bio2 (roh)	332,0	121,6	0,63	0,63	11 Wochen
M-Bio2 (32.Woche)	210,4				
M-Gs1 (roh)	372,6	150,2	0,07	0,05	5 Wochen
M-Gs1 (41.Woche)	222,4				
M-Gs2 (roh)	273,3	103,0	0,85	0,83	19 Wochen
M-Gs2 (21.Woche)	170,3				
M-Ks2 (roh)	124,8	15,8	0,06	0,37	7 Wochen
M-Ks2 (15.Woche)	109,0				

Auswertung/Gemeinsame/Mieten-Bilanzen.xls

3.12.3. NH_3 -Emissionen

Ammoniak wird nicht als klimarelevantes, jedoch als mögliches gesundheitsschädliches Gas eingestuft. Die Gesamtemissionen an Ammoniak stammen zu einem Großteil aus der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. Knoflacher et al. (1990)[p110] zit. nach Amon et al.(1998) quantifizieren in Österreich den Anteil der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft an den Gesamtemissionen von 98,2 kt mit 79,1 %. Der Rest wird durch stationäre Verbrennung (0,4 kt), durch die Industrie (4,7 kt), durch den Verkehr (1 kt), durch Haushalte, Abfälle und Abwasser (7,1 kt), sowie durch natürliche Quellen (7,7 kt), verursacht.

Eine Freisetzung von NH_3 in technischen Systemen erfolgt nach Gudladt (2001) erst, wenn der pH-Wert im Rottegemisch im neutralen bis basischen Bereich ($> \text{pH } 7$) liegt, dann korrelieren die Emissionen eng mit dem Temperaturverlauf. Aufgrund der guten Wasserlöslichkeit werden etwa 80 % des Ammoniaks über das Kondensat freigesetzt. Bei der Boxenrotte im technischen Maßstab stiegen die pH-Werte im Rottegemisch bis zum vierten Tag auf Werte über pH 7 an, so dass die höchsten Konzentrationen von Ammoniak in der zweiten Hälfte der ersten Rottwoche, bzw. im zweiten Boxendurchgang auftraten.

In Abbildung 3-31 a – d und Abbildung 3-32 a – b sind die NH_3 -Emissionen als Stundenmittelwerte und in Abbildung 3-32 c als kumulierte Gasbildung dargestellt.

Bei den Mieten **M-Bio2** und **M-Gs2** traten deutlich höhere NH_3 -Emissionen auf als bei sämtlichen vorangegangenen Versuchsmieten. **M-Bio2** weist NH_3 -Emissionen von $1996 \text{ g NH}_3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$ ($566 \text{ kg t}^{-1} \text{ FM}$), die Grünschnittmiete **M-Gs2** ($667 \text{ g NH}_3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$, $354 \text{ g t}^{-1} \text{ FM}$) auf. Zur Erklärung dieser relativ erhöhten Emissionen muss auf folgende Besonderheiten der Analysenwerte des Rohmaterials verwiesen werden: Hoher N_t -Gehalt bei M-Bio2 ($2,02 \text{ \% TM}$), erhöhte $\text{N}_{\text{lös}}$ -Gehalt bei M-Bio2 ($142 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$), geringes C/N-Verhältnis bei M-Bio2 und M-Gs2 ($16,5$ bzw. $15,9$), hoher Wassergehalt bei M-Bio2 ($71,6 \text{ \% FM}$), hohe Feuchtdichte bei M-Bio2 (803 g l^{-1}).

Die NH_3 -Emission von **M-Bio2** steigt parallel mit der Temperatur in den ersten 10 Tagen rapid auf ihre maximalen Stundenmittelwerte von bis zu $5 \text{ g h}^{-1}\text{t}^{-1}$ an, um dann zügig bis zum 20. Tag auf Werte weit unter $1 \text{ g h}^{-1}\text{t}^{-1}$ abzufallen (siehe Abbildung 3-31 b). Bei **M-Gs2** setzt die NH_3 -Emissionsdynamik gleich am Tag des Aufsetzens parallel mit einem raschen Temperaturanstieg in maximaler Stärke mit Werten bis $1,2 \text{ g h}^{-1}\text{t}^{-1}$ ein und sinkt bis zum 10 Tag auf ein Niveau $< 0,4 \text{ g h}^{-1}\text{t}^{-1}$. Danach ist der Rückgang des Emissionsgeschehens jahreszeitlich bedingt und einhergehend mit einer sehr langsam absinkenden Temperaturentwicklung deutlich verhaltener als bei M-Bio2 und es kommt zu einem spontanen Wiederaufflackern der Emissionen an vereinzelten Tagen (siehe Abbildung 3-31 d).

Bei **M-Bio1** kam wie unter Punkt 3.12.1 bereits erwähnt aufgrund der tendenziellen Trockenstabilisierung in Versuchswoche 5 der Prozess praktisch zum Erliegen. NH_3 und N_2O veränderten ihre Emissionsraten in dieser Phase zwar nicht, fallen aber durch einen stärkeren Anstieg nach dem nächsten Umsetz- und Bewässerungstermin auf. Nach Abschluss der Messungen bei der Biotonnenmiete M-Bio1 lag das Niveau der NH_3 Emissionen bei $117 \text{ g NH}_3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$ ($52 \text{ g t}^{-1} \text{ FM}$), bei **M-Gs1** bei $51 \text{ g NH}_3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$ ($25 \text{ g t}^{-1} \text{ FM}$).

Beide Klärschlammieten **M-Ks1** und **M-Ks2** weisen sehr geringe NH_3 -Emissionen auf ($78 \text{ g NH}_3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$ und $25 \text{ g t}^{-1} \text{ FM}$ bzw. $34 \text{ g NH}_3 \text{ t}^{-1} \text{ TM}$ und $19 \text{ g t}^{-1} \text{ FM}$).

Der Vergleich zur Kompostierung von Stallmist und traditionellen Stapelmistlagerung zeigt eine gute Übereinstimmung mit den Mistkompostvarianten. Das Ergebnis liegt mit $550 \text{ g h}^{-1}\text{t}^{-1}$ FM zwischen den NH_3 -Emissionen einer trockeneren ($643 \text{ g h}^{-1}\text{t}^{-1}$ FM) und der feuchteren ($303 \text{ g h}^{-1}\text{t}^{-1}$ FM) Mistkompost-Miete (Amon et al., 1998).

Die Stickstoffverluste über die Ammoniakemission liegen bei den Biotonnenmieten M-Bio1 und M-Bio2 im Bereich 0,6 % bis 8,2 %, und bei den Grünschnittmieten M-Gs1 und M-Gs2 im Bereich 0,3 bis 3,2 %, vom gesamten Stickstoffinput. Aus Tabelle 3-27 ist weiter ersichtlich, dass bei den Biotonnen- und Grünschnittmieten 72 bis 93 % der erfassten gasförmigen Stickstoffemissionen in Form von NH_3 abgegeben werden, der Rest in Form von N_2O . Bei den Klärschlamm-mieten ist dieses Verhältnis bedingt durch die niedrigen Umsatzraten und den enormen N-Überschuss umgekehrt mit 73 bis 80 % der Verluste über N_2O .

Die NH_3 -Emissionsdynamik zeigt von allen Gasen den deutlichsten positiven Zusammenhang mit der Temperaturentwicklung (siehe Abbildung 3-49).

Die kumulierten NH_3 - Emissionen pro m^2 Mietenoberfläche liegen bei den Biotonnenmieten M-Bio1 und M-Bio2 im Bereich 11 bis 50 g pro m^2 , bei den Grünschnittmieten M-Gs1 und M-Gs2 im Bereich 3 bis 49 g pro m^2 .

Tabelle 3-27: Die gasförmigen Stickstoffverluste in Relation zum Gesamt-N-Input

Versuch	Anmerkungen	$\text{NH}_3\text{-N}$: N-Emission in % von Gesamt-N-Input (Anteil der Einzelgase an der N-Emission)	$\text{N}_2\text{O-N}$	Gesamt
Bioabfall-Mieten M-Bio1 und M-Bio2	Miete teilweise trockengefallen; keine vollständige Stabilisierung	0,63 – 8,15 (83 – 93%)	0,13 – 0,64 (17 – 7%)	0,76 – 8,79 (100%)
Grünschnitt-Mieten M-Gs1 und M-Gs2	Miete teilweise keine vollständige Stabilisierung	0,31 – 3,21 (73 – 84%)	0,12 – 0,63 (27 – 16%)	0,43 – 3,83 (100%)
Klärschlamm-Mieten M-Ks1 und M-Ks2	Miete zu kalt; keine vollständige Stabilisierung	0,03 – 0,28 (27 – 20%)	0,08 – 1,13 (73 – 80%)	0,11 – 1,41 (100%)
HG-Bio1		6,97 (85%)	1,25 (15%)	8,22
HG-Bio2		6,04 (86%)	0,95 (14%)	6,99
Marb et al. (1997)	Bioabfall / 1 m^3 -Reaktoren mit 400-500 kg Bioabfall-Grüngut- gemisch(10 Wh); Mittelwert	1,59	k.A.	k.A.
Beck-Friis et al. (2000)	Bioabfall in Versuchsreaktoren	1 – 4 ⁽¹⁾	0,4 - 0,6	1,46 – 4,4
Hellebrand (1998)	Grünschnittkompost	n.b.	0,5	n.b.
Gronauer et al. (1997)	Belüftete Tafelmieten eingehaust	11 ⁽²⁾	1,8	13

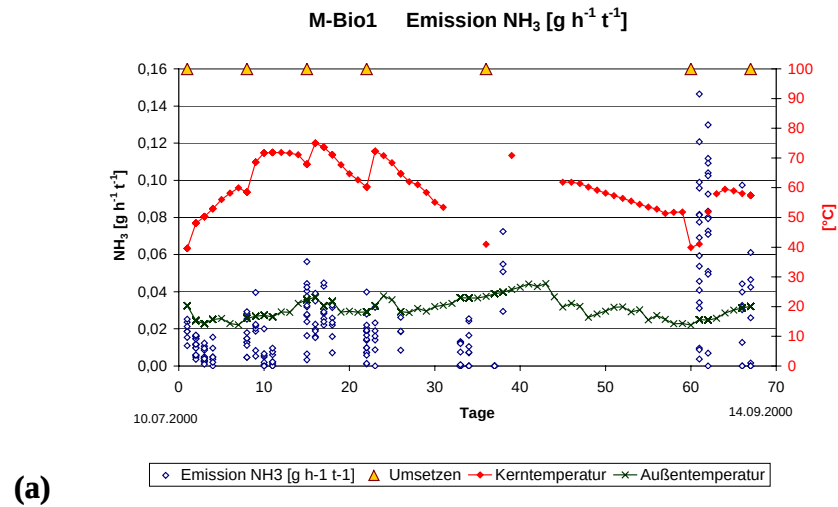
⁽¹⁾ Der überwiegende Anteil an $\text{NH}_3\text{-N}$ Verlusten wurde im Kondensat gefunden: dieser betrug 22 resp. 29 % des Ausgangs-N (!)

⁽²⁾ Der überwiegende Anteil am emittierten $\text{NH}_3\text{-N}$ bleibt im Biofilter zurück

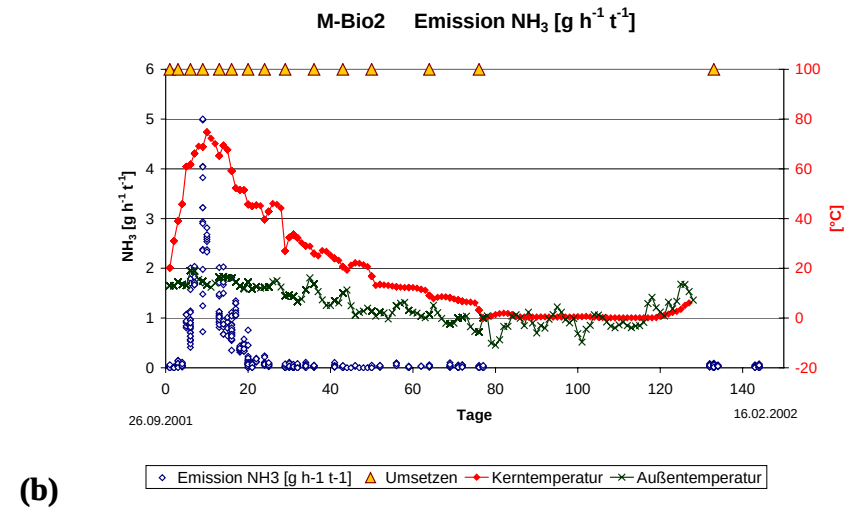
Nach Gronauer et al. (1997) machen die gasförmigen Emissionen etwa 80% des gesamten Stickstoffverlusts aus. Ungefähr 14% des gesamten Stickstoffverlusts sind dem hinsichtlich Klimarelevanz bedeutenderen N_2O zuzuschreiben. Bei belüfteter und eingehauster Tafelmietenkompostierung wurden Stickstoffverluste im Bereich von 13% des Gesamt-Stickstoffgehalts gemessen. Der Stickstoffverlust in Kleinmieten liegt nach Helm (1995) zitiert nach Edelmann und Schleiss (1999) zu verschiedenen Jahreszeiten im Bereich von 30% des Gesamt-Stickstoffgehalts. Diese Größenordnung wird zwar anhand der Massenbilanzberechnung

(M-Bio1 19%, M-Bio2 21%, M-Gs1 28%, M-Gs2 40% N-Verlust), nicht jedoch über Rückrechnung der gasförmigen N-Verluste (NH_3 und N_2O) bestätigt.

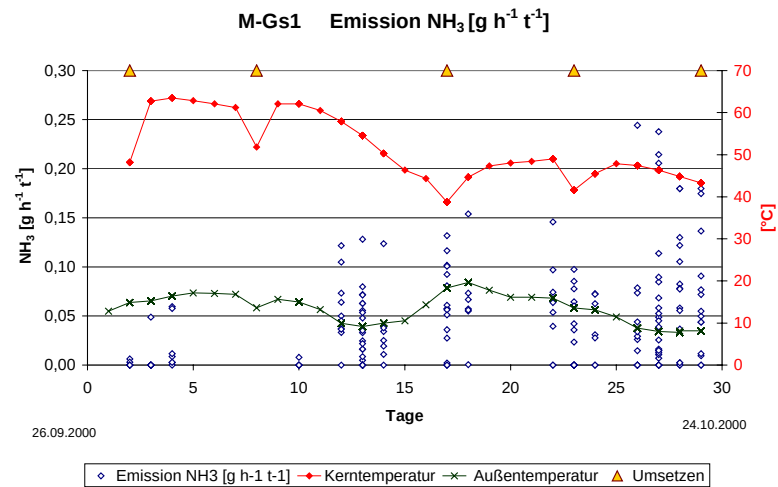
Die Entstehung und Freisetzung von Ammoniak lässt sich während der gesamten Rottedauer beeinflussen. Gudladt (2001) konnte zeigen, dass der Zusatz von 5 bis 22 % Reifkompost zum Rottegemisch als mikrobielles Impfgut einen positiven Einfluss auf das Stoffwechselgeschehen während des ersten Temperaturanstieges, der Phase der höchsten Emissionen hat. Eine Erhöhung des Strukturstoffanteils bis auf 60 % bewirkte eine Emissionsminderung von Ammoniak um 50 bis 90 %.



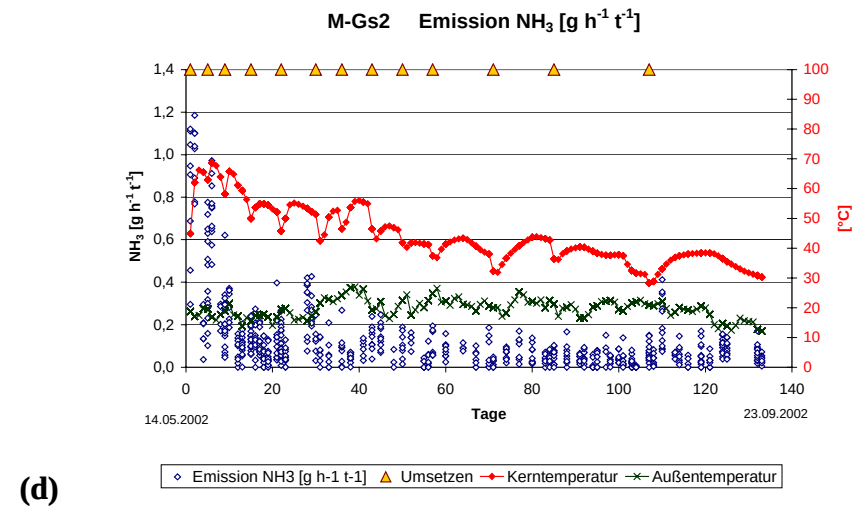
(a)



(b)



(c)



(d)

 Abbildung 3-31: NH_3 - Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2

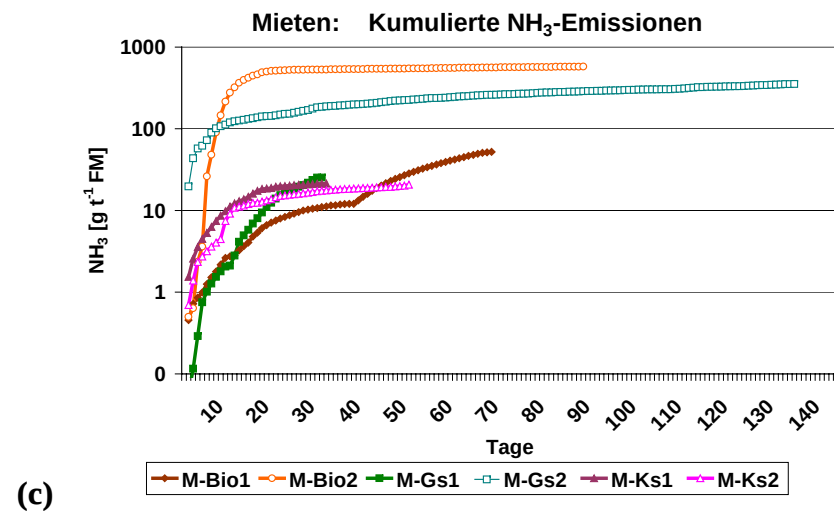
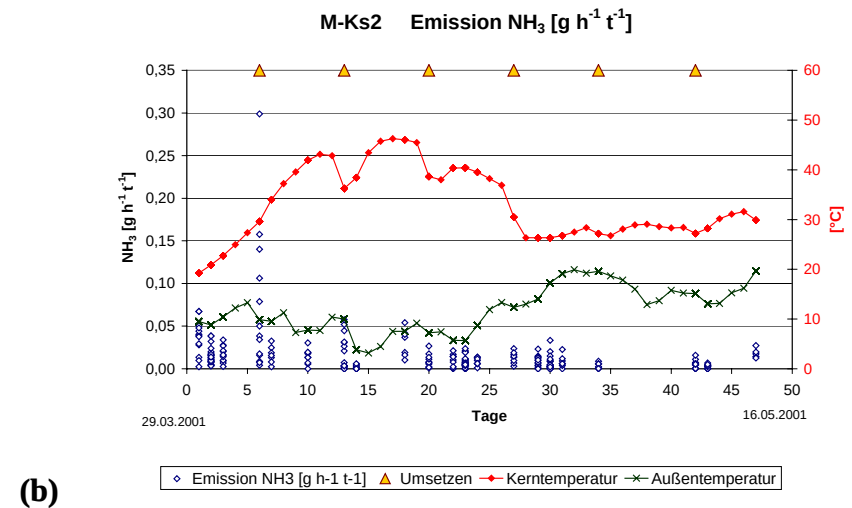
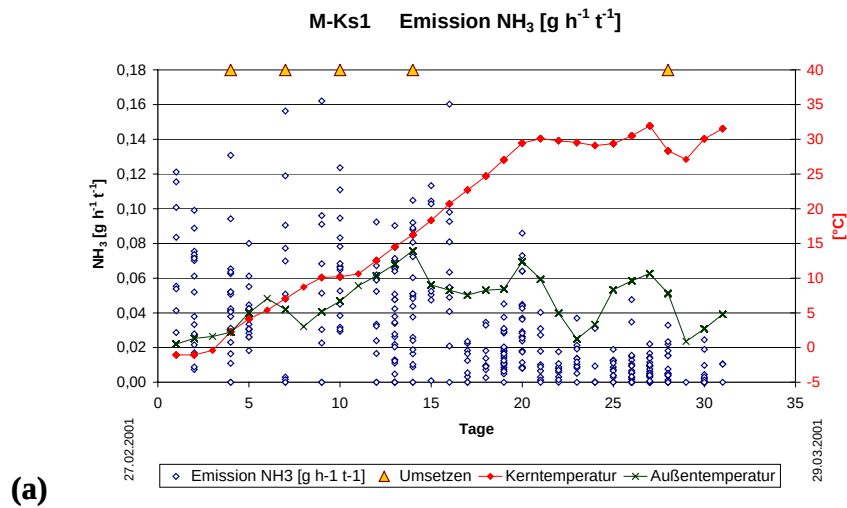


Abbildung 3-32: NH_3 - Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten NH_3 -Emissionen aller Mieten (c)

3.12.4. N_2O -Emissionen

Lachgas ist ein sehr treibhauswirksames Spurengas, dessen Emissionen in den letzten Jahren stetig anstiegen (Amon et al., 1998). Im Jahr 1999 wurden in Österreich 7.350 t Lachgas emittiert, etwa 3.260 t stammen dabei aus den landwirtschaftlich genutzten Böden, 2.740 t aus der Verbrennung von Treibstoffen, weitere 580 t aus der chemischen Industrie und 750 t aus dem Gebrauch von Lösungsmitteln und anderen Produkten. Lediglich 10 t sind dem Abfallsektor im Speziellen der Müllverbrennung zuzuschreiben (Ritter, 2000). Da Lachgas das 310-fache Treibhauspotential als Kohlendioxid aufweist, ist es hinsichtlich der Prozessoptimierung und einer möglichen Nutzung von Reduktionspotentialen besonders zu beachten.

Darüber hinaus kann das in der Troposphäre inerte N_2O bis in die Stratosphäre gelangen, wo es in katalytischen Zyklen am Ozonabbau beteiligt ist (Crutzen, 1970 und 1981, zit. nach Hellmann, 1995).

Die Höhe der emittierten N_2O -Mengen aus aeroben Abbauprozessen hängt sehr stark vom Sauerstoffangebot, der O_2 -Verteilung und von der Temperatur in der Kompostmiete ab. Neben dem Sauerstoff als Regulativ ist die Verfügbarkeit von Reduktionsäquivalenten bei der Bildung von N_2O und CH_4 ausschlaggebend (Schartel et al., 1997). So kann es bei Vorhandensein von Nitrat und bei Sauerstoffmangel spontan zu N_2O -Bildung kommen.

Die N_2O -Bildung wird als Leckstrom im Nitrifikations- bzw. Denitrifikationsprozess angesehen. So wird bei ungünstigen Bedingungen für den Substratabbau die Oxidation von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) bzw. die Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff (Denitrifikation) nur unvollständig durchgeführt; in beiden Fällen wird das Zwischenprodukt N_2O freigesetzt (Firestone und Davidson, 1989 zit. nach Hellmann, 1995).

Cuhls (2001) berichtet von einem konkurrierenden Verhalten der CH_4 - und N_2O -Bildung. Anhand von Ergebnissen, die in lokalen Zonen in Rottemieten gemessen wurden, wird deutlich, dass in Zonen mit hoher CH_4 -Konzentration die N_2O -Konzentration immer niedrig ist. Umgekehrt sind die N_2O -Gehalte immer dort niedrig, wo hohe CH_4 -Gehalte vorliegen. In einer Mischabluft ist dieser Zusammenhang eher zufällig, weil sich unterschiedliche Zonen überlagern.

Während die CH_4 -Bildung im ganzen Temperaturspektrum stattfinden kann, insbesondere auch während der thermophilen Phase, der Intensivrotte treten N_2O -Emissionen i.d.R. erst bei Temperaturen $< 50\text{ °C}$ auf (Schießl 1995; Tollknäpper 1996, Hellmann, 1995; Hao, 2001). Leinemann (1998) stellte die höchsten Konzentrationen an N_2O bei 30 °C Mietemperatur fest. Erhöhte N_2O -Emissionen finden in der zweiten mesophilen Phase statt, d.h. nachdem ein starker Kohlenstoffabbau stattgefunden hat.

In der Miete **M-Bio1** treten stärkere Emissionen an N_2O lediglich unmittelbar nach dem Aufsetzen und nach etwa 60 Tagen auf, bleiben aber auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau. Es werden nach 67 Tagen (ca. 10 Wochen) nur $60\text{ g }N_2O\text{ t}^{-1}\text{ TM}$ bzw. $27\text{ g t}^{-1}\text{ FM}$ erreicht. (siehe Abbildung 3-34 a, Tabelle 3-31 und Tabelle 3-32).

M-Bio2 zeigt unmittelbar nach dem Aufsetzen (2 Tage) und vor allem ab der 3. Woche, in einer Phase der Abkühlung auf etwa 50 °C gesteigerte N_2O -Emissionsraten bis zu kurzfristig auftretenden Maximalwerten von ca. $300 - 450\text{ mg h}^{-1}\text{ t}^{-1}$. Dieser Zusammenhang ist zwar anhand der Gegenüberstellung von Emissionsraten und Temperaturkurve augenscheinlich gegeben, eine direkte positive Regression lässt sich jedoch nicht ableiten (siehe Abbildung 3-49 g). Dies verweist

auf das spontane Entstehen von Lachgas-Emissionen in spezifischen Zonen des Rottekörpers mit reduzierenden Verhältnissen in denen Prozesse der Denitrifikation einerseits bzw. unvollständiger oder verzögerter Aufoxidation von Ammonium (NH_4^+). In den übrigen Rottephasen bleiben die Emissionsraten unter $50 - 100 \text{ mg h}^{-1}\text{t}^{-1}$ (siehe Abbildung 3-34 b). Ein weiterer Faktor, der die vergleichsweise hohe Lachgas-Emission v.a. in der Anfangsphase beeinflusst haben kann, ist der niedrige pH-Wert in der Ausgangsmischung ($\text{pH}_{\text{KCl}}=4,71$ (!)). Die Emissionsfaktoren liegen bei Gronauer et al. (1997) bei etwa 50 % von der Miete M-Bio2 ($408 \text{ g N}_2\text{O t}^{-1} \text{ TM}$), ein ähnliches Verhältnis ergab sich im Vergleich zu den Mistkompostmieten in der Untersuchung von Amon et al. (1998) (Tabelle 3-31 und Tabelle 3-32).

Hellmann (1995) fand ein ganz ähnliches Emissionsmuster mit großen Mengen an emittiertem N_2O im frisch angelieferten Material mit bis zu $427 \text{ mg N}_2\text{O-N h}^{-1}\text{t}^{-1}\text{TM}$ mit vollständiger Hemmung bei steigenden Temperaturen und ein Wiedereinsetzen der N_2O -Abgabe am 21. Tag. Es konnte angenommen werden, dass das im angelieferten Material gefundene N_2O durch mesophile Mikroorganismen mit einem Temperaturoptimum bei $20 - 30^\circ\text{C}$ gebildet wurde, die in der schnell eintretenden Erhitzung keine Möglichkeit zur Adaption besaßen. Die später erneut einsetzende N_2O -Bildung fand dagegen bei hohen Temperaturen statt. Hellmann (1995) führt dies auf eine vom Substratangebot abhängige Etablierung thermophiler N_2O -Bildner zurück.

Bei **M-Gs1** und **M-Gs2** sind die Lachgasemissionen gleichmäßiger verteilt, jedoch auf einem niedrigeren Niveau: $50 \text{ g N}_2\text{O t}^{-1} \text{ TM}$ ($25 \text{ g t}^{-1} \text{ FM}$) bzw. $337 \text{ g N}_2\text{O t}^{-1} \text{ TM}$ ($178 \text{ g t}^{-1} \text{ FM}$).

Im weitaus größten Ausmaß wurde Lachgas von den Klärschlammieten **M-Ks1** und **M-Ks2** produziert ($826 \text{ g N}_2\text{O t}^{-1} \text{ TM}$ und $227 \text{ g t}^{-1} \text{ FM}$ bzw. $291 \text{ g N}_2\text{O t}^{-1} \text{ TM}$ und $178 \text{ g t}^{-1} \text{ FM}$). Gründe hierfür sind bei M-Ks1 im Überschuss an löslichem Ammonium-Stickstoff ($2.883 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM [!]}$), bei M-Ks2 im relativ hohen Gehalt an Nitrat ($441,7 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$) und organischem Stickstoff ($10,9\% [!]$) und bei beiden in einem für ein Ausgangsmaterial für die Kompostierung viel zu engen C/N-Verhältnis (M-Ks1: 9,7; M-Ks2: 1,1 [!]) zu suchen.

Im Vergleich zu Mistkompost und Stapelmist liegen Emissionsmengen der Grünschnitt- und Bioabfallkompostierung mit M-Bio1 und M-Gs1 bezogen auf eine Tonne Ausgangsmaterial etwas niedriger, mit den Wiederholungen (M-Bio2 und M-Gs2) in etwa doppelt so hoch (Amon et al., 1998).

Gronauer et al. (1997) fanden Emissionsfaktoren bei Bioabfallkompostierungen in mechanisch umgesetzten Mieten zwischen 121 und $179 \text{ g t}^{-1} \text{ TM}$ (Gronauer et al., 1997). Clemens et al. (1999) beschreiben für unterschiedliche Systeme der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung Emissionsfaktoren zwischen 5 und $745 \text{ g N}_2\text{O je t FM}$, wobei hier sehr unterschiedliche Messzeiträume in Betracht gezogen werden müssen. Hellmann (1995) untersuchte Anlagen mit unregelmäßiger offener Mietenkompostierung und bilanzierte die Emissionen in Größenordnungen von 150 bis $180 \text{ g N}_2\text{O t}^{-1} \text{ FM}$. Hellebrandt (1993).

Nach Czepiel et al. (1996) betrugen die durchschnittlichen N_2O -Emissionen 150 bis $220 \text{ g N}_2\text{O t}^{-1} \text{ FS}$. dabei wurden keine Unterschiede nach der Art der Kompostierung gemacht.

Nach Hellmann (1995) nimmt der Stickstoffverlust mit steigender Umsetzhäufigkeit zu. Da der Anteil der während der Umsetzung emittierten Gase verschwindend gering ist, kann dieses Verhalten nicht mit einer erhöhten Freisetzung während der Umsetzung erklärt werden, sondern ist vermutlich auf eine veränderte Mietenstruktur zurückzuführen.

Der Anteil des emittierten N_2O am gesamten N-Verlust steigt nach Hellmann (1995) dagegen tendenziell mit sinkender Umsetzhäufigkeit.

Leinemann (1998) beschreibt anhand von Versuchen in einer Tunnelrotte im halbtechnischen Maßstab einen starken Einfluss der NH_4^+ -Gehalte auf die Bildung von N_2O . Insgesamt ergab sich eine Zunahme der N_2O -Emissionen von 10 auf 62 g N_2O t⁻¹ mit steigender Ammoniumkonzentration (von 88 auf 970 mg NH_4^+ /kg). Mit der Verfahrenstechnik des Tunnelreaktors betrug die Verringerung der N_2O -Emission das 3 – 30-fache derjenigen aus offenen Dreiecksmieten (Leinemann, 1998). Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass nicht geklärt ist, inwiefern, dies eine Verschiebung in Richtung der Ammoniakbildung führt, welches im Biofilter zur Neubildung von Lachgas führt (siehe Kapitel 3.12.4.1).

3.12.4.1. Problemfeld Biofilter

In Biofiltern kann es zu einer Erhöhung der Lachgasemissionen kommen.

An einer eingehausten Bioabfall-Kompostieranlage mit druckbelüfteten Tafelmieten wurden von Schattner-Schmidt et al. (1995) während einer zehntägigen Messkampagne die Massenströme von Wasser (H_2O), Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) gemessen. Als Abluftreinigungssystem wurde eine Kombination aus einem Wäscher mit nachgeschaltetem Biofilter verwendet (Tabelle 3-28).

Tabelle 3-28: Massenströme von N_2O , NH_3 , CO_2 , CH_4 und H_2O an einer Bioabfall-Kompostieranlage. Die angegebenen Werte beziehen sich auf 1 Mg Input (Trockensubstanz).

Probe	N_2O	NH_3	CO_2	CH_4	H_2O
Rohgas	0,38 kg	2,15 kg	556,6 kg	5,91 kg	1863,9 kg
Reingas	0,46 kg	0,13 kg	473,1 kg	5,02 kg	1862,1 kg

Aus den Ergebnissen von Gronauer et al. (1997) aus einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung resultieren 120 g N_2O t⁻¹ im Rohgas in 140 g N_2O t⁻¹ im Reingas nach Biofilter.

Es zeigt sich, dass im Vergleich zum Rohgas die Emissionskonzentrationen im Reingas um den Faktor 2 bis 10 höher liegen, also im Biofilter zusätzliches Lachgas gebildet wird.

Zusätzlich zu der Rohgasfracht an N_2O wird im Biofilter N_2O produziert. Die durchgehend aeroben Bedingungen im Biofilter legen nahe, dass die N_2O -Bildung durch die mikrobielle Oxidation von NH_4^+ zu NO_2^- überwiegen dürfte.

Für den praktischen Betrieb von mit Biofiltern betriebenen technischen Anlagen sind daher Maßnahmen zu ergreifen, die eine weitgehende Abtrennung des NH_3 vor dem Biofilter gewährleisten (*sauerer Wäscher*).

Ammoniak wird teilweise bis fast vollständig in Biofiltern sorbiert und eliminiert. Nach einer Untersuchung von Cuhls (2001) wird das in Biofiltern abgebaute NH_3 vollständig zu N_2O und NO oxidiert (Abbildung 3-33). Im Rohgas konnten dagegen keine signifikanten NO -Konzentrationen nachgewiesen werden. NO wird demnach ausschließlich im Biofilter – in Summe jedoch in vernachlässigbaren Mengen – gebildet.

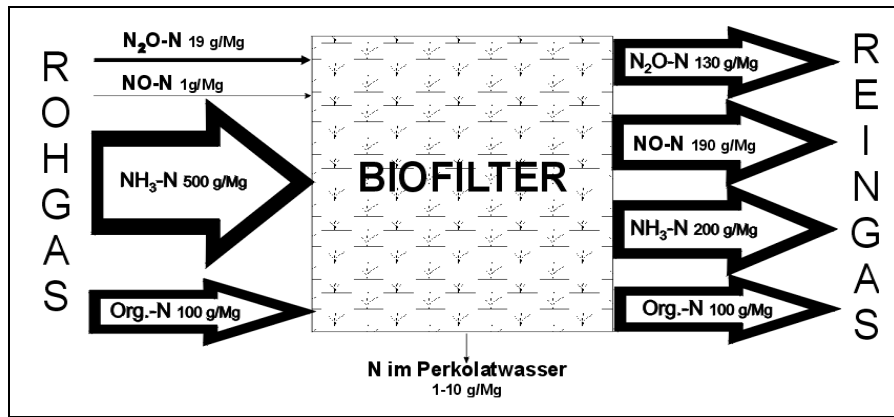
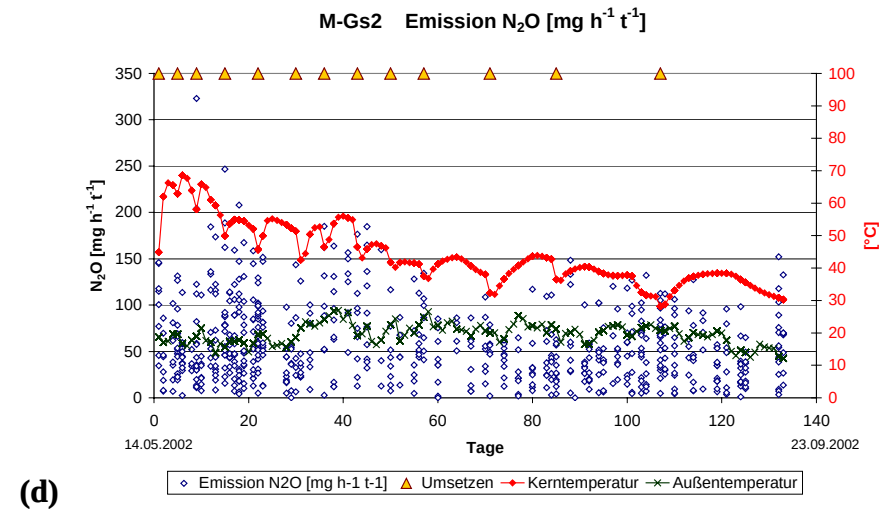
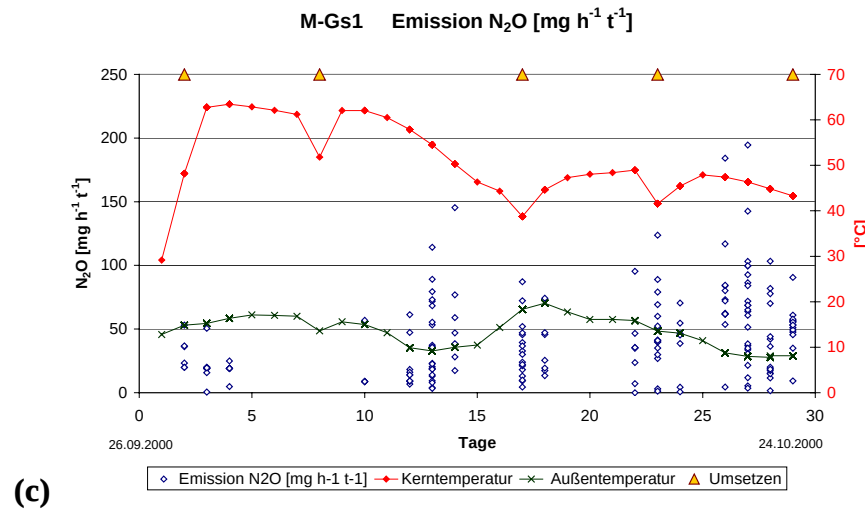
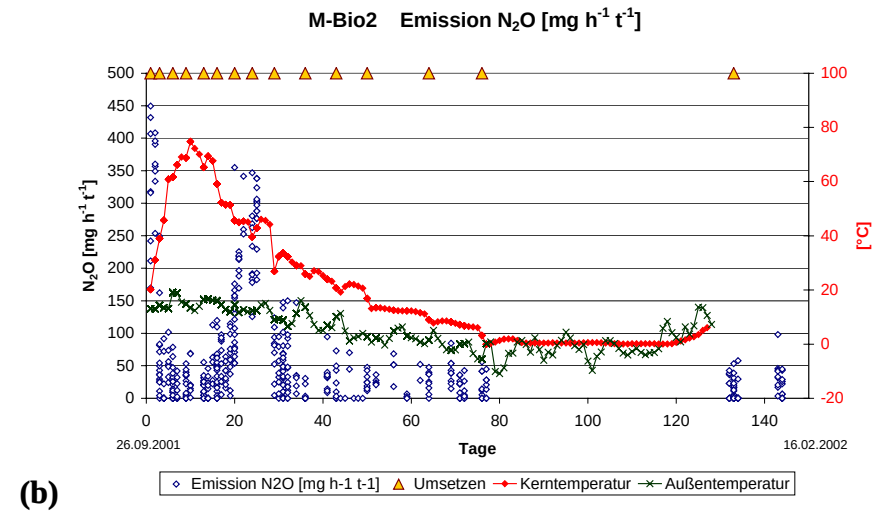
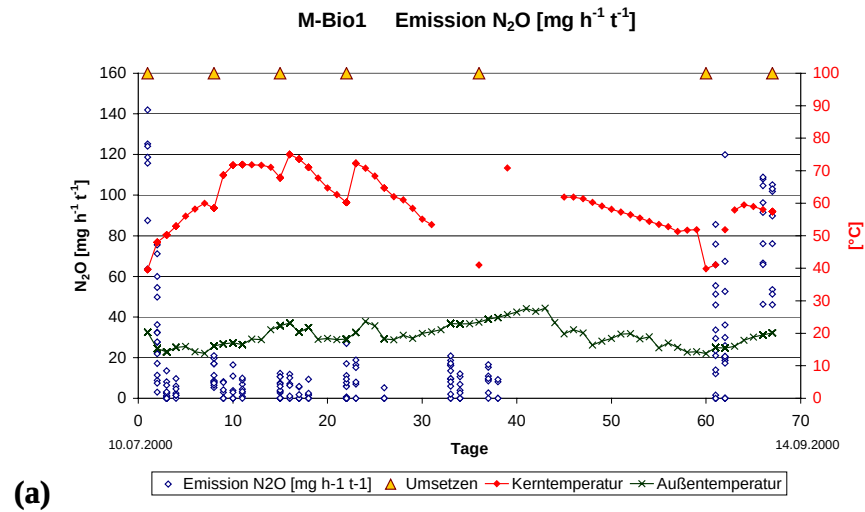
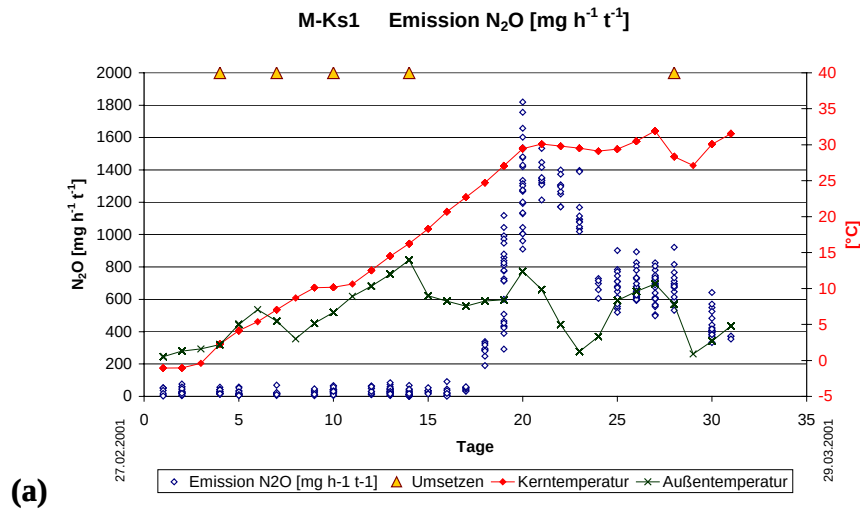


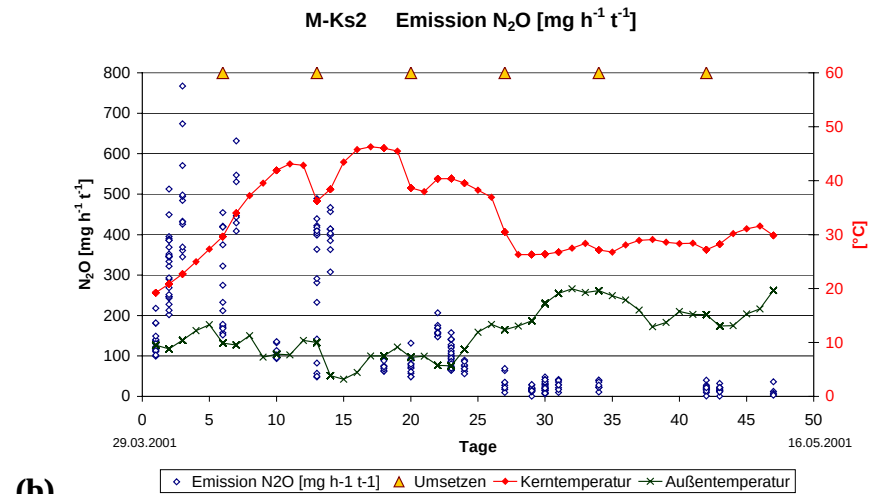
Abbildung 3-33: Stickstoffbilanz eines Biofilters in der Abluft einer biologischen Abfallbehandlungsanlage (Cuhls, 2001)

Trimborn et al. (2003) kommen zu dem Ergebnis, dass unabhängig von der Höhe der NH_3 -Zufuhr mit dem Rohgas ca. 29% des abgebauten NH_3 zu N_2O und ca. 9% zu NO umgewandelt werden. Eine dem Biofilter vorgeschaltete saure Wäsche mit zB Schwefelsäure eignet sich zur Abscheidung des NH_3 und somit zur Minderung von sekundärem N_2O sowie NO . Das bei der Wäsche entstehende Ammoniumsulfat $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ könnte als Dünger eingesetzt werden bzw. als Sekundärrohstoff verwertet werden.

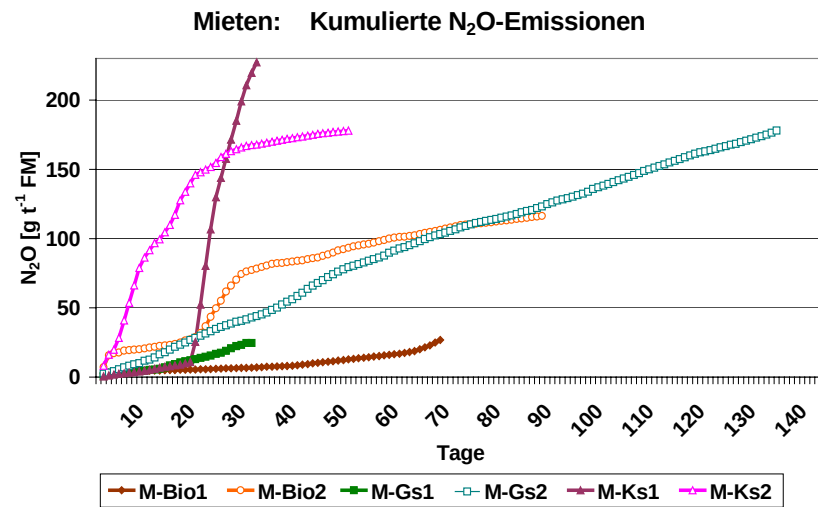

 Abbildung 3-34: N_2O - Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2



(a)



(b)



(c)

 Abbildung 3-35: N_2O - Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten N_2O -Emissionen aller Mieten (c)

3.12.5. Qualität und Relevanz der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC)⁹

3.12.5.1. Einführung

Die Feststellung der Emission organischer Stoffe in der Abluft kann sowohl über die Summe der gesamten flüchtigen Einzelstoffe (VOC oder TVOC) als auch über den Summenparameter C_{ges} (TOC) erfolgen. Aufgrund der differenzierten Analytik sind die Parameter grundsätzlich zu unterscheiden.

Bei dem Parameter VOC werden im Idealfall die möglichst vollständige Masse an Einzelverbindungen bestimmt, jedoch ohne Methan. Um dieses ausdrücklich hervorzuheben, wird auch von NMVOC (Non Methane VOC) gesprochen. Gerade bei komplexen Vielstoffgemischen, wie der Kompostierungsabluft, stellt die vollständige Erfassung aller wesentlichen Einzelkomponenten eine große methodische Herausforderung und einen großen Arbeitsaufwand dar. Um die unterschiedlichen wesentlichen Leitkomponenten zu bestimmen, sind bei dem derzeitigen Stand der Analytik mindestens zwei Probenahmen und Bestimmungsmethoden notwendig. Die Identifizierung und Quantifizierung der VOC wird im Labor mittels klassischer Gaschromatographie (GC-MS, GC-FID) und Flüssigkeitschromatographie (HPLC) für die Aldehyde durchgeführt. Dabei handelt es sich aufgrund der Dauer der Probenahme in der Regel um eine Stichprobe bzw. um einen Halbstundenmittelwert.

Demgegenüber hat der Parameter C_{ges} keinen stofflichen Hintergrund, da der gesamte organische Stoffmix (VOC und Methan!) in einer Wasserstoffflamme eines Flammenionisationsdetektors (FID) verbrannt und als Summensignal registriert wird (EN 13526). Die Kalibrierung erfolgt mit Propan bzw. Methan. Das Ansprechverhalten (Response) der unterschiedlichen organischen Substanzen variiert in einem Bereich von etwa einem Faktor 2, d.h. dass es unterschiedliche Stoffe gibt, die sowohl besser als auch schlechter als die Bezugssubstanz angezeigt werden. Einige wenige Verbindungen (z.B. Formaldehyd) werden fast gar nicht registriert. Das Messergebnis wird als Gesamtkohlenstoff (C) angegeben. Unter bestimmten Umständen besteht die Möglichkeit, FID mit Vorschaltgeräten (Adsorber, Katalysator) auszurüsten, um eine Bestimmung des C_{ges} ohne Methan vornehmen zu können. Die FID Messgeräte arbeiten vor Ort und kontinuierlich, so dass Halbstunden- oder Tagesmittelwerte problemlos berechnet werden können.

Die Kompostierung von Bio- und Grünabfällen ist ein biologischer Prozess, der zwangsläufig mit der Bildung von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) und Geruchsstoffen verbunden ist. Beim Abbau von organischem Material werden hochmolekulare Stoffe wie Kohlenhydrate und Eiweiße in niedermolekulare Bestandteile umgebaut, die eine erhöhte Flüchtigkeit aufweisen und dadurch leicht in die Atmosphäre freigesetzt werden können.

Die Freisetzung aus dem Rottematerial wird durch folgende Faktoren erhöht:

- Prozesstemperaturen
- Gasaustausch bei ggf. aktiven belüfteten Verfahren.

Auf dem Abbauweg können auch stark polare Substanzen gebildet werden, die vornehmlich in Wasser gelöst dem Prozess entweichen.

Das Rotteverfahren und seine betriebliche Praxis haben einen maßgeblichen Einfluss auf die Abbauwege und die Emissionen. Aus einer Reihe organischer Komponenten sowie

⁹ Der Großteil der allgemeinen Ausführungen zum Kapitel 3.12.5 (VOC und TOC) wurden aus Amlinger et al. (2003) entnommen.

charakteristische Gerüche in der Abluft lässt sich eindeutig auf einen bestimmten Abfallinput schließen. Andererseits lässt sich an gewissen flüchtigen Metaboliten in der Abluft das Rottemilieu (Sauerstoffversorgung) erkennen. Die naheliegendste organische Verbindung ist das Methan, das auf Anaerobie hinweist. Aber auch das Vorhandensein und das Verhältnis anderer Stoffwechselprodukte wie Alkohole, Ketone oder organische Säuren in der Abluft geben Hinweise auf das Mietenmilieu bzw. den Zustand der Rotte. Beispiele für die Bildung von VOC (Acetaldehyd, Butanol, Aceton) aus mikrobiologischen Abbauvorgängen (MVOC = Microbial Volatile Organic Compounds) liefert Abbildung 3-36.

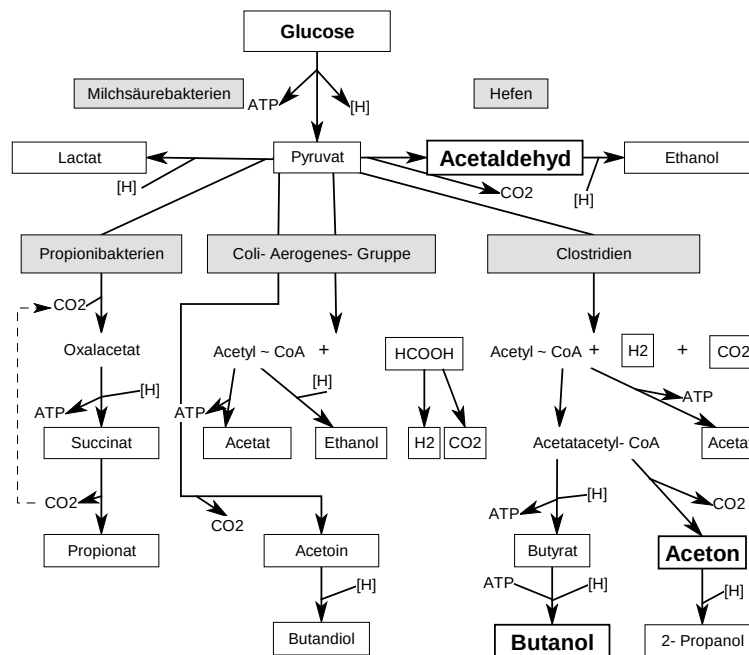


Abbildung 3-36: Zusammenfassende Übersicht über Verlauf und Produkte der wichtigsten Gärungen (Schlegel, 1992); beispielhafte organische Luftschadstoffe (MVOC) = fett

Weppen et al. (1998) haben folgende MVOC im Bioabfall während der Kompostierung bestimmt (Abbildung 3-37).

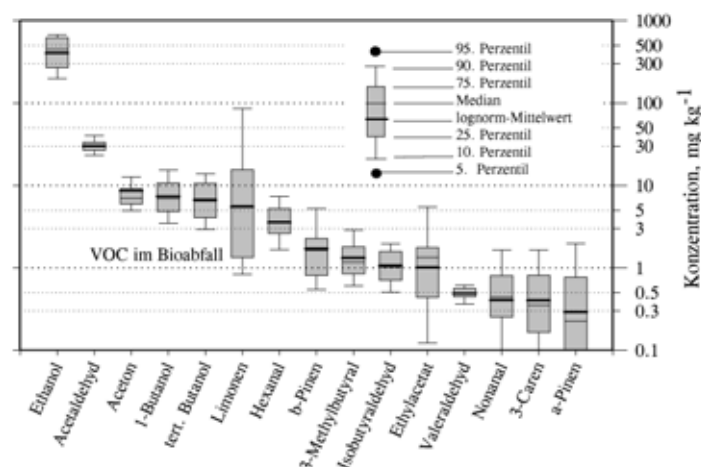


Abbildung 3-37: MVOC Bioabfall während der Kompostierung (Weppen et al., 1998_[SP154])

Dabei erreichten die Konzentrationen der beiden Hauptkomponenten Acetaldehyd 30 mg kg^{-1} und Ethanol etwa 400 g kg^{-1} feuchten Bioabfalls. Weitere Komponenten waren im wesentlichen Alkohole, Terpene, Aldehyde, Carbonsäuren. Bei Prozesstemperaturen der Kompostierung von 50 bis 70°C und einer aktiven Belüftung ist es naheliegend, dass ein Teil der VOC aus dem Abfallkörper in die Abluft ausgetrieben wird.

Die bei der Behandlung von Abfällen auftretenden Geruchsstoffe bzw. VOC können nach ihrer Entstehung oder Herkunft wie folgt eingeteilt werden:

- VOC der Ausgangsprodukte, zB Lösemittel, Reinigungsmittel, Chemikalien,
- biogene VOC (MVOC), d.h. biogene flüchtige Metabolite der Rotte, zB Alkohole, Aldehyde, Ketone, Terpene,
- abiogene VOC, d.h. chemische Reaktionsprodukte der Rotte (Pyrolyse-, Maillard-, und Autooxidationsprodukte).

Beispiele für VOC der Ausgangsprodukte sind organische Flüssigkeiten aber auch Kunststoffe, aus denen Monomere oder Additive als Spurenstoffe ausgasen, wie zB Phenol, 1,2,4 Trimethylbenzol, n-Decan, n-Undecan. Sie gehören von ihrer Bestimmung her nicht in den Kompost, können aber aufgrund von Fehlwürfen in Form von Störstoffen gelegentlich vorkommen

Beispiele für die MVOC sind die in Abbildung 3-36 dargestellten Alkohole, Ketone oder Aldehyde, wie sie während des Stoffabbaus gebildet werden. Typische MVOC im Kompostierungsprozess sind in (Abbildung 3-37) dargestellt.

Ein Beispiel für die abiogene Bildung von Geruchsstoffen besonders bei hohen Rottetemperaturen im Bereich von $70 - 90^\circ\text{C}$ ist die Maillard-Reaktion, die auch für die Entstehung zahlreicher Lebensmittelaromen des Röstens, Räucherns oder Backens verantwortlich ist (Mayer, 1990; Schildknecht und Jager, 1979). Diese auch als nicht-enzymatische Bräunung bezeichnete Reaktion zwischen Zuckern und Aminoverbindungen führt zu zahlreichen flüchtigen Verbindungen mit zum Teil sehr niedrigen Geruchsschwellenwerten. Eine wichtige Gruppe dieser Verbindungen sind stickstoffhaltige Heterocyclen, wie Pyridine und Pyrazine.

Insgesamt ist gesichert davon auszugehen, dass der wesentliche Teil der VOC Abluftemissionen aus der Kompostierung über mikrobiologische Abbauege im Rotteprozess gebildet und aktiv ausgestrippt wird bzw. ausgast.

Die Spurengase in Form von VOC bzw. MVOC (flüchtige organische Substanzen mikrobieller Herkunft) machen aber nur einen sehr geringen Prozentsatz der Gesamt-Gasemissionen aus. Smet et al. (1999) fanden in einem 12-wöchigen Laborversuch, dass nur 0,059 % des etwa 60 %-igen Gewichtsverlustes durch VOC-Emissionen verursacht wurde.

3.12.5.2. VOC - Gemessene Komponenten

Bei der Aktivmessung wurden in der Abluft als Hauptkomponenten vor allem

- Limonen (dominierend), α -Pinen, β -Pinen, Ethylacetat, Ethanol, Aceton und 2-Butanon nachgewiesen.

In geringeren Konzentrationen fanden sich

- Formaldehyd, Acetaldehyd, Crotonaldehyd, Valeraldehyd, Campher, Toluol, 2-Ethyltoluol, bei der Grünschnittkompostierung die Alkane Cyclohexan, n-Hexan, n-Undekan und n-Dodekan (siehe Anhang)

Es kristallisieren sich die folgenden Verbindungen als organische und anorganische Leitkomponenten in der Abluft aus Kompostierungsanlagen heraus. Diese Leitkomponenten sind charakteristisch und spiegeln in der Summe die wesentliche Emissionsfracht (> 90%) wider.

- Organische Stoffe gemäß Nr. 5.2.5 TA Luft (2002):
 - Schwefelverbindungen: Schwefelkohlenstoff, Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid
 - Aldehyde: Acetaldehyd, 3-Methylbutanal
 - Ketone: Aceton, 2-Butanon, 2-Pentanon
 - Alkohole: Ethanol, 2-Propanol, 2-Butanol, 2-Methylpropanol
 - Carbonsäuren: Methansäure, Ethansäure, Propansäure
 - Ester: Methylacetat, Ethylacetat
 - Terpene: Myrcen, α -Pinen, β -Pinen, Limonen, α -Thujon
 - Methan
- Gasförmige anorganische Stoffe gemäß Nr. 5.2.4 TA Luft (2002)
 - Ammoniak

Gudladt (2001) identifiziert als Hauptemittenten in der Abluft und im Kondensat der Kompostierung Ethanol, Aceton, Acetaldehyd, 2-Butanon sowie Limonen, daneben traten Isobutyraldehyd, Ethylacetat, 2-Methyl-1-propanol, 1-Butanol, α -Pinen, β -Pinen und 3-Caren in geringerer Menge auf.

Die in den beiden Kompostierungsvarianten gefundenen Hauptkomponenten stimmen somit sehr gut mit den Literaturdaten überein.

Im Rohgas der von Bartels (2002) untersuchten eingehausten Kompostieranlagen dominierten Vertreter der Terpen(oid)e, Carbonsäureester, Carbonylverbindungen (Ketone und Aldehyde) und Alkohole. Ihr durchschnittlicher Anteil an der Gesamt-VOC-Konzentration betrug etwa 97 %. Der Aromaten-Anteil betrug 1 % - 2 %. In Neumünster überwogen die Terpen(oid)e (60 % der Gesamt-VOC-Konzentration), in Flensburg die Carbonsäureester (32 %). Limonen war an beiden Anlagen die dominierende Substanz (max.: 126 mg/Nm³).

3.12.5.3. Einflussfaktoren auf VOC-Emissionen

Die mikrobielle Aktivität während des Kompostierungsvorganges und damit die Qualität des Komposts sowie Menge und Art der emittierten VOC werden nach Gudladt (2001) beeinflusst durch die Eigenschaften des Bioabfalls, die Anwendung von Zuschlagstoffen und Strukturmaterial sowie durch die Prozessführung.

Nach Bartels (2002) können die im Folgenden besprochenen Faktoren nicht für sich allein betrachtet werden, sondern beeinflussen sich untereinander mehr oder weniger stark, so dass die Änderung einer Größe in der Regel auch Veränderungen bei anderen Parametern hervorruft.

- **Eigenschaften des Bio- und Grünabfalls**
 - Zusammensetzung von Bioabfall (Kohlenhydrate, Proteine, S, N)
 - Biologische Persistenz (Abbaubarkeit → Temperaturentwicklung → Emission)
 - Wassergehalt und Sauerstoffversorgung (Anaerobie, Schwefelwasserstoff oder Mercaptane)
 - pH-Wert (Das unangenehm süßlich, würzig riechende 3-Hydroxy-4,5-dimethyl-2(5H)-furanon wird nur in saurem bis neutralem Milieu bei gleichzeitig hohen Temperaturen gebildet (Krauss et al. 1992) zit. nach Bartels (2002))
 - C/N-Verhältnis
- **Strukturmaterial und Zuschlagstoffe:**
 - Struktur des Kompostiergutes
 - Zuschlagstoffe (Ein Zuschlag von etwa 4 % Kalk erhöhte den pH-Wert um etwa eine Einheit, wodurch während der Rotte insbesondere Carbonsäuren, Pyrazin und Methylpyrazin in deutlich geringeren Mengen freigesetzt wurden (Krauss et al. 1992) zit. nach Bartels (2002). Zuschlagstoffe wie Papierhäcksel oder mineralische Zuschlagstoffe führten jedoch mit wachsendem Anteil zu verstärkten Geruchsemissionen. So wurden nach einer Zumischung von 30 % (m/m) Papier beim Umsetzen der Miete nach dreiwöchiger Rottezeit fast fünffach höhere Geruchsemissionen beobachtet (Fricke et al., 1990)).
- **Prozessführung**
 - Belüftungstechnik - Saug- und Druckbelüftung von Mieten
 - Umsetzrhythmus der Mieten (Rotteverhältnisse, mikrobielle Aktivität, Temperaturen, Emissionen) Von Müsken (1991) wurde festgestellt, dass die größten Geruchsemissionen beim Umsetzen von Mieten nach einwöchiger Rottezeit auftraten. Nach einer weiteren Woche reduzierten sich die Geruchsstoffkonzentrationen beim Umsetzen um 50 % - 75 %. Diese Tatsache wird als Argument dafür gesehen, das erste Umsetzen von Mieten erst nach zwei Wochen oder später durchzuführen, um die Freisetzung unnötig hoher Geruchsstoffkonzentrationen und damit im Allgemeinen höheren VOC-Konzentrationen zu vermeiden. *[Diese Aussage hat jedoch nur dann Gültigkeit, wenn im Rottekörper optimale Bedingungen für Abbau und Gasaustausch bestehen, und die Abdeckung der Mieten so gestaltet ist, dass sie als effektiver Biofilter dient (zB 10 cm angerottetes Häckselgut). Voraussetzung ist weiters ein hoher Strukturgutanteil (ca. 50 - 60 % (v/v)) und eine Mietenquerschnitt von Maximal 150 bis 180 cm]*
 - Überdachung/Einhausung von Mieten (Schutz des Rotteguts vor Niederschlagswasser)
 - Rottetemperatur: Ein optimaler Abbau (maximaler Gewichtsverlust) organischer Substanzen findet bei etwa 55 - 60 °C statt. Die Bildung von Geruchsstoffen ist nach Krauss et al (1992) zit. nach Bartels (2002) von der Rottetemperatur abhängig. Ausschließlich bei Rottetemperaturen > 80 °C bildet sich das unangenehm riechende 3-Hydroxy-4,5-dimethyl-2(5H)-furanon. Gleichzeitig werden niedere Carbonsäuren (C3-C5) sowie Pyrazin und Methylpyrazin in deutlich höheren Mengen freigesetzt. Als Ursachen können der erhöhte Dampfdruck sowie die bei dieser Temperatur verringerte mikrobielle Aktivität angesehen werden.

Anhand Vergleiche der Gesamtdeutschen VOC-Emissionen schließt Bartels (2002), dass die NMVOC-Emissionen einzelner Kompostieranlagen auf globaler oder nationaler Ebene nicht relevant sind. Allenfalls eine regionale Bedeutung im Hinblick auf troposphärenchemische Reaktionen, die z.B. bei der Ozonbildung eine Rolle spielen, ist möglich.

Die an den Kompostierbetrieben nachgewiesenen Aromaten stammen nach Bartels (2002) mit hoher Wahrscheinlichkeit größtenteils aus den Abgasen der dort eingesetzten Radlader oder anderer Kfz.

Krebserzeugende bzw. -verdächtige Substanzen (außer den Hauptbestandteilen des Terpentins [α- und β-Pinen, 3-Caren] und Naphthalin) konnten lediglich im Bereich üblicher Hintergrundkonzentrationen nachgewiesen werden.

Aufgrund der Entstehungs- und Emissionscharakteristik sind die Möglichkeiten einer prozessintegrierten Beeinflussung der Emissionen von VOC während der Rotte gering. Minderungen dieser Stoffe können nur durch einen Abbau bis zum Austrag aus dem Prozess erfolgen. Als wirksam können sich nur solche Maßnahmen erweisen, die einen beschleunigten Abbau dieser Stoffe in den ersten 48 h bewirken. Ergänzend führen Temperaturen unter 45°C zu einem niedrigeren Austrag, weil die Freisetzung aus der wässrigen Phase bei höheren Temperaturen exponentiell ansteigt. Gudladt (2001) konnte zeigen, dass der Zusatz von 5 bis 22 % Reifkompost zum Rottegemisch als mikrobielles Impfgut einen positiven Einfluss auf das Stoffwechselgeschehen während des ersten Temperaturanstieges, der Phase der höchsten Emissionen hat. Dies führte zu einer Minderung der VOC-Emissionen um 30 bis 60 %, wobei sowohl die niedermolekulare als auch die höhermolekulare Fraktion beeinflusst wurde.

3.12.5.4. *C_{ges} (TOC) und Methan:*

Unter TOC (total organic carbon) wird der Gesamtgehalt an Kohlenstoff zusammengefasst, der in organischen Kohlenstoffverbindungen wie zum Beispiel Säuren, Alkoholen u.v.m. enthalten ist (Gronauer et al., 1997). Diese Substanzen entstehen beim Abbau der organischen Substanz, beinhalten hohe Anteile an Geruchsstoffen, tragen jedoch nur unerheblich zur Gesamtkohlenstoffemission bei.

Bei Betrachtung der Darstellung der kumulierten TOC-Emissionen aller Mieten (siehe Abbildung 3-40, c) fallen die spezifisch nach Materialart verlaufenden Kurven auf.

In den ersten Tagen der Kompostierung sind die TOC Emissionen der Grünschnittmieten **M-Gs1** und **M-Gs2** sowie der Bioabfallmiete **M-Bio2** am stärksten (Werte bis 10 g CH₄-Äquivalent h⁻¹t⁻¹) (siehe Abbildung 3-39, b, c, d). Während sich diese Emissionsintensität bei den Grünschnittmieten danach vermindert, hält sie bei den Bioabfallmieten noch etwa eine Woche länger an und kann Spitzenwerte von bis zu 60 g CH₄-Äquivalent h⁻¹t⁻¹ erreichen.

Nach 30 Tagen liegen die Grünschnittmieten auf einem kumulierten Niveau von etwa 1200 g CH₄-Äquivalent t⁻¹ FM, die Bioabfallmieten bei etwa 2200 g CH₄-Äquivalent t⁻¹ FM. Bei Betrachtung eines längeren Zeitraumes dürften sich die Niveauunterschiede aber wieder relativieren (siehe Abbildung 3-40, c).

Die Klärschlamm-mieten **M-Ks1** und **M-Ks2** weisen die geringsten TOC-Emissionen auf. Die Emissionsraten bewegen sich in einem Bereich von 0,5 bis 2 g CH₄-Äquivalent h⁻¹t⁻¹ und erreichen in 30 Tagen ein Niveau von etwa 500 bis 600 g CH₄-Äquivalent t⁻¹ FM. Die TOC-Bildung ist abhängig von der mikrobiellen Aktivität. Ein Absinken der TOC-Konzentration kann also als ein

Indiz für das Absinken der mikrobiellen Aktivität sein, die wiederum von Witterungsbedingungen abhängig ist (Gronauer et al., 1997). Diese Tatsache ist bei den Klärschlammieten unseres Versuches der Hauptgrund für das verhaltene Emissionsgeschehen.

Tabelle 3-29: Anteil von CH₄ an den TOC Emissionen

Eigene Untersuchungen				Gronauer et al., 1997		
	TOC	CH ₄	%		TOC	CH ₄
	g t ⁻¹ Input-TM				g t ⁻¹ Input-TM	
M-Bio1	5573	657	11,8	Ruhend	6452	4076
M-Bio2	10993	844	7,2	Umsetzend	3226	1831
M-Gs1	2333	99	4,2	Gesamt	9775	5907
M-Gs2	13348	1140	8,5			
M-Ks2	1418	79	5,6			

*Der TOC als Stoffgemisch wurde von Gronauer in ppm Propanäquivalenten (bei den eigenen Untersuchungen in CH₄-Äquivalenten) gemessen und beinhaltet daher auch den CH₄-C

Für den Parameter C_{ges} (TOC) wurden für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen (MBA) Emissionsgrenzwerte festgesetzt. Gemäß der Richtlinie vom 1. März 2002 sind in den zur Ableitung in die Atmosphäre bestimmten Abgasströmen folgenden Emissionsgrenzwerte für organische Stoffe (C_{ges}) einzuhalten:

- Halbstundenmittelwert 40 mg Nm⁻³
- Tagesmittelwert 20 mg Nm⁻³
- Massenverhältnis 100 g t⁻¹ Abfall

In Deutschland schreibt die 30. BImSchV ebenfalls Emissionsgrenzwerte für MBA vor. Für C_{ges} gelten die o.g. Grenzwerte der österreichischen Richtlinie für die Halbstunden- und Tagesmittelwerte. Das Massenverhältnis ist jedoch als Monatsmittelwert auf 55 g t⁻¹ Abfall festgesetzt. Ebenfalls begrenzt ist das Massenverhältnis für Lachgas (N₂O) mit 100 g t⁻¹ Abfall.

FID-Untersuchungen an einem weiteren Kompostwerk (8 Wochen geschlossene Trapezmiete mit automatischer Umsetzung) mit einem ausgelegten Durchsatz von 50.000 t/a haben eine C_{ges}-Fracht im Rohgas von 2.500 g C t⁻¹ ergeben. Diese Fracht bestand aus etwa 1.000 g C t⁻¹ NMVOC und 2.100 g Methan t⁻¹. Nach der Behandlung im Biofilter verringerte sich die Fracht auf 150 g C t⁻¹ NMVOC und 2.000 g Methan t⁻¹. Das entspricht Reinigungsgraden von 85% für NMVOC und von 5% für Methan.

Ergebnisse von Gronauer et al. (1997) stützten sich auf eine umfangreiche Untersuchung zu gasförmigen Emissionen bei der Kompostierung von Bioabfällen. Es wurden die Emissionen aus einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung aus ruhenden Mieten und während des Umsetzens erfasst (Tabelle 3-30). Demnach emittierten aus der geschlossenen Tafelmietenkompostierung C_{ges} in Höhe von 2.430 g C t⁻¹ inklusive Methan. Ein wesentlicher Teil am C_{ges} war das Methan mit 1.840 g t⁻¹. Die NMVOC betrugen rechnerisch somit 1.050 g C t⁻¹. Die Abscheidung des Methan im Biofilter war mit nur 15% sehr gering. Das wirkte sich auch auf die Reinigungsleistung für C_{ges} aus, die mit 16% ebenfalls sehr niedrig ausfiel. Ggf. führte NH₃ im Biofilter zu Hemmungen des TOC-Abbaus. Weitere Komponenten enthält die Tabelle 3-30.

Tabelle 3-30: Emissionsfrachten bei einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung, Roh- und Reingas, Reinigungsleistung Abluftbehandlung (Gronauer et al., 1997)

	TOC-C*	H ₂ O	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	NH ₃
Rohgasfracht	kg t ⁻¹ Input-FM					
Ruhend	1,65	324	104	0,08	1,26	0,29
Umsetzend	0,79	255	69	0,04	0,58	0,38
Gesamt	2,43	579	173	0,12	1,84	0,67
Reinigungsleistung (Wäscher + Biofilter)	16 %	1 %	15 %	- 22 %	15 %	94 %
Reingasfracht	kg t ⁻¹ Input-FM					
Gesamtemission	2,04	578	147	0,14	1,56	0,04

*Da TOC ein Stoffgemisch ist und in ppm Propanäquivalenten gemessen wurde, kann hier nur der C-Gehalt dieses Gemisches angegeben werden (einschließlich CH₄-C)

Gronauer et al. (1997) berichten bei der Mietenkompostierung von einer Gesamtemission von 9.775 g TOC t⁻¹ Input-TM bzw. 7.820 g TOC-C t⁻¹ Input-TM. Davon wurden 66% aus den ruhenden Mieten und 33% während des Umsetzens emittiert.

Im Vergleich zu den vorgestellten Ergebnissen aus der Kompostierung wurden von Cuhls (2001) umfangreiche Messungen der NMVOC-Frachten (FID-Messung ohne Methan) an Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Restmüll durchgeführt (Abbildung 3-38). Die untersuchten Anlagen waren Intensivrottesysteme mit Rottezeiten zwischen 1 Woche (Horm), 2 Wochen (Friesland-Wiefels), 8 Wochen (Bassum mit Teilstromvergärung) und 16 Wochen (Lüneburg) mit Ablufterfassung.

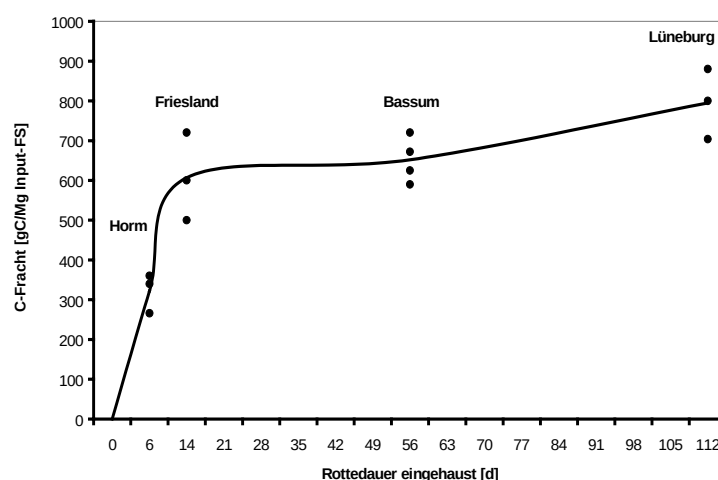


Abbildung 3-38: Emissionsfrachten NMVOC im Rohgas aus vier MBA mit unterschiedlicher eingehauster Rottedauer zwischen 5 Tagen und 16 Wochen, angegeben in g C t⁻¹ FM Rotteinput

Die Zusammenstellung aller NMVOC-Bilanzierungen zeigt deutlich die weitgehende Freisetzung der NMVOC-Fracht nach 14 Tagen Behandlungsdauer in Höhe von 600 g C t⁻¹ Rotteinput. Mit längerer Behandlungsdauer stieg die Fracht bis auf etwa 700 bis max. 800 g C t⁻¹ an, wobei die RABA Bassum aufgrund der Teilstromvergärung tendenziell einen leichten Emissionsvorteil aufwies, da ein Teil der NMVOC in das Biogas ausgetragen wurde. Die gegenüber der Summe der

Einzelkomponenten bis 1.000 g t^{-1} (siehe Abschnitt VOC) geringfügig geringere Fracht ergibt sich aus der Bezugsgröße Kohlenstoff (C).

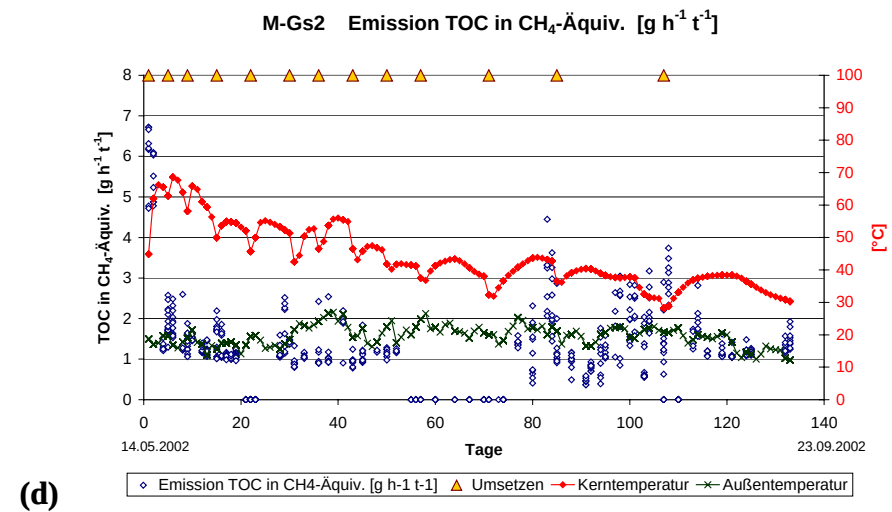
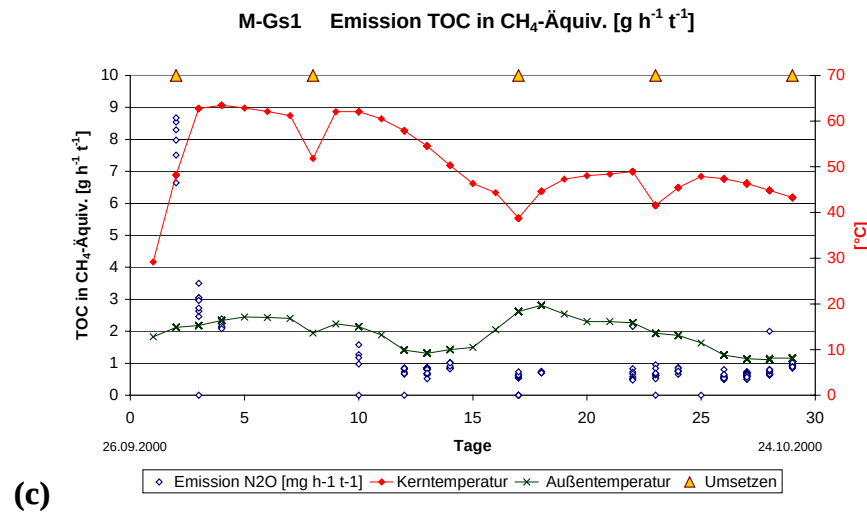
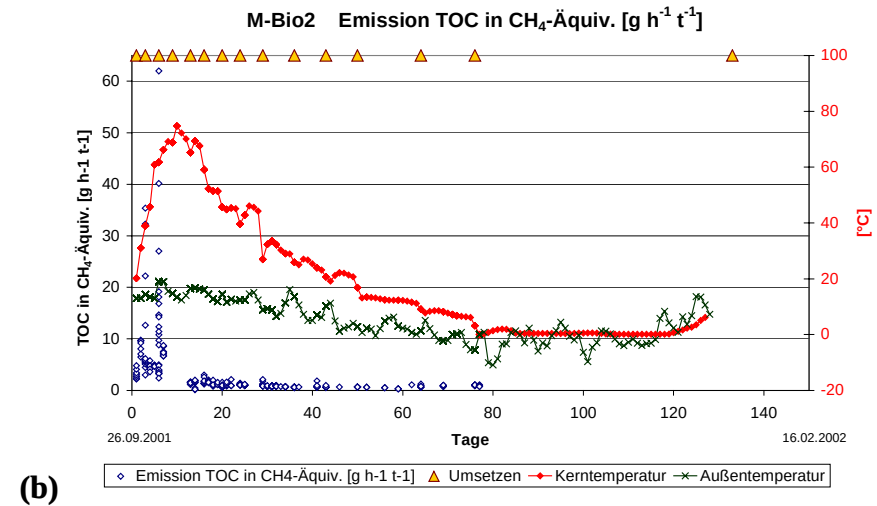
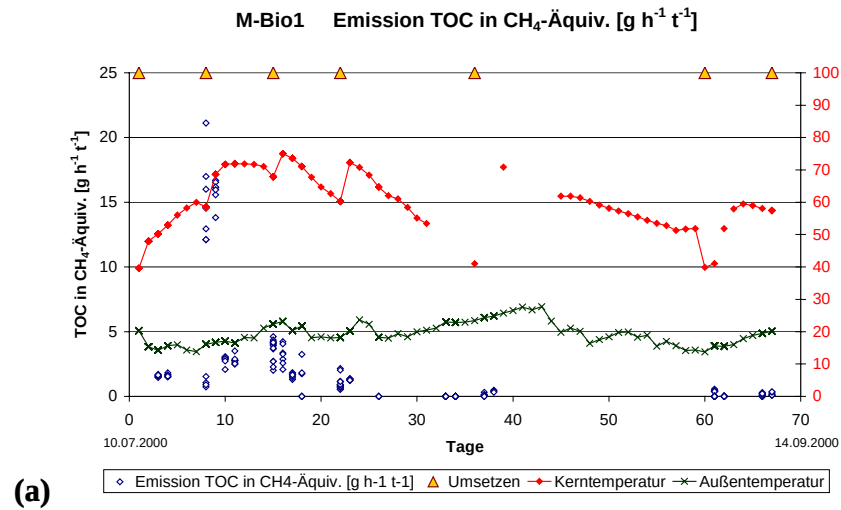
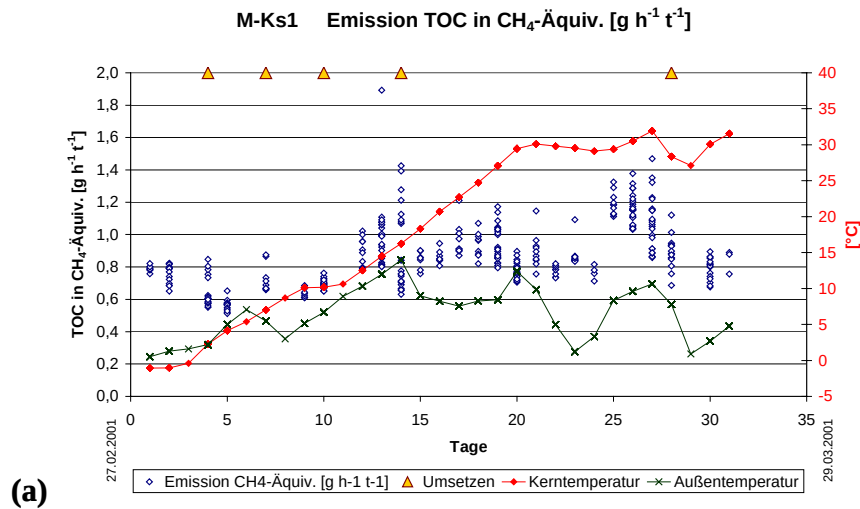
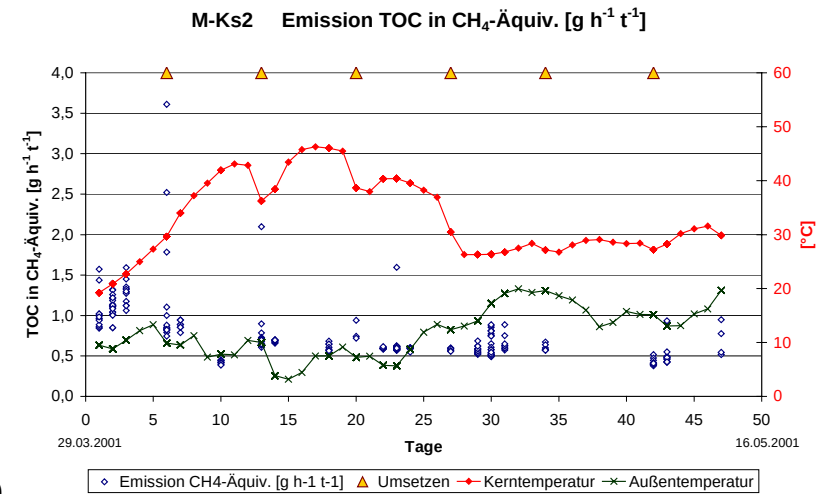


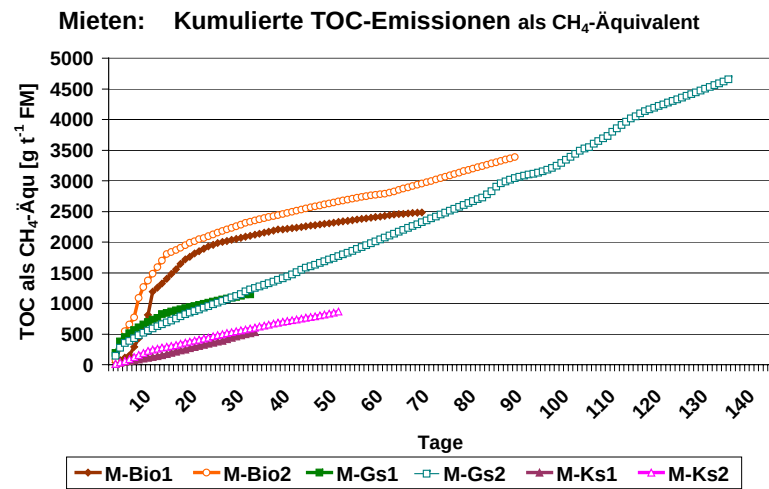
Abbildung 3-39: TOC - Emissionen der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2



(a)



(b)



(c)

Abbildung 3-40: TOC-Emissionen der Mieten M-Ks1+2 (a,b) sowie Darstellung der kumulierten TOC-Emissionen aller Mieten (c)

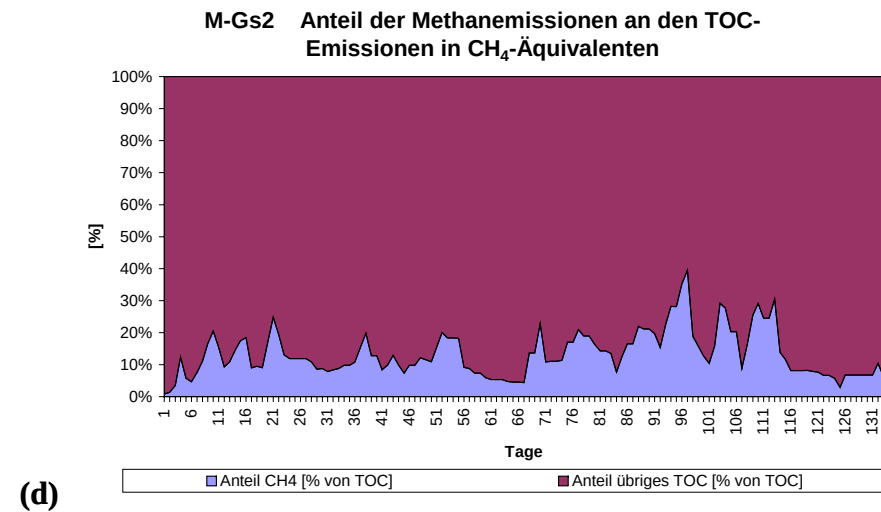
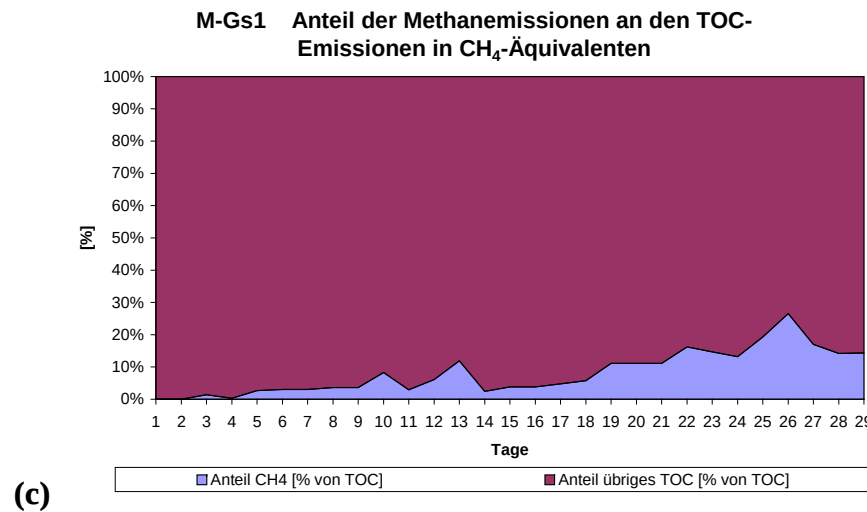
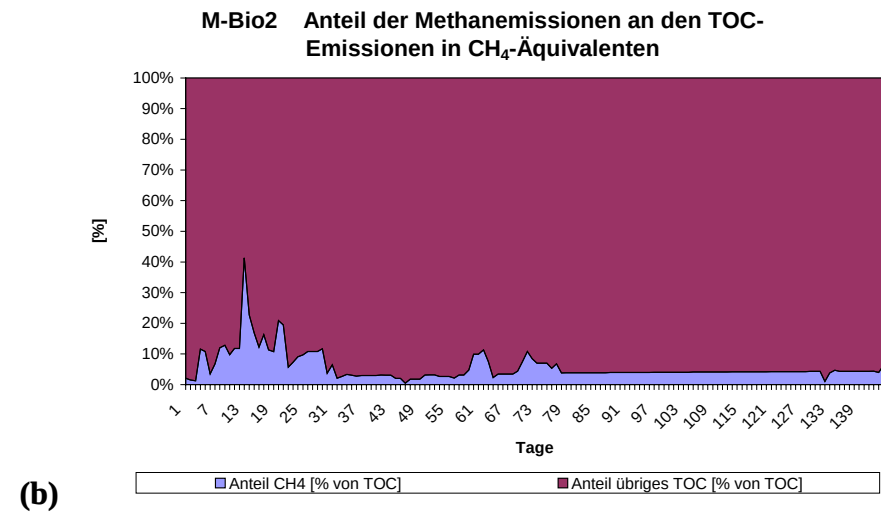
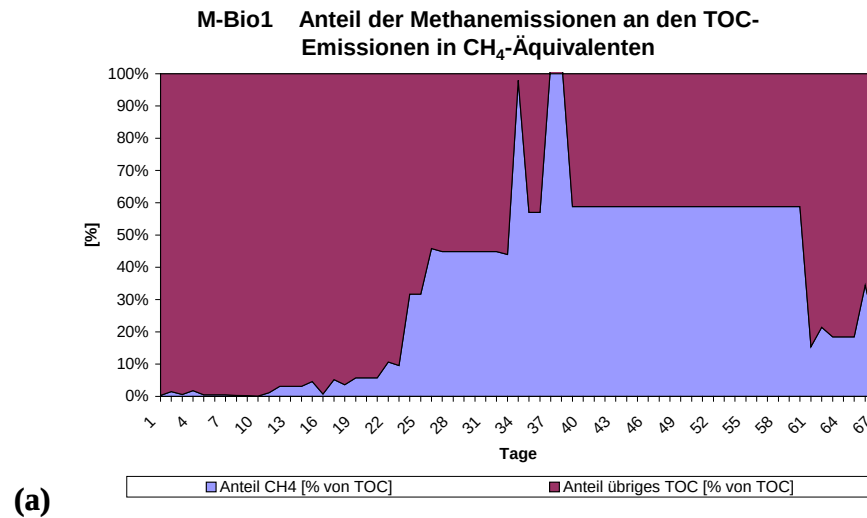


Abbildung 3-41: Anteil der Methanemissionen an den TOC – Emissionen in CH₄-Äquivalenten der Mieten M-Bio1+2 und M-Gs1+2

3.12.5.5. Schlussfolgerungen aus den vorliegenden eigenen Untersuchungen und der Literatur zu den VOC-Emissionen

- Die Höhe der C_{ges} Emissionen (FID-Messung) wird an biologischen Abfallbehandlungsanlagen im wesentlichen durch die Einzelkomponente Methan geprägt, welche aufgrund der Betriebsbedingungen stark schwanken kann. Für einen Vergleich mit dem Parameter NMVOC ist daher vom FID-Ergebnis (C) der CH_4 -C abzuziehen. Die Höhe der NMVOC-Emissionen hängt aber auch von der Vollständigkeit der analytischen Erfassung ab.
- Die Rotteführung (Temperatur, Wassergehalt, Belüftung, Sauerstoffversorgung) kann die Emissionshöhe erheblich beeinflussen. Unter ungünstigen Bedingungen können die VOC-Emissionen auch über 2.000 g t^{-1} erreichen..
- Aus den vorliegenden Daten ergeben sich C-Frachten ohne Methan zwischen 290 und ca. 1.000 g C t^{-1} im Rohgas
- Bei Bio- und Grünabfall in gekapselten Rottesystemen mit einer Rottezeit von 2 bis 12 Wochen liegen die NMVOC- Frachten in einem Bereich zwischen 300 g und 1.200 g t^{-1} (meist 600 bis 800 g t^{-1} innerhalb der ersten 2 Wochen).
- Emissionsfrachten für VOC aus geschlossener Kompostierung mit Biofilter betragen 50 bis 100 g C t^{-1} Rotteinput (VOC-Abscheidung ca. $80 - 90\%$), darunter keine toxikologisch relevanten Stoffe. Relevanz: bodennahe Ozonbildung
- Der Anteil der Kompostierung (ca. $490 - 670 \text{ t a}^{-1}$) an der nationalen anthropogenen NMVOC-Emission in Österreich (232.000 t a^{-1}) beträgt $<0,3\%$ (Daten für 2001)
- Die Freisetzung vorhandener VOC erfolgt innerhalb der ersten Behandlungstage während der Selbsterhitzung. Dies gilt auch für die Neubildung und Freisetzung von natürlichen Metaboliten (mikrobielle VOC)
- Der hauptsächliche VOC-Emission wird erst während der Kompostierung neu gebildet. Die Leitkomponenten der VOC sind zB Ethanol, Acetaldehyd, 2-Butanon, Aceton, Terpene und andere kurzkettige Kohlenwasserstoffe. Es sind weitgehend die identischen Substanzen, die auch aus Pflanzen emittieren. So ist zB von biogenen VOC-Emissionen aus Nadel- und Laubbaumwälder zwischen 20 und $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auszugehen.
- Tendenziell führen hohe Belüftungsraten und hohe Temperaturen zu verstärkter VOC-Emission.
- Unterschiede zwischen passiv und aktiv belüfteten Systemen sind im Rahmen der Auswertung nicht zu erkennen, wobei wie gesagt die Strippung flüchtiger Verbindungen mit der Höhe der Belüftung zunimmt.
- Die Abluftreinigung mit Biofiltern vermindert den C_{ges} ohne Methan um 80% bis 90% .
- Beeinträchtigungen der Biofilterleistung können durch hohe NH_3 -Beladungen des Rohgases herrühren.
- Die hauptsächlichen Frachten resultieren für beide Verfahren (Biogene Abfälle und MBA) aus einem vergleichbaren Stoffspektrum, nämlich: Ethanol, 2-Propanol, Ethylacetat, Ethansäure, 2-Butanon, Aceton, Limonen, Pinen, Dimethyldisulfid.

- Im Gegensatz zur MBA werden keine chlorierten oder fluorierten Kohlenwasserstoffe (LHKW, FCKW) emittiert.
- Im Vergleich zur MBA werden nur äußerst geringe Mengen (lediglich in der Höhe der allgemeinen Hintergrundkonzentration) an n-Alkanen und aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX) freigesetzt. Benzol, Alkylaromaten und Alkane werden wenn, dann im wesentlichen über Kfz-Abgase (Radlader, Anlieferfahrzeuge) ausgestoßen.

3.12.6. Zusammenfassende Beurteilung der Klimarelevanz der gasförmigen Emissionen auf Basis der gefundenen Emissionswerte

Zur vergleichenden Beurteilung des Beitrages zum Treibhauseffekt durch Emission der klimarelevanten Gase durch die Kompostierung werden die Emissionen an N_2O und CH_4 auf die sogenannten CO_2 -Äquivalente, d.h. auf das klimawirksame Erwärmungspotential (*global warming potential* = *GWP*) von CO_2 über einen angenommenen Zeitraum von 100 Jahren umgerechnet. Der Faktor für CH_4 beträgt 21, für N_2O 310. Das bedeutet, dass N_2O hinsichtlich des GWP noch um das 15-fache „effektiver“ ist als Methan.

Tabelle 3-31 (Bezug: Trockenmasse) und Tabelle 3-32 (Bezug: Frischmasse) geben einen Überblick zu den Emissionsfaktoren für alle gemessenen Gase im Vergleich zu anderen Untersuchungen.

Das CO_2 -Äquivalent errechnet sich dabei ausschließlich aus den Emissionsfaktoren für Methan und Lachgas, die CO_2 -Bildung als Resultat der natürlichen biologischen Veratmung der Biomasse wird nicht mit eingerechnet.

Grundsätzlich ist die CO_2 -Bildung im Vergleich mit anderen Versuchen als geringer einzustufen.

Die Berechnung ergibt eine sehr gute Übereinstimmung mit den Untersuchungen von Amon et al. (1998) an 2 Mistkompost-Mieten. Die CO_2 -Äq-Emission von M-Bio1 erreicht etwa 50 % der Ergebnisse von Gronauer et al. (1997), während jene von M-Bio2 mit 144 kg CO_2 -Äq t TM^{-1} darüber liegen (siehe Tabelle 3-31 und Tabelle 3-32, Abbildung 3-42, Abbildung 3-43). Zu beachten sind dabei freilich stets die unterschiedlichen Untersuchungszeiträume!

Graphisch sind die Größenordnungen in Abbildung 3-42 und Abbildung 3-43 gegenübergestellt, wobei hier wieder die Emissionen in Relation zur tatsächlichen Zeitspanne der Emissionsmessung zu sehen sind.

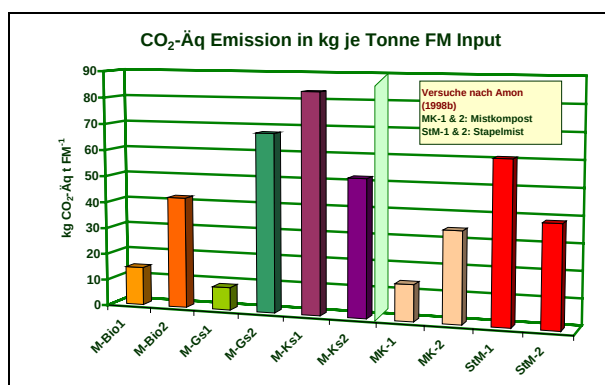


Abbildung 3-42: Vergleich der CO_2 -Äq-Emission (pro t FM Input) der Versuchsmieten mit Mistbehandlungsvarianten

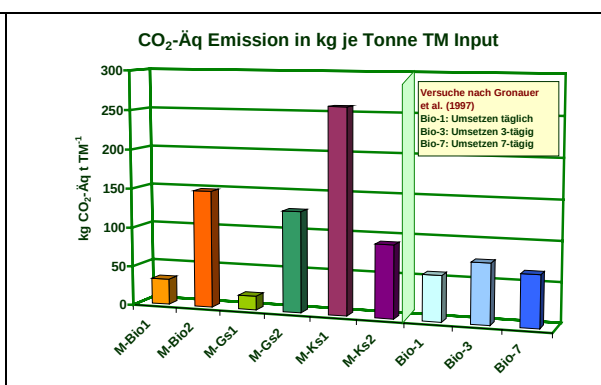


Abbildung 3-43: Vergleich der CO_2 -Äq-Emission (pro t TM Input) der Versuchsmieten mit Rotteversuchen mit unterschiedlichen Umsetzfrequenzen

Bei den einzelnen Gasen liegt Methan in der nachgewiesenen Bandbreite eher unterhalb der in der Literatur gefundenen Werte. Die Ammoniak-Emissionen der untersuchten Mieten liegen im Bereich der Mistkomposte und damit höher als bei Stapelmistlagerung. Ein Faktum, das bei Betrachtung des gesamten Systems, also bei Miteinbeziehung der Ausbringung wieder relativiert wird.

Tabelle 3-31: Gesamtemissionen klimarelevanter Gase je Tonne TM

Bezug: <u>Trockenmasse</u>	CO₂ [kg t ⁻¹ TM]	CH₄	NH₃ [g t ⁻¹ TM]	N₂O	CO₂-Äqu [kg t ⁻¹ TM]	Versuchsdauer
M-Bio1	96	657	117	60	32,4	9 Wochen
M-Bio2	398	844	1996	408	144,2	12 Wochen
M-Gs1	240	99	51	50	17,5	4 Wochen
M-Gs2	365	1140	667	337	128,5	21 Wochen
M-Ks1	31	114	78	826	258,4	4 Wochen
M-Ks2	45	79	34	291	91,8	7 Wochen
HG-Bio1	590	5.990	1.498	695	341,3	28 Wochen*
HG-Bio2	381	2.160	1.299	527	208,3	63 Wochen#
GRONAUER ET AL 1997						
Bio täglich	611	424	---	155	57,4	7 1/2 Wochen
Bio-3-tägig	583	966	---	179	75,8	7 1/2 Wochen
Bio-7-tägig	568	1312	---	121	65,1	7 1/2 Wochen

* Materialzugabe über 12 Wochen;

Materialzugabe über 51 Wochen

Tabelle 3-32: Gesamtemissionen Klimarelevanter Gase je Tonne FM

Bezug: <u>Frischmasse</u>		CO₂ [kg t ⁻¹ FM]	CH₄	NH₃ [g t ⁻¹ FM]	N₂O	CO₂-Äqu [kg t ⁻¹ FM]	Versuchsdauer
M-Bio1⁺		43	293	52	27	14,4	9 Wochen
M-Bio2		115	243	576	116	41,2	12 Wochen
M-Gs1		118	49	25	25	8,6	4 Wochen
M-Gs2		194	604	354	178	67,9	21 Wochen
M-Ks1		10	37	25	266	83,3	4 Wochen
M-Ks2		25	45	19	165	52,0	7 Wochen
HG-Bio1		215	2.190	1.498	254	124,5	28 Wochen*
HG-Bio2		139	790	1.299	192	76,12	63 Wochen#
Mistkompost Amon et al.(1998)	1	Keine Messung	142	643	34	13,8	17.06. – 05.09. 96
	2	Keine Messung	692	303	47	36,4	13.03. – 05.06.97 (kühler, feuchter)
Stapelmist Amon et al.(1998)	1	Keine Messung	1354	163	52	60,9	17.06. – 05.09. 96
	2	Keine Messung	512	46	80	38,6	13.03. – 05.06.97 (kühler, feuchter)
belüftete Tafelmiete, Rohgas Gronauer et al (1997)		173	1840	670	120	75,6	Techn. Anlage, 54 Messungen
belüftete Trapezmiete, 8-12 Wochen, Umsetzer, Rohgas		Keine Messung	2100	850- 1700	110	78,2	Techn. Anlage, 1 Tag, 8 Messungen
Mietenkompostierung Hellmann, 1995		150 - 230	880- 1400	---	150-180	65,0-85,2	min.-max. Werte
10 m³ Tunnelreaktor Leinemann, 1988		---	683	---	62	33,6	Rohgas
MBA Durchschnitt, Rohgas		120-185	110- 1200	400- 1600	50-200	17,8-87,2	min. Werte

* Materialzugabe über 12 Wochen; # Materialzugabe über 51 Wochen

+ durch die lineare Interpolation der Messpause zwischen der 6. und 9. Woche sind die aufsummierten Emissionswerte mit einem entsprechenden Unsicherheitsfaktor behaftet.

Die CO₂-Äquivalent-Emissionen je t oTM in Tabelle 3-33 zeigen, dass die Emissionswerte bei der Bioabfallkompostierung mit 0,064 bis 0,252 t CO₂-Äqu t oTM⁻¹ bis zu einer 10er-Potenz unterhalb der unteren Bereichswerte der Literatur liegen. Die Emissionen der Grünschnittmieten bewegen sich zwischen 0,027 bis 0,275 t CO₂-Äqu t oTM⁻¹, die der Klärschlammieten aufgrund der vergleichsweise hohen Lachgasemissionen zwischen 0,428 bis 0,659 t CO₂-Äqu t oTM⁻¹. Die Ergebnisse der Hausgartenkompostierung liegen ca. bei der Hälfte bis 1/3 des von Wintzer et al. (1996) angegebenen oberen Bereichswertes

Tabelle 3-33: Gegenüberstellung der CO₂-Äquivalent-Emissionen bezogen auf die organische Trockenmasse [t CO₂ Äqu t oTM⁻¹]

	Miete Biotonne		Miete Grünschnitt		Miete Klärschlamm		Hausgarten	
	M-Bio1	M-Bio2	M-Gs1	M-Gs2	M-Ks1	M-Ks2	HG-Bio1*	HG-Bio2*
	[t CO ₂ Äqu t oTM ⁻¹]							
Eigene Versuche	0,064	0,252	0,027	0,275	0,659	0,428	0,62	0,38
Wintzer et al. (1996)	0,34 – 1,29		0,026 – 1,07		—		0,009 – 1,39	

* ... als Ausgangsgehalt an OTS wurde ein Erfahrungswert von 55 % und ein Trockenmassegehalt von 44 % angenommen

Die Gasemissionen können nun für Österreich hochgerechnet werden.

Abbildung 3-44 gibt die potentielle absolute Gasemissionen an Methan, Ammoniak und Lachgas in Österreich an, die aus der Mieten- und Hausgartenkompostierung zu erwarten wären. Neben den Emissionsfaktoren aus den vorliegenden Untersuchungen liegen den Berechnungen folgende potenzielle Inputmengen zugrunde (Amlinger und Peyr, 2001):

- 770.000 t theoretisches Potential für die Hausgartenkompostierung
- 800.680 t theoretisches Potential an Bioabfall und Grünschnitt unter der Annahme ausschließlicher offener Mietenkompostierung
- 250.000 t Potential für die Kompostierung von Klärschlämmen unter Einbeziehung von 50 % (v/v) an Strukturmaterial in der Kompostausgangsmischung

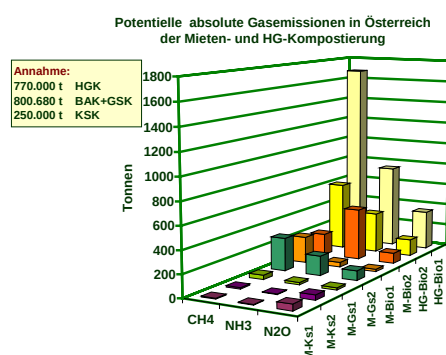
Die Gesamtemissionen unter den vorgenommenen Mengenabschätzungen zeigen, dass die Hausgartenkompostierung unter den im Versuch gewählten Praxisbedingungen bis auf die NH₃-Emission von M-Bio2 den größten Beitrag gegenüber den anderen Verarbeitungswegen über die Kompostierung leistet.

Als Indikator für die Effektivität des aeroben Ab- und Umbaus bzw. der Klimarelevanz kann als Näherung das Verhältnis zwischen den Emissionsfaktoren für CO₂-Äqu (aus Methan- und Lachgasemissionen) zu CO₂ herangezogen werden. Werte deutlich über 0,3 – 0,5 deuten auf tendenziell ungünstige Rottebedingungen hin. Die Mietenkompostierung von Biotonnenmaterial lag bei 0,34 und 0,36, von Grünschnittmaterial bei 0,07 und 0,35 und von Klärschlammmaterial bei 2,05 und 8,29!. Das extreme Verhältnis der Klärschlammieten wird durch die in der Relation hohen Emissionen an Lachgas verursacht.

Tabelle 3-34: Klimawirksamen Emissionen von Methan und Lachgas berechnet als CO₂-Äquivalente in Relation zur natürlichen CO₂ Bildung aus dem Organikabbau

	HG-Bio 1	HG-Bio 2	M-Bio1	M-Bio2	M-Gs1	M-Gs2	M-Ks1	M-Ks2
CO ₂ Äqu kg CO ₂ -t ⁻¹ TM	0,87	0,55	0,34	0,36	0,07	0,35	8,29	2,05

Anhand der Ergebnisse für Grünschnittkompost und der Untersuchungen von Gronauer et al. (1997) kann unter optimalen Bedingungen ein Faktor um 0,1 und darunter erreicht werden. Bei den Untersuchungen von Gronauer et al. (1997) zeigt sich jedoch kein durchgängiger Trend in Abhängigkeit des Umsetzintervalls und des Strukturgutanteils.



M-Bio1 u. 2: Biotonnenmieten; M-Gs1 u. 2: Grünschnittmieten; M-Ks1 u. 2: Klärschlamm mieten;
HG-Bio1 u. 2: Hausgartenkompostierung

Abbildung 3-44: Potentielle absolute Gasemissionen in Österreich der Mieten- und Hausgartenkompostierung

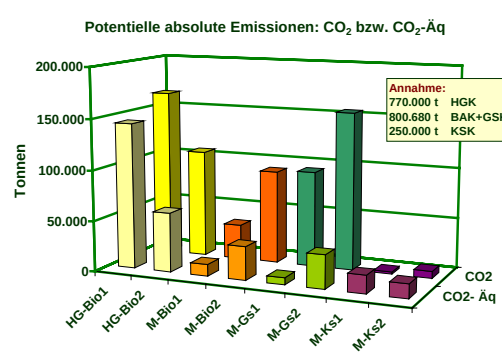


Abbildung 3-45: Potentielle absolute Emissionen an CO₂ und CO₂-Äqu (berechnet aus CH₄- und N₂O Emissionen)

Auswertung/Gemeinsame/ CO₂-Äquivalent.xls

Die in Absolutwerten dargestellten Emissionspotentiale (Tonnen Emissionspotential eines definierten Systems unter gegebenen Systembedingungen und Mengenszenarien) besitzen hinsichtlich einer ökologischen Beurteilung nur eine bedingte Aussagekraft.

Erst in der Gegenüberstellung der Kompostierungssysteme nach Materialart und Kompostierungsverfahren mit den auf einen abgegrenzten Wirtschaftsraum bezogenen Emissionsraten an Treibhausgasen und Luftschadstoffen, kann der Beitrag und damit die Bedeutung der „Quelle“ dezentrale Kompostierung bewertet werden. Die Summe der Emissionen der in Österreich anthropogen verursachten Treibhausgase zeigt Tabelle 3-35.

Tabelle 3-35: Emissionen klimarelevanter Gase und von Ammoniak in Österreich

Gas		Einzelgas	CO ₂ -Äquivalent <i>[Tonnen]</i>
CO ₂ (ohne LUCF)*	Ritter (2000) Werte von 1999	65.778.000	65.778.000
CH ₄		454.000	9.541.000
N ₂ O		7.350	2.279.000
Summe klimarelevante Gase			77.598.000
NH ₃	Knoflacher et al. 1990**	98.600	

* "Land-Use Change and Forestry" = nicht klimarelevant

** Diese Abschätzung beinhaltet folgende Teilquellen:

Tierhaltung: 67,3 kt; mineralischer N-Dünger: 10,4 kt; stationäre Verbrennung: 0,4 kt; Industrie: 4,7 kt; Verkehr: 1,0 kt; Haushalt/Abfälle/Abwasser: 7,1 kt; natürliche Quellen: 7,7 kt

Tabelle 3-36: Grundlagendaten und CO₂-Äqu für die einzelnen Gase in Deutschland (2000)

Gase	Emissionsfaktor in kg t ⁻¹ FM	Jahresemission aus Kompostierung in D* in t a ⁻¹	CO ₂ -Äquivalent in t a ⁻¹	CO ₂ -Äquivalent in [%] der nationalen Gesamtemissionen
CO ₂	150 - 250	1.020.000 – 1.700.000	1.020.000 – 1.700.000	0,12 – 0,20
CH ₄	0,5 – 1,0	3.400 – 6.800	71.400 – 143.000	0,12 – 0,24
NH ₃	0,1 – 0,6 **	680 – 4.100	-	(0,11 – 0,69)***
N ₂ O	0,02 – 0,18	136 – 1.200	42.200 – 372.000	0,070 – 0,62

* 6,8 Mio t a⁻¹ Input FS (4,1 Mio t Bioabfall und 2,7 Mio t Grünabfall) nach FRICKE & TURK (2000)

** im Reingas (für den Anteil geschlossener Anlagen)

*** in % bezogen auf die nationale Gesamtemission von 598.000 t NH₃

In Abbildung 3-46 und Tabelle 3-37 wird der relative Beitrag der untersuchten Kompostierungsverfahren am Gesamt-Emissionspotential der anthropogen verursachten Treibhausgase und von Ammoniak in Österreich abgeschätzt. Dabei ist die Bandbreite für die Kompostierungssysteme Mietenkompostierung und Hausgartenkompostierung anhand der geringsten (*Min*) und höchsten (*Max*) gefundenen Emissionsfaktoren dargestellt.

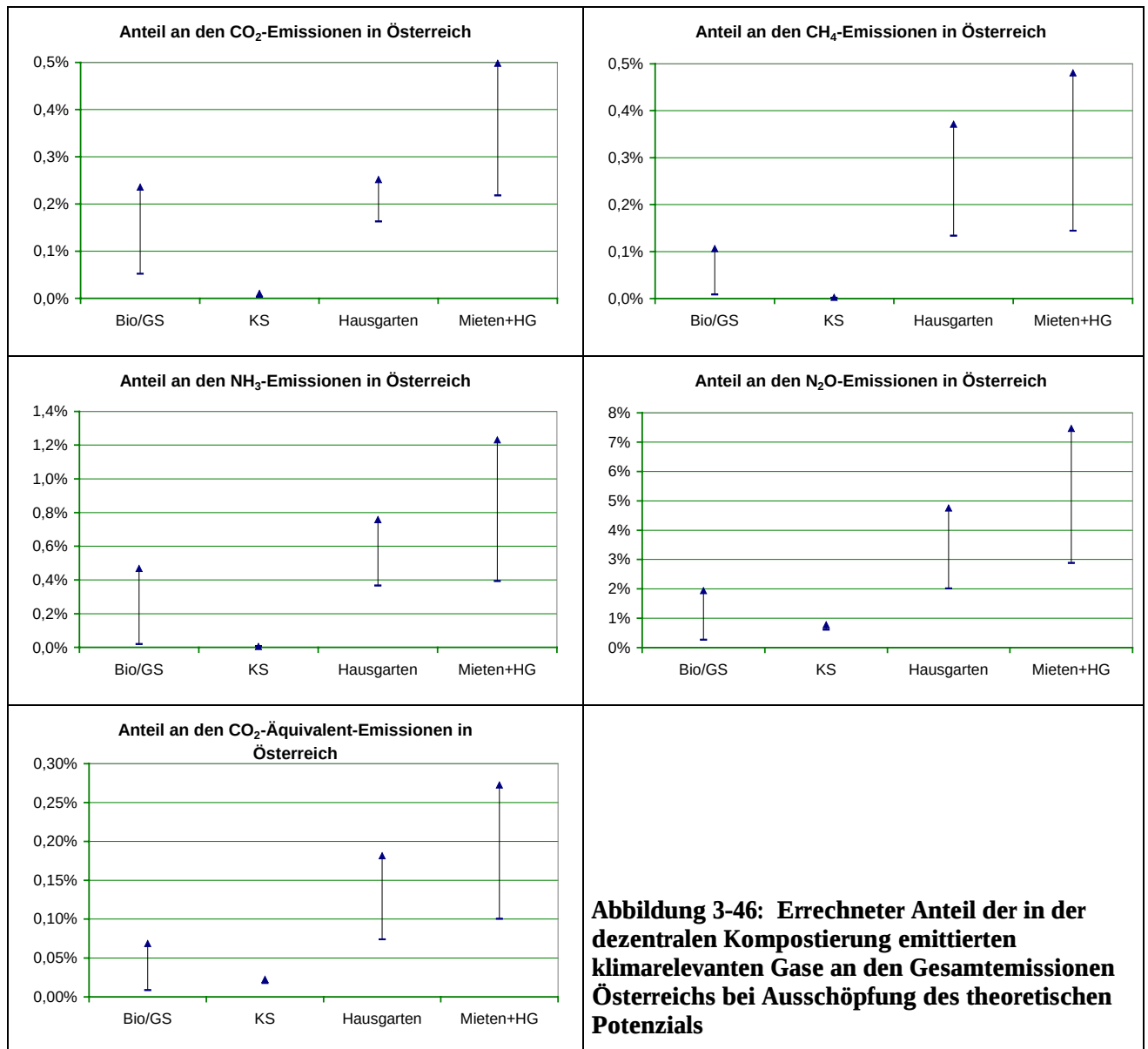


Tabelle 3-37: Relativer Anteil der klimarelevanten Emissionen aus der Kompostierung am nationalen Gesamtpotential im Vergleich mit anderen Untersuchungen

		CO ₂	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	CO ₂ -Äqu
	ANNAHMEN	in [%] des nationalen Gesamtemissionen				
E I G E N E U N T E R S U C H U N G E N						
Mieten	Gesamter Bio- u. Grünabfall, sowie realistischer Klärschlammanteil über offene Mietenkompostierung verarbeitet (1.050.680 t Input)	0,06 – 0,25	0,01 – 0,11	0,03 – 0,47	0,87 – 2,71	0,03 – 0,06
Hausgarten	770.000 t Input	0,16 – 0,25	0,13 – 0,37	0,37 – 0,76	2,01 – 4,76	0,07 – 0,18
gesamt	1.820.680 t Input	0,22 – 0,50	0,14 – 0,48	0,40 – 1,23	2,88 – 7,47	0,10 – 0,27
L I T E R A T U R W E R T E						
Hellmann (1995) und Gronauer et al. (1997)	Deutschland; Annahme – gesamter Bioabfall wird erfasst		0,31 – 0,44	1,40	1,80 – 2,40	
Clemens et al. (1999)	MBA % Deutschland (Prognose 2005 mit 18 Mio.t Restabfall a ⁻¹)	0,20 – 0,30	0,10 – 3,00		0,30 – 5,00	
Edelmann, W., Schleiss, K. (1999):	1 Mio. t biogene Abfälle in der Schweiz; Unter optimierten Bedingungen bei 3 % Methan an gasförmig emittierten Kohlenstoffverbindungen;		1,0			0,001 (ohne N ₂ O)

Betrachtet man nun die Berechnungen für den Anteil der Kompostierung am Treibhauseffekt mit einer Bandbreite in beiden Ländern von 0,03 bis 0,06 % des CO₂-Äqu., so kann man - unabhängig vom Kompostierungsverfahren - von einem verschwindend kleinen Beitrag sprechen.

Über die Definition eines Düngemitteläquivalentes, das der ausreichenden Nährstoffversorgung eines Hektars landwirtschaftlich genutzter Fläche entspricht, bewerteten Schubert et al. (2003) verschiedene Szenarien der Bereitstellung über mineralischen Dünger sowie über Kompost. In den verschiedenen Szenarien wurden die klimarelevanten Emissionen und Gutschriften aus der Düngemittelherstellung und der Behandlung der Abfälle (getrennt oder nicht getrennt) ermittelt und miteinander verglichen. Alle untersuchten Szenarien, die eine Verwertung des Bioabfalls als Kompostdünger einbeziehen, weisen unter dem Aspekt des Treibhauseffektes einen ökologischen Vorteil auf. Die Einsparung an kg CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr betragen gegenüber den Szenarien, die auf die Bioabfallverwertung verzichten, zwischen 13.5 und 22 %. Die Einsparung an CO₂-Äquivalenten durch die anaerobe/aerobe Behandlung der Bioabfälle betragen nach Schubert et al. (2003) je nach Verfahren zwischen 12.200 und 14.300 kg CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr. Die Einsparungen an CO₂-Äquivalenten durch die aerobe Behandlung der Bioabfälle betragen je nach Verfahren zwischen 6.700 und 8.500 kg CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr. Unter dem Aspekt des Treibhauseffektes ist die Bioabfallverwertung also eine sinnvolle ökologische Verwertungsoption. Der Vorteil liegt in der Erzeugung von Kompost, der als Produkt in der Landwirtschaft verwertet werden kann. Dieser Vorteil ergibt sich nicht primär aus der Substitution des mineralischen Düngers, dessen treibhauswirksamen Emissionen gegenüber den anderen

betrachteten Modulen vernachlässigbar klein sind, sondern aus den für Bioabfall höherwertigen Verwertungsverfahren Kompostierung bzw. Vergärung. Eine thermische bzw. mechanisch-biologische Behandlung mit Deponierung zusammen mit Restabfällen wird den stofflichen Eigenschaften des Komposts nicht gerecht und lässt Verwertungspotenziale ungenutzt. Dahingegen stellt die getrennte Verwertung des Bioabfalls mit anschließender Nutzung des Komposts in der Landwirtschaft aus der Sicht der Treibhausemissionen einen sinnvollen Weg der Verwertung dar (Schubert et al., 2003).

3.13 Zusammenhang zwischen Gasemissionen und Prozessparametern

Bei Betrachtung des Zusammenhangs der **Gasemissionen** mit der **Temperaturentwicklung** lässt sich zwischen der CO₂-Emissionsdynamik und der Temperatur sowie zwischen der NH₃-Entwicklung und der Temperatur eine schwache positive Korrelation feststellen (siehe Abbildung 3-49 a, b, c, f).

Die CH₄-Emissionsdynamik korrelierte nur bei der Miete **M-Bio2** positiv mit der Temperaturentwicklung (siehe Abbildung 3-49 c). Das deutet darauf hin, dass neben materialbedingten anaeroben Zonen (Vernässung, Verdichtung, zu geringe Strukturstabilität und luftführender Porenraum) ein Zusammenhang mit der Intensität des Abbauvorganges und damit des Sauerstoffverbrauches (bzw. des CO₂-Überschusses) im Mietenkörper besteht. Bei **M-Gs2** bestand dieser Zusammenhang nicht, lag doch das Maximum der Methanbildung im Bereich der abklingenden Temperaturen.

Bei Lachgas konnte zwar rechnerisch kein Zusammenhang mit der Temperatur nachgewiesen werden, die Gesetzmäßigkeit der Lachgasbildung bei Temperaturen < 40 – 50 °C wurde jedoch vielfach bestätigt (siehe 3.12.4).

Der Zusammenhang von Emissionen aus der Miete und den entsprechenden Temperaturen in der Miete ist indirekt. Eine direkte Abhängigkeit wäre dagegen für das Angebot an leicht verfügbaren Substraten zu erwarten. Eine statistisch absicherbare Abhängigkeit zwischen den gemessenen Ammonium- und Nitratwerten und den erfassten CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen aus den Mieten konnte von Hellmann (1995) jedoch nicht nachgewiesen werden. Ein Grund hierfür liegt darin, dass die in der Miete gemessenen Spurengaskonzentrationen und die aus der Miete emittierten Spurengasmengen nicht miteinander korrelieren. Die Spurengasemission ist nicht nur von der Spurengas-Produktion, sondern auch von anderen in der Miete gegebenen physikalischen Parametern, die die Diffusion und den Massenfluss bestimmen, abhängig

Wie im Kapitel CH₄-Emissionen schon angesprochen ist nach Hellmann (1995) der Quotient von **CH₄- zu CO₂-Bildung** mit Werten von 0,43 bis 10,56 (g CH₄-C / kg CO₂-C) sehr variabel. In häufig umgesetzten Mieten ist der Wert relativ niedrig. Ein direkter Zusammenhang von CH₄- zu CO₂-Emission liegt nicht vor. Beim Vergleich von **CH₄- und N₂O-Emissionsraten** beobachtete Hellmann (1995) in allen Fällen eine erneute N₂O-Abgabe erst nach eingesetzter Hemmung der CH₄-Emission. Die gleichzeitige Emission größerer Mengen von N₂O und CH₄ schloss sich, entsprechend der unterschiedlichen Bildungsvoraussetzungen, gegenseitig aus. Dieser Zusammenhang lässt auch bei M-Bio2 feststellen (siehe Abbildung 3-47). In Abbildung 3-48 ist der Verlauf der Gasemissionen relativ zur CO₂-Bildung dargestellt. Hier ist schön zu erkennen, wie im Falle von typischem Biotonnenmaterial mit einem relativ engen C/N-Verhältnis und hoher Feuchtigkeit die Ammoniakbildung parallel mit der CO₂-Bildung und dem exothermen Prozess verläuft. In abgeschwächter Form ist dies auch bei Methan der Fall. Alle Gase bis auf Ammoniak bleiben deutlich unter 1 % des CO₂.

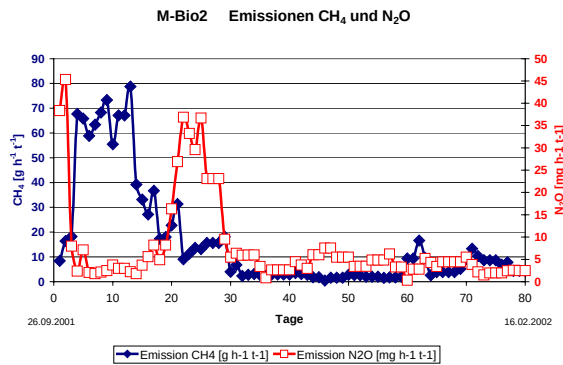


Abbildung 3-47: Gegenläufige Emission von CH₄- und N₂O- bei der Miete M-Bio2 (Tages-Stundenmittelwerte)

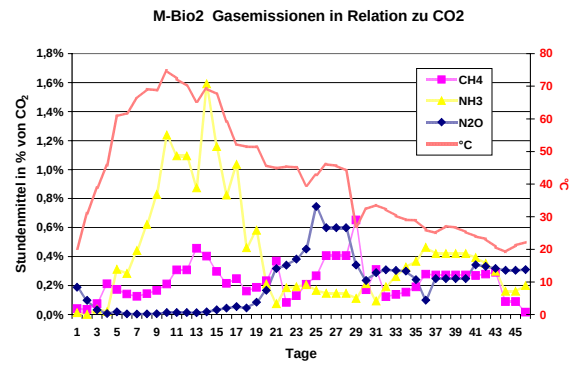


Abbildung 3-48: Darstellung des Emissionsverlaufes von CH₄, NH₃ und N₂O in Prozent der CO₂-Emission (Tages-Stundenmittelwerte)

Zusammenfassend konnten folgende Parameterbeziehungen festgestellt werden:

Parameter		Miete	Beziehung	Bestimmtheitsmaß
Temperatur	CO ₂	M-Bio2	positiv	R ² =0,4117
Temperatur	CO ₂	M-Gs2	positiv	R ² =0,2585
Temperatur	CH ₄	M-Bio2	positiv	R ² =0,5551
Temperatur	CH ₄	M-Gs2	keine	
Temperatur	NH ₃	M-Bio2	positiv	R ² =0,6042
Temperatur	NH ₃	M-Gs2	positiv	R ² =0,2762
Temperatur	N ₂ O	M-Bio2	erhöht bei 20 bis 40 °C	deutlicher Trend
Temperatur	N ₂ O	M-Gs2	erhöht bei 20 bis 40 °C	schwacher Trend
CO ₂	CH ₄	M-Bio2	positiv	R ² =0,5115
CO ₂	CH ₄	M-Gs2	keine	
CO ₂	NH ₃	M-Bio2	positiv	R ² =0,3969
CO ₂	NH ₃	M-Gs2	positiv	R ² =0,5859
CO ₂	N ₂ O	M-Bio2	keine	
CO ₂	N ₂ O	M-Gs2	keine	
CH ₄	NH ₃	M-Bio2	positiv	R ² =0,4254
CH ₄	NH ₃	M-Gs2	keine	

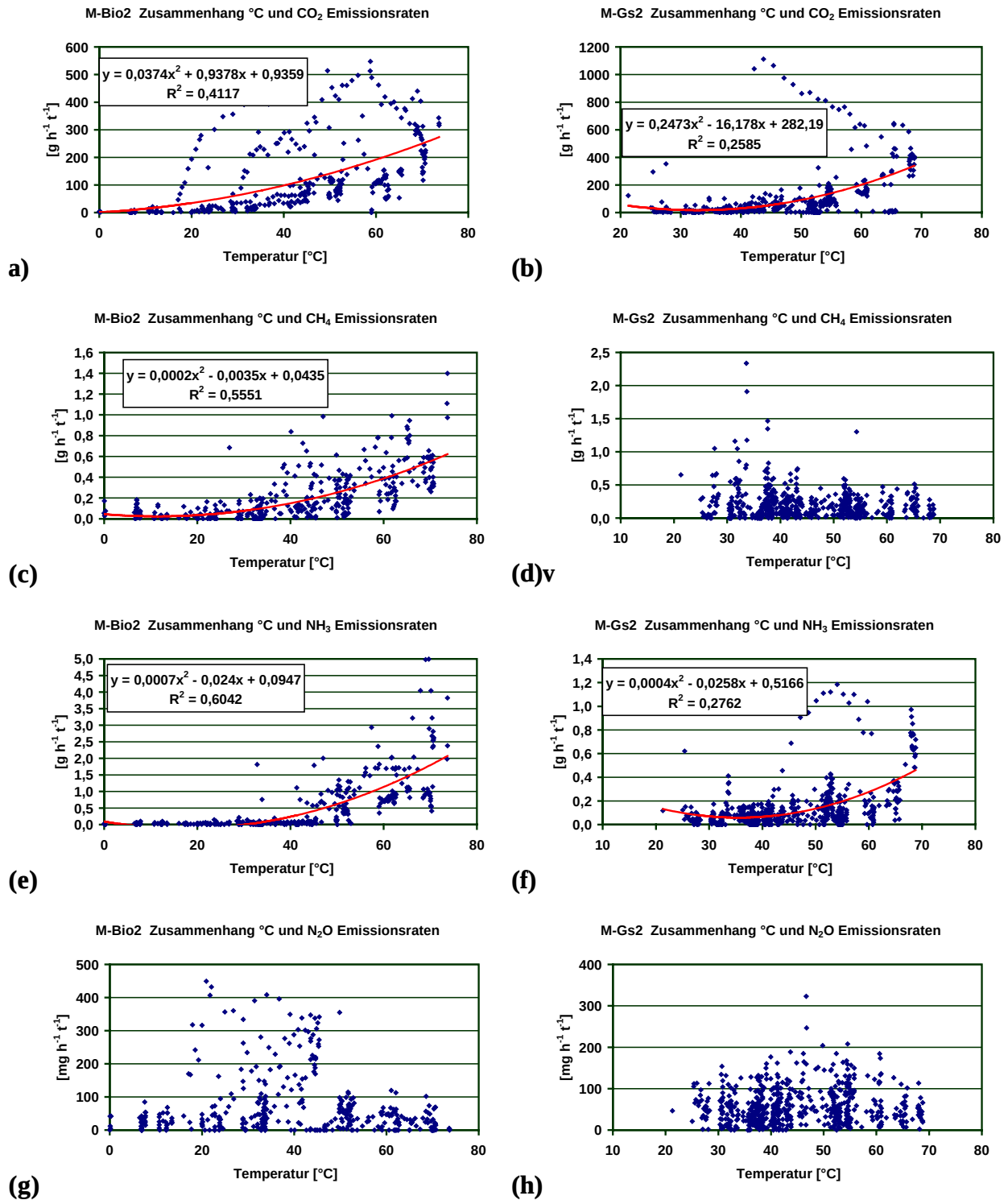


Abbildung 3-49: Zusammenhang zwischen Temperatur und Gasemissionen der Mieten M-Bio2 und M-Gs2

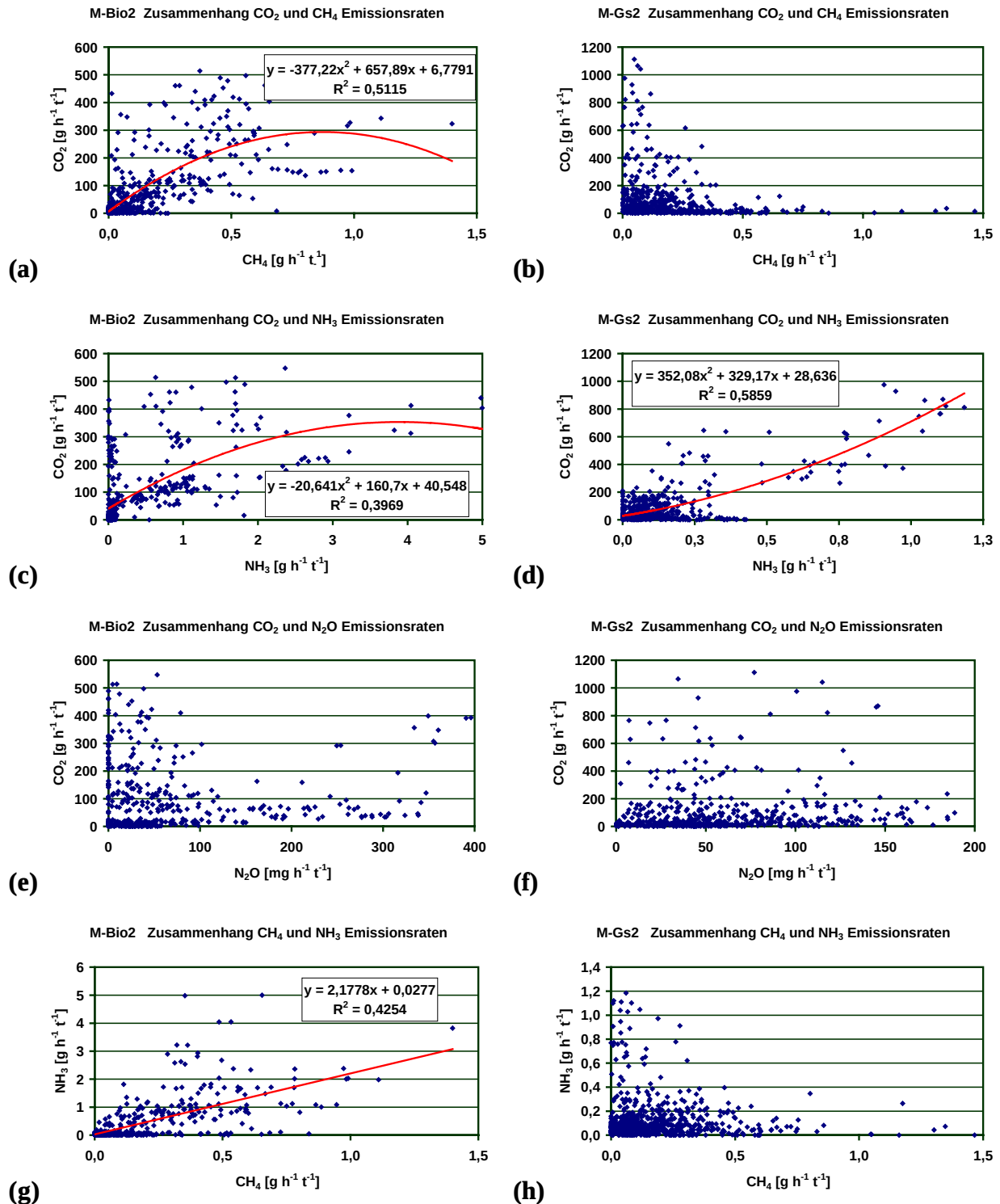


Abbildung 3-50: Zusammenhang zwischen den Emissionen einzelner Gase der Mieten M-Bio2 und M-Gs2

Fazit

1. Eine CO_2 -Freisetzung von 96 –398 kg t TM^{-1} bei den Biotonnenkomposten und von 240 –365 kg t TM^{-1} bei den Grünschnittkomposten entsprechen der zu erwartenden Bandbreite. Die sehr geringe CO_2 -Freisetzung bei den Klärschlammkomposten (31 – 45kg t TM^{-1}) steht im Zusammenhang mit einem schwachen Abbauprozess, bedingt durch (a) sehr tiefe Temperaturen des Ausgangsmaterials (M-Ks1), hoher Schüttdichte (M-Ks1 und M-Ks2), zu engem C/N-Verhältnis und löslichem N-Überschuss (v.a. M-Ks2).
2. Auch die CH_4 -Emissionen liegen mit 657 –844 g t TM^{-1} bei den Biotonnenkomposten und mit 99 –1140 g t TM^{-1} bei den Grünschnittkomposten in dem aus der Literatur bekannten Bereich. Der Anteil der CH_4 -Emission an den C-Gesamtemissionen betrug zwischen 0,15 % (M-Gs1) und 2,46 % (M-Bio1) und lag damit bei dieser Standard-Mietenkompostierung mit einerseits trockenem, holzreichen, andererseits feuchtem küchenabfallreichen Material bei üblichen Umsetzintensitäten zwischen 1 und 2x pro Woche unter den bisherigen Literaturangaben. Die niedrigen Werte der Klärschlammkomposte (1,33 und 0,64 %) stehen auch im Zusammenhang mit der grundsätzlich schwachen Aktivität:
3. Die gasförmigen Stickstoffverluste liegen bei 0,4 bis 9 % (M-Bio2) des Ausgangs-N-Gehaltes. Eine ähnliche Größenordnung findet sich bei anderen Mietenkompostierungen oder geschlossenen Anlagen. Im weitaus größten Ausmaß wurde Lachgas von den Klärschlammmieten M-Ks1 und M-Ks2 produziert (83 g N_2O t⁻¹ TM und 27 g t⁻¹ FM bzw. 29 g N_2O t⁻¹ TM und 16 g t⁻¹ FM). Gründe hierfür sind bei M-Ks1 im Überschuss an löslichem Ammonium-Stickstoff, bei M-Ks2 im relativ hohen Gehalt an Nitrat und organischem Stickstoff und bei beiden in einem für ein Ausgangsmaterial für die Kompostierung zu engen C/N-Verhältnis zu suchen (< 10:1). Bei den Biotonnen und Grünschnittkomposten erfolgen 73 bis 93 % der N-Emission über das NH_3 und 7 bis 27 % als N_2O . Bei den Klärschlammmieten ist die Situation genau entgegengesetzt.
4. Der Treibhauseffekt liegt mit 0,027 bis 0,66 t CO_2 -Äqu t o TM^{-1} deutlich unter bisherigen Literaturwerten.
5. Als Indikator für die Effektivität des aeroben Ab- und Umbaus bzw. der Klimarelevanz kann als Näherung das Verhältnis zwischen den Emissionsfaktoren für CO_2 -Äqu (aus Methan- und Lachgasemissionen) zu CO_2 herangezogen werden.. Werte deutlich über 0,3 – 0,5 deuten auf tendenziell ungünstige Rottebedingungen hin. Die Mietenkompostierung von Biotonnenmaterial lag bei 0,34 und 0,36, von Grünschnittmaterial bei 0,07 und 0,35 und von Klärschlammmaterial bei 2,05 und 8,29!. Das extreme Verhältnis der Klärschlammmieten wird durch die in der Relation hohen Emissionen an Lachgas verursacht. Die Versuche der Hausgartenkompostierung schnitten mit Faktoren 0,55 und 0,87 etwas ungünstiger als die Mietenkompostierung ab.

6. Die Hochrechnung der gasförmigen Gesamtemissionen aus der Mietenkompostierung für Österreich ($1.050.680 \text{ t a}^{-1}$, gesamter Bio- und Grünabfall sowie ein realistischer Klärschlammanteil) ergeben für CO_2 : 0,06 – 0,25 % (131.014 – 245.154 t), CH_4 : 0,01 – 0,11 % (241 – 730 t), NH_3 : 0,03 – 0,47 % (67 – 750 t), N_2O : 0,87 – 2,71 % (86 – 293 t) und CO_2 -Äqu: 0,03 – 0,06 % (32.507 – 105.076 t) des Gesamtpotentials an Emissionen in Österreich. Hiermit wird auch im Einklang mit Berechnungen für Deutschland bestätigt, dass der Beitrag der Kompostierung zur Klimagasemission verschwindend klein ist.

3.13.1. Schlussfolgerungen und Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen und NH_3

(entnommen aus Amlinger et al., 2003)

Während der biologischen Behandlung von Bio- und Grünabfällen scheinen folgende Rahmenbedingungen die Emissionen klimarelevanter und anderer Schadgase in relevantem Ausmaß zu beeinflussen:

- Umsetzintervall, bzw. Belüftungssteuerung
- Strukturanteil und homogene Materialmischung
- Wassergehalt und homogene Feuchtigkeitsverteilung im Rottekörper
- Temperatur sowie
- C/N-Verhältnis.

Die Bildung der Treibhausgase CO_2 , CH_4 und N_2O hängt ganz wesentlich vom C- und N-Gehalt im Inputmaterial sowie den Prozessbedingungen ab. Wie die Untersuchungsergebnisse deutlich zeigen, wird durch ein geschlossenes Rotteverfahren mit Abluftreinigung grundsätzlich keine Reduktion der Emission der beiden wesentlichen klimarelevanten Gase CH_4 und N_2O erreicht. Die Einhausung als Maßnahme zur Treibhausgasreduktion ist daher nicht zu rechtfertigen.

Gronauer et al. (1997) bestätigt, dass die Emissionen von CO_2 , CH_4 und N_2O betreffend das Verfahren „offene Dreiecksmietenkompostierung“ nicht schlechter einzustufen ist als das Verfahren mit „geschlossener Tafelmietenkompostierung mit Belüftung“.

Wichtiger im Rahmen der Emissionsminderung ist neben der Ausgangsmischung vielmehr die ordnungsgemäße Prozessführung (homogene Sauerstoffversorgung und Feuchte). Als Vergleichsmaßstab hat jedenfalls zu gelten, dass für jedes Verfahren der Prozess nach dem Stand der Technik optimiert zu gestalten ist.

Anforderungen an das Inputmaterial:

- C/N-Verhältnis: Bei einem niedrigen C/N-Verhältnis steigen die NH_3 -Emissionen bei hohen Rottetemperaturen und hohen Belüftungsraten. Ein C/N-Verhältnis > 25 minimiert die NH_3 - und N_2O -Emissionen, andererseits kann ab einem C/N-Verhältnis > 35 der verfügbare Stickstoff bereits ins Minimum gelangen und somit der Rotteprozess bereits deutlich verzögert werden.
- N-reiche Materialien (Klärschlamm, Gärrückstände, spez. Gewerbe, Küchenabfälle, Hühnermist, Biotonne mit ca. $> 30 \%$ Küchenabfällen) sind daher ausreichend mit kohlenstoffreichen Materialien homogen abzumischen. Im Falle der Kompostierung in

geschlossenen Hauptrotteverfahren mit Abluftbehandlung ist mit Ausnahme einer reinen Grüngutkompostierung zur Reduktion der N₂O-Bildung im Biofilter eine NH₃-Abscheidung (saurer Wäscher) vorzuschalten.

- **Wassergehalt:** Zu Beginn, je nach Wasserkapazität und Strukturanteil bis maximal 70%, im Prozess sollten 50 bis 60 % aufrecht erhalten werden.
- **Strukturmaterial** (Erhaltung des erforderlichen luftführenden Porenvolumens): in Kombination von Siebüberlauf und anderen strukturbildenden Materialien (Schreddergut etc.) ca. 40 bis 60 % (v/v)
- Zur zügigen Einleitung der Huminstoffbildung : Zumischung von ca. 10 – 20 % von 1/2 - gerottetem oder Reifkompost

Tabelle 3-38: Spezielle Optimierungsmaßnahmen in der offene Mietenrotte mit passiver Belüftung

Maßnahme	CH ₄	NH ₃ *	N ₂ O
Strukturmaterialanteil erhöhen bzw. Umsetzhäufigkeit erhöhen	positiv, bessere O ₂ -Versorgung unterdrückt CH ₄ -Bildung	leicht erhöhte Emission aufgrund verstärkter Belüftung möglich, Ursachen: - - Anstieg des pH-Wertes - erhöhter Feuchteaustrag	potenziell negativ, bessere O ₂ -Versorgung bei sinkenden Temperaturen fördert die N ₂ O-Bildung als Zwischenprodukt der Nitrifikation und Denitrifikation
Feuchteoptimierung durch kontrollierte Bewässerung bzw. Abdeckung zum Ableiten der Niederschläge	positiv, Vorbeuge gegen Vernässung und Ausbildung anaerober Zonen	Vernässung führt zu reduzierenden Bedingungen (Denitrifikation) mit Anreicherung von NH ₄ ⁺ , Austrocknung führt zu vermehrter Emission von NH ₃	Vernässung kann auch in spätem Rottestadium zu O ₂ -Mangel führen, und damit zur Denitrifikation von NO ₂ ⁻ und NO ₃ ⁻ unter Bildung von N ₂ O

* Frühzeitig emittiertes NH₃ steht nicht mehr einer späteren N₂O-Bildung zur Verfügung

Tabelle 3-39: Spezielle Optimierungsmaßnahmen für geschlossene Intensiv- und Hauptrottesysteme mit Zwangsbelüftung und Abluftreinigung (Box, Tunnel, Halle)

Maßnahme	CH ₄	NH ₃ *	N ₂ O
Umsetzhäufigkeit erhöhen bzw. Belüftung	positiv, bessere O ₂ -Versorgung unterdrückt CH ₄ -Bildung	leicht erhöhte Emission aufgrund verstärkter Belüftung möglich, Ursachen: - erhöhte Strippung - Anstieg pH-Wert - erhöhter Feuchteaustrag	negativ, bessere O ₂ -Versorgung bei sinkenden Temperaturen fördert die N ₂ O-Bildung als Zwischenprodukt der Nitrifikation und Denitrifikation
Temperatursteuerung 45 – 65 °C nach ausreichender Hygienisierung	Maximum der Bildung im thermophilen Bereich, Minimum der Bildung unter 45 / 50 °C	Maximum der Bildung im thermophilen Bereich	Maximum der Bildung bei etwa 30 °C Minimum der Bildung über 40 / 45 °C
Feuchtesteuerung auf 50 – 60% durch kontrollierte Bewässerung	positiv, Vorbeuge gegen Vernässung und Ausbildung anaerober Zonen	Vernässung führt zu reduzierenden Bedingungen (Denitrifikation) mit Anreicherung von NH ₄ ⁺ , Austrocknung führt zu vermehrter Strippung von NH ₃	Vernässung kann auch in spätem Rottestadium zu O ₂ -Mangel führen, und damit zur Denitrifikation von NO ₂ ⁻ und NO ₃ ⁻ unter Bildung von N ₂ O-
Biofilter **	neutral, geringer Abbau	positiv, teilweise bis fast vollständiger Abbau	negativ, erhebliche Bildung aus NH ₃ -Abbau
Biofilter mit	neutral,	positiv,	neutral bis gering negativ,

vorgeschalteter saurer Wäsche	geringer Abbau	Abscheidung in saurer Wäsche	geringe Bildung aus NH ₃ - Schlupf
--	----------------	---------------------------------	--

* Frühzeitig emittiertes NH₃ steht nicht mehr einer späteren N₂O-Bildung zur Verfügung

** Anforderungen an Biofilter (ÖWAV-Regelblatt 513: Betrieb von Biofiltern; VDI-Richtlinie 3477: Biofilter)

4 Literatur

Stand 2003/2004

- Amlinger F., Hildebrandt U., Müsken J., Cuhls C., S Peyr., Clemens J., 2003. Stand der Technik der Kompostierung. Vorläufiger Endbericht im Auftrag des BMLFUW, ZL 64 2500/15-VI/4/02, vom 30.8.2003
- Amlinger, F. u. MA 1993. Biotonne Wien, Theorie und Praxis; Hrsg.: Magistratsabteilung 48- Stadtreinigung und Fuhrpark, Verlag Anton Schroll, Wien, 1993
- Amlinger, F., 2000. Composting in Europe – where do we go? In: Proc. Avances y Tendencias en Producción y Usos des Compost, 14 de novembre 2000, Madrid, 24 p
- Amlinger, F., Peyr, S. 2001. Dokumentation zur Schwermetallverteilung in kompostierten Haushaltsabfällen vor dem Hintergrund der Grenzwerte in Anhang II A der EU-VO 2092/91 über den Ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel
- Amlinger, F., Peyr, S., 2002. Umweltrelevanz der Hausgartenkompostierung – Klimarelevante Gasemissionen, flüssige Emissionen, Massenbilanz, Hygienisierungsleistung. Endbericht i.A. : NÖ LReg., OÖ LReg., Tiroler LReg., Stm. LReg., Wiener LReg., BM f. LFUW. Endbericht, nicht veröffentlicht.
- Amlinger, F., Peyr, S. 2001. Dokumentation zur Schwermetallverteilung in kompostierten Haushaltsabfällen vor dem Hintergrund der Grenzwerte in Anhang II A der EU-VO 2092/91 über den Ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel
- Amlinger, F., Peyr, S., Geszti, J. 2001. Compost management in Austria – quantities and qualities. Biowaste Conference, 15-17 May 2001, St. Pölten-Vienna, published in www.biowaste.at
- Amon, B. 1998. NH₃-, N₂O- und CH₄-Emissionen aus der Festmistverfahrenskette Milchviehanbindehaltung Stall – Lagerung – Ausbringung. Diss. Boku.
- Amon, B., Amon T., Boxberger, J. 1998. Untersuchung der Ammoniak-Emissionen in der Landwirtschaft Österreichs zur Ermittlung der Reduktionspotentiale und Reduktionsmöglichkeiten; Forschungsprojekt Nr. L883/94 Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, 1998
- Amt der Stmk. LReg., 1999. Leitlinien zur dezentralen Kompostierung in der Steiermark. Graz.
- Amt der Tiroler Landesregierung, 2002. Bioabfallbewirtschaftung in Tirol. Abteilung Umweltschutz, Referat Abfallwirtschaft, Innsbruck.
- Anonym 1991-1993. Urban Solid Waste Management, First Edition, WHO-Regional Office for Europe, Copenhagen, IRIS, Grassina-Firenze
- Bartels, P. 2002. Kompostierung - Messung und toxikologische Bewertung flüchtiger organischer Substanzen (VOC) in der Abluft von Kompostieranlagen, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2000. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. J. agric. Engng Res.(doi:10.1006/jaer.2000.0662), Vol.78 No.4, pp. 423-430
- BGBI. II Nr. 292/2001. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung)
- Bidlingmeier, W., Bickel, F. 1981. Untersuchung belüfteter und unbelüfteter Mieten, System Bühler in Uzwil (Schweiz). Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart, Abteilung Abfalltechnik
- Binner, E. 2002. Kompostierung von biogenen Abfällen. Skriptum zum ÖWAV Kurs, Fachkraft Abfallwirtschaft. 22.-26.April 2002
- BMLFUW, 2001. Bundesabfallwirtschaftsplan, Bundesabfallbericht 2001. BM f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien
- BMLFUW, 2002. Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Böhm, R., Martens, W., Bittighofer, P.M. 1998. Aktuelle Bewertung der Lufkeimbelastung in Abfallbehandlungsanlagen, Wissenschaftliche Expertise angefertigt für die SULO-Stiftung, Herford, Stuttgart, den 30. Januar 1998

- Boxberger, J., Amon, B., Pöllinger, A. 1997. Flüssige und gasförmige Emissionen während der Festmistlagerung und -kompostierung. 7. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“; BAL Gumpenstein, 7. – 9. April 1997
- Clemens, J., Cuhls, C., Bendick, D., Goldbach, H., Doedens, H., 1999. Emissionen von Treibhausgasen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Verbundvorhaben mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Beiträge der Ergebnispräsentation, 7.-8. Sept. 1999; Hrsg.: Univ. Potsdam.
- Crutzen, P. 1970. The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. Q.J.R. Meteorol. Soc., 96: 320-325. Zit. nach Hellmann, B. 1995. Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen, Abschlussbericht zum Förderprojekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Zeller Verlag, Osnabrück
- Cuhls, C., 2001. Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Heft 114 der Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover.
- Czepiel, P. 1996. Measurement of N₂O from Composted Organic Wastes. Environmental Science and Technology, 30, Seiten 2519-2525.
- Edelmann, W., Schleiss, K. 1999. Gegenüberstellung der Ökobilanzen und Kosten von Kompostierung, Vergärung und thermischer Behandlung biogener Abfälle. In: Wiemer, K. Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung III, Witzenhausen-Institut. Neues aus Forschung und Praxis. Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 323-341
- Edelmann, W., Schleiss, K. 1999. Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe Studie im Auftrag von BFE, Bundesamt für Energie und BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
- FAL, 2002. Biogene VOC und Aerosole - Bedeutung der biogenen flüchtigen organischen Verbindungen für die Aerosolbildung (Bearbeiter: Spirig, C., Neftel, A.). Heft 42 der Schriftenreihe der FAL, Zürich-Reckenholz
- Fenske, J.D., Paulson, S.E., 1999. Human Breath Emissions of VOCs. Journal Air and Waste Management Association 49, pp 594-598.
- Firestone, M., Davidson, E. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Ed.: M. Andeae and D. Schimel. Dahlem workshop report, John Wiley and sons, New York. Zit. nach Hellmann, B. 1995. Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen, Abschlussbericht zum Förderprojekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Zeller Verlag, Osnabrück
- Fricke, K. 1988. Grundlagen zur Bioabfallkompostierung. Verlag: Die Werkstatt, Göttingen
- Fricke, K., Nießen, H., Vogtmann, H., Hangen, H.O. 1991. Die Bioabfallsammlung und -kompostierung in der Bundesrepublik Deutschland, Situationsanalyse 1991. Schriftenreihe des Arbeitskreises f. die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V., Heft 20, Bad Kreuznach
- Fricke, K., Pertl, W., Mielke, C., Schridde, U., Vogtmann H. 1990. Rottesteuerung und Qualitätssicherung in: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg) 1990. Grundlagen der Kompostierung. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik
- Gieß, S. 1994. Mikrobiologisch-hygienische Untersuchungen zur Bioabfallkompostierung in Mieten und in Kleinkompostern; Agrarwiss. Diss., Universität Hohenheim
- Gronauer, A., Claassen, N., Ebertseder, T., Fischer, P., Gutser, R., Helm, M., Popp, L., Schön, H.; 1997. Bioabfallkompostierung, Verfahren und Verwertung; Bayerisches Landesamt für Umweltschutz; Schriftenreihe Heft 139; München
- Gudladt, U. 2001. Emissionsminderungspotentiale prozessintegrierter Maßnahmen bei der Kompostierung von Bioabfall, Dissertation, Kiel
- Hao, X., Chang, C., Larney, F.J., Travis, G.R., 2001. Greenhouse Gas Emissions during Cattle Feedlot Manure. J. Environ. Qual., 30, Seiten 376-386.
- Hellebrand, H.J., 1998. Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. J. agric. Engng Res.(doi:10.1006/jaer.1997.0257), Vol.69 No.4, pp. 365-375
- Hellebrandt, 1993. Grünlandökosysteme: Eine Diskussion zu Stoffströmen und Reststoffverwertung. Landtech-nik, 48, Seiten 655-657.

- Hellmann, B. 1995. Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen, Abschlussbericht zum Förderprojekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Zeller Verlag, Osnabrück
- Helm, M. 1995. Prozessführung bei der Kompostierung von organischen Reststoffen aus Haushalten. Hrsg.: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Schrift 371, Darmstadt
- Herter, U., Külling, D., Becker van Slooten, K., Brüscheiler, B., Doherr, M., Frossard, R., Hett, A., Huguenin, O., Kupper, T., Widmer, F., Zarn, J. 2001. Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft; Teil 1: Grobbeurteilung, Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Landwirtschaft und unterstützt durch das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Herausgeber: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, FAL, Reckenholz, Zürich
- HLfU, 1996. Emissionskataster Hessen – Landesweite Abschätzung der Emissionen aus biogenen und nicht gefäßen Quellen, Heft 230 der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden.
- Holmes, J.R. 1981. Refuse Recycling and Recovery. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto
- Hussong, D., Burge, W.D. and Enkiri, N.K., 1985. Occurrence, growth, and suppression of Salmonellae in composted sewage sludge. Appl. Environ. Microbiol., 50: 887-893.
- Jauch, M.; Fischer, P. 1991. Anforderung an die Qualität von Komposten aus der Sicht des gärtnerischen Pflanzenbaus. Gartenbaureport 3/91
- Jimenez, E.I., Garcia, V.P. 1989. Evaluation of city refuse compost maturity – a review. Biological Wastes 27, 115 - 142
- Kjellberg Christensen, K., Carlsbæk, M., Norgaard, E., Haug Warberg, K., Venelampi, O., Brøgger, M. 2002. Supervision of the sanitary quality of composting in the Nordic countries, Evaluation of 16 full-scale facilities. TemaNord (in press), Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Knoflacher H. et al. 1990. Ammoniak-Emissionen in Österreich: Berechnung und Abschätzung sowie Regionalisierung auf Basis politischer Bezirke. Reports, Umweltbundesamt, Wien, 1990. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie (Endbericht) zit. nach: Amon, B., Amon T., Boxberger, J. (1998): Untersuchung der Ammoniak-Emissionen in der Landwirtschaft Österreichs zur Ermittlung der Reduktionspotentiale und Reduktionsmöglichkeiten; Forschungsprojekt Nr. L883/94 Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, 1998
- Krauß, P., Krauß, T., Mayer, J., Wallenhorst, T. 1992. Untersuchung zur Entstehung und Verminderung von Gerüchen bei der Kompostierung. Staub - Reinhaltung der Luft 1992, 52, 245-250. zit. nach Bartels, P. 2002. Kompostierung - Messung und toxikologische Bewertung flüchtiger organischer Substanzen (VOC) in der Abluft von Kompostieranlagen, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
- Lechner, P. 2001. mechanisch-biologische Abfallbehandlung Teil 2: Skriptum zur LVA-Nr. 520.002 Entsorgungstechnik – Grundlagen WS 2001/2002
- Lechner, P., Smidt, E. 2003. A new approach to assess compost quality, Abstract; US Composting Council's 11th Annual Conference, Las Vegas, Nevada, January 28-31, 2003; http://www.boku.ac.at/abf/forschung/forschung_org_vortrag.html
- Leinemann, B., 1998. Die Bildung klimarelevanter Spurengase während der Kompostierung in Abhängigkeit von der Bioprozeßführung und dem Inputmaterial. Dissertation an der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät der Technischen Universität Braunschweig.
- Marb, C.; Dietrich, G.; Köbernik, M.; Neuchl, C. 1997. Vergleichende Untersuchungen zur Kompostierung von Bioabfällen i Reaktoren und auf Mieten: Emissionen, Qualität und Schadstoffe in Müll und Abfall 10/97
- Mayer, J., 1990. Geruchsstoffe bei der Heißrotte von Hausmüll. Dissertation an der Fakultät für Chemie und Pharmazie der Universität Tübingen.
- Millner, P.D., Powers, K.E., Enkiri, N.K. and Burge, W.D., 1987. Microbially mediated growth suppression and death of Salmonella in composted sewage sludge. Microb. Ecol., 14: 255-265. zit. nach Kjellberg Christensen, K., Carlsbæk, M., Norgaard, E., Haug Warberg, K., Venelampi, O., Brøgger, M. 2002. Supervision of the sanitary quality of composting in the Nordic countries - Evaluation of 16 full-scale facilities, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 2002 (in press)
- Müsken, J. 1991. Emissionen verschiedener Kompostierungsverfahren - Gerüche, Sickerwässer. In: Umsetzung neuer Abfallwirtschaftskonzepte - Vermeidung und Recycling von Hausmüll, Bio- und Gewerbeabfällen, Hrsg.: B. Gallenkemper, H. Doedens, R. Stegmann Labor für Siedlungswasserwirtschaft Fachhochschule Münster, 1991, 260-266.

- Peyr, S. 2000. Die Qualität österreichischer Komposte aus der getrennten Sammlung unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallproblematik; Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien
- Raninger, B. 1999. Bevorzugte Verwertungswege für biogene Abfälle in Österreich. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie; 220 S
- Reinhold, J., 1999. Biowaste composting in the federal republic of Germany – under special consideration of the guarantee for the quality properties of compost. In: Federal Ministry for the Environment, Youth and Family affairs. Compost – Quality approach in the European Union. Symposium, 29-30 October 1998. Vienna
- Ritter, M., 2000. Bestandsaufnahme der Emissionen an Treibhausgasen in Österreich von 1990 bis 1999; Berichterstattung gemäß Entscheidung des Rates 1999/296/EG; Interne Berichte, UBA Wien, Dezember 2000
- Satriana, M.J. 1974. Large scale composting. Noyes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey
- Schartel, T., Benckiser, G., Ottow, C.J.G., 1997. Lachgas- (N_2O -) Quantifizierung während der Mineralisations- und Stabilisierungsphase organische Abfälle in Kompostierungsboxen und Kompostmieten; In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 83. 367 – 370, 1997
- Schattner-Schmidt, S., Helm, M., Gronauer, A., Hellmann, B. 1995. Kompostierung biogener Abfälle. Landtechnik, 50 (6), 364-365. Zit. in: Bartels, P. 2002. Kompostierung - Messung und toxikologische Bewertung flüchtiger organischer Substanzen (VOC) in der Abluft von Kompostieranlagen, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
- Scherer, P.A. 1992. Hygienische Aspekte bei der getrennten Abfallsammlung. In: Thomé-Kozmiensky und P. Scherer (Hrsg.): Getrennte Wertstoffeffassung und Biokompostierung, S. 135-161. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik GmbH, Berlin
- Schießl, K., 1995. N_2O -Emissionen aus der offenen Mietenkompostierung. Diplomarbeit in der Abteilung Agrarökologie der Universität Bayreuth.
- Schildknecht, H., Jäger, J., 1979. Zur Chemischen Ökologie der Biologischen Abfallbeseitigung. Forschungsbericht des Umweltforschungsplans des BMI (Abfallwirtschaft), Organisch-Chemisches Institut der Universität Heidelberg.
- Schlegel, H.G. 1992. Allgemeine Mikrobiologie, 7. überarbeitete Auflage, Thieme, Stuttgart, New York
- Schmitt, A. 2003. Beschreibung des Analyseberichts der Thermogravimetrischen Bodenanalyse, Ingenieurbüro André Schmitt, Berlin, 31. Januar 2003
- Schubert, J., Rohde, C., Steinberg, I., Bockreis, A. 2003. Beurteilung der Bioabfallverwertung mit Hilfe der CO_2 -Äquivalenz unter Einbeziehung weiterer Dünger, Dokumentation und Forschungsbericht des Arbeitsausschusses „Biologische Abfallbehandlung der EdDE e.V. Essen.
- Smet, E., van Langenhove, H., de Bo, I. 1999. The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste. Atmospheric Environment 1999, 33, 1295-1303. Zit. in: Bartels, P. 2002. Kompostierung - Messung und toxikologische Bewertung flüchtiger organischer Substanzen (VOC) in der Abluft von Kompostieranlagen, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
- Smidt, E. 2002. Charakterisierung der Organischen Substanz von Altlasten und Altablagerungen mittels FT-IR Spektroskopie und thermischer Methoden, Abstract; In: Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft 2002. Angewandte Altlastenforschung, Abstractband zur Veranstaltung am 27.11.2002, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Smidt, E., Lechner, P., Schwanninger, M., Haberhauer, G., Gerzabeck, M.H. 2002. Characterization of Waste Organic Matter by FT-IR Spectroscopy: Application in Waste Science. In Applied Spectroscopy, Volume 56, Number 9, 2002.
- Strauch, D. 1964. Veterinärhygienische Untersuchungen bei der Verwertung fester und flüssiger Siedlungsabfälle. Schriftenreihe aus dem Gebiet des öffentlichen Gesundheitswesens 18, Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- Strauch, D.; Gieß, S.; Philipp, W.; 199?. Hygienische Aspekte der Eigenkompostierung
- Szlezak, E., 2001. The dependance of biowaste management on the settlement structure of villages and towns – the example of Lower Austria. In: Biowaste Conference, 15-17 May 2001, St. Pölten-Vienna, published in www.biowaste.at

- Tollknäpper, K., 1996 Untersuchungen zum Rotteverlauf bei der Bioabfallkompostierung mit unterschiedlicher Bioabfallzugabe. Diplomarbeit in der Abteilung Agrarökologie der Universität Bayreuth.
- Trimborn, M., Goldbach, H., Clemens, J., Cuhls, C., Breeger, A., 2003. Reduktion von klimawirksamen Spurengasen in der Abluft von Biofiltern auf Bioabfallbehandlungsanlagen. Band 14 der Bonner Agrikulturchemischen Reihe, Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben AZ.: 15052 der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Osnabrück).
- Wedel, A., 1997. Bedeutung flüchtiger organischer Verbindungen aus landwirtschaftlich genutzten Pflanzen für die Chemie der Atmosphäre, Bericht 3465 des Forschungszentrums Jülich.
- Weppen, P., Willert, A., Gudladt, U., Scheffel, G., Korten, R., Jürgens, M., 1998. Minimierung von gasförmigen und flüssigen Emissionen bei der Kompostierung organischer Abfallstoffe durch prozeßtechnische Maßnahmen. Forschungsstelle für Ökotechnologie der Universität Kiel, Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben AZ.: 08781 der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Osnabrück).
- Wintzer, D, Leible, L., Rösch, Ch., Bräutigam, R., Fürniß, B., Sardemann, G. 1996. Wege zur umweltverträglichen Verwertung organischer Abfälle. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 97. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1996; 373 S.
- ZAS 2002. Zentrale Auswertungsstelle der Bundesgütegemeinschaft Kompost, Köln. Cit. in: Kehres, B., 2002. Überblick: Eigenschaften und Inhaltsstoffe von Kompost, Müllhandbuch

5 Anhang

5.1 Ergänzende Grundlagen zur Thermogravimetrie

Anhand dieses Datenmaterials konnten zwei Arten von Beziehungen nachgewiesen werden (im weiteren Text steht das Wort Kenngröße für Boden (Material)eigenschaften sowie Qualitätsparameter der OBS; Schmitt, 2003):

Bestimmungsbeziehungen: Für diese Beziehungen wurde zuerst der Temperaturbereich ermittelt, bei dem die gesuchte Kenngröße zerfällt (z. B. liegt dieser Bereich bei organischem Stickstoff bei 400 bis 410 °C). Der Gewichtsverlust dieses Temperaturbereichs wurde mit den chemisch ermittelten Anteilen der Kenngröße in Beziehung gebracht. Dabei entstand für jede Kenngröße eine oder mehrere Beziehungen (lineare Funktion) der Form $\text{Kenngröße} = a * \text{Gewichtsverlust} + b$. In diese setzt man den Gewichtsverlust eines Temperaturbereiches der analysierten Probe ein und erhält den prozentualen Anteil der jeweiligen Kenngröße. Dies wird indirektes Verfahren genannt (Schmitt, 2003).

Prüfbeziehungen: Diese Beziehungen entstanden nicht, indem man thermogravimetrisch und klassisch ermitteltes Datenmaterial, also Gewichtsverluste und prozentuale Anteile wie bei den Bestimmungsbeziehungen, gegenüberstellte. Sondern hier wurden nur die Gewichtsverluste verschiedener Temperaturbereiche und zwar die der Parameter der organischen Bodensubstanz miteinander in Verbindung gebracht. Es wurden sieben Beziehungen (lineare Funktionen) der Form **$\text{Gewichtsverlust1} = a * \text{Gewichtsverlust2} + b$** (zweiseitige Beziehung) bzw. **$\text{Gewichtsverlust1} = a * \text{Gewichtsverlust2} + b * \text{Gewichtsverlust3} + c$** (mehrfache Beziehung) entwickelt (Schmitt, 2003).

Für jede Bodeneigenschaft existiert eine oder mehrere Bestimmungsbeziehungen mit deren Hilfe man den prozentualen Anteil der Bodeneigenschaft aus Gewichtsverlusten berechnen kann. Jede dieser Bestimmungsbeziehungen ist mit einem Gewichtsverluste eines bestimmten Temperaturbereichs gekoppelt. Über die Kette 'Bodeneigenschaft — Bestimmungsbeziehung — Gewichtsverlust eines bestimmten Temperaturbereichs' sind Bodeneigenschaft und Gewichtsverlust miteinander verbunden. Diese Gewichtsverluste nennt man Indikatoren bzw. Index für Bodeneigenschaften und Qualitätsparameter der organischen Bodensubstanz (Schmitt, 2003).

Jede Bodeneigenschaften bzw. jeder Qualitätsparameter der organischen Bodensubstanz hat eine oder mehrere Beziehungen zur Bestimmung ihres Gehalts aus Gewichtsverlusten (Bestimmungsbeziehung).

Zusätzlich kommen sie in einer oder mehreren Prüfbeziehungen vor. Jede dieser Beziehungen verlangt den Gewichtsverlust eines bestimmten Temperaturbereichs. In Tabelle 5-1 sind die Bodeneigenschaften und Parameter der organischen Bodensubstanz mit ihren entsprechenden Temperaturbereichen aufgelistet (in Klammern steht der Verwendungszweck des Gewichtsverlusts dieses Temperaturbereichs):

Tabelle 5-1: Bodeneigenschaften und Parameter der organischen Bodensubstanz mit ihren entsprechenden Temperaturbereichen

organischer Kohlenstoff	1. Variante:	340–350 °C	(Bestimmungsbeziehung, Prüfbeziehung)
	2. Variante:	250–440 °C	(Bestimmungsbeziehung)
	3. Variante:	110–550 °C	(keine Verwendung)
	4. Variante:	200–550 °C	(keine Verwendung)
organischer Stickstoff		400–410 °C	(Bestimmungsbeziehung)
Ton	1. Variante:	110–120 °C	(Bestimmungsbeziehung)
	2. Variante:	520–530 °C	(Bestimmungsbeziehung)
Karbonat		810–820 °C	(Bestimmungsbeziehung)
organische Bodensubstanz	1. Variante:	25–600 °C	(Bestimmungsbeziehung [Menge der OBS], Prüfbeziehung)
	2. Variante:	25–620 °C	(Prüfbeziehung)
	3. Variante:	25–550 °C	(Prüfbeziehung)
	4. Variante:	112–550 °C	(Bestimmungsbeziehung [Menge der OBS nach DIN])
Gesamtgewichtsverlust		25–1000 °C	(Bestimmungsbeziehung)
thermolabile Bestandteile der OBS		280–290 °C	(Bestimmungsbeziehung)
thermostabile Bestandteile der OBS	1. Variante:	170–180 °C u. 510–520 °C	(Bestimmungsbeziehung [nach Renger])
	2. Variante:	510–520 °C	(Prüfbeziehung)
	3. Variante:	520–530 °C	(Prüfbeziehung)
	4. Variante:	530–540 °C	(Prüfbeziehung)
gebundenes Wasser	1. Variante:	100–110 °C	(Prüfbeziehung)
	2. Variante:	110–120 °C	(Prüfbeziehung)
	3. Variante:	120–130 °C	(Prüfbeziehung)

OBS ist die Abkürzung für organische Bodensubstanz.

Tabelle 5-2: Qualitätsparameter und Schwermetalle in den Ausgangsmischungen und den Fertigkomposten nach Analysen des Labors Ökodatenservice

Auffällige Werte, die auch für das Emissionsgeschehen relevant waren, sind hervorgehoben

Bezeichnung	Datum	eL mS/cm	H2O %FM	pH-H2O	pH-KCl	AOS	C org %TM	Nt	N-lösl. mg %	NH4 mg/100g	C/N	FD	TD
M-Bio1 (roh)	10 07 00	4,58	55,43	5,34	5,56	50,33	29,26	1,52	105,1	113,15	19,30	662	295
M-Bio2 (roh)	26 09 01	3,24	71,63	6,40	4,71	57,11	33,20	2,02	142,9	111,81	16,50	803	228
M-Gs1 (roh)	28 09 00	2,17	50,78	6,80	6,59	64,09	37,26	1,35	0,1	9,61	27,60	370	
M-Gs2 (roh)	14 05 02	2,74	46,98	7,17	7,38	47,00	27,33	1,71	7,2	21,20	15,90	466	247
M-Ks1 (roh)	28 02 01	2,25	67,74	7,65	7,13	38,97	22,66	2,33	288,3	338,98	9,70	886	286
M-Ks2 (roh)	26 03 01	1,61	43,29	7,12	6,99	21,46	12,48	10,91	52,6	17,77	1,10	1068	606
M-Bio1 (52.Woche)	11 07 01	3,47	40,92	7,80	7,81	31,88	18,54	1,69	37,8	2,36	11,00	744	440
M-Bio2 (32.Woche)	30 04 02	4,68	46,02	7,47	7,60	36,18	21,04	2,01	85,0	3,71	10,50	758	409
M-Gs1 (41.Woche)	11 07 01	0,96	55,87	7,55	7,40	38,25	22,24	1,12	0,5	4,41	19,80	721	318
M-Gs2 (21.Woche)	02 10 02	2,93	47,81	8,36	7,97	29,29	17,03	1,40	32,1	0,77	12,20	846	
M-Ks2 (15.Woche)	11 07 01	0,85	35,63	7,46	6,90	18,74	10,90	0,97	59,7	1,77	11,30	1020	657

Bezeichnung	Datum	Cd IV	Cr IV	Cu IV	Hg IV	Ni IV	Pb IV	Zn IV
		mg/kg TM						
M-Bio1 (roh)	10 07 00	0,36	16,7	46,5	0,11	10,25	31,9	132,0
M-Bio2 (roh)	26 09 01	0,37	9,9	20,3	0,14	8,15	18,8	97,4
M-Gs1 (roh)	28 09 00	0,25	9,0	14,8	0,09	7,34	13,8	82,6
M-Gs2 (roh)	14 05 02	0,46	15,7	29,3	0,12	12,62	31,2	115,3
M-Ks1 (roh)	28 02 01	2,43	57,0	153,7	1,93	73,70	85,8	684,9
M-Ks2 (roh)	26 03 01	1,62	25,6	129,5		19,20	68,9	345,1
M-Bio1 (52.Woche)	11 07 01	0,39	19,6	32,2	0,13	15,53	41,5	152,5
M-Bio2 (32.Woche)	30 04 02	0,58	20,1	43,4	0,18	14,12	33,0	174,8
M-Gs1 (41.Woche)	11 07 01	0,38	17,0	22,8	0,09	13,99	21,2	97,9
M-Gs2 (21.Woche)	02 10 02	0,50	29,9	45,3	0,16	21,92	50,2	198,7
M-Ks2 (15.Woche)	11 07 01	1,52	25,0	155,8	0,43	19,68	64,7	322,7

Tabelle 5-3: M-Bio2 - Übersicht über die in den begleitenden Analysen erfassten Parameter

M-Bio2			pH-Wert	WG		TM [%]	GV [%]	C org	NH4 - N		NO3 - N		NGes-Kj	C/N	Niedere Carbonsäuren:										FTIR bei Wellenzahl 1030				FTIR bei Wellenzahl 1320				FTIR bei Wellenzahl 2925				AT4		AT7		Rottegrad		
															Essigsäure	Propionsäure	Isobuttersäure	Buttersäure	Isovaleriansäure	Valeriansäure	Grauhuminsäuren	Fulvosäuren	Brauhuminsäuren	Huminstoffe [Summe]																			
Datum	Tag		% FM				% TM				mg/kg TM				% TM	mg/kg TM						oD/g oTM				% rel. Abs.				mg O2/g TM													
26.09.01	1	4,6	71,9	28,1	53,2	27,8			4800	1700			2,2	12,5	13700	1900	0	2350	425	0	19	245	515	779	37,4	1,7	9,0	82,0	143,0	1													
01.10.01	6	7,0	68,2	31,8	53,0			3300	470					17500	2800	0	1300	0	0					35,7	1,9	9,7																	
04.10.01	9	8,1	63,0	37,0	42,0	22,0		2500	400			2,3	9,6	12200	2900	0	2000	0	0	5	180	650	835	35,0	1,5	7,5	50,0	81,0	1														
08.10.01	13	8,8	52,6	47,4	38,5			1400	440					2400	0	0	0	0	0					39,5	1,5	7,0																	
11.10.01	16	8,9	45,6	54,4	43,3	23,2		550	350			2,2	10,6	0	0	0	0	0	0	5	177	1000	1182	38,4	5,0	7,4	15,7	32,3	2														
15.10.01	20	8,2	46,5	53,5	37,4			430	480					0	0	0	0	0	0					38,9	1,6	7,2																	
19.10.01	24	8,3	53,7	46,3	35,7	19,2		400	550			1,9	10,2	0	0	0	0	0	0	3	200	1100	1303	43,4	0,9	6,0	10,7	16,5	2														
24.10.01	29	8,5	45,2	54,8	36,0			125	700					0	0	0	0	0	0					39,1	0,5	5,6																	
31.10.01	36	8,5	54,9	45,1	38,5	20,5		85	950			2,0	10,3	0	0	0	0	0	0	0	165	880	1045	39,6	0,7	6,1	7,8	12,5	3														
07.11.01	43	7,4	44,3	55,7	38,7			90	1000					0	0	0	0	0	0					39,9	0,8	6,4																	
14.11.01	50	8,2	50,6	49,4	38,0	20,8		70	1300			2,2	9,5	0	0	0	0	0	0	0	210	670	880	40,6	0,7	5,9	8,8	14,4	3														
28.11.01	64	7,6	48,1	51,9	37,7	19,3		40	950			1,9	10,0	0	0	0	0	0	0	0	205	1100	1305	42,1	0,8	6,3	2,7	4,2	4														
10.12.01	76	8,1	48,6	51,4	37,1			48	1200					0	0	0	0	0	0					38,6	0,6	5,2																	
05.02.02	133	8,3	47,2	52,8	38,8	20,0		0	2100			2,0	9,8	0	0	0	0	0	0	0	185	980	1165	42,6	0,5	5,3	6,3	9,7	4														

Tabelle 5-4: M-Gs2 - Übersicht über die in den begleitenden Analysen erfassten Parameter

M-Gs2													Niedere Carbonsäuren:																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																														
													Essigsäure	Propionsäure	Isobuttersäure	Buttersäure	Isovaleriansäure	Valeriansäure																		Grauhuminsäuren	Fulvosäuren	Braunhuminsäuren	Huminstoffe [Summe]	FTIR bei Wellenzahl 1030	FTIR bei Wellenzahl 1320	FTIR bei Wellenzahl 2925	AT 4	AT 7	Rottegrad																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																														
Datum	Tag		% FM	% TM			mg/kg TM		% TM				mg/kg TM						oD/g oTM				% rel. Abs.			mg O2/g TM																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																	
14.05.02	1	7,2	50,5	49,5	35,4	18,3	1,5	1576	190	1,5	12,5							0	185	610	800	41,1	1,2	5,6	67	115	1																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																

5.2 Exkurs – Natürliche, biogene VOC-Emissionen

Pflanzen produzieren eine Vielzahl von VOC, die in bedeutenden Mengen an die Atmosphäre abgegeben werden. Sie emittieren diese Stoffe kurzzeitig als Reaktion auf äußere Verletzungen oder über längere Zeit als Produkte des normalen Stoffwechsels. Etliche der biogenen VOC sind sehr reaktiv und tragen zur Produktion von bodennahem Ozon und Aerosolen bei. Die Quantifizierung dieser natürlichen Hintergrundemissionen ist deshalb eine wichtige Grundlage für Emissionskataster sowie die Planung von Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Die Wissenschaft ist sich heute einig, dass auf der globalen Skala die VOC-Emissionen aus biogenen Quellen diejenigen anthropogenen Ursprungs bei weitem übertreffen. Tabelle 5-5 zeigt die Herkunft und die geschätzten globalen Emissionen der wichtigsten biogenen VOC.

Tabelle 5-5: Globale Emissionen biogener VOC (FAL, 2002)

Verbindungen	Primäre biogene Quellen	Geschätzte globale Emission (in Mio. Tonnen C/ Jahr)
Isopren	Pflanzen, v.a. Laubbäume	175 – 503
Terpene	Pflanzen, v.a. Nadelhölzer	127 – 480
Teilweise oxidierte VOC, reaktiv (zB Acetaldehyd, 2-Methyl-3-buten-2-ol, C6-Verbindungen)	Pflanzen	~ 260
Teilweise oxidierte VOC, weniger reaktiv (zB Alkohole, Säuren)	Pflanzen, Böden	~ 260
Ethen	Pflanzen, Böden	8 – 25

Basierend auf Literaturdaten wurden für die biogenen VOC-Emissionen (ohne Methan) der Schweiz auf eine jährliche Gesamtmenge von 50.000 Tonnen geschätzt (Tabelle 5-6). Aufgrund der Vegetationszusammensetzung machten Monoterpene den Hauptteil der biogenen VOC-Emissionen aus. Die Summe teilweise oxidierten Verbindungen betrug 15.000 Tonnen. Wälder waren die bedeutendsten Quellen; die landwirtschaftlichen Kulturen trugen 5.000 Tonnen bei. Die Emissionen aus der Landwirtschaft wurden von kurzzeitigen Spitzen während Ernte- und Trocknungsvorgängen dominiert. Von Landwirtschaftskulturen wurden vor allem Methanol, Acetaldehyd, Aceton sowie C₅/C₆-Alkohole und -Aldehyde emittiert. (FAL, 2002)

Tabelle 5-6: Biogene VOC-Emissionen in der Schweiz (Flächenbezug: Waldfläche: 11.733 km², Grasfläche: 750.000 ha, Ackerfläche: 290.000 ha) (FAL, 2002)

Verbindung	Wichtigste Quellen	Jährliche Emission (Tonnen)
Isopren	Laubwälder (v.a. Eichen, Weiden)	3.000
Monoterpene	Nadelwälder (v.a. Fichten, Föhren), sowie einige Laubbäume (Birken, Buchen)	35.000

Methanol	Wälder, Landwirtschaft	~ 10.000
Acetaldehyd	Wälder, Landwirtschaft	~ 3.000
C5/C6-Aldehyde C5/C6-Alkohole	Landwirtschaft, Vegetation jeder Art	~ 2.000
Total		50.000

Auf die spezifische Fläche aus Wald-, Gras- und Ackerflächen der Schweiz bezogen resultiert gemäß der Schätzung der FAL (2002) eine biogene VOC-Emission von ca. $23 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die Abschätzung der biogenen Emissionen ist allerdings mit großen Unsicherheiten behaftet. Eine andere Studie kam im Ergebnis für die Schweiz auf Isopren- und Terpenemissionen von 87.000 Tonnen pro Jahr. Dies entspräche über 40% der für 1997 berechneten anthropogenen Emissionen (195.000 Tonnen) in der Schweiz. Eine weitere Emissionsinventur quantifizierte die biogenen VOC-Emissionen in einer Größenordnung von nur 1/5 der 87.000 Tonnen (FAL, 2002).

In Deutschland ist von biogenen VOC-Emissionen aus Nadel- und Laubbaumwälder zwischen 20 und $100 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auszugehen, bestehend aus Alkanen, Alkenen, Alkoholen, Aldehyden, Ketonen, organischen Säuren, Isopren, Terpenen u.a. (HLfU, 1996). Nach Wedel (1997) betrugen 1989 die Jahressummen biogener NMVOC $315 \cdot 10^9 \text{ g a}^{-1}$ (8 %) und anthropogener NMVOC $3.895 \cdot 10^9 \text{ g a}^{-1}$ (92 %) in Deutschland.

Genau genommen sind in menschlicher Atemluft beim Ausatmen ebenfalls VOC enthalten, die biogenen Ursprungs sind (Tabelle 5-7). Hauptkomponenten, wie Ethanol und Aceton treten auch bei der Kompostierung als Leitkomponenten auf. Die Daten wurden einer umfangreichen Literaturlauswertung von Fenske & Paulsen (1999) entnommen.

Tabelle 5-7: Konzentrationen und Massenströme von natürlichen VOC in der menschlichen Atemluft (Alveolarluft) (nach Fenske / Paulsen, 1999)

Verbindung in der Atemluft	Durchschnittskonzentration	Massenstrom bei normaler Atemrate von $0,8 \text{ m}^3/\text{h}$
Acetaldehyd	$35 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$28 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$
Aceton	$2.330 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$1.900 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$
2-Butanon	$47 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$38 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$
Dimethylsulfid	$30 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$24 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$
Ethanol	$1.400 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$1.100 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$
Ethylacetat	$62 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$50 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$
Isopropanol	$370 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$300 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$
Methanol	$430 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$340 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$
n-Propanol	$320 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$260 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$
VOC (Summe Einzelstoffe)	$5.024 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	$4.020 \text{ } \mu\text{g}/\text{h} \times \text{Mensch}$ (96,5 mg/d)

Tabelle 5-8: Identifizierbare VOC-Konzentrationen der Mieten M-Bio1, M-Gs1 und M-Ks2 (Passivmessung)

VOC-Emissionsmessungen (passiv)														
		M-Bio				M-Gs				M-Ks				
		12.7. - 24.7.00		24.7. - 7.8.00		27.9. - 12.10.00		12.10. - 24.10.00		5.4. - 26.4.01		26.4. - 16.5.01		Nachweis- grenzen*
Parameter	Einheit	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	
Alkane														
Cyclohexan	mg/m³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,001	n.n.	0,0005
n-Hexan	mg/m³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,001	n.n.	0,00	0,0004
Terpene														
Campher	mg/m³	0,07	<0,01	0,01	n.n.	0,04	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,005
α-Pinen	mg/m³	0,42	0,04	0,04	<0,01	0,31	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,004
β-Pinen	mg/m³	0,10	<0,01	0,01	n.n.	0,11	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,004
Limonen	mg/m³	2,94	0,25	0,40	0,03	0,09	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,004
Aromaten														
Benzol	mg/m³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,001	n.n.	n.n.	0,0005
Toluol	mg/m³	<0,01	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,001	<0,001	n.n.	n.n.	0,004
CKW														
Dichlormethan	mg/m³	0,020	0,024	0,014	0,019	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,005
Acetate														
Ethylacetat	mg/m³	0,06	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,018
Ketone														
Aceton	mg/m³	0,06	n.n.	n.n.	n.n.	<0,02	n.n.	n.n.	n.n.	0,002	0,001	0,001	0,001	0,016/0,0004
2-Butanon	mg/m³	0,39	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,016

* bei 100 l bzw. 150 l Probenluftvolumen

Tabelle 5-9: Identifizierbare VOC-Konzentrationen der Mieten M-Bio1, M-Gs1 und M-Ks2 (Aktivmessung)

UMWELTRELEVANZ DER DEZENTRALEN KOMPOSTIERUNG

VOC-Emissionsmessungen (aktiv)															
		M-Bio				M-Gs				M-Ks					
Parameter	Einheit	12.07.2000		24.07.2000		27.09.2000		12.10.2000		05.04.2001		12.04.2001		26.04.2001	
		14:45 - 14:55	15:00 - 15:10	15:00 - 15:10	15:20 - 15:30	16:00 - 16:10	16:15 - 16:25	17:15 - 17:25	17:28 - 17:38	16:00 - 17:30	16:05 - 17:35	12:30 - 14:00	12:35 - 14:05	13:15 - 14:45	13:20 - 14:50
		Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft	Abluft	Zuluft
Formaldehyd	mg/m ³	n.n.	n.n.	0,01	0,01	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Acetaldehyd	mg/m ³	0,04	n.n.	0,04	0,01	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Crotonaldehyd	mg/m ³	0,02	n.n.	0,07	n.n.	<0,01	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Valeraldehyd	mg/m ³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,02	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Alkane															
Cyclohexan	mg/m ³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,01	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
n-Hexan	mg/m ³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,02	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
n-Undekan	mg/m ³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	0,002	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
n-Dodekan	mg/m ³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,01	n.n.	n.n.	n.n.	0,003	n.n.	<0,002	n.n.	n.n.	n.n.
Terpene															
Campher	mg/m ³	0,02	n.n.	0,06	n.n.	0,36	n.n.	n.n.	n.n.	0,005	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cumol	mg/m ³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
a-Pinen	mg/m ³	0,78	n.n.	0,15	n.n.	5,40	<0,01	n.n.	n.n.	0,029	n.n.	0,005	n.n.	n.n.	n.n.
b-Pinen	mg/m ³	0,17	n.n.	0,06	n.n.	2,41	n.n.	n.n.	n.n.	0,005	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Limonen	mg/m ³	2,58	n.n.	4,67	n.n.	1,84	n.n.	n.n.	n.n.	0,009	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Aromaten															
Toluol	mg/m ³	<0,01	n.n.	n.n.	n.n.	0,02	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
2-Ethyltoluol	mg/m ³	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,01	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Acetate															
Ethylacetat	mg/m ³	0,15	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Ketone															
Aceton	mg/m ³	0,06	n.n.	0,15	n.n.	0,27	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
2-Butanon	mg/m ³	0,37	n.n.	0,41	n.n.	<0,05	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Ethanol	mg/m ³	1,3*	0,06	0,82	n.n.	0,22	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

* bei 5 l Probenluftvolumen

5.3 Abkürzungen

°C	Grad Celsius
a, /a	Jahr, pro Jahr
BAWP	Bundesabfallwirtschaftsplan
BGBI	Bundesgesetzblatt
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
C	Kohlenstoff
C/N	Verhältnis der Masse Kohlenstoff zu Stickstoff in einem Substrat
CaCO ₃	Kalziumkarbonat
CaO	Kalziumoxid
Cd	Cadmium
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DMG	Düngemittelgesetz
EU	Europäische Union
EW	Einwohner
FID	Flamen-Ionisations-Detektor
FM	Frischmasse
g	Gramm
GC-FID	Gas Chromatographie-Flamen-Ionisations-Detektor
GC-MS	Gas Chromatographie-Massen-Spektrometrie
Gg	Gigagramm
GWP	global warming potential
h	Stunde
H ₂ O	Wasser
Hg	Quecksilber
HPLC	High Pressure Liquid Chromatography
k.A.	keine Angabe
KBE	Koloniebildende Einheit
kg	Kilogramm
kt	Kilotonnen (1000 t)
CKW	Chlor-Kohlenwasserstoffe
l	Liter
L	Länge
LUCF	Land-Use Change and Forestry = nicht klimarelevanter Teil der CO ₂ -Emissionen
m	Meter;
m, m/m	Masse

m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
MBA	Mechanisch-biologische (Rest-)Abfallbehandlungsanlage
mg	Milligramm (10 ⁻³ g)
Mg	Megagramm (=1 t)
Mg	Magnesium
MgO	Magnesiumoxid
min	Minute
mm	Millimeter
mS	Milli Siemens
MVOC	Microbial Volatile Organic Compounds
N	Stickstoff
N ₂ O	Lachgas
ng	Nanogramm (10 ⁻⁹ g)
NH ₃	Ammoniak; farbloses, stechend riechendes Gas
NH ₄	Ammonium; wichtiger Düngerbestandteil
Ni	Nickel
Nm ³	Norm-Kubikmeter (Gasvolumen unter Normalbedingungen: 273 K, 1013 hPa = 0 °C, 1013 mbar)
NMVOC	Non-methane VOC
NO ₂	Stickstoffdioxid
O ₂	Sauerstoff
OM	Organische Masse = Organische Substanz
OS	Organische Substanz = Organische Masse
oTM	Organische Trockenmasse
OTS	Organische Trockensubstanz
P	Phosphor
P ₂ O ₅	Nährstoffeinheit für Phosphor
Pb	Blei
pH	negative dekadische Logarithmus des Zahlenwertes der molaren Wasserstoffionenkonzentration
ppm	Parts per Million (mg/kg)
s	Sekunde
spp.	species
t	Tonne
TA-Luft	Technische Anleitung Luft
TE	Toxizitätsequivalent
Teq, TEQ	Toxizitätsäquivalent als Maß für Toxizität von PCDD/F
TGBA	
TM	Trockenmasse = Trockensubstanz
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)

TS	Trockensubstanz = Trockenmasse
TVOC	Total volatile organic compounds
UV	Ultraviolettes Licht ($\lambda = 5$ bis 400 nm)
v, v/v	Volumen
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
vgl.	vergleiche
Vo	Verordnung
VOC	volatile organic compounds; Flüchtige organische Stoffe
% (v/v)	Volumenprozent
WRG	Wasserrechtsgesetz
zB	Zum Beispiel
Zn	Zink
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung

5.4 Definitionen

Quellen:	http://www.uni-giessen.de/~gh1484/glossar.html http://www.biomasse-info.net/Energie_aus_Biomasse/glossar.htm http://www.eco-swiss.ch/Fachausd.pdf http://gpool.lfrz.at/gpoolexport/media/file/mba_richtlinie2.pdf http://www.ufz.de/spb/san/biol-techniques/leitfaden/Kap_8.pdf
Abbau	Zersetzung organischer Substanz durch Mikroorganismen, d.h. Umwandlung von höhermolekularen Stoffen in niedrigmolekulare Stoffe. Zum größten Teil verlaufen die Abbauprozesse der Kompostierung aerob, d.h. genügend Sauerstoff steht zur Verfügung. Es finden aber auch unerwünschte anaerobe (unter Luftausschluss) Vorgänge statt. Dabei können besonders geruchsintensive Stoffwechselprodukte entstehen. Leicht abbaubar sind Zucker, Fette, Stärke, Proteine, Hemicellulosen und Cellulose. Schwer abbaubar hingegen sind Lignin, Wachse, Harze, Gerbstoffe und Huminstoffe.
Abgas (Abluft)	Trärgase mit festen, flüssigen oder gasförmige Emissionskomponenten.
Actinomyceten	Grampositive Bakterien, die dazu neigen, verzweigte Filamente und Kolonien mit ähnlichem Aussehen wie Pilzkolonien zu bilden. Actinomyceten stellen einen wesentlichen Bestandteil der Bodenmikroflora dar und einige von ihnen verursachen den typisch "muffigen" Erdgeruch. Während der Kompostierung leisten Actinomyceten, darunter auch thermophile, einen Großteil der Umsetzungsprozesse. Sie gehören mit zu den Zersetzern vieler organischer Verbindungen, z.B. Cellulose, Lignin und Chitin. Die meisten Actinomyceten haben einen aeroben Stoffwechsel.
Ammoniak	Gasförmige Verbindung aus Stickstoff und Wasserstoff; farbloses, stechend riechendes Gas
Bakterien	Kleine, einzellige Organismen ohne echten Zellkern und Organellen (sie gehören zu den Prokaryonten). Im Mittel liegt die Länge eines Bakteriums bei 1µm (=0,001 mm). Bakterien können kugelförmig (Kokken), stäbchenförmig, gekrümmt (Vibrionen) oder schraubig (Spirillen) sein.
Bioabfall	Der organische Anteil des Hausmülls, der einem biologischen Abbau zugänglich ist und in sogenannten 'Biotonnen' getrennt erfasst wird. Dazu gehören Küchenabfälle wie Gemüse, Obst, Fleisch, Brot, Nudeln usw. sowie Gartenabfälle bestehend aus Strauchschnitt, Blättern, Gras, Holz u.ä.. Ausgenommen sind nicht abbaubare, organische Störstoffe wie Kunststoffe u.ä..
Biofilter	Anlagen zur biologischen Reinigung von Abluft, bestehend aus flächig angeordnetem, vorwiegend biogenem Trägermaterial, auf dem Mikroorganismen wachsen können. Sie reduzieren bzw. eliminieren geruchsintensive Stoffe, Schadgase und organische Frachten sowie Partikel und Mikroorganismen aus der Abluft. Dabei passieren die Rohgase bei hinreichender Verweilzeit das Filtermaterial und werden von den dort angesiedelten Mikroorganismen gereinigt. Als Trägermaterialien dienen Torf, Reisig, Rinde, Kompost oder Erde.
Biomasse	Gesamte, durch tierische und pflanzliche Lebewesen, aber auch durch Mikroorganismen, gebildete organische Substanz: u.a. Stoffe aus Land- und Forstwirtschaft, aus Garten und Küche sowie Exkremente von Mensch und Tier. Biomasse kann als nachwachsender Rohstoff sowohl stofflich als auch energetisch genutzt werden. So entsteht Biogas u. a. beim Verfaulen von Abfällen (Klärschlamm) und kann zum Heizen verwendet werden. Eine weitere sinnvolle Nutzung von Biomasse ist die Kompostierung, in deren Verlauf aus organischen Abfällen Kompost entsteht.
Biotonne	Tonne, in der kompostierbare Abfälle gesammelt werden. Die Biotonne ist Alternative zur Eigenkompostierung im Garten und wird im Auftrag der Kommunen abgeholt und zu einer zentralen Kompostieranlage gebracht.
Denitrifikation	Umwandlung von Nitrat (NO ₃) über Nitrit (NO ₂) zu elementarem Luft-Stickstoff (N ₂) durch Bakterien (Denitrifikanten)
Emission	Emission (Luft): die von Anlagen (Einrichtungen) im Sinne dieser Richtlinie ausgehenden Luftverunreinigungen; sie werden angegeben als: a) Massenkonzentration in der Einheit Milligramm je Kubikmeter (mg/m ³) bei PCDD/F in Nanogramm je

	Kubikmeter (ng/m^3), bezogen auf das Abgasvolumen im Normzustand (273 K, 1013 hPa) nach Abzug des Feuchtegehaltes, b) Massenverhältnis in der Einheit Gramm je Tonne (g/t Abfall) als Verhältnis der Masse der luftverunreinigenden Stoffe zu der Masse der zugeführten Einsatzstoffe im Anlieferungszustand, c) Geruchsstoffkonzentration in der Einheit Geruchseinheit je Kubikmeter (GE/m^3) als olfaktometrisch gemessenes Verhältnis der Volumenströme bei Verdünnung einer Abgasprobe mit Neutralluft bis zur Geruchsschwelle, angegeben als Vielfaches der Geruchsschwelle. Verunreinigung, die von einer festen oder beweglichen Anlage ausgeht. Es können Rauch, Gase, Stäube, Abwasser und Gerüche, aber auch Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme und Strahlen emittiert werden. Die Verursacher nennt man Emittenten. Zum Schutz von Menschen und Umwelt werden in Rechtsvorschriften (Technischen Anleitungen, z.B. TA Luft, oder Rechtsverordnungen, z.B. Abwasserverordnung, Strahlenschutzverordnung) Emissionsgrenzwerte festgelegt. Die Immission, d. h. das Auftreten einer Emission an dem Ort, an dem sie eine Wirkung entfaltet, unterscheidet sich davon meist erheblich (z.B. wegen Verdünnung in der Atmosphäre oder biologischen Abbaus im Wasser).
fakultativ pathogen	Nur krankheitsverursachend, wenn die Abwehrfähigkeit des Wirtsorganismus durch lokale (z.B. Wunden) oder allgemeine (z.B. Immunsuppression) Faktoren gestört ist
Gärung	Mikrobiologische Prozesse, die der Energiebereitstellung dienen, bei denen aufgrund des Mangels an anorganischen Elektronenakzeptoren die während der Substratoxidation anfallenden Elektronen auf organische Akzeptoren übertragen werden. Diese werden entweder beim Substratabbau bereitgestellt oder sind durch ein zweites Substrat verfügbar.
Glühverlust	Bezeichnung für die Gewichts-Differenz zwischen Abdampf- und Glührückstand bzw. zwischen Trockengewicht und Gewicht des Glührückstandes, je nachdem, ob man von flüssigen oder festen Stoffen ausgeht. Meist wird dieser Begriff verwendet für die Massendifferenz vor und nach der Konditionierung einer Probe während zwei Stunden bei 550 °C bezogen auf die Ausgangsmasse. Der Glühverlust von Staub ist ein grobes Maß für den Gehalt an organischen Stoffen und gibt einen Hinweis auf die Vollständigkeit der Verbrennung.
Grenzwert	Gesetzlich festgelegter Höchstwert für Schadstoffe, Strahlung und sonstige Emissionen.
Grünabfall	Im Hol- und Bringsystem getrennt erfasste Garten- und Parkabfälle aus Haushalten, Gewerbe und öffentlichen Einrichtungen.
Grünschnitt	Schnittgut von Bäumen, Sträuchern, Gras und ähnliches
Halbstundenmittelwert	Ein Halbstundenmittelwert ist das arithmetische Mittel der gültigen Messwerte über den Zeitraum einer halben Stunde, wobei bei kontinuierlichen Messungen die Datenverfügbarkeit mindestens 50% betragen muss (vgl. ÖNORM M 9412 „Anforderungen an Auswerteeinrichtungen für kontinuierliche Emissionsmessungen“, ausgegeben am 1. August 1994).
Hausmüll	Hausmüll ist der übliche im Haushalt anfallende Müll incl. des Bioabfalls
Huminstoffe	Huminstoffe werden postmortal aus verrottendem Material von verschiedenen Organismen (Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen) gebildet
Humus	Gesamtheit der im und auf dem Boden befindlichen organischen Reste abgestorbener Pflanzen und Tiere sowie deren organische Umwandlungsprodukte. An der Humusbildung sind vor allem Bakterien, Milben und Regenwürmer beteiligt, die die Pflanzenreste mikroskopisch klein zersetzen. Der Humus enthält somit einen hohen Anteil von Stoffen, die von der Pflanzenwurzel aufgenommen werden können und wesentliche Voraussetzung für das Gedeihen der Pflanzen sind.
Hygienisierung	Hier: Prozess, bei dem für mehrere Tage durch Selbsterwärmung des Kompostmaterials Temperaturen zwischen 55 und 60°C auftreten. Dadurch werden die schon mit dem organischen Abfall eingebrachten Mikroorganismen weitgehend abgetötet. Durch diesen Hygienisierungsprozess werden auch Krankheitserreger (Viren, Bakterien, Wurmeier u.a.) abgetötet.
Infektion	Übertragung, Eindringen und Vermehrung von Fremdorganismen in biologische(n) Systeme(n)
Infektionserreger	Ein Infektionserreger ist ein Agens, das in den Körper eindringt und sich hier trotz der sofort einsetzenden Abwehrreaktion festsetzt und vermehrt.

KBE (kolonienbildende Einheiten):	Die Einheit, in der die anzüchtbare Anzahl angegeben wird. Unter „Anzüchtbare Anzahl“ wird in die Anzahl von Mikroorganismen, einzelnen Zellen oder Zellaggregaten verstanden, die zur Bildung von Kolonien auf einem festen Nährmedium fähig sind. Dabei ist zu beachten, dass die „Anzüchtbare Anzahl“ alle möglicherweise stoffwechselaktiven Mikroorganismen umfasst, und einige Mikroorganismen zwar lebensfähig, aber nicht notwendigerweise anzüchtbar sind. Wenn Mikroorganismen auf Agar wachsen, bilden sie sog. Kolonien, sichtbar voneinander unterscheidbare Strukturen von Zellmaterial. Jede Kolonie entsteht aus einer Zelle oder einem Zellaggregat. Aus der Verdünnung des Ausstrichs und der Anzahl der Kolonie bildenden Einheiten (cfu) lässt sich die Populationsdichte in einem Ausgangsmedium berechnen (in cfu/ml oder cfu/g).
Keim	Die der Fortpflanzung dienende Zelle oder Zellgruppe
Klärschlamm	Bei der Klärung von Abwässern anfallender Schlamm
Kohlenstoff (C)	Kohlenstoff ist ein nicht-metallisches chemisches Element, das rein als Diamant, Graphit, Ruß, Kohle oder in Form von Verbindungen wie Erdöl oder Erdgas, aber auch als einer der wichtigsten Bausteine von lebenden Organismen jeder Art auftritt. Kohlenstoff kann sich mit fast allen Elementen verbinden – insbesondere mit Wasserstoff (Kohlenwasserstoffe) und Sauerstoff (Kohlenmonoxid, Kohlendioxid).
Kohlenstoffdioxid (CO ₂)	Farbloses, nicht brennbares, geruchloses und ungiftiges Gas, das mit ca. 0,03% natürlicher Bestandteil der Erdatmosphäre ist. CO ₂ ist für langwellige Wärmestrahlen "undurchlässig". Somit verhindert es eine gleichgewichtige Abstrahlung der auf die Erde treffenden Sonnenstrahlen und ermöglicht damit die zum Leben notwendigen Temperaturen auf der Erdoberfläche bzw. in der Biosphäre. Als energetisch stabilste C-Verbindung ist das CO ₂ die Schlüsselverbindung im Kohlenstoff-Kreislauf der Natur. Durch Assimilation wird es zusammen mit Wasser von Pflanzen mit Hilfe der Sonnenenergie bei der Photosynthese in energiereichere Kohlenhydrate überführt, wobei Sauerstoff frei wird. CO ₂ dient damit als Grundsubstanz zum Aufbau aller organischen Verbindungen. Die Kohlenhydrate werden von tierischen Organismen als energieliefernde Substrate für deren Stoffwechsel aufgenommen, zu CO ₂ und Wasser abgebaut und durch Atmung an die Außenluft abgegeben bzw. in Biomasse umgewandelt. Absterbende tierische und pflanzliche Organismen liefern beim aeroben Abbau ebenfalls CO ₂ , das entweder in die Atmosphäre abgegeben oder in Wasser gelöst wird, aus dem es als Carbonat-Gestein sedimentieren oder mit dem der Atmosphäre ausgetauscht werden kann. Auch bei der energetischen Nutzung fossiler Energieträger (z. B. Kohle) wird CO ₂ freigesetzt. Bei Verbrennung fossiler Energieträger reichert sich das vor Urzeiten fossil gebundene Kohlenstoffdioxid in der Atmosphäre über den natürlichen Gehalt hinaus an und kann zur Erwärmung des Erdklimas beitragen.
Kompost	Bodenverbesserungsmittel, das bei der Verrottung organischer Abfälle entsteht. Kompost ist ein wertvolles Düngemittel, mit dem Nährstoffe und organische Substanzen, die durch Pflanzen dem Boden entzogen wurden, in den natürlichen Kreislauf zurückgeführt werden können.
Luftschadstoffe	Stoffe, die Veränderungen der natürlichen Zusammensetzung der Luft durch Partikel, Gase oder Aerosole bewirken.
Messergebnis	ist das arithmetische Mittel der Messwerte (für Emissionseinzelmessungen je Emissionsquelle mindestens drei Proben). Messwert (Abgas): ist das Ergebnis eines Messvorganges. Der Messwert ergibt sich a) für kontinuierliche Messungen als arithmetisches Mittel der Einzelmesswerte, b) für Emissionseinzelmessungen als Einzelwert an einer im Kanalquerschnitt repräsentativen Messstelle.
Methan (CH ₄)	Farbloses, geruchloses, mit bläulicher Flamme brennendes Gas mit einem Heizwert von 36 MJ. Methan-Luft-Gemische mit 5 bis 15 % (v/v) Methan sind explosiv. Methan findet sich im Kokereigas und im Erdgas, das zugleich die wichtigste Quelle darstellt. Methan ist ein klimarelevantes Gas. Sein Gehalt in der Atmosphäre beträgt ca. 1,3 ppm, er hat sich seit 1950 etwa verdoppelt. Methanquellen sind fossile Brennstoffe sowie der Zellulose-Abbau (Methan-Gärung) durch anaerobe Bakterien. Es entsteht weiterhin in Kläranlagen in den Faulbehältern (Biogas), in Sümpfen (Sumpfgas), in den Darmgasen besonders von Wiederkäuern, aber auch des Menschen, in Reisfeldern und marinen Sedimenten. Hohe Methanzuflüsse schreibt man auch Undichtigkeiten der Ergasfernleitungen zu.
Miete	Aufschüttung von organischem Material. Dabei werden die Abfälle zu Dreiecks-, Tafel- oder Trapezhaufen/-reihen aufgeschüttet. Die Mieten werden entweder gar nicht oder

	künstlich belüftet und mit speziellen Geräten umgesetzt.
Mikroorganismen	Gruppe von vorwiegend einzelligen, niederen Organismen, die gewöhnlich nicht mit bloßem Auge sichtbar sind, wie Bakterien, Pilze, niedere Algen, Protozoen und Viren. In Abhängigkeit von ihren Temperaturanforderungen werden sie in psychrophile (bis 20 °C), mesophile (20 °C bis 40 °C) und thermophile Mikroorganismen (40 °C bis 70 °C) unterteilt.
Mineralisierung	Der biologische Abbau von organischen Verbindungen zu Kohlendioxid, Wasser und anorganischen Nährsalzen. Beim Fremdstoffabbau werden in Laborexperimenten zumeist radioaktiv markierte Substanzen (¹⁴ C-Markierung) eingesetzt, um über die Bildung von ¹⁴ C-markiertem Kohlendioxid eine Mineralisierung zu quantifizieren.
MVOC	(microbial volatile organic compounds) diejenigen flüchtigen organischen Verbindungen (VOC), welche von Schimmelpilzen gebildet werden.
Nitrifikation	Umwandlung von Ammonium (NH ₄) über Nitrit (NO ₂) zu Nitrat (NO ₃) durch Bakterien (Nitrifikanten)
NMVOC	Non-methane VOC (alle VOC außer Methan; entspricht oft TVOC)
obligat(orisch) pathogen	Obligat: ausschließlich, unerlässlich, unbedingt Pathogen: eine Krankheit auslösend, verursachend, induzierend
Organische Substanz	Gesamtheit aller im Substrat befindlichen pflanzlichen und tierischen Stoffe, einschließlich der Mikroorganismen bzw. deren Bestandteile und aller Umwandlungsprodukte.
Organische Verbindungen	Chemische Verbindungen mit einem Kohlenstoff-Grundgerüst, aus denen die belebte Natur aufgebaut ist. Etwa 90 % der organischen Verbindungen bestehen aus C, H und O in wechselnden Mengenverhältnissen; Verbindungen, die nur aus C und H bestehen, heißen Kohlenwasserstoffe. Zahlreiche organische Verbindungen enthalten auch noch N, während S, P und die Halogene wesentlich seltener anzutreffen sind. Die Vielfalt und Vielzahl der organischen Verbindungen ist auf die besondere Fähigkeit der Kohlenstoff-Atome zurückzuführen, untereinander Ketten und/oder Ringe zu bilden. Viele organische Verbindungen unterscheiden sich in ihrem Verhalten in der Umwelt und ihren Wirkungen auf Lebewesen erheblich. Besonders gefährlich sind Emissionen von solchen organischen Verbindungen, die in der Natur nicht abgebaut werden und sich im Organismus bzw. in der Umwelt anreichern.
Pilze	Vielfältige Organismengruppe, die zu den Eukaryonten gehört. Schimmelpilze bilden von einer Spore aus wachsend Zellfäden (Hyphen), dann Fadengeflechte (Mycelien) und schließlich Kolonien, die aus Millionen von Zellen bestehen. Der "Hutpilz" hingegen ist der Vermehrungs- bzw. Fruchtkörper einer spezifischen Gruppe innerhalb der Pilze. Pilze zersetzen Pflanzenreste, tote Tiere, Früchte, Brot usw. und führen somit deren Bestandteile in den Kreislauf der Natur zurück. (siehe auch: Schimmelpilze)
Reingas	Hier: Abgas, das nach Passieren des jeweils eingesetzten Abgasreinigungssystems (Kompost-Biofilter, Tropfkörperwäscher) ohne weitergehende Behandlung in die Umwelt entlassen wird.
Rohgas	Hier: Das noch unbehandelte Abgas aus dem Intensivrotte-Container bzw. aus der Rottehalle (vor dem Abgasreinigungssystem).
Rotte	Gesamtprozess des biologischen aeroben Abbaus. Während der Rotte bzw. Kompostierung wird organische Substanz ab-, um- und aufgebaut. Im Allgemeinen lässt sich der Rotteverlauf in vier Phasen unterteilen: Initial-, Abbau-, Umbau- und Aufbauphase. Jeder Abschnitt der Kompostierung wird durch die Aktivität bestimmter Lebewesen gekennzeichnet. Auch Temperatur und pH-Wert zeigen die verschiedenen Phasen der Rotte an. Ab etwa 45°C werden die mesophilen Organismen durch thermophile abgelöst, und die Temperatur kann bis auf 80°C ansteigen. Anschließend fällt die Temperatur wieder. Je nach angewandtem Verfahren und angestrebtem Endprodukt dauert die gesamte Rotte etwa 2-6 Monate.
Rottegut	Rottegut: Material, das in die aerobe Abfallbehandlung gelangt oder Material der aeroben Abfallbehandlung.
Rotteprozess	Ab- und Umbauprozess organischer Substanzen unter Luftzufuhr, oftmals verfahrenstechnisch gesteuert. Wesentliche Kennzeichen des Rotteprozesses sind Selbsterhitzung, hoher Sauerstoffbedarf bzw. intensive CO ₂ -Produktion, die Bildung von

	Ammonium und geruchsintensiver bzw. unangenehm riechender Stoffwechselprodukte.
Schimmelpilze	Trivialbezeichnung für eine uneinheitliche Gruppe von Pilzen, die auf verwesenden pflanzlichen oder tierischen Substraten eine wichtige Rolle als Stoffersetzer spielt. Diese überaus wichtige Fähigkeit des biologischen Abbaus kann jedoch auf Lebens- und Futtermitteln zu beträchtlichen Schäden führen. Einige Schimmelpilze haben große Bedeutung als Antibiotikaproduzenten erlangt.
Schwermetalle	Metalle mit einer höheren Dichte als 5 g/cm ³ (Eisen, Zink, Kupfer, Mangan, Zinn, Chrom, Cadmium, Blei, Quecksilber u. a.). Viele Schwermetalle haben bei Stoffwechselprozessen keine erkennbar lebensnotwendigen Funktionen, sondern wirken vielmehr giftig auf Mensch, Tier und Pflanzen. Chrom, Kobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel und Zink sind für Mensch, Tier und Pflanzen lebensnotwendige Spurenelemente.
Staub/Partikel	In der Luft verteilende feste Teilchen aus natürlichen oder vom Menschen zu verantwortenden Quellen. Feinstaub mit einer Teilchengröße unter fünf Mikrometern bleibt bis zu 14 Tagen in der Atmosphäre und kann in dieser Zeit über große Strecken transportiert werden.
Strukturmateriel	Hilfsmittel, durch das eine ausreichende Porosität des Rottegutes für eine gleichmäßige Versorgung mit Luftsauerstoff erreicht wird, wie z. B. Holzhäcksel, Rinde, etc.
thermophil	"Hohe Temperaturen-liebend". Thermophile Mikroorganismen wachsen bei Temperaturen zwischen 40°C und 70°C. Extrem thermophile Organismen haben ihr Wachstumsoptimum über 65°C. Im Kompost findet man Temperaturen bis über 80°C.
Treibhauseffekt	bezeichnet die Eigenschaft der Atmosphäre, einfallendes sichtbares Licht weitgehend durchzulassen, die längerwellige Rückstrahlung (IR-Strahlung) der Erdoberfläche aber stärker zu absorbieren. Der natürliche T. der Erdatmosphäre hebt die durchschnittliche Temperatur der Erdoberfläche von ca. -18 auf ca. +15 °C . Damit verhält sich die Atmosphäre ähnlich wie das Glasdach eines Treibhauses. Der natürliche Treibhauseffekt der Erdatmosphäre geht zu zwei Dritteln auf Wasserdampf, zu einem Viertel auf Kohlenstoffdioxid, zu ca. 2 % auf Methan und zu rund einem Zehntel auf andere Klimawirksame Atmosphärenbestandteile zurück.Wird heute von Treibhauseffekt gesprochen, ist oft eine weitere Erwärmung gemeint, die aufgrund der Konzentrationszunahme von Kohlenstoffdioxid, Methan, FCKW, Distickstoffoxid sowie anderen Spurengasen postuliert wird. Dabei sagen die meisten Modelle bei weiter anwachsender Bevölkerung in den nächsten 50 Jahren eine globale Temperaturerhöhung um 1,5 bis 4,5 °C voraus, je nach Annahme über Emissionen, ihre Wirkungen und die Wechselwirkungen mit anderen Umweltkompartimenten. Folgen von Temperaturerhöhungen sind z. B. das Steigen des Meerwasserspiegels durch das Abtauen des Polkappeneises oder eine Verschiebung der Klimazonen.
Treibhausgase	(Spurengase) Gasförmige Stoffe (z.B. Wasserdampf, Kohlendioxid, Methan, Lachgas, Distickstoffoxid, Ozon, FCKW (Fluorchlorkohlenwasserstoffe)), die in der Atmosphäre nur in geringen Spuren vorkommen und zum Treibhauseffekt beitragen.
Trockensubstanz	Nach standardisierten Verfahren ermittelter, nicht verdampfter Anteil eines Stoffes. Die beim Trocknen eintretende Gewichtsabnahme eines Stoffes wird als Trockenverlust bezeichnet. Die meisten Verfahren zur Ermittlung der Trockenmasse bei organischen Substanzen finden bei einer Temperatur von 105 Grad Celsius statt, wobei der Großteil des enthaltenen Wassers, aber auch andere flüchtige Komponenten verdampfen. Die Summe aus Trockenmasseanteil und Trockenverlust ergibt dabei nicht notwendigerweise (in den meisten Fällen aber annähernd) einhundert Prozent.
TVOC	(Total Volatile Organic Compounds), Gesamtmenge der flüchtigen organischen Verbindungen.
Umsetzen (der Miete)	Durchmischung und Auflockerung des Kompostmaterials, die zur Bildung neuer Oberflächen, zu einer besseren Durchströmung mit Sauerstoff und somit einer Beschleunigung des Rotteprozesses führt.
VOC (Volatile Organic Compounds)	Flüchtige organische Stoffe, die unter den gegebenen Bedingungen freigesetzt werden. Dazu gehören Stoffe biologischen Ursprungs und organische Fremdstoffe