

Biologische Bioabfallverwertung: Kompostierung kontra Vergärung

K. Hupe, K.-U. Heyer, R. Stegmann

IFAS - Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner

Schellerdamm 19-21, 21079 Hamburg

Tel.: 040 / 7711 0741 (42); Fax: 040 / 7711 0743

Email: info@ifas-hamburg.de, Internet: <http://www.ifas-hamburg.de>

Hupe, K., Stegmann, R. (1998): Pro und Kontra aerobe und anaerobe Behandlung von Biomasse. Fachtagung "Quo vadis III – Die aktuellen Entwicklungen in der Abfallwirtschaft" am 5./6. Mai 1998 in Lübeck. Fa. Haase Energietechnik GmbH, Neumünster

1 Einleitung

Zur Behandlung von Bioabfällen der unterschiedlichsten Art werden Kompostierungs- und Vergärungsverfahren eingesetzt. Ziel der biologischen Behandlung von organischen Stoffen ist deren möglichst weitgehender mikrobieller Abbau (Stabilisierung). Dadurch wird eine Desodorierung erreicht, die Reststoffe sind lagerfähig, pflanzenverträglich und können bei entsprechend geringen Schadstoffbelastungen nutzbringend wiederverwertet werden. In der Regel wird auch eine (Teil-)Hygienisierung erreicht. Infolge der biologischen Abbauprozesse ändern sich die Struktur und der Wassergehalt des Ausgangsmaterials. Abweichend zu den anaeroben Abbauprozessen werden bei der Kompostierung auch anorganische Stoffe oxidiert (z.B. $\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_3$; $\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{SO}_4$). Während die Kompostierung überwiegend zur Stabilisierung von festen Abfallstoffen eingesetzt wird, werden Vergärungsverfahren mehr bei flüssigen, schlammartigen und pastösen Bioabfällen verwendet. Verfahren zur anaeroben Trockenstabilisierung von Bioabfällen stehen ebenfalls zur Verfügung.

Laut Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi 3c 5.4., 1996) hat die Kompostierung die Aufgabe, biologisch abbaubare organische Abfälle in verwertbaren Kompost umzuwandeln. Demgegenüber ist durch die anaerobe Behandlung dieser Abfälle ein möglichst schneller und weitgehender Abbau von Kohlenstoffverbindungen und deren Umwandlung in nutzbares Gas anzustreben, wobei die anfallenden Rückstände vorrangig zu verwerten sind. Nach einer Nachkompostierung haben die Rückstände eine dem Kompost vergleichbare Qualität.



Da die biologische Behandlung von getrennt gesammelten Bioabfällen ein wichtiger Bestandteil aller Abfallwirtschaftskonzepte ist, stellt sich für die Verantwortlichen in den Kommunen und Entsorgungsbetrieben die Frage, ob die Kompostierung oder die Vergärung das "beste" Verfahren darstellt. Diese Frage ist natürlich nicht generell zu beantworten - viele Faktoren sind von Einfluß. Darüber hinaus sind die Kompostierungs- und Vergärungsverfahren untereinander sehr unterschiedlich, so daß eine generelle Aussage allein schon deshalb nicht möglich ist (Stegmann, 1994).

Ein von der Bevölkerung akzeptierter und problemfreier Betrieb von Kompostierungsanlagen ist jedoch unmittelbar verknüpft mit der Einhaltung und Umsetzung geruchstoffminimierender und hygienischer Verhaltensmaßregeln. In den Medien gibt es immer wieder Negativschlagzeilen über die Kompostierung. Als Ursache hierfür werden in erster Linie Geruchsbelästigungen aber auch befürchtete Gesundheitsrisiken durch Sporen angeführt (Hofmann, 1996). Eine Hygienisierung des Kompostes und ein arbeitsplatz- und umgebungshygienischer Umgang mit dem Bioabfall und dem Kompost sind unbedingt erforderlich. Während arbeitsplatz- und umgebungshygienische Probleme als auch Geruchsbelästigungen sowohl durch verschiedene verfahrenstechnische und als auch durch bautechnische Maßnahmen minimiert bzw. vermieden werden können, ist eine Produkthygiene nur durch verfahrenstechnische Maßnahmen zu gewährleisten. Dieses bedeutet, daß für eine ausreichende Inaktivierung von pathogenen Mikroorganismen eine Mindestaufenthaltszeit der Materialien in den Anlagen von entweder 3 Wochen bei 55 °C oder von 2 Wochen bei 65 °C erforderlich ist. In Vergärungsanlagen kann diese Forderung i.a. nicht erfüllt werden. Aus diesem Grund ist der anaeroben Vergärung eine entsprechende aerobe Nachbehandlung der Vergärungsprodukte (Nachrotte) angegliedert (Hofmann, 1996). Andere Maßnahmen wären eine gezielte Vorhygienisierung durch Erhitzung bzw. eine thermophile Betriebsweise über 3 Wochen.

Der wirtschaftliche Absatz des produzierten Kompostes ist für den Betrieb einer Bioabfallbehandlungsanlage erforderlich. Grundvoraussetzung ist die Kompostqualität, die vor allem durch den Schadstoffgehalt und dem Rottegrad beschrieben wird. Der Rottegrad des Kompostes wird nach Standardmethoden ermittelt (LAGA, 1995). Anhand einer zugehörigen Werteskala läßt sich der Rottegrad (I-V) ermitteln und eine Einteilung in Frisch- (II-III) und Fertigkomposte (IV-V) vornehmen (Becker et al., 1996). Unterschiedliche Rottegrade können zu unterschiedlichen Verwertungen führen. Die Schadstoffgrenzwerte sowie weitere Komposteigenschaften sind im LAGA-Merkblatt M 10 (in der jeweils geltenden Fassung) festgeschrieben.

2 Grundlagen

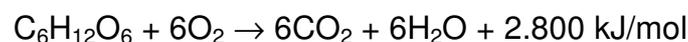
Zunächst werden kurz die Grundlagen der Kompostierung und Vergärung beschrieben. Anschließend werden dann einige grundlegende Unterschiede der Verfahrenstypen herausgearbeitet und deren ökonomische und ökologische Auswirkungen qualitativ beschrieben.

3 Kompostierung

3.1 Abbauprozesse

Die biochemischen Abbauprozesse während der Biomüllkompostierung werden vor allem durch Temperatur, Feuchte, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und das vorhandene Substrat bestimmt.

Grundsätzlich wird beim aeroben Abbau organische Substanz (Kohlenwasserstoffe) durch die mikrobielle Aktivität mit Hilfe von Sauerstoff zu Kohlendioxid, Wasser und Biomasse umgesetzt. Dabei wird Energie in Form von Wärme frei; Humusstoffe werden aufgebaut. Der Abbau von Glukose erfolgt vereinfacht dargestellt wie folgt:



Die Inhaltstoffe des Biomülls sind unterschiedlich gut abbaubar. So sind Kohlenhydrate wie Zucker, Stärke und Hemizellulose sehr gut, Lignin jedoch nur schwer abbaubar (Bilitewski et al., 1990). Nach Literaturrecherche von Krogmann (1994) liegt der Ligningehalt von Biomüll zwischen 9-14%. Der Ligningehalt im Biomüll steigt mit seinem Anteil an Pflanzenrückständen (Körner, 1997). Proteine sind hingegen unterschiedlich gut abbaubar. Während Mucine sehr gut abgebaut werden können, werden Keratine nur sehr schwer abgebaut.

An dem Rotteprozeß sind vor allem aerobe und fakultativ aerobe Bakterien, Aktinomyzeten und Schimmelpilze beteiligt. Die beim aeroben Prozeß freigesetzte Energie führt zur Erwärmung des Rottekörpers. Die Zusammensetzung der Population in einer Rotte ist eng an diese Wärmeentwicklung gekoppelt. Es wird zwischen drei Temperaturbereichen unterschieden:

- psychrophiler Bereich -4 - 20 °C Bakterien und Schimmelpilze
- mesophiler Bereich 15 - 42 °C Bakterien und Actinomyzeten
- thermophiler Bereich 45 - 75 °C Bakterien und mesophile Sporen

Ab 75 °C beginnt die Denaturierung des Eiweißes, so daß die biologischen Prozesse bei der Kompostierung in diesem Temperaturbereich zum Erliegen kommen, auch wenn im wäßrigen Medium Umsetzungsvorgänge bei höheren Temperaturen bekannt sind (extrem thermophile Mikroorganismen).

Ein wesentlicher Faktor für die biochemischen Umsetzungsprozesse im Substrat (Biomüll) ist der Wassergehalt. Das Wasser dient als Transportmedium für Nährstoffe und organische Substanzen in die Bakterienzelle. Ein zu hoher Wassergehalt beeinträchtigt die Diffusion der Luft im Biomüll, so daß es zu anaeroben Zuständen kommen kann. Der Wassergehalt des Biomülls liegt üblicherweise um 50% - bezogen auf die Feuchtmasse. Aufgrund von Literaturwerten sollte ein Wassergehalt von 55-65% nicht überschritten werden, Wassergehalte unter 25% führen zur signifikanten Hemmung in der Rotte.

Während der Rotte muß eine ausreichende Sauerstoffversorgung gewährleistet sein. Dabei wird zwischen passiver und aktiver Belüftung unterschieden. Während der Intensivrottephase ist aufgrund des hohen Sauerstoffbedarfs in der Regel eine Aktivbelüftung erforderlich. Zu den Systemen mit aktiver Belüftung gehören Druck- und Saugsysteme, wobei darauf geachtet werden muß, daß das Material nicht austrocknet.

Die biochemischen Umsetzungsprozesse während einer Verrottung sind abhängig vom pH-Wert, wobei Werte im neutralen Bereich günstig sind.

Die Struktur des Biomülls beeinflußt das nutzbare Wasser, die Diffusion der Luft, den Besiedlungsraum der Mikroorganismen und somit den Abbaugrad und die Abbau-geschwindigkeit. Die Struktur des Bioabfalls kann durch die Zugabe von Struktur-material - wie Holzschnitzel etc. - verbessert werden. Eine Vergrößerung der Besiedlungsfläche der Biomasse wird durch Zerkleinerung des Biomüllmaterials erreicht. Die Umsetzungen der Kompostmieten haben die Aufgabe, erneut Sauerstoff, Wasser und Nährstoffe den Substraten zuzuführen, das Material zu durchmischen und zu homogenisieren.

Um einen optimalen aeroben Abbau zu erzielen, sind verschiedene Randbedingungen einzuhalten. Neben den organischen Kohlenstoffverbindungen müssen noch Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie Spurenstoffe ausreichend vorhanden sein. Als charakteristische Größe zur Nährstoffversorgung wird das Kohlenstoff/Stickstoff-(C/N-) Verhältnis herangezogen, das zwischen 35:1 und 20:1 im Ausgangsmaterial der Rotte liegen sollte. Höhere C/N-Verhältnisse lassen einen hohen Anteil von schwerabbau-baren Stoffen erwarten und verzögern den Abbauprozess. In Küchenabfällen beträgt

das C/N-Verhältnis ca. 25:1. Durch den Rotteprozeß verringert sich das C/N-Verhältnis auf Werte zwischen 15:1 bis 20:1.

3.2 Emissionen

Emissionen aus Kompostwerken sind zu vermeiden. Eine Einteilung der Emissionen eines Kompostwerkes läßt sich nach den Emissionspfaden vornehmen (Bidlingmaier, Grauenhorst, 1996):

- **Wasser:** Preß- und Sickerwasser, Kondenswasser
- **Staub:** insbesondere beim Entladevorgang im Bunker, bei der Bioabfallvorbehandlung, beim Umsetzen des Kompostes sowie v.a. bei der Konfektionierung und im Lagerbereich
- **Luft:** Emissionen von Geruchsstoffen insbesondere im Bunker- und Aufbereitungsteil und bei der Umsetzung und aktiven Belüftung der Rottemieten; in geringerem Umfang bei den Mieten während der Nachkompostierung

Die Sickerwassermenge liegt zwischen 10-60 L/t_{Abfall} und die Kondenswassermenge je nach Verfahren zwischen 5-300 L/t_{Abfall} (Loll, 1994). Die Abwässer weisen i.a. eine hohe organische Belastung und insbesondere einen hohen Ammoniumgehalt auf. Der CSB im Sickerwasser liegt bei 20.000-100.000 mg/L, der BSB₅ bei 10.000-45.000 mg/L und der NH₄-N-Gehalt bei 50-800 mg/L (Krogmann, 1994a). Laut Fischer (1996) kann der Chloridgehalt im Sickerwasser 1.000-5.000 mg/L betragen. Die Belastungen im Kondenswasser liegen wesentlich niedriger. Bei den meisten Kompostierungsverfahren wird das Kondenswasser wieder in den Prozeß zurückgeführt. Es kann jedoch erhebliche Probleme durch Korrosion und Schleimbildung in den gekapselten Kompostierungsanlagen verursachen (Krogmann, 1994a).

3.3 Geruchsproblematik

Ein zentrales Problem bei der Kompostierung von Biomüll ist das Auftreten von Geruchsemissionen, wobei drei Arten von Gerüchen zu unterscheiden sind:

- Müllgerüche
- biogene Gerüche
- abiogene Gerüche

Der Geruch des Ausgangssubstrates (Müllgeruch) wird von den abfallspezifischen Substanzen bestimmt. Biogene Gerüche werden in der meso- und thermophilen Phase des Kompostierungsprozesses frei. Diese können sich aus Faul- und Gärungsstoffwechselprodukten, verfahrens- und rottespezifischen Stoffwechselprodukten und unvermeidbaren anaerob-aeroben Übergangsstoffwechselprodukten zusammensetzen. Letztere bilden sich, da eine 100%ige aerobe Rotte nicht durchführbar ist - in der Kompostmiete stellt sich ein anaerob-aerobes Gleichgewicht ein - und werden insbesondere bei der Umsetzung frei. Vermeidbare Faul- und Gärungsstoffwechselprodukte entstehen z.B. bei zu langen Stapel-/Zwischenlagerzeiten des Abfalls, oder sie werden durch mangelnde Belüftung oder zu hohem Wassergehalt verursacht. Anaerobie ist z.B. im Inneren von größeren Pflanzenkörpern (z.B. Apfel) nicht vermeidbar. Aerobe Prozesse laufen dann nur im Bereich der Oberfläche ab. In der thermophilen Phase werden abiogene Geruchsstoffe auf rein chemischem Wege durch Hitzezersetzung, autokatalytische Oxidation von Substanzen und insbesondere durch Reaktionen von nicht reduzierten Zuckern mit Aminosäuren frei (Krogmann, 1994).

Nach Bidlingmaier (1996) stellt der Anlieferungsbereich den kritischsten Ort der Geruchsentstehung einer Kompostierungsanlage dar. Hier können sich sehr schnell anaerobe Prozesse einstellen, da dieser Bereich i.a. nicht belüftet wird. Aus diesem Grund ist die Verweilzeit in diesem Bereich so kurz wie möglich zu halten. Eine Abluftfassung und -behandlung ist daher in der Regel in diesem Bereich sinnvoll. Die Hauptgeruchemissionsquelle stellt der Rotteprozess selbst dar. Die Geruchsemissionen im Bereich der Lagerung des Reifekompostes sind laut Bidlingmaier (1996) insbesondere bei unbelüfteter Lagerung gering.

Geruchsstoffe sind flüchtig und können sowohl lipophil als auch hydrophil sein. Im Einzelnen sind Geruchsstoffe in folgende Gruppen zu untergliedern (Krogmann, 1994):

- niedermolekulare Alkohole, Aldehyde, Ketone
- niedermolekulare Karbonsäuren
- stickstoffhaltige Verbindungen
- Schwefelverbindungen
- ätherische Öle

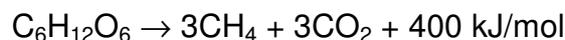
Zur Vermeidung bzw. Verminderung von Geruchsemissionen sind in einem Kompostwerk folgende Einrichtungen bzw. Maßnahmen vorzusehen (Krogmann, 1994):

- kurze Lagerung des Biomülls im Bunker
- Mischung des richtigen Ausgangssubstrates (Schüttgewicht, Nährstoffgehalt, Struktur, Porenvolumen, Wassergehalt)
- ggf. Nutzung der Abluft aus dem Anlieferungs- und Aufbereitungsbereich für die Kompostierung
- Optimierung und gezielte Steuerung der Rotte (Belüftung, Temperatur, Wassergehalt, Umsetzung) in geschlossener Halle
- Abluftreinigung mit mehrstufigen Reinigungsanlagen nach dem Stand der Technik

4 Vergärung

4.1 Abbauprozesse

Beim anaeroben Abbau werden organische Kohlenwasserstoffverbindungen zu Methan (CH_4) und Kohlendioxid (CO_2) umgewandelt. Der Abbau von Glukose verläuft vereinfacht dargestellt bei völliger Abwesenheit von Sauerstoff nach folgender Gleichung:



Der anaerobe Abbauprozess kann - wiederum stark vereinfacht - in die drei Phasen Hydrolyse, Säurebildung (saure Gärung) und Methanbildung unterteilt werden (Abbildung 1).

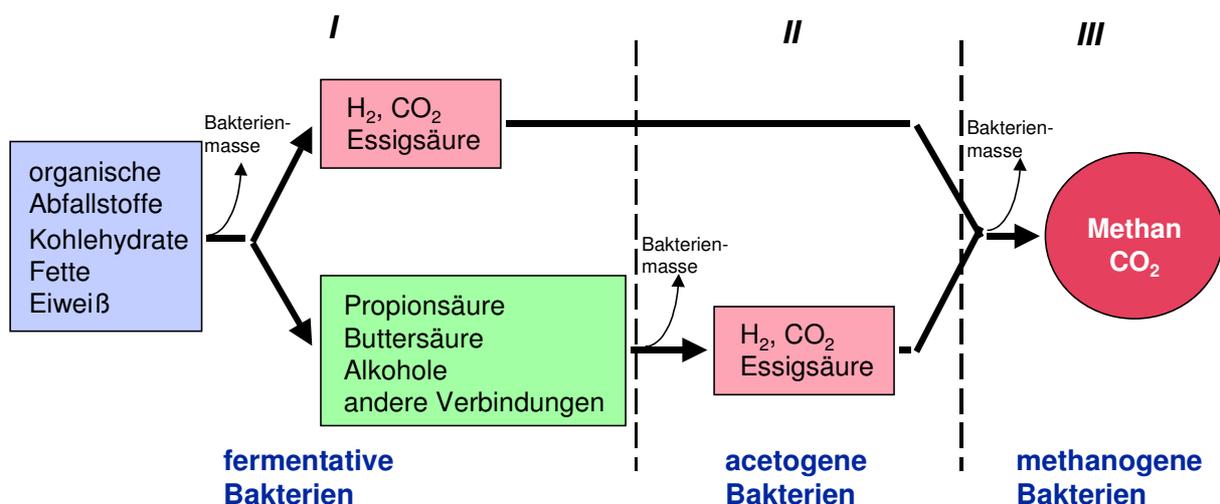


Abbildung 1 Schematische Darstellung anaerober Abbauprozesse

Die Biomasse - Protein, Fette, Kohlehydrate - wird durch Exoenzyme, die von Bakterien produziert werden, in der Phase der Hydrolyse zu Aminosäuren, Glukose etc. umgebaut. In der Phase der Säurebildung werden aus diesen Stoffen von unterschiedlichen Bakteriengruppen organische Säuren produziert, wobei einige Bakterienarten in der Lage sind, diese Substanzen direkt zu H_2 , CO_2 und auch Essigsäure zu fermentieren. Die Vielzahl der produzierten organischen Säuren und Alkohole wird erst in einer Zwischenstufe von den acetogenen Bakterien zu CO_2 , H_2 und Essigsäure umgesetzt. Nur die Ausgangsprodukte CO_2 , H_2 und Essigsäure aus der Phase der Säurebildung sowie Formiat, Methanol und Methylamine können in der dritten Phase von den Methanbakterien zu CH_4 und CO_2 abgebaut werden.

Der Prozeß neigt bei hoher Belastung zur Instabilität. Führt man plötzlich eine größere Menge Biomasse zu, so erfolgt sehr schnell eine Säurebildung. Da durch pH-Werte im sauren Bereich die Methanbildung reduziert wird, kann bei weiterer Zufuhr von Biomasse der Gärprozeß insgesamt zum Erliegen kommen.

Man unterscheidet zwischen ein- und zweistufigen Verfahren, wobei zwei optimale Temperaturbereiche für die Entwicklung und Aktivität von Methanbakterien existieren. Das Temperaturoptimum für mesophile Methanbakterien liegt bei 35 °C und für thermophile Methanbakterien bei 55 °C . Die methanproduzierenden Mikroorganismen stellen spezielle Anforderungen an die Milieubedingungen. Die wichtigsten Einflußfaktoren sind im folgenden zusammengestellt:

- Wassergehalt $> 50\%$
- Temperatur $> 30\text{ °C}$
- pH-Wert $6,6 - 8,0$
- Nährstoffe CSB : N : P = 100 : 0,44 : 0,08

4.2 Verfahren

Einstufige Verfahren sind i.a. technisch weniger aufwendig als zweistufige Verfahren, wobei die Behandlungsdauer bei zweistufigen Verfahren kürzer ist. Die einstufigen Verfahren können bei hohen und niedrigen Wassergehalten betrieben werden (Naßverfahren: 10-25% TS; Trockenverfahren: 25-55% TS), wobei die Temperaturen im Reaktor bei $30-35\text{ °C}$ oder bei ca. 55 °C gehalten werden. Während bei den einstufigen Verfahren die verschiedenen Abbaustufen in einem Reaktor ablaufen, erfolgt bei den zweistufigen Verfahren eine Trennung der Hydrolyse (saure Phase) von

der Methanisierung. Das Prozeßwasser der ersten Stufe wird dabei in die zweite Stufe gegeben. Im Vergleich zu den Naßverfahren erfordert bei der einstufigen Trockenfermentation die gasdichte Befüllung und Entleerung des Reaktors einen relativ hohen Aufwand. Die Raumausnutzung des Bioreaktors bei Trockenverfahren ist günstig, weil pro Reaktorvolumen eine hoher Prozentsatz Trockensubstanz behandelt werden kann.

4.3 Biogas und Abwasser

Bei der Vergärung von Bioabfall werden 400-500 m³ Biogas pro Tonne organischer Trockensubstanz produziert (Schön, 1994). Unter der Annahme eines Gehaltes an organischer Substanz von 50% und eines Wassergehaltes von 52% werden aus einer Tonne frischem Bioabfall 96-120 m³ Biogas gebildet (Krogmann, 1994a). Das entstehende Biogas besteht aus ca. 60-70% Methan und ca. 30-40% Kohlendioxid sowie Spuren von Wasserstoff, Ammoniak und Schwefelwasserstoff. Der Heizwert H_u beträgt ca. 6 kWh/Nm³ (Stegmann, 1994). Etwa 1/3 kann als Strom und 2/3 können als Wärme abgegeben werden (Krogmann, 1994a). Die Möglichkeit der Gasnutzung ist z.B. durch Verwertung in einem Blockheizkraftwerk möglich.

Dem Prozeßwasser kommt eine besondere Bedeutung zu. Einerseits dient es als Träger der umzusetzenden Stoffe, andererseits fällt es als unerwünschter Reststoff z.B. bei der Entwässerung an und muß aufwendig behandelt werden. Alle Verfahren versuchen deshalb möglichst wenig Abwasser zu produzieren, und es wird in fast allen Verfahren mit Wasserkreislaufführungen gearbeitet (Stegmann, 1994). Laut Loll (1994) fallen aus Anaerobanlagen etwa 200-350 L/t_{Abfall} Abwasser an, deren Belastungen bei optimalem Betrieb in etwa dem Mischwasserabfluß (Sickerwasser + Oberflächenwasser) einer offenen Kompostierung entspricht. Der CSB des Abwassers liegt bei 500-2.500 mg/L, der BSB₅ bei 100-1.200 mg/L und der NH₄-N-Gehalt bei 15-300 mg/L. In Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat können aber auch Ammonium-Stickstoffgehalte von mehr als 1.000 mg/L gemessen werden (Rubarth, 1994).

5 Kompostierung oder Vergärung - welches Verfahren ist vorzuziehen?

Kompostierung und Vergärung sind zwei grundsätzlich unterschiedliche Verfahren zum biologischen Abbau organischer Substanzen. Beide Verfahren haben Vor- und Nachteile. So wird die Anaerobtechnik sinnvollerweise bei der Behandlung stark wasserhaltiger Abfälle mit einem hohen Anteil an leichtabbaubaren Stoffen eingesetzt, während die Kompostierung besonders bei der Behandlung von Abfällen mit höheren

Anteilen an mittel- bis schwerabbaubaren Stoffen mit geringerem Wassergehalt sinnvoll eingesetzt wird. Während bei der Vergärung Lignin und Chitin nicht abgebaut werden, ist die Kompostierung auch für den biologischen Abbau von Baum- und Strauchschnitt (Ligninanteil ca. 20-30% TS) prädestiniert. In der Natur sind für den Ligninabbau fast ausschließlich Pilze, die trockene, gut durchlüftete Bereiche bevorzugen, verantwortlich (Krogmann, 1994a).

Anaerobe Verfahren haben gegenüber der Kompostierung grundsätzlich Vorteile auf dem Gebiet der Energiebilanzen, CO₂-Emissionen, Geruchsentstehung und Geruchsbehandlung. Verfahrenstechnisch können Anaerobverfahren aufwendiger sein. Durch die Vergärung werden die Vor- und zum Teil die Haupttrotte bei der Kompostierung ersetzt. Als Nachbehandlung ist im Gegensatz zur Kompostierung in den meisten Verfahren eine Entwässerung erforderlich. Eine Nachkompostierung nach anaerober Behandlung erscheint in der Regel sinnvoll (Krogmann, 1994a).

Eine vergleichende Energiebilanz für die Kompostierung und die Vergärung läßt sich nur überschlägig erstellen, da der Energieverbrauch verfahrensabhängig ist. Während bei der Kompostierung aufgrund der energieintensiven Belüftung und Umsetzung ein Verbrauch von 60-80 kWh/t_{Bioabfall} zu verzeichnen ist, wird bei der Vergärung durch die Nutzung des Biogases bei einer Produktion von 150 kWh/t_{Bioabfall} und einem Verbrauch von 50 kWh/t_{Bioabfall} ein Überschuß von 100 kWh/t_{Bioabfall} erzielt (Margull und Stegmann, 1996).

Bei Kombinationsverfahren bestehend aus Vergärung und Kompostierung erfolgt i.a. in der ersten Phase die Umsetzung leicht abbaubarer feuchter Stoffe unter anaeroben Bedingungen. In der zweiten Phase werden die schwer abbaubaren Stoffe unter aeroben Milieubedingungen umgesetzt. Die Mindestverweilzeit in der einstufigen Vergärungsstufe beträgt ca. 21 Tage und die der Nachkompostierungsphase ca. 3-5 Wochen.

Zusammenfassend stellt sich die Vergärung neben der Kompostierung sowohl unter ökonomischen als auch unter ökologischen Gesichtspunkten als sinnvolle Technologie zur biologischen Behandlung von Bioabfällen dar. Für die Umsetzung von Grünabfällen ist die Kompostierung das geeignetere Verfahren.

In Tabelle 1 sind die unterschiedlichen Bedingungen und Vorzüge der Kompostierung und Vergärung gegenübergestellt.

Tabelle 1: Vergleich der aeroben und anaeroben biologischen Behandlung (nach: Krogmann, 1994; Margull und Stegmann, 1996)

Parameter	Kompostierung	Vergärung
Mikroorganismen	Bakterien, Pilze, Actinomyceten	verschiedene Bakterien
Biomassebildung	50% des abgebauten Kohlenstoffs	10% des abgebauten Kohlenstoffs
Milieu		
Sauerstoff	5-15% in den Poren	kein Sauerstoff
Wassergehalt	40-60%	60-90%
Nährstoffe	C/N = 20-35/1	C/N = 10-30/1
Temperatur	bis max. 55-65 °C	35 °C (mesophil) 55 °C (thermophil)
pH-Wert	5,5-8	6,5-8
Annahme	Flach- oder Tiefbunker	Flach- oder Tiefbunker
Aufbereitung	bevorzugt trocken	trocken und/oder naß
Input	organische Rückstände, ggf. Strukturmaterial, Luft	organische Rückstände, ggf. Wasser, Wärme
Output, Produkt	Kompost (zur Vermarktung) Abluft (Behandlung über Biofilter) Abwasser, ggf. Kondenswasser	biologisch stabilisierter, z.T. nasser Gärrückstand (Entwässerung und aerobe Nachrotte erforderlich) Biogas (energiehaltig zur Verstromung und Wärmeerzeugung) Abwasser (biologische Nachbehandlung erforderlich)
Abbau oTS	ca. 55% ¹	45-67% ¹
Abwasser		
Menge [L/t]	10-60 (Sickerwasser)	200-350
CSB [mg/L]	20.000-100.000	500-2.500
BSB ₅ [mg/L]	10.000-45.000	100-1.200
NH ₄ -N [mg/L]	50-800	15-300
Geruchsemissionen	bei allen Verfahrensschritten (Behandlung über Biofilter i.d.R. erforderlich)	bei Aufbereitung, Nachrotte und Konfektionierung (Desodorierung z.B. über Biofilter sinnvoll)
Energiebedarf		
elektrisch	60-80 kWh/t _{Bioabfall}	50 kWh/t _{Bioabfall}
thermisch	-	120 kWh/t _{Bioabfall}
Energieproduktion (nutzbare Energie)		
elektrisch	-	150 kWh/t _{Bioabfall}
thermisch	kaum nutzbar	300 kWh/t _{Bioabfall}
Flächenbedarf ²	6.500 m ²	5.700 m ²

¹ : nach Bidlingmaier und Müsken, 1997; ² :Durchsatz: 15.000 t/a

Kompostqualität

Wie bereits erwähnt, ist i.a. sowohl im Anschluß an die Intensivrotte (bei Kompostierungsverfahren) als auch im Anschluß an die Vergärungsstufe eine Nachkompostierung über mehrere Wochen (je nach Verfahren: 6-12 Wochen) notwendig,

um ein gut vermarktungsfähiges Produkt zu erhalten. Auch wenn es für Frischkompost derzeit noch Absatzmöglichkeiten gibt, was vorteilhaft ist bzgl. verringerter Behandlungszeiten, ist nach Auffassung der Autoren ein Rottegrad von V anzustreben. Dieses bedeutet zwar eine Verlängerung der Behandlungsdauer der Nachkompostierung, doch langfristig ist eine Vermarktung von Fertigkompost auch aufgrund bestehender oder zukünftiger behördlicher Auflagen sicherer.

Die Kompostqualität und Kompostanwendung orientiert sich an den Güterrichtlinien der Bundesgütegemeinschaft Kompost (RAL, 1992). Danach muß Frisch- und Fertigkompost bestimmte Qualitäts- und Gütekriterien erfüllen (s. Tabelle 2).

Tabelle 2: Qualitäts- und Gütekriterien für Frisch- und Fertigkompost nach RAL (1992; zusammengestellt von Krogmann, 1994)

Kriterien	Frischkompost	Fertigkompost
Hygiene	<ul style="list-style-type: none"> • seuchhygienisch unbedenklich, frei von Unkrautsamen 	
Verunreinigungen	<ul style="list-style-type: none"> • praktisch frei von artfremden Stoffen wie Kunststoffen, Glas, Metall, Verbundstoffen 	
Steine	<ul style="list-style-type: none"> • Anteil artfremder Stoffe größer 2 mm \leq 5 Gew.-% TS 	
Rottegrad	<ul style="list-style-type: none"> • II - III 	<ul style="list-style-type: none"> • IV - V
Wassergehalt	<ul style="list-style-type: none"> • in loser Ware nicht mehr als 45% 	<ul style="list-style-type: none"> • in loser Ware nicht mehr als 45% • in abgesackter Ware nicht mehr als 35%
organische Substanz sonstige Inhaltsstoffe [#]	<ul style="list-style-type: none"> • mindestens 40 Gew.-% 	<ul style="list-style-type: none"> • mindestens 20 Gew.-%
	<ul style="list-style-type: none"> • Blei: • Cadmium: • Kupfer: • Chrom: • Nickel: • Quecksilber: • Zink: 	<ul style="list-style-type: none"> 150 mg/kg TS 1,5 mg/kg TS 100 mg/kg TS 100 mg/kg TS 50 mg/kg TS 1,0 mg/kg TS 400 mg/kg TS
deklarationspflichtige Parameter	<ul style="list-style-type: none"> • Art und Zusammensetzung • Maximalkorn • Rohdichte • Salzgehalt • pH-Wert • Pflanzennährstoffe • organische Substanz • Nettogewicht oder Volumen • Anwendungsempfehlung 	

[#] bezogen auf 30% organische Substanz; TS: Trockensubstanz

Referenzen

- Becker, G., Kötter, A., Gallenkemper, B. (1996): Bewertungskriterien für das Rottestadium von Bioabfallkompost. In: Neue Techniken der Kompostierung - Kompostanwendung, Hygiene, Schadstoffabbau, Vermarktung, Abluftbehandlung. Hamburger Berichte 11 (Hrsg.: Stegmann), Economica Verlag, Bonn, 7-19.
- Bidlingmaier, W. (1996): Odour emissions from composting plants. In: The science of composting (Hrsg.: M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, T. Papi), Blackie Academic & Professional, London, 71-79.
- Bidlingmaier, W., Grauenhorst, V. (1996): Geruchsemissionen von Kompostierungsanlagen. In: Neue Techniken der Kompostierung - Kompostanwendung, Hygiene, Schadstoffabbau, Vermarktung, Abluftbehandlung. Hamburger Berichte 11 (Hrsg.: Stegmann), Economica Verlag, Bonn, 441-458.
- Bidlingmaier, W., Müsken, J. (1997): Biotechnische Verfahren. In: http://132.252.137/bionet/bioan/bian_4.htm#k42.
- Billitewski, B., Härdtle, G., Marek, K. (1990): Abfallwirtschaft. Springer Verlag, Berlin.
- Fischer, K. (1996): Environmental impact of composting plants. In: The science of composting (Hrsg.: M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, T. Papi), Blackie Academic & Professional, London, 81-86.
- Hofmann, R. (1996): Hygiene bei der Kompostierung. In: Neue Techniken der Kompostierung - Kompostanwendung, Hygiene, Schadstoffabbau, Vermarktung, Abluftbehandlung; Hamburger Berichte 11 (Hrsg.: Stegmann), Economica Verlag, Bonn, 151-165.
- Körner, I. (1997): Ligningehalt in Bioabfall. Persönliche Mitteilung, 20.02.1997, Hamburg.
- Krogmann, U. (1994): Kompostierung; Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung. Hamburger Berichte 7 (Hrsg.: Stegmann), Economica Verlag, Bonn.
- Krogmann, U. (1994a): Vergärung oder Kompostierung? In: Anaerobe Behandlung von festen und flüssigen Rückständen. Beiträge zu einer Veranstaltung des Sonderforschungsbereiches 238 der Deutschen Forschungsgemeinschaft in Zusammenarbeit mit der DECHEMA-Fachsektion Biotechnologie vom 2.-4. November 1994 (Hrsg.: H. Märkl, R. Stegmann), VCH-Verlag, Weinheim.
- LAGA M10 (1995): Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost, LAGA-Merkblatt M10 der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall. In: Müllhandbuch Lfg. 5/95, Kennziffer 6856, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Loll, U. (1994): Behandlung von Abwässern aus aeroben und anaeroben Verfahren zur biologischen Abfallbehandlung. In: Verwertung biologischer Abfälle (Hrsg.: K. Wiemer, M. Kern), M.I.C. Baeza-Verlag, 281-307.
- Margull, J., Stegmann, R. (1996): Stand der Technik bei der Vergärung von Bioabfällen. In: Abfallwirtschaft - quo vadis 1996? Fachtagung 11.-12. Juni 1996 (Hrsg.: Haase Energietechnik GmbH, Neumünster), Lübeck.
- RAL (1992): Kompost-Gütesicherung RAL - GZ 251. Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V., Beuth Verlag, Berlin.
- Schön, M. (1994): Verfahren zur Vergärung organischer Rückstände in der Abfallwirtschaft. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 66, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Stegmann, R. (1994): Die anaerobe Behandlung von Bioabfällen - ökonomische und ökologische Gesichtspunkte. Vortrag auf dem Seminar "Die kombinierte aerobe und anaerobe Biomüllbehandlung", 16. Juni 1994, Salzburg.
- TA SiedlAbf 3c 5.4 (1996): Aufbereitungsanlagen für biologisch abbaubare organische Abfälle. In: AbfR - Abfallrecht, Technische Anleitung Siedlungsabfall. Beck-Texte im dtv, München.