

Ber. nat.-med. Verein Innsbruck	Band 91	S. 293 - 321	Innsbruck, Nov. 2004
---------------------------------	---------	--------------	----------------------

Kompostierung – neue Betrachtung einer alten Technik

von

Andreas WAGNER & Paul ILLMER^{*)}

Composting – New Aspects of an Old Technique

Synopsis: Although composting is known since the beginning of mankind large scale composting and scientific occupation with this topic did not occur before the middle of the 20th century. Today biotic wastes belong to a sharply increasing fraction of total waste but knowledge of fundamental mechanisms and engaged microorganisms is still poor.

1. Einleitung:

1.1. Geschichte der Kompostierung:

Kompostierung im weitesten Sinn wurde bereits im Altertum praktiziert (EPSTEIN 1997). Als der Mensch sesshaft wurde und begann, Ackerbau und Viehzucht zu betreiben, dürfte er erkannt haben, dass dort, wo Mist und Abfälle ausgebracht wurden, die Ernterträge stiegen. Die Römer kannten die Kompostierung, Griechen und Juden hatten ein Wort dafür und durch die Araber dürfte viel Wissen die Zeit überdauert haben (MARTIN & GERSHUNY 1992). Die frühen Kulturen in Südamerika, China, Japan und Indien betrieben intensive Landwirtschaft und nutzten tierische und menschliche Abfälle als Dünger (EPSTEIN 1997). Die mittelalterliche Kirche war ebenfalls Konservator von Wissen. Vor allem in den Klöstern wurde dieses angewandt, weitergegeben und – besonders wichtig – aufgeschrieben. Von zwei englischen Abteien, St. Albans (1258) und Newenham (1388), ist bekannt, dass sie Kompost als Dünger vorschrieben (MARTIN & GERSHUNY 1992). Unter Kompost verstand man zu dieser Zeit und bis herauf in das 19. und 20. Jahrhundert ein aus der Anhäufung von Abfällen entstehendes Produkt. Im 19. und 20. Jahrhundert wurde die lange Tradition der Kompostierung durch die Mineraldüngung weitestgehend abgelöst, Justus von Liebig hatte die Mineralstofftheorie eingeführt.

Anfang des 20. Jahrhunderts begann man sich der Kompostierung zu erinnern. Das Konzept der Kompostierung in großen Anlagen wird Sir Albert Howard zugeschrieben, der den Indore Prozess in den Jahren 1924 bis 1931 in Indien entwickelte. Anfänglich noch

^{*)} Anschrift der Verfasser: Mag. Andreas Wagner, Inst. f. Mikrobiologie, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck; e-mail: Andreas.Wagner@uibk.ac.at.; A.Univ.-Prof. Mag. Dr. Paul Illmer, Inst. f. Mikrobiologie, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck, e-mail: Paul.Illmer@uibk.ac.at.

anaerob, wurde die Verarbeitung von pflanzlichen und tierischen Abfällen und menschlichen Exkrementen schließlich zu einem aeroben Prozess. In Europa entstand die erste Großanlage im Jahr 1932 in den Niederlanden (EPSTEIN 1997). In der Mitte des vorigen Jahrhunderts setzte man sich vermehrt wissenschaftlich mit dem Thema auseinander und konnte die Technik soweit etablieren, dass es ab den 70iger und 80iger Jahren in Österreich bereits Großanlagen zur Verarbeitung von Grünabfällen gab. Aber erst in den letzten Jahren wurde die Kompostierung als wirkliche Alternative zur Deponierung, bei der biogene Abfälle durch deren Platzbedarf und die unkontrollierte Gasproduktion Probleme bereiteten, erkannt. Mit der Einführung der Biotonne – ein Modellversuch lief Ende der 80iger, Anfang der 90iger Jahre in Wien (AMLINGER 1993) – konnte die Trennung von biogenen Abfällen auch in Städten eingeführt werden. 1995 wurde durch eine Bundesverordnung die getrennte Sammlung biogener Abfälle gesetzlich vorgeschrieben und die Kompostierung ist spätestens seit damals fester Bestandteil der Abfallwirtschaft in Österreich, wie auch in den meisten anderen mitteleuropäischen Ländern.

1.1. Abfallwirtschaft:

Laut Bundesabfallwirtschaftsplan 2001 beläuft sich das Gesamt-Abfallaufkommen in Österreich (inklusive des Bodenaushubs) auf rund 49 Mio. Tonnen pro Jahr (PERZ 2001). Mit rund 48 Mio. Tonnen pro Jahr machen nicht gefährliche Abfälle mengenmäßig gegenüber 1 Mio. t gefährlicher Abfälle den wesentlich größeren Anteil aus. Zu den nicht gefährlichen Abfällen gehören Fraktionen wie Bodenaushub (mit 20 Mio. t die größte Fraktion), Baurestmassen, Baustellenabfälle und ca. 3,1 Mio. t Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen. Über die öffentliche Müllabfuhr werden jährlich ca. 1.313.000 t Restmüll und 219.000 t Sperrmüll abgeführt (PERZ 2001), wohingegen über getrennte Sammelsysteme ca. 23.000 t Problemstoffe, 1.061.000 t Altstoffe und 478.000 t biogene Abfälle erfasst werden. Nach biotechnischer Behandlung stehen ausgehend von der biogenen Fraktion 159.000 t Kompost zur Verfügung, was auf eine Reduktion der Bioabfallfraktion um ca. 70% hinweist.

1995 wurde in Österreich durch eine entsprechende Bundesverordnung die getrennte Sammlung biogener Abfälle gesetzlich vorgeschrieben. Somit gibt es heute ein flächendeckendes Netz an geeigneten Erfassungs- und Sammelsystemen von öffentlicher und privater Seite. Es ist heute kaum mehr vorstellbar, eine Abfallwirtschaft ohne Trennung in Stoffgruppen bzw. ohne biologische Behandlung von Küchen-, Garten- und Park-, aber auch landwirtschaftlichen und in begrenztem Maße industriellen Abfällen zu betreiben, sei es auf Haushalts-, lokaler oder auch regionaler Ebene (RANINGER 1993). Auf regionaler Ebene (Land Tirol) lässt sich das Müllaufkommen (ohne Bauaushub, Baurestmassen und Klärschlamm) wie in der Abbildung 1 dargestellt gliedern. Betrachtet man ausgehend vom gesamten Müllaufkommen die Entwicklung jener Mengen, die für die Kompostier- und Vergärungsanlagen zur Verfügung stehen, so ist während der letzten Jahre eine deutliche Zunahme zu verzeichnen (Abb. 2). Es gewinnen in Hinblick auf die Stoffströme biogene

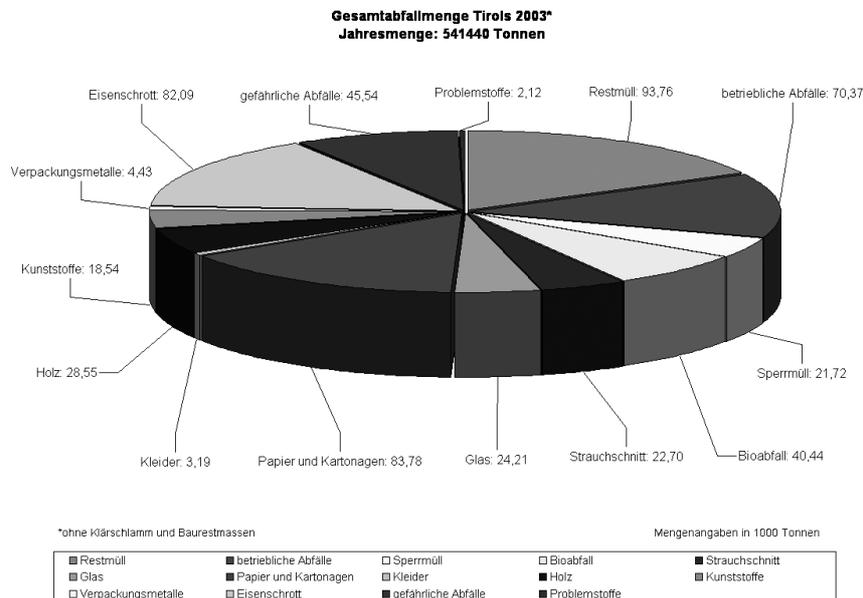


Abb. 1: Gesamtabfallmenge und anteilmäßige Verteilung verschiedener Abfälle in Tirol im Jahr 2003 (ohne Klärschlamm, Bauaushub und Baurestmassen). Quelle: Amt der Tiroler Landesregierung (<http://www.tirol.gv.at/themen/umwelt/abfall>).

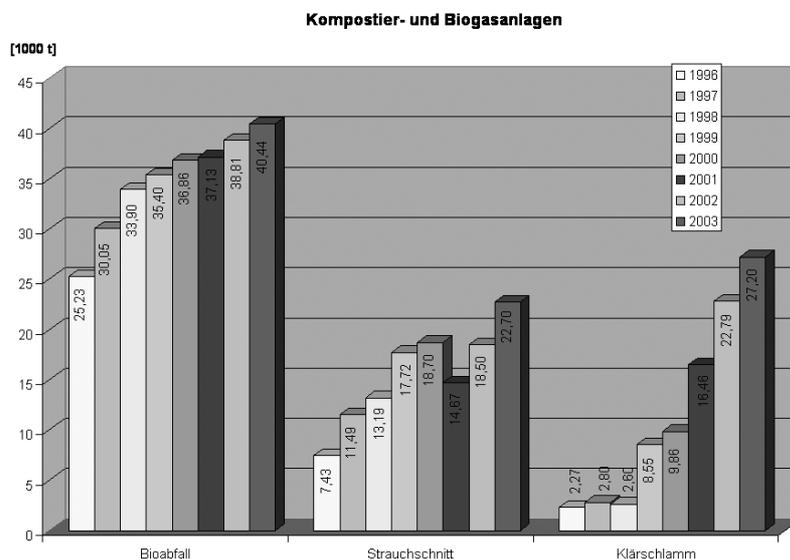


Abb. 2: Entwicklung der Mengen der Ausgangssubstrate für die biotechnische Behandlung von organischen Substraten im Land Tirol in den Jahren 1996 bis 2003. Quelle: Amt der Tiroler Landesregierung (<http://www.tirol.gv.at/themen/umwelt/abfall>).

Abfälle also zunehmend an Bedeutung, was sich auch in einem raschen Anstieg der Anzahl von Kompostierungs- und Vergärungsanlagen widerspiegelt.

Neben dem Recycling trägt die biologische Abfallbehandlung auch zur Müllreduktion bei und ist somit nicht nur unter dem Aspekt der Verwertung sondern auch unter dem Aspekt der Entsorgung zu sehen (ILLMER 2002). Ökologische Argumente, wie die Verarbeitung von organischen Abfällen zu hochwertigen Komposten, die Schonung von wertvollen Ressourcen (z.B. Torf) und Naturräumen, die Kompensation von Nährstoffverlusten aus Böden mit intensiver Landwirtschaft, die Reduktion der Kosten im Vergleich zur Verbrennung, sowie der sparsame Umgang mit Deponieraum sprechen klar für eine aktive Bioabfallbewirtschaftung. Bei der Vergärung ist darüber hinaus noch ein Energiegewinn aus der vorgeschalteten Methanisierungsstufe zu erwähnen (BEFFA et al. 1998).

Für die Zukunft ist abzuschätzen, dass ca. 30% des Hausmülls und ein erheblicher Anteil industrieller Abfälle – etwa 40% des gesamten Müllaufkommens in Europa – über Kompostierung und Vergärung biologisch behandelt werden können (BARTH & KROEGER 1998).

1.2. Vergärung:

Ein zunehmender Anteil des Biomüll-Aufkommens wird nicht mehr allein aerob kompostiert, sondern im Rahmen einer anaeroben Vergärung in geschlossenen Systemen behandelt. Ein Vergleich der beiden Konzepte ist u.a. bei KÄMPFER & WEIBENFELS (2001) zu finden, die Mikrobiologie der Vergärung von festen Abfallstoffen wird beispielsweise von RASKIN et al. (1995), SCHERER (2001), SEKIGUCHI et al. (2001), LASTELLA et al. (2002), GALLERT et al. (2003) dargestellt, soll aber hier nicht näher besprochen werden. Erste Versuche zur Vergärung kommunaler Abfälle wurden in der Mitte des vorigen Jahrhunderts zumeist in Kombination mit Klärschlämmen durchgeführt und das Konzept wurde später auf einheitliche Abfälle aus der Landwirtschaft und der Lebensmittelindustrie ausgedehnt. Seit einigen Jahren wird in zunehmendem Ausmaß in zumeist kleindimensionierten Anlagen biogener Abfall aus der Landwirtschaft verwertet. In Europa existieren ca. 3000 solcher Anlagen, in Österreich wird von ca. 120 ausgegangen (BRAUN 2001). Einen starken Aufschwung nahm die Vergärung von Abfällen in Österreich seit die Getrenntsammlung gesetzlich vorgeschrieben (BGBl Nr. 68/1992) bzw. die Deponierung organischer Abfälle verboten wurde (BGBl. Nr. 164/1996). Zur Behandlung getrennt gesammelter Bioabfälle existieren in Europa nach einer Zusammenstellung der International Energy Agency (IEA) aus dem Jahre 1997 108 Bioabfallvergärungs- und Cofermentationsanlagen mit Kapazitäten von über 2.500 t a⁻¹, die 4.241.700 t Bioabfall a⁻¹ verwerten und ein enormes Anwendungspotential für eine Prozessoptimierung und die damit verbundene gesteigerte Wirtschaftlichkeit darstellen (BRAUN 2001). In Österreich sind derzeit 4 solcher Großanlagen (Lustenau, Roppen, Salzburg und Wels) in Betrieb.

Auch bei der Vergärung fester, halbfester und pastöser Ausgangssubstrate kommt es zu einer deutlichen Reduktion von Volumen und Gewicht und zu einer Hygienisierung des Materials. Darüber hinaus sprechen eine weitgehende Geruchsfreiheit und die Verhinde-

zung des Massenauftritts von Schädlingen und Lästlingen (beide Probleme treten v.a. bei der Kompostierung feuchter Materialien auf (ILLMER et al. 1997)) und die Produktion von energetisch nutzbarem Biogas (Methan, CH₄) für diese Technologie. Der schnell an Bedeutung gewinnende Bereich der anaeroben Abfallbehandlung soll jedoch in einem weiteren Manuskript dargestellt werden, da es den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde.

2. Definition(en) der Kompostierung:

Je nach Betrachtungsweise und Augenmerk des Autors existieren verschiedene Definitionen, die jede für sich, einen oder mehrere Aspekte des komplexen Prozesses in den Vordergrund stellen:

- Kompostierung ist der Abbau von heterogener organischer Substanz durch gemischte mikrobiologische Populationen unter feuchten, warmen und aeroben Bedingungen (GRAY et al. 1971).
- Kompostierung ist ein Prozess des biologischen Abbaus, bei dem organische Abfälle transformiert werden und durch die metabolische Aktivität einer Folge von gemischten mikrobiologischen Populationen, die jeweils an die von der vorangegangenen Population geschaffenen Bedingungen angepasst sind, stabilisiert werden (ANDERSON & SMITH 1987).
- Kompostierung führt zur Produktion von Kohlendioxid, Wasser, Mineralsalzen und stabilisierter organischer Substanz (Kompost). Es impliziert die Kontrolle über Temperatur, Wassergehalt, Substratzusammensetzung und Belüftung (DE BERTOLDI & ZUCCONI 1987).
- Kompostierung ist als thermophiler, biologischer Prozess definiert, der den Abbau faulig und übel riechenden, organischen Materials in relativ stabile, humusähnliche Endprodukte beinhaltet. Bei richtiger Handhabung verringert der Prozess Gewicht, Volumen und Wassergehalt und tötet pathogene Organismen ab (HAY & KUCHENRITHER 1990).
- Kompostieren ist die biologische Umwandlung von organischen Abfällen unter kontrollierten Bedingungen hin zu einem hygienischen, humusreichen und relativ biostabilen Produkt, das die Bodenfruchtbarkeit positiv beeinflusst. Bestimmt werden der Kompostierprozess und dessen Produkt durch mehrere Parameter, die nicht einzeln sondern erst im gemeinsamen Prozess erreicht werden (MATHUR 1991).
- Kompostierung ist der biologische Abbau und die Stabilisierung organischer Substrate unter Bedingungen, die es erlauben, dass sich durch biologisch produzierte Wärme Temperaturen für thermophile Organismen entwickeln, um am Ende ein stabiles Produkt hervorzubringen, das frei von Pathogenen und Pflanzensamen ist und Vorteile bei der Applikation auf Böden bringt (HAUG 1993).
- Kompostierung ist der biologische Abbau von organischem Material unter kontrollierten, aeroben Bedingungen (EPSTEIN 1997).
- Kompostierung ist die gesteuerte, exotherme biologische Umwandlung abbaubarer organischer Materialien in ein huminstoffreiches Material mit mindestens 20 Masseprozent organischen Substrats (KOMPOSTVERORDNUNG 2001).

Zusammenfassend versteht man unter Kompostierung also einen Prozess, der unter feuchten und aeroben Bedingungen abläuft, bei dem Wärme produziert wird, in dessen Verlauf mehrere Mikroorganismenpopulationen beteiligt sind und der verschiedenartiges, organisches Material umwandelt und zu einem relativ stabilen und pathogenfreien Endprodukt führt.

3. Mikrobiologisch - biochemische Grundlagen der Kompostierung:

In der Natur werden abgestorbene pflanzliche und tierische Substanzen in gut durchlüfteten Böden durch die Aktivitäten verschiedener Tiere (Würmer, Insekten, Milben, ...) und Mikroorganismen (Pilze und Bakterien) abgebaut und im Optimalfall in die Endprodukte des aeroben Stoffwechsels CO_2 und H_2O zerlegt. Als Nebenprodukte entstehen dabei zusätzlich zu verschiedenen mineralischen Bestandteilen Ammonium (NH_4^+), Nitrat (NO_3^-) und Aminokomponenten, die für Pflanzen entweder vor oder nach Hydrolyse durch Bodenenzyme verfügbar sind (PARE et al. 1998).

Der Abbau der biologischen Substanz wird von einer Kaskade von verschiedenen, für den jeweiligen Zeitpunkt des Abbaus charakteristischen Mikroorganismenpopulation durchgeführt (ANDERSON & SMITH 1987, EPSTEIN 1997). Die verschiedenen Populationen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Bedürfnisse an Nährstoffen, Temperatur, Wassergehalt, pH-Wert und O_2 -Gehalt z. T. sehr beträchtlich von einander (EPSTEIN 1997). Der Anteil an lebenden bzw. abgestorbenen Mikroorganismen kann während des Kompostierprozesses zwischen 2% und 20% der gesamten Kompostmasse betragen (BEFFA et al. 1995a). Heterotrophe (besser chemoorganotrophe) Organismen, die definitionsgemäß organische C-Quellen verwerten, dominieren in Komposten. Sie übernehmen, so wie in Böden, die zentrale Funktion in der Mineralisation von organischer Substanz und leisten damit einen enormen Beitrag zum Leben auf der Erde, da sie auf diese Weise den in Pflanzen und Tieren organisch gebundenen Kohlenstoff und andere Elemente wie Stickstoff und Phosphor in den Nährstoffkreislauf zurückführen. So führt die globale CO_2 -Assimilation jährlich zur Bildung von etwa $2,6 \times 10^{11}$ t pflanzlicher Biomasse (Trockensubstanz) (FRITSCH 1999), wohingegen der globale CO_2 -Flux durch Bodenatmung zwischen $6,8 \times 10^{10}$ t C Jahr⁻¹ (RAICH & SCHLESINGER 1992) und $7,7 \times 10^{10}$ t C Jahr⁻¹ (RAICH & POTTER 1995) liegen dürfte.

3.1. Kompostsubstrat - Ausgangsmaterialien:

Das Kompostsubstrat besteht meist aus Grün- und Rasenschnitt, Garten- und Parkabfällen, Laub, Holz, Küchen- und Speiseabfällen, die je nach investiertem Zeit- und Arbeitsaufwand teilweise gehäckselt oder auf andere Art zerkleinert vorliegen. Sowohl das Müllaufkommen als auch die Zusammensetzung können im Einzelnen sehr variabel sein und sind z.B. sehr starken jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Bei Erhebungen im Rahmen der Einführung der Biotonne konnten beispielsweise Spitzen in den Monaten Oktober und November und ein Minimum im Februar beobachtet werden (AMLINGER 1993). Bei KROGMANN (1994) wird von einer jahreszeitlich relativ gleich bleibenden

Menge an Küchenabfällen, aber stark schwankenden Quantitäten an Grün- und Gartenabfällen ausgegangen, wobei für April und Spätherbst Spitzen im Gesamtaufkommen geschätzt werden. Für die Quantität des Biomüllaufkommens spielt die Siedlungsstruktur einmal insofern eine Rolle, als in Siedlungen mit hauptsächlich Einfamilienhäusern oftmals eine Eigenkompostierung durchgeführt wird, die entsprechenden Abfallmengen nicht über die Biotonne entsorgt werden und daher in der Sammlung fehlen. Andererseits fällt bei Wohneinheiten mit Gärten naturgemäß mehr kompostierbares Material an als in Mehrfamilienhäusern. KETELSEN & DOEDENS (1992) gehen etwa von 150-200 kg Biomüll $\text{EW}^{-1} \text{a}^{-1}$ für Landkreise, Klein- und Mittelstädte, von 100 - 150 kg $\text{EW}^{-1} \text{a}^{-1}$ für Großstädte und von 50 kg $\text{EW}^{-1} \text{a}^{-1}$ für Mehrfamilienhausgebiete aus. AMLINGER (1993) gibt für verschiedene Siedlungsstrukturen Mengen zwischen 4,1 kg $\text{EW}^{-1} \text{a}^{-1}$ und 142,2 kg $\text{EW}^{-1} \text{a}^{-1}$ an. So wie die Quantität wird natürlich auch die Qualität sehr entscheidend von der Siedlungsstruktur beeinflusst. Die Zusammensetzung des Biomülls reicht beispielsweise für Mähgut von 9,4% in Wohnhausanlagen bis 48,8% in Kleingärtsiedlungen und für pflanzliche Küchenabfälle von 3,3% in Kleingärtsiedlungen bis 60% in Wohnhausanlagen (AMLINGER 1993).

3.2. (Bio-)Chemische Grundlagen des Ausgangsmaterials:

Es werden an dieser Stelle nur wichtige Grundlagen genannt, mehr Information ist Übersichtsarbeiten wie z.B. HAIDER (1996), EPSTEIN (1997), KÄMPFER & WEIBENFELS (2001) oder biochemischen Lehrbüchern zu entnehmen.

Chemisch gesehen besteht das Kompostsubstrat entsprechend der zumeist dominierenden pflanzlichen Herkunft aus Cellulose, Hemicellulosen (Fructane, Mannane, Xylane), Lignin, Pektinen, Stärke, Proteinen, freien Zuckern, Aminosäuren und Fettsäuren und geringen Mengen an Fetten, Wachsen, Harzen und anderen ätherlöslichen Verbindungen (EPSTEIN 1997). Die organischen Substanzen werden im Rahmen der Kompostierungsprozesse unter aeroben Bedingungen zu mikrobieller Zellmasse, CO_2 , H_2O , NH_3 , H_2S und der komplexen, chemisch schwer spezifizierbaren Matrix Kompost ab- und umgebaut. Bei der anaeroben Fermentierung entstehen neben der mikrobiellen Zellmasse, CO_2 und H_2O noch beträchtliche Mengen an volatilen Fettsäuren, Alkoholen, NH_3 , H_2S , CH_4 und CO (LOTT-FISCHER et al. 2001).

Cellulose ist eine faserige, feste und wasserunlösliche Substanz, die man vor allem in den verholzten Teilen des Pflanzengewebes findet. In der pflanzlichen Zellwand ist Cellulose größtenteils in eine Matrix von Lignin und Hemicellulose eingebettet und bildet die sogenannten Mikrofibrillen (LEHNINGER et al. 1998, FRITSCHKE 1999). Der Abbau von Cellulose erfolgt mittels Cellulasen durch zahlreiche Bakterien und Pilze, wobei letztere den Bakterien dabei überlegen sind. Zu den cellulolytischen Bakterien in Komposten zählen u. a. einige Bacillus-Species, neben diesen auch Vertreter der Actinomyceten. Unter den Pilzen gibt es eine Reihe von Vertretern, die auch die mit Lignin inkrustierte Cellulose wirksam angreifen (z.B. Vertreter aus den Gattungen *Chaetomonium*, *Trichoderma* und *Fusarium*).

Hemicellulose ist der Überbegriff für verzweigte Heteropolysaccharide, die Glucose, Mannose, Galactose, Xylose und Arabinose beinhalten. In Pflanzen kommt hauptsächlich D-Xylan vor, was von einem größeren Artenspektrum abgebaut werden kann als die stabilere Cellulose.

Lignin (von lat.: Holz) ist ein Aromatenpolymer aus Phenylpropanuntereinheiten mit einer Molekülmasse von ≥ 100.000 Dalton, das von Mikroorganismen nur sehr schwer und nicht wie Polysaccharide oder Proteine durch hydrolytische Enzyme sondern durch oxidative Reaktionen abgebaut werden kann (HAIDER 1996). Lignocellulose ist ein Komplex aus den Polymeren Lignin (20-30%), Cellulose (40%) und Hemicellulose (20-30%), stellt einen beträchtlichen Teil der natürlichen Biomasse dar, dient häufig als zentrale Kohlenstoffquelle während der Kompostierung und ist demgemäß ein wichtiger Bestandteil des weltweiten Kohlstoffzyklus (TUOMELA et al. 1999). Holz besteht beispielsweise nahezu zur Gänze aus Lignocellulose, Stroh etwa zu 80%. Abgebaut wird Lignin vor allem durch Weißfäule - Pilze (Braunfäule - Pilze \rightarrow Celluloseabbau), unter welchen *Phanerochaete chrysosporium* und *Trametes versicolor* zu den bestuntersuchten gehören (MANZANARES et al. 1995).

Proteine sind Polymere aus Aminosäuren und spielen strukturell und funktionell für den Aufbau aller Zellen eine zentrale Rolle. Sowohl die Proteolyse, die Spaltung des Polymers, als auch die Ammonifikation, die Freisetzung der Amino-Gruppe der Aminosäure, können von vielen Mikroorganismen durchgeführt werden und diese Prozesse beginnen, sobald freie Aminosäuren im frischen Biomüll aufgebraucht sind. Für einen optimalen Verlauf einer thermophilen Kompostierung sollte der pH-Wert neutral bis leicht basisch sein (NAKASAKI et al. 1993, EPSTEIN 1997). Am Ende des Kompostierungsprozesses ist der Großteil des Stickstoffs entweder in Form von Biomasse (mikrobielle Zellen haben ein C/N- Verhältnis von ca. 10/1 (GRAY & BIDDLESTONE 1971)) oder in Form von schwer abbaubaren Verbindungen wie Lignin oder Huminstoffen gebunden (KEELING et al. 1994), und nur ein kleiner Teil ist für Pflanzen in Form von Ammonium und Nitrat verfügbar (KROGMANN 1994).

Bei der Kompostierung entstehen neben CO_2 , H_2O und Wärme somit stabile Humuskomplexe, die im Boden die Speicherung von Nährstoffen und Wasser, die Stabilisierung der einzelnen Partikel gegen Ausschwemmung, eine pH-Pufferung und die Entgiftung des Bodens durch Bindung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen positiv beeinflussen (EPSTEIN 1997). Durch die Abbauvorgänge und die Verdunstung des Wassers verringert sich die Masse des ursprünglich eingesetzten Materials um ca. 40 - 50%, den so genannten Rotteverlust (EPSTEIN 1997).

3.3. Verlauf der Kompostierung:

Im Allgemeinen werden bei der Kompostierung vier Phasen unterschieden, die jeweils durch eine charakteristische Temperatur, einen charakteristischen pH-Wert und/oder durch spezifische Zusammensetzungen von Mikroorganismenpopulationen gekennzeichnet sind (EPSTEIN 1997). Manche Autoren sprechen allerdings auch von drei (wenn Ab-

kühlungs- und Reifephase zusammengefasst werden (LECHNER 1993, TUOMELA et al. 1999) bzw. von zwei Hauptphasen (Anstieg und Abfall der Temperatur (BEFFA et al. 1995a)), die dann weiter unterteilt werden. Das Auftreten der deutlich ausgeprägten, dennoch fließend ineinander übergehenden Phasen bedingt jedoch das frische Auf- oder Umsetzen einer Kompostmiete/eines Komposthaufens, die/der eine minimale kritische Masse überschreitet.

Thermophile Phase – Abbauphase

Zu Beginn dieser Phase setzen mesophile Mikroorganismen leicht abbaubare Substanzen wie einfache Kohlenhydrate, Aminosäuren und Fettsäuren um. In frischem organischem Abfall bzw. am Beginn des Kompostierungsprozesses sind Pilze und säureproduzierende Bakterien dominant. Die Artendiversität und die Zahl der thermophilen bzw. thermotoleranten Mikroorganismen ist zu diesem Zeitpunkt noch niedrig (BEFFA et al. 1995a). Durch den Abbau leicht verstoffwechselbarer Substrate sinkt der pH-Wert zunächst ab, da organische Säuren als Intermediärprodukte des aeroben (als auch anaeroben) Stoffwechsels entstehen. Der Ansäuerung wirken, wie CHOI & PARK (1998) zeigten, bestimmte acidophile Hefen entgegen, die somit den Weg für thermophile und thermotolerante, jedoch säuresensitive Bakterien bereiten. Gleichzeitig mit dem Temperaturanstieg auf ca. 40 bis 60°C (siehe Abb. 3) steigen die Zahl und die Artendiversität thermophiler und thermotoleranter Mikroorganismen stark an (BEFFA et al. 1995a), wohingegen die zuerst dominanten mesophilen Organismen inhibiert werden. Schließlich stellen bei ca. 50°C auch thermotolerante Bakterien ihre Aktivität ein und werden von thermophilen Bakterien verdrängt. Die Temperatur steigt idealerweise noch weiter auf 60 bis 80°C, Temperaturen, bei denen nur noch thermophile Bakterien mit moderater Artendiversität, aber in hohen Abundanzen präsent sind – für Pilze sind zumeist 60°C limitierend (BEFFA et al. 1995a). Die Temperatur steigt nur noch unwesentlich weiter, da sie auch für thermophile Spezies zu hoch wird. Sobald die Nährstoffverfügbarkeit und damit die Stoffwechselaktivität abnehmen, fällt die Temperatur wieder ab.

Mesophile Phase – Umbauphase

Nach der weitgehenden Verstoffwechslung der biologisch leicht abbaubaren Verbindungen in der thermophilen Phase sinkt die Temperatur wieder auf ca. 40 - 45°C ab, und mesophile Mikroorganismen setzen den Abbau stabilerer Verbindungen fort. Anzahl und Diversität von mesophilen Bakterien sowie die Vielfalt deren metabolischer Funktionen nehmen merklich zu (BEFFA et al. 1995a). Stabile Polysaccharide werden in dieser Phase vermehrt um- und abgebaut und führen zusammen mit Proteinbestandteilen zur Bildung erster Huminstoffe (TUOMELA et al. 1999).

Abkühlungsphase

Die Temperatur sinkt weiter bis zur Umgebungstemperatur ab und es kommt zum vermehrten Abbau mikrobieller Zellsubstanz und zur Produktion von Antibiotika (LOTT-FISCHER 1998). Mineralische Bestandteile und Huminsäuren werden zu so genannten Humuskomplexen zusammengeführt, der Kompost bekommt schwarz-braune Farbe, krümelige Struktur und weist in diesem Stadium die beste kurzfristige Düngewirkung auf. In Ab-

hängigkeit von der Verfahrensvariante erhält man nach 6 bis 9 Monaten reifen Kompost.

Reifephase – Aufbauphase

In dieser Phase kommt es zum vermehrten Aufbau der stabilen Humusfraktion. Die Nährstoffe werden immer fester in (Ton-)Humuskomplexen gebunden – die Düngewirkung durch unmittelbar pflanzenverfügbare Nährstoffe nimmt ab, gleichzeitig nimmt jedoch die bodenaufbauende Humuswirkung zu.

3.4. Einflussgrößen für einen erfolgreichen Kompostierungsprozess:

Für den Ablauf der Kompostierung sind v.a. die Zusammensetzung des Ausgangsmaterials (C/N- Verhältnis), die Sauerstoffversorgung, der Wassergehalt, die Temperatur, der pH-Wert und die mikrobiologische Diversität entscheidende Einflussgrößen.

- Zusammensetzung des Ausgangsmaterial - C/N- Verhältnis

Die Qualität des Ausgangsmaterials wurde bereits unter 3.2. besprochen, an dieser Stelle soll das C/N-Verhältnis näher betrachtet werden. Mikroorganismen nutzen C und N am besten bei einem Verhältnis von ca. 30/1 (EPSTEIN 1997), sodass das C/N-Verhältnis zu Beginn der Kompostierung idealerweise zwischen 25/1 und 35/1 liegen sollte (TRAUNMÜLLER 1993, LOTT-FISCHER et al. 2001). Dies ist deutlich über dem C/N von Mikroorganismen ($C/N \approx 10$), wobei ein Teil des Substratkohlenstoffs für die Mikroorganismen nicht verfügbar ist (KROGMANN 1994). Bei zu hohen C-Konzentrationen ($C/N \geq 40$) kommt der Rottevorgang nur verzögert in Gang, weil die Mikroorganismen zuvor Kohlenstoff veratmen müssen, um das C/N- Verhältnis zu reduzieren (GRAY & BIDDLESTONE 1971, EPSTEIN 1997). Ist zu wenig C vorhanden, wird toxischer Ammoniak (NH_3) frei, der inhibierend auf den weiteren Abbau wirkt. Ungünstige C/N- Verhältnisse können durch die Zugabe verschiedener Strukturmaterialien wie Sägemehl ($C/N = 500/1$), Papier ($C/N = 350/1$), Rinde ($C/N = 120/1$), Stroh ($C/N = 80/1$), Laub ($C/N = 50/1$), Rindermist ($C/N = 25/1$) oder Rasenschnitt ($C/N = 10/1$ bis $20/1$) oder mittels N-Düngung in für die Kompostierung geeignete Bereiche gebracht werden. EILAND et al. (2001) konnten bei niedrigen Ausgangs- C/N- Verhältnissen ($C/N = 11$ und 35) einen schnelleren Abbau von Hemicellulose und Cellulose beobachten als bei höheren Ausgangs- C/N- Verhältnissen ($C/N = 47, 50$ und 57). Dies schlug sich in erhöhten Respirationsraten und in stärkerer mikrobieller Biomasseproduktion nieder.

- Belüftung/ Sauerstoffversorgung

Die Kompostierung ist definitionsgemäß ein aerober Vorgang, d.h. es muss das Vorhandensein von ausreichend Sauerstoff für die aeroben Mikroorganismen gewährleistet sein. Steigt der Gehalt an CO_2 zu stark an und nimmt (damit) die Sauerstoffsättigung ab, wird die aerobe Kompostmikroflora gehemmt. Der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen hängt vom Ausgangssubstrat (Nährstoffangebot, Struktur etc.), der Prozesstemperatur, der gerade ablaufenden Prozessphase und den Prozessbedingungen (Wassergehalt, Dichte etc.) ab (STENTIFORD 1996). Kann also die Belüftung (Bereitstellung von O_2 , Verdrängung von Gasen wie CO_2 und NH_3 und Reduktion von Wassergehalt und Wärme) nicht ausreichend gewährleistet werden, kommt es zu anaeroben Verhältnissen, damit zur Verminderung der

Wärmefreisetzung durch verminderte Aktivität der aeroben Mikroflora und zu einer zusätzlichen Ansäuerung durch acidophile Mikroorganismen. Es werden unerwünschte Produkte wie Propion- ($C_3H_6O_2$) und Buttersäure ($C_4H_8O_2$), Schwefelverbindungen und Ammoniak und Treibhausgase wie Methan (CH_4) und Distickstoffoxid (N_2O) freigesetzt, von denen einige für unangenehme Gerüche verantwortlich und teilweise phytotoxisch sind (EPSTEIN 1997). Umgekehrt wirkt sich eine zu starke Belüftung durch evaporative Kühlung und reduzierte Feuchtigkeitswerte negativ auf die Wärmeproduktion aus (MILLER 1989). Der höchste Sauerstoffverbrauch ist während der thermophilen Phase gegeben. Die Zufuhr von Sauerstoff kann durch mechanisches Umsetzen und durch künstliche Belüftung gewährleistet werden (EPSTEIN 1997, ILLMER & SCHINNER 1997) und wirkt sich positiv auf die Kompostqualität und Reife aus (ILLMER 2002). In statischen Kompostmieten wird die Sauerstoffversorgung stark durch die Abmessungen der Kompostmieten beeinflusst (AMLINGER 1993). Unter anderem konnten BINNER et al. (2002) zeigen, dass eine ausreichende Sauerstoffversorgung einen schnelleren Abbau von organischen Säuren und die Oxidation von Ammoniak gewährleistet und somit zu einer Verkürzung der Startphase und zur Vermeidung von Geruchsemissionen führt.

- Wassergehalt

Mikroorganismen können Nährstoffe nur in gelöster Form aufnehmen, weshalb beim Kompostierungsprozess immer ausreichend Wasser vorhanden sein muss. Das maximale Aufnahmevermögen an Wasser (bis zur vollen Sättigung der Kapillaren) ist von Material zu Material verschieden und liegt beispielsweise für Stroh bei etwa 77% und für Torf bei etwa 85% (FERNANDES et al. 1994). Optimale Wassergehalte einzelner Ausgangssubstrate liegen bei 74 – 90% für Holz (Sägemehl, Rinde), 75 – 85% für Stroh, 55 – 65% für Papier und kommunale Abfälle und 50 – 55% für Bioabfälle (Küchenabfälle, Rasenschnitt) (KUTZNER & JÄGER 1994).

KROGMANN (1994) sieht 40% Feuchte für eine erfolgreiche Kompostierung als untere Grenze an, STENTIFORD (1996) spricht von 30 – 35% und (EPSTEIN 1997) von 40% minimalen Wassergehaltes. Unter 20% Feuchte kommen biologische Vorgänge weitestgehend zum Erliegen (BEFFA et al. 1995a). Steigt der Wassergehalt andererseits über ein bestimmtes Niveau an – MILLER (1989) und EPSTEIN (1997) sprechen in diesem Zusammenhang von ca. 60% – so verdrängt das Wasser die Luft aus den Feinporen des Materials und es kommt durch reduzierte Gasdiffusionsraten zu einem Sauerstoffmangel. Ein schneller aerober Abbau ist somit nicht mehr möglich und es stellen sich anaerobe Mikroorganismenpopulationen ein, die den Bioabfall zwar ebenfalls abbauen können, allerdings in stark reduzierter Geschwindigkeit und mit anderen, großteils unerwünschten Neben- und Endprodukten (siehe oben). Grundsätzlich sollte die Kompostierung also bei einem Wassergehalt zwischen 40 und 60% ablaufen, was in manchen Fällen eine zusätzliche Gabe von Wasser (mit gleichzeitigem Durchmischungsschritt) notwendig macht (STENTIFORD 1996). Aber nicht der Wassergehalt *per se*, sondern die Wasserverfügbarkeit ist für die Mikroorganismen von entscheidender Bedeutung. Das für die Mikroorganismen verfügbare Was-

ser wird durch den a_w -Wert (active water) charakterisiert und hängt von den chemischen und physikalischen Eigenschaften des Ausgangsmaterials ab. Für das Wachstum der Mehrzahl der Bakterien sind minimale a_w -Werte von 0,9 notwendig, nur wenige xerophile Hefen und Pilze tolerieren a_w -Werte von $< 0,7$ (MADIGAN et al. 1997).

Abgesehen von der Anfangsfeuchte wird Wasser auch durch die metabolische Zersetzung von organischer Substanz also den Kompostierungsprozess an sich freigesetzt, was bei gut funktionierenden Systemen jedoch weitgehend durch die Selbsterhitzung und die damit gesteigerte Verdunstungsrate kompensiert wird (EPSTEIN 1997).

- Temperatur

Die Temperatur ist ein weiterer Schlüsselfaktor während des Kompostierungsprozesses (Abb. 3), da sie Wachstumsraten, metabolische Aktivitäten und die Struktur der mikrobiellen Populationsgemeinschaft entscheidend beeinflusst. Die Wärmeentwicklung wird ihrerseits durch die chemische Zusammensetzung des Ausgangsmaterials, die Nährstoffverfügbarkeit, den Wassergehalt, die Partikelgröße, die Wendefrequenz und den Sauerstoffeintrag beeinflusst (GRAY et al. 1971). Der Temperaturanstieg am Beginn der Kompostierung kommt auf Grund von metabolischer Wärmefreisetzung durch die abbauenden Mikroorganismen und Wärmespeicherung durch das Ausgangsmaterial zustande (DE BERTOLDI & ZUCCONI 1987). Wärmespeicherung spielt besonders am Beginn des Rotteprozesses eine wichtige Rolle und wird durch die hohe spezifische Wärmekapazität

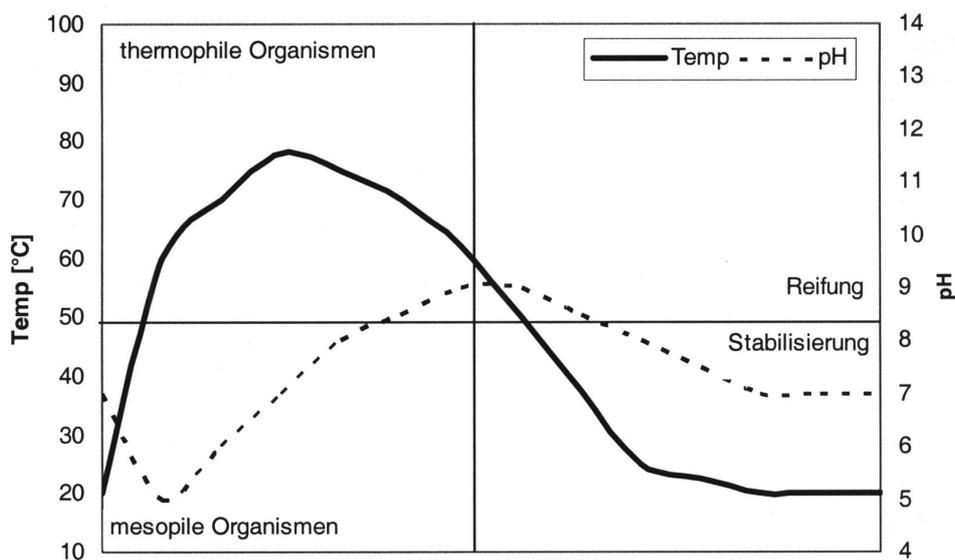


Abb. 3: Schematischer Verlauf einer typischen Kompostierung mit der Veränderung einiger prozessbeschreibender Parameter.

von Wasser begünstigt. Wie unter 3.3. beschrieben führt die Akkumulation von Wärme schlussendlich zu so hohen Temperaturen, dass mikrobiologische Aktivitäten inhibiert werden, wobei BEFFA et al. (1995a) 82°C als die höchste von ihnen je gemessene Temperatur bei einer Kompostierung angeben, eine Temperatur, bei der biologische Aktivität und Wärmefreisetzung in Komposten enden (LOTT-FISCHER et al. 2001). Die während des Kompostierungsprozesses entstehenden hohen Temperaturen dienen auch der Hygienisierung des entstehenden Komposts, wobei eventuell im Kompost enthaltene Krankheitserreger und Unkrautsamen abgetötet werden. Dies spielt vor allem bei kommerziell genutzten Kompostieranlagen eine bedeutende Rolle. Entscheidend für die Frage der Hygienisierung und Entseuchung sind Höhe der Temperatur und Zeitdauer der Einwirkung, Bedingungen, die in der ÖNORM S 2200 definiert sind und deren Überwachung in der Kompostverordnung (Anlage 6, Pkt. 4) geregelt ist. In Großanlagen dient die Umsetz- und Belüftungsfrequenz auch der Kontrolle und Konstanthaltung der Temperaturen, wobei die Änderung der im System vorhandenen Energie, die mit der Verdunstung von Wasser in die eingebrachte Luft einhergeht, den Hauptfaktor für die Wärmereduktion darstellt (WALKER et al. 1999).

- pH-Wert

Vor allem zu Beginn des Rottevorgangs können niedrige pH-Werte das Einsetzen der thermophilen Phase verzögern. Der pH-Wert von frischem Bioabfall hängt von dessen Zusammensetzung, aber auch von einer vorangegangenen Lagerung ab. Beispielsweise sind pH-Werte im Biomüll städtischer Gebiete, in denen Küchenabfälle dominieren, relativ niedrig und liegen bei Werten zwischen 5,1 und 6,4 (KROGMANN 1994). Am Beginn der Kompostierung sinkt der pH-Wert durch die Bildung organischer Säuren zusätzlich ab. Nach dem Austrag oder Abbau dieser Säuren und durch den vermehrt einsetzenden Proteinabbau und die damit verbundene NH_4^+ -Freisetzung kommt es wieder zu einem deutlichen Anstieg des pH-Wertes in den alkalischen Bereich (CANET & POMARES 1995, EPSTEIN 1997). Die Ammonifikation – also die Mineralisation des Stickstoffs durch Abspaltung von Ammonium (NH_4^+) – beginnt sobald die freien Aminosäuren aufgebraucht sind. Durch die Verwertung von Ammonium durch Mikroorganismen und durch Nitrifizierungsprozesse (z.B. durch *Nitrosomonas* und *Nitrobakter*) sinkt der pH-Wert in der Reifephase wieder ab und sollte in reifem Kompost im neutralen oder leicht alkalischen Bereich liegen (BIDDLESTONE & GRAY 1987). Grundsätzlich begünstigen höhere pH-Werte die Bildung von Ammoniak durch Hydrolyse und Desaminierung von Proteinen (Ammonifikation) (LOTT-FISCHER et al. 2001) und damit den Verlust von Stickstoff durch Ausgasen. Sehr niedrige pH-Werte ($\leq 4,5$) entstehen vor allem durch Akkumulation organischer Säuren bei unzureichender Belüftung. Belüftung und Substratzusammensetzung beeinflussen also neben der Temperatur und der Feuchte auch den Verlauf des pH-Wertes während der Kompostierung (KÖRNER & STEGMANN 1998), wobei natürlich zwischen allen Faktoren wechselseitige Beeinflussungen bestehen.

- Mikroorganismenzusammensetzung

Am Kompostierungsprozess sind unzählige, häufig unbekannte Mikroorganismen

beteiligt. Wegen der Komplexität des Prozesses und der großen Variabilität der Ausgangssubstanzen gibt es leider nur wenige verifizierte Ergebnisse aus Untersuchungen über die Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften in Komposten. Da keine standardisierten Bestimmungsmethoden existieren, ist es schwierig, allgemein gültige Aussagen über eine typische Kompostflora und deren Sukzession zu machen. Zudem stellt Kompost eine sehr heterogene Matrix dar, sodass aussagekräftige Durchschnittswerte nur bedingt angegeben werden können. Zumeist wurden Mikroorganismen mit Kultivierungsmethoden untersucht, wobei häufig zwischen mesophilen und thermophilen Gruppen oder zwischen Bakterien, Actinomyceten und Pilze unterschieden wurde (BEFFA et al. 1995b). Andererseits ist inzwischen bekannt, dass nur ein sehr geringer Teil der tatsächlich vorhandenen Mikroorganismen kultiviert und somit mit herkömmlichen Methoden systematisch klassifiziert werden kann (AMANN et al. 1995). Schätzungen für Böden und Komposte gehen diesbezüglich von ca. $\leq 1\%$ Erfassungsgrad der kulturtechnischen Methoden aus (ELLIS et al. 2003). Mittels molekularbiologischer Methoden wird heute versucht, einen umfassenderen Teil des Mikroorganismenspektrums zu erfassen (LOTT-FISCHER et al. 2001) und tatsächlich bieten diese Methoden den vielversprechendsten und innovativsten Ansatz die Kompostmikroflora zu untersuchen. Dennoch, trotz aller Euphorie die modernen molekularbiologischen Methoden betreffend kommen kritisch reflektierende Studien zum Schluss, dass eine Kombination von klassischen und molekularbiologischen Verfahren anzustreben sei, da nur eine solche umfassende Sichtweise eine kausale Analytik der komplexen Zusammenhänge zulasse (RASKIN et al. 1995).

4. Beurteilung von Komposten: Abbaurate, Reife, Toxizität:

Das Ziel einer Kompostierung ist die Produktion eines stabilisierten Produkts, das ohne weitere Behandlung gelagert und ohne irgendwelche Schäden zu verursachen auf Böden aufgebracht werden kann. Der Grad der Stabilisation ist synonym mit dem Ausmaß, in dem faulig und übel riechendes, phytotoxisches Material im Zuge des aeroben Metabolismus abgebaut wird (BERNAL et al. 1998). In diesem Zusammenhang spricht man von Stabilität (stability) und Reife (maturity) eines Kompostes, wobei Stabilität mit mikrobiologischer Aktivität assoziiert und Reife mit Pflanzenwachstumspotential oder Phytotoxizität in Zusammenhang gebracht wird (IANOTTI et al. 1993). Bei der industriellen Kompostierung wird zusätzlich noch Wert auf die Geschwindigkeit des Abbaus gelegt, um Platzressourcen zu sparen und die Zeit, in der Geruchsprobleme auftreten können, zu reduzieren. Durch optimierte und auf das Ausgangsmaterial speziell abgestimmte Prozessführung (Wenden der Kompostmieten, zusätzliche Belüftung, spezielle Starterkulturen etc.) kann beispielsweise schon nach 6 Wochen ein nutzbares Produkt entstehen (PAUL & CLARK 1996).

Um die oben angesprochene Qualität auch überprüfen zu können, muss der Grad des Abbaus gemessen werden, wofür häufig organische Komponenten von Komposten oder Kompostextrakten analysiert werden. Im Folgenden findet sich eine Auswahl von Substanzen und Parametern, die zur Bestimmung der Effektivität der Abbauprozesse und zur Beur-

teilung der Kompostqualität herangezogen werden (GARCIA et al. 1992, MATHUR et al. 1993, LOTT-FISCHER 1998, ITÄVAARA et al. 2002, WEPPEN 2002)

- Glühverlust (GV)

Der GV ist der Anteil des Trockengewichts, der bei Veraschung bei 550°C verloren geht. Biologische Aktivitäten reduzieren den Gehalt an organischem Material durch die Oxidation des Kohlenstoffs des Ausgangssubstrates in CO₂. Die Aussagekraft einer GV-Bestimmung zur Festlegung der Kompostreife ist allerdings begrenzt, da nicht zwischen leicht und schwer abbaubaren Verbindungen unterschieden werden kann und während des Kompostierprozesses organisches Material nicht nur ab- sondern auch umgebaut wird (Huminstoffe, mikrobielle Zellsubstanz).

- Total organic carbon (TOC)

Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes auf trockenem Wege im Sauerstoffstrom bei 900 – 1200°C. Ähnlich der Bestimmung des GV, wird auch hier nicht zwischen leicht und schwer abbaubaren Verbindungen unterschieden. Beide Parameter können aber mit anderen Bezugsgrößen in Verbindung gesetzt werden, die zur Bestimmung der Abbaubarkeit bzw. des Abbaus selbst eingesetzt werden können (HEFER & MERRETTIG-BRUNS 2001; ÖNORM: L 1080-1088).

- Water soluble organic carbon (WSOC)

Nährstoffe werden üblicherweise nur in gelöster Form aufgenommen. Lösliche Substanzen wie Zucker, Aminosäuren, Fettsäuren etc. sind entweder von Beginn an vorhanden oder entstehen durch den mikrobiellen Abbau von Polymeren. Die gelösten Verbindungen werden größtenteils sofort von Mikroorganismen verwertet, weshalb der Gehalt während des Kompostierungsprozesses ständig sinkt (LOTT-FISCHER et al. 2001). Der Gehalt an organischem Kohlenstoff kann entweder näherungsweise durch spektroskopische Messung bei 465 nm oder genauer durch feuchte Oxidation gemessen werden. LASARIDI & STENTIFORD (1996) fanden eine signifikante Korrelation zwischen der Absorption bei 465 nm und dem Kompostalter von Klärschlammkompost, nicht aber von Kompost aus Geflügelmist.

- Biological oxygen demand (BOD, BSB)

Messungen zum biologischen Sauerstoffbedarf basieren auf der Messung des Abbaus von leicht bioverwertbaren Verbindungen, wobei die Techniken aus dem Bereich der Wasseruntersuchungen stammen. Standardmethoden wie z. B. BSB5 sind eingeführt und bewährt (ANONYM 2000). Probleme bei diesen Methoden bereiten einmal mehr die Inhomogenität des Substrates, aber auch die Wahl der idealen Testtemperatur und Wassergehalte. Lösungsvorschläge und Anregungen wurden aber bereits gegeben (LASARIDI & PAPADIMITRIOU 1996, GOLUEKE 1996, BREWER & SULLIVAN 2001, WAGNER et al. 2004).

- C/N- Verhältnis

Aussagen über den Zusammenhang von Kompostreife und C/N- Verhältnis müssen die Qualität der konkret zu kompostierten Matrix berücksichtigen, da die Werte in verschiedenen Ausgangsmaterialien stark divergieren (z.B.: Laub: 50/1, Rasenschnitt 10 bis 20/1). Das C/N- Verhältnis des Komposts spielt eine wichtige Rolle bei der Verwendbarkeit als

Dünger oder Bodenaufbereiter (THAMBIRAJAH et al. 1995). Die Applikation von Komposten mit hohen C/N-Verhältnissen kann durch mikrobielle Immobilisierungen zu einer Reduktion der pflanzenverfügbaren N-Fraktion führen (ILLMER & SCHINNER 1999). MATHUR et al. (1993) hielten nach einer Kompostierung ein C/N- Verhältnis von 20 für brauchbar und ein Verhältnis von 10 – gleich Humus – für optimal, obwohl kaum erreichbar. RAJBANSHI & INBUSHI (1998) konnten allerdings bei der Kompostierung von Blättern von *Eupatorium adenophorum* und *Lantana camara* ein Absinken des C/N- Verhältnisses um bis zu 40% auf unter 10 beobachten. Eine Methode zur Abschätzung der Kompostreife mit Hilfe des C/N- Verhältnisses wurde von CHANYASAK & KUBOTA (1981) beschrieben.

- Feststellung des Rottegrades durch Messung der Temperaturentwicklung

Selbsterhitzungstests in DEWAR-Gefäßen sind unter anderem von BRINTON et al. (1995) beschrieben. Die Methode basiert auf der Beobachtung, dass unreifer Kompost noch relativ große Mengen an leicht verfügbaren Nährstoffen beinhaltet und somit eine starke Stoffwechselaktivität und dementsprechend Wärmeentwicklung zulässt.

- Pflanzenverträglichkeitstest

Es gibt eine Reihe von Bioassays, die mit unterschiedlichen Testpflanzen durchgeführt werden. Es wird zum Beispiel die Entwicklung von Kressesamen auf Substrat mit unterschiedlich viel des zu testenden Komposts beobachtet und als Reifeparameter herangezogen (KOMPOSTVERORDNUNG 2001).

- Im Handel erhältliche Test-Kits

Es sind mehrere im Handel erhältlich (z. B. „Compost Maturity Test“ der Firma Solvita) über deren Aussagekraft jedoch unterschiedliche Meinung herrschen (BREWER & SULLIVAN 2001, RAZVI & KRAMER 1996). Das Messprinzip besteht dabei zumeist in der Bestimmung von Parametern wie z. B. CO₂ oder NH₄⁺ mittels einfach zu handhabender Teststäbchen, aus deren Farbreaktion auf die Reife geschlossen wird.

- Enzymaktivitäten

Die Konzentration und Aktivität von Enzymen (z. B. Cellulasen und Amylasen) ändern sich während des Kompostierungsprozesses und geben Hinweise auf die Aktivität der Kompostmikroflora. Speziell für Kompostanwendungen wurde ein System der Dehydrogenaseaktivitäts- und Argininammonifikationsmessungen von FORSTER et al. (1993) entwickelt.

- ATP-Gehalt

Der ATP-Gehalt gibt Aufschluss über den physiologischen Status von Mikroorganismen (GARCIA et al. 1993, TSENG & CHALMES 1996), wodurch ein Rückschluss auf die mikrobielle Abbauproduktivität zulässig ist (LEHTOKARI et al. 1983).

- Toxizitätstests

Es sind eine Reihe von Toxizitätstest etabliert, die z.B. im Falle von BioTox™ auf der Messung der Hemmung der Fluoreszenz von *Vibrio fischeri* beruhen und somit einen wertvollen Summenparameter für die Toxizität liefern können (LAPPALAINEN et al. 1999).

Keine der angesprochenen Möglichkeiten der Reifefeststellung ist frei von Schwierigkeiten, billig, zuverlässig und auf alle Ausgangsmaterialien anwendbar (MATHUR et al. 1993, HE et al. 1995, BREWER & SULLIVAN 2001). Außerdem wird der notwendige Reifegrad durch die geplante Anwendung vorgegeben und kann nicht generalisiert werden. Somit muss ein Test bzw. Testsystem nach den Gegebenheiten und Umständen (finanzielle Mittel, Labor- und Personalausstattung, Größe der Anlage, Umfang der Proben etc.) ausgesucht werden. Zur Auswahl stehen zwar insgesamt sehr viele Parameter, häufig konnte aber nur bedingt ein Zusammenhang zwischen diesen hergestellt werden. Es wurden jedoch auch signifikante Korrelationen beobachtet, wie beispielsweise zwischen der Reduktion des Wassergehalts und der Atmungsaktivität (PAPADIMITRIOU & BALIS 1996) oder zwischen Dehydrogenase-Aktivität, leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffformen, NH_4^+ -N und NO_3^- -N und dem Verlust an organischer Substanz und Stickstoff (BENITO et al. 2003).

4.1. Gesetzliche Richtlinien:

Trotz der Schwierigkeiten, die mit der Qualitätsfeststellung von Komposten einhergehen (können), müssen für kommerziell erzeugte Komposte und Kompostprodukte Qualitätskriterien eingehalten werden. Früher waren in Österreich die fachlichen Grundlagen zur ordnungsgemäßen Kompostierung in den ÖNORMEN S 2200 bzw. S 2023 festgeschrieben. Das Thema Hygiene wurde bereits bei der ÖNORM S 2022 aus dem Jahr 1989 als wichtig erkannt und geregelt. Als Qualitätskriterien wurden in der ÖNORM S 2200 die Parameter organische Substanz, Nährstoffe, physikalische Eigenschaften (Wassergehalt, Wasserkapazität, Feuchtdichte, pH-Wert, Leitfähigkeit), Ballaststoffe (Glas, Kunststoffe, Metall), Gehalt an keimfähigen Samen und austriebsfähigen Pflanzenteilen sowie Schadstoff- und Schwermetallkonzentrationen eingeführt. Die Methoden zur Untersuchung und Güteüberwachung von Komposten wurden eigens in der ÖNORM S 2023 definiert. Heute ist der Stand der Technik in der österreichischen Kompostverordnung, BGBI. II Nr.292/2001, festgeschrieben, die jedoch in vielen Bereichen Inhalte der ÖNORMEN übernommen hat. Die Kompostverordnung regelt die Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen, die Art und Herkunft der Ausgangsmaterialien, die Kennzeichnung und das In-Verkehr-Bringen sowie das Ende der Abfalleigenschaft von Komposten aus Abfällen. Die Verordnung richtet sich an alle, die Komposte herstellen, damit handeln und in großem Umfang anwenden. Komposte aus Abfällen dürfen als Produkte in Verkehr gebracht werden, wenn sie die Anforderungen der Verordnung erfüllen und entsprechend deklariert werden. Andererseits können nach wie vor Komposte aus Abfällen hergestellt werden, welche die Abfalleigenschaft nicht verlieren. Dafür ist jedoch die Einhaltung bestimmter und in der Verordnung genau definierter Kriterien (z. B. Mengenbeschränkung, Ausgangsmaterialien etc.) erforderlich.

Unterschied man in der ÖNORM S 2200 noch zwischen 2 Kompostgüteklassen (Anwendungstyp B und A), so werden nach der Kompostverordnung drei Qualitätsklassen (B, A und A+) unterschieden, die über die Minimalanforderungen hinaus (Tabelle 1) vor allem

über verschärfte Schadstoffgrenzwerte und unterschiedliche Anwendungsmöglichkeiten definiert sind (KOMPOSTVERORDNUNG 2001). Als Mindestqualitätsanforderungen wurden Grenzwerte für Schwermetalle sowie teils kanzerogene Verbindungen festgelegt (Tabelle 1) und je nach Anwendungsbereich/-fall zusätzlich noch Anforderungen an die seuchenhygienische Unbedenklichkeit eingeführt (Anlage 2, der Kompostverordnung). Für die Qualitätsklassen A und A+ gelten nach Anlage 2, Teil 2 und 3 der Kompostverordnung eigene Grenzwerte für Schwermetalle, die jene der Klasse B deutlich unterschreiten. Weiters sind in 6 Anlagen der Kompostverordnung Ausgangsmaterialien und Zuschlagstoffe, Qualitätsanforderungen an das Endprodukt, Vorschriften für die Kompostuntersuchung, Kennzeichnungsvorschriften, Anwendungsempfehlungen, analytische Verfahren und die Dokumentation genauestens geregelt.

Tab. 1: Minimalanforderungen an Kompost der Güteklasse B nach Kompostverordnung 2001 (Auszug aus BGBl. Nr. 292 Anlage 2, Teil 1,2 und 3).

Element	Grenzwert	Parameter	Grenzwert
Cadmium	3 mg/kg TS	OS	≥ 20% TS
Chrom	250 mg/kg TS	elektr. Leitfähigkeit	3 mS/cm
Quecksilber	3 mg/kg TS	Wachstumstest (Kresse)	30-50% (m/m): PFM ≥ 90% von Kontrolle
Nickel	100 mg/kg TS	AOX	500 mg/kg TS
Blei	200 mg/kg TS	Mineralöl-KW	3.000 mg/kg TS
Kupfer	500 mg/kg TS	PAK	6 mg/kg TS
Zink	1800 mg/kg TS	PCB	1 mg/kg TS

5. Gesundheitliche Aspekte:

Durch die Beschaffenheit von Kompost kann dieser potentiell einem breiten Spektrum von Organismen als Lebensraum dienen. Der Großteil der im Kompost enthaltenen Mikroorganismen ist saprophytischer Lebensweise, dennoch sind auch obligat und fakultativ bzw. opportunistisch pathogene Organismen im Kompost zu finden und können sich dort vermehren. Saprophytischen Organismen, die gleichzeitig opportunistische Pathogene sind, kommt in diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung zu (KROGMANN 1994; LOTT-FISCHER 1998). EPSTEIN (1997) unterscheidet zwischen Primär- und Sekundärpathogenen, die gesunde beziehungsweise v.a. immunsupprimierte Menschen infizieren können und gibt beispielsweise für Lebensmittelabfälle Keimzahlen von 5×10^6 Coliforme, 2×10^4 Fäkalcoliforme, $3,5 \times 10^3$ *E. coli*, 8×10^6 Fäkalenterococcen und $1,3 \times 10^5$ Enterococcen an.

Durch die mechanische Behandlung des Kompostmaterials (Durchmischung, Belüftung) kommt es zur Freisetzung von Wasserdampf, Staub sowie von Mikroorganismen und deren Stoffwechsel- und Abbauprodukten. Diese Partikel können mit der Luft in die Umgebung verfrachtet werden, weshalb sporenbildenden Pilzen in diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung zukommt (LOTT-FISCHER et al. 2001). STALDER (1994)

führt folgende Gruppen von humanpathogenen Mikroorganismen an, die im Umfeld von Komposten als besonders wichtig anzusehen seien: von den Bakterien Enterobacteraceae, Pseudomonadaceae, Staphylococcaceae und Streptococcaceae, von den thermophile Actinomyceten besonders *Saccharopolyspora rectivirgula* und *Saccharomonospora viridis* und von den Pilzen *Aspergillus fumigatus* und *Penicillium* sp.. Von LOTT-FISCHER et al. (2001) werden folgende Organismen als Verursacher von allergischen Reaktionen angegeben: *Saccharopolyspora rectivirgula*, *Thermoactinomyces vulgaris*, *Thermoactinomyces thalophilus*, *Saccharomonospora viridis* und *Streptomyces albus*, die man alle den thermophilen Actinomyceten zurechnet, sowie Vertreter verschiedener Pilzgattungen (Auswahl): *Mucor*, *Rhizopus*, *Alternaria*, *Aspergillus*, *Botrytis*, *Candida*, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Penicillium* und *Saccharomyces*. Aspergilli, vor allem *A. fumigatus*, *A. flavus* und *A. niger*, können so genannte Aspergillosen hervorrufen, wenn Sporen eingeatmet werden und die Lunge befallen. Gelangen sie mit dem Blutstrom weiter in andere Organe, endet die Krankheit als invasive Aspergillose meist tödlich. Dafür ist allerdings eine Immunschwäche (z.B. in Folge einer HIV- oder Hepatitis-Infektion oder wegen Diabetes) die Voraussetzung (STALDER 1994). Mycotoxikosen (Vergiftungen durch Pilztoxine) werden normalerweise durch den Verzehr von Lebensmittel, die mit Mycotoxinen verseucht wurden, hervorgerufen, es konnten allerdings auch in Pilzsporen (z. B.: *A. fumigatus*, *A. flavus*) Mycotoxine festgestellt werden (LOTT-FISCHER 1998), von denen manche, wie Aflatoxin B1, im Verdacht stehen, cancerogen zu sein. Beim gesunden Menschen rufen Sporen normalerweise keine Infektionen hervor. Das größte Risiko beim Kontakt mit Sporen ist daher in den meisten Fällen das Auftreten von Allergien, die dann allerdings bis zu hypersensitiven Pneumonien (mit den Symptomen einer schweren Lungenentzündung) führen können (LOTT-FISCHER 1998).

Gram negative Bakterien können als Teil der äußeren Zellwandschicht Lipopolysaccharide produzieren, die toxische Eigenschaften aufweisen (BROCK et al. 1994). Durch die Zellyse werden diese Toxine – Endotoxine genannt – freigesetzt und können bei Inhalation zu Fieber und Grippe-ähnlichen Symptomen führen (LOTT-FISCHER 1998). Ein ähnliches Krankheitsbild weist ODTS (Organic Dust Toxic Syndrom) auf, das auf Kontakt mit Staub mit hohen Konzentrationen an pilzlichen und bakteriellen Bestandteilen zurückzuführen ist.

6. Seuchenhygienische Kontrolle im Kompost:

Kommerziell erzeugter und für den Verkauf vorgesehener Kompost muss seuchenhygienisch unbedenklich sein (BEFFA et al. 1998). Dies bedeutet, dass er frei von mikrobiellen Krankheitserregern sein muss und als Ursache für Seuchen und andere Infektionskrankheiten weder mittelbar noch unmittelbar in Frage kommen darf (THIERMANN 1993). Eine hygienisch-mikrobiologische Unbedenklichkeit wird zum Großteil über physikalisch-technische Parameter wie Wassergehalt, Durchlüftungsverhältnisse und Rottetemperatur im Zusammenhang mit biologischen Charakteristika sichergestellt und muss bei kommer-

ziell betriebenen Anlagen zumindest stichprobenartig kontrolliert werden (KOMPOSTVERORDNUNG 2001). Kompostierung, vorausgesetzt sie wird richtig durchgeführt, ist definitionsgemäß ein sehr effizienter Prozess zur Abtötung von Keimen, was hauptsächlich auf eine Temperatur-Zeit Beziehung zurückzuführen ist, vergleichbar mit dem Pasteurisieren von Milch. Zur Abtötung von Keimen in biologischen Abfällen gibt EPSTEIN (1997) beispielsweise für *E. coli* 60 Minuten bei 60°C und 5 Minuten bei 70°C und für *Corynebacterium diphtheriae* 45 Minuten bei 55°C und 4 Minuten bei 70°C an. Die seuchenhygienische Kontrolle basiert hauptsächlich auf den Ergebnissen der Beurteilung des anlagenspezifischen Verfahrensablaufes und der (biologischen) Beurteilung des Endprodukts (THIERMANN 1993, KOMPOSTVERORDNUNG 2001). Krankheitserreger und ihre Dauerstadien (z.B. Sporen) werden vor allem durch Hitzeeinwirkung aber auch durch konkurrierende Mikroorganismen und durch von anderen Mikroorganismen produzierte Antibiotika abgetötet. Belastungen der Umwelt durch erhöhte mikrobielle Konzentrationen konnten selbst bei großen Kompostierungsanlagen nicht gefunden werden bzw. konnten nur leicht erhöhte Konzentrationen an Endotoxinen nachgewiesen werden (DANNEBERG et al. 1997). Eine umfassende Information der Beschäftigten bezüglich der potentiellen mikrobiologischen Gefahrenherde in einem Kompostwerk ist jedoch unbedingt anzustreben (EPSTEIN 1997, LOTT-FISCHER 1998). Mancherorts setzt man gezielt eine zusätzliche Inokulation des Komposts mit Bakterien zur Inhibierung pathogener Organismen ein (NAKASAKI et al. 1996).

Die momentan gültigen seuchenhygienischen Untersuchungen wurden aus der ÖNORM S 2022 übernommen und sind in Anlage 3 der Kompostverordnung zu finden. Die Anforderungen an die seuchenhygienische Unbedenklichkeit richten sich nach dem jeweiligen Anwendungsbereich. Beispielsweise dürfen in Sackware bei 50 g Probenmenge weder pathogene *E. coli*, *Salmonella* sp. *Campylobacter* sp. oder *Listeria* sp. nachweisbar sein (KOMPOSTVERORDNUNG 2001, Anlage 2).

6.1. Kontrolle verfahrensabhängiger Parameter:

- Temperatur

Die Messung des Temperaturverlaufs während des Rotteprozesses ist der wichtigste Parameter für Aussagen zur Seuchenhygiene und ist in der ÖNORM S 2200 und der Kompostverordnung geregelt. Es ist dabei erforderlich, dass sich Temperaturwerte zwischen 45°C und 65°C in allen Bereichen des Rottegutes einstellen können, die in der Lage sind, über eine bestimmte Zeit Letalbedingungen für Krankheitserreger zu schaffen (THIERMANN 1993, TYLER et al. 1994). Bei der Haushaltskompostierung können diese Voraussetzungen nur in den wenigsten Fällen erfüllt werden (ILLMER & SCHINNER 1997). Daher sollte bei dieser von der Zugabe von problematischen Stoffen wie Knochen, Fleisch und infizierten Pflanzenresten abgesehen werden.

- Wassergehalte-Gasverhältnis

Über den Wassergehalt und das Gasverhältnis während der Rotte erfolgt eine direkte Beeinflussung der Temperaturentwicklung, wodurch diesen ein hoher Stellenwert zuzu-

messen ist. Wassergehalte unter 40% Materialfeuchte führen bereits zu einer Einschränkung der mikrobiellen Zersetzungsvorgänge, die bei Werten unter 20% völlig sistieren (THIERMANN 1993). Bezüglich der Gasgehalte liegen optimale Bereiche für O₂ zwischen 10 und 15%, für CO₂ unter 5%. O₂- Werte unter 7% müssen in hygienischer Hinsicht als kritisch betrachtet werden (THIERMANN 1993).

- pH-Wert

Für den normalen Ablauf einer Kompostierung werden pH-Werte im Neutralbereich als günstig angesehen, die allenfalls schwach alkalisch werden können. Stark saure Bedingungen können das Wachstum von hygienisch bedenklichen Mikroorganismen begünstigen (THIERMANN 1993).

6.2. Kontrolle biologischer Parameter:

Mikrobiologische Untersuchungen des Endprodukts erstrecken sich vor allem auf den Nachweis von Art und Menge ausgewählter Krankheitserreger. Speziell *Listeria monocytogenes*, *Salmonella* serotypes and *Escherichia coli* O157:H7 werden häufig als Indikatororganismen herangezogen (JUNEJA 2003). Die Ermittlung von physiologischen Gruppen, beispielsweise unterteilt nach Fäulnisregenern, Eiweiß- und Cellulosezersetzer, Kohlehydratvergäern und Schwefelwasserstoffbildnern oder der prozentuellen Verteilung aerober und anaerober Mikroorganismen kann Hinweise über den Ablauf und die Güte des Rotteprozesses geben (THIERMANN 1993). Der Nachweis von obligaten Fäkalkeimen als Indikator für das mögliche Vorkommen von Krankheitserregern im fertigen Kompost kann als zusätzliches Kriterium bei der Beurteilung herangezogen werden. Im Vergleich zu Kultivierungsmethoden wurde durch den Einsatz molekularbiologischer Methoden der gezielte Nachweis spezieller, pathogener Mikroorganismen in den letzten Jahren deutlich vereinfacht (AMANN et al. 1996).

7. Inokulation von Komposten:

Auf dem weiten Feld des Gartenmarktes ist die Palette von Zusatzstoffen für die Heimkompostierung sehr groß. Es sind viele Produkte zur Verbesserung der Qualität, aber auch zur Steigerung der Geschwindigkeit des Abbauprozesses erhältlich. Für einen erfolgreichen Kompostierungsprozess sind neben einem geeigneten Ausgangsmaterial hauptsächlich das Vorhandensein der erforderlichen Mikroorganismen und die für deren Wachstum notwendigen abiotischen Bedingungen notwendig (GOLUEKE 1992). Sind diese Bedingungen in einem Bereich nicht gegeben, beispielsweise durch zu starke Durchnässung, kann der Rottevorgang nicht effektiv stattfinden, eine gute Temperaturentwicklung mit der damit verbundenen Hygienisierung bleibt aus, es bilden sich anaerobe Zonen und es kommt zu üblen Gerüchen.

Es sind grundsätzlich zwei Arten von Zuschlagstoffen zu unterscheiden:

- Abiotische Substanzen, die bestimmte Inhaltstoffe bereitstellen, die die Aktivität der am Prozess vorhandenen Mikroben stimulieren.
- Biologische Produkte mit spezifischen Mikroorganismen, die einen gewünschten Prozess

– beispielsweise den Abbau bestimmter Komponenten, die im Endprodukt nicht erwünscht sind, oder die Fixierung von atmosphärischem Stickstoff – initiieren oder auch die Abbauleistung allgemein verstärken (SOLBRAA 1984).

7.1. Abiotische Kompostzusätze:

Viele der auf dem Markt erhältlichen Additiva zur Verbesserung der Kompostierung beruhen auf der Zugabe von anorganischem Material (wie zum Beispiel Biolit® oder Hornosta®), die reich an CaCO₃ sind (Hornosta®: 25%). Mit diesen „biologisch aktiven Kompostierungsmitteln“ konnten bei der Kompostierung von Rasenschnitt gemeinsam mit Küchenabfällen durchaus nennenswerte Resultate erzielt werden. Dies liegt vermutlich an der Herabsetzung der Acidität am Beginn des Kompostierungsprozesses, durch welche ein beschleunigtes Einsetzen der thermophilen Phase erreicht werden kann. Diese Produkte sind häufig für spezielle Strukturschwächen des Ausgangsmaterials oder suboptimale Anfangs-pH-Werte konzipiert, dienen damit der Schaffung von besseren Bedingungen für die im Substrat vorhandene Mikroorganismenpopulation, bringen jedoch keine zusätzlichen Organismen in das Substrat selbst ein. SOLBRAA (1984) bezweifelt die Wirksamkeit solcher Produkte und auch ATKINSON et al. (1996) zeigten, dass die Supplementierung mit Stickstoff, Phosphor, Vitaminen und Spurenelementen die Bioabbaubarkeit von Abfall nicht beschleunigt.

7.2. Biologische Kompostzusätze:

Bezüglich der Effektivität einer zusätzlichen Inokulation des Kompostmaterials gehen die Meinungen verschiedener Autoren auseinander. Einigkeit herrscht nur darin, dass durch die Zugabe entsprechender Additiva schwerwiegende Fehler nicht wettgemacht werden können bzw. das Gelingen einer Kompostierung nicht von vornherein garantiert werden kann. GOLUEKE et al. (1953), SOLBRAA (1984), FAURE & DESCHAMPS (1991), RAZVI & KRAMER (1996), LEI & VANDERGHEYNST (2000) untersuchten mit unterschiedlichen Schwerpunktsetzungen, Ausgangsmaterialien und Methoden den Einfluss verschiedener Inokula auf den Kompostierungsprozess und kamen zum Ergebnis, dass eine Inokulation mit der autochtonen Flora des Komposts als zielführender anzusehen sei als die Inokulation mit Rein- oder Anreicherungskulturen.

Allerdings konnten – vermehrt in den letzten Jahren – auch positive Wirkungen von Inokulationen auf Kompostierungsprozesse nachgewiesen werden. WANI & SCHINDE (1978) fanden heraus, dass eine Inokulation mit Lignocellulose-abbauenden Mikroorganismen aus den Genera *Bacillus*, *Cytophaga*, *Cullulomanas* und *Aspergillus* die Humifizierung von Gerstenstroh beschleunigt. CHOI & PARK (1998) zeigten in einem theoretischen Modell, dass im Anfangsstadium der Kompostierung eine Inokulation mit Hefen das Auftreten der thermophilen Bakterien durch die Herabsetzung der Acidität begünstigt und beschleunigt. Weiters konnte mit cellulolytischen Pilzen eine Herabsetzung des C/N-Verhältnisses erreicht werden (GAUR et al. 1982, YADAV et al. 1982, MATTHUR et al. 1986). WILDE (1958) demonstrierte, dass bei der Kompostierung von Sägemehl nur durch Zusatz des zellulolytischen Pilzes *Coprinus eplemerus* und von Mineralstoffen der Abbau in kur-

zer Zeit möglich ist. SIVAPALAN et al. (1994) wiesen in mit Pilzen inokulierten Komposten im Vergleich zu nicht inokulierten Proben eine signifikant höhere Abundanz dieser Pilze nach, was zumindest auf ein Überleben der Mikroorganismen nach einer Inokulation schließen lässt. KOSTOV et al. (1991) konnten eine erhöhte mikrobielle Respiration in den ersten zwei Monaten nach Inokulation von Sägemehl mit aktiv cellulosezersetzenden Mikroorganismen feststellen. Bei der Inokulation von Rinde mit *Bacillus* sp., *Cephalosporium* sp., *Streptomyces* sp. konnten allerdings nur minimale Ergebnisse erzielt werden, was allerdings auf den hohen Gehalt an mikrobiellen Inhibitoren im Substrat selbst wie Tanninen und Phenolen zurückgeführt wurde (GARTNER et al. 1974, STILL et al. 1976). PFENDER et al. (1996) inokulierten Weizenstroh mit *Limonomyces roseipellis* und *Pseudomonas fluorescens*, konnten dabei bei *P. fluorescens* kaum, bei *L. roseipellis* aber durchaus messbare Effekte nachweisen. Unterschiede fanden sich vor allem in der Zusammensetzung der pilzlichen Mikroorganismengemeinschaft, die durch die Inokulation mit *L. roseipellis* relativ hohe Abundanzen von Hefen und *Trichoderma* sp. aufwies. Auch die Häufigkeitsverteilung der bakteriellen Gemeinschaft änderte sich durch die Inokulation mit *L. roseipellis*. NAKASAKI et al. (1996) konnten durch eine Inokulation mit *Bacillus licheniformes* HA1 den Abbau organischer Substanz beschleunigen. Eine signifikante Beeinflussung der Temperaturentwicklung, aber vor allem auch der mikrobiellen Atmung konnte durch die Applikation von Mikroorganismen, allein oder in Kombination mit einer organischen Matrix, von ILLMER (2000) gezeigt werden. COX et al. (2001) konnten durch die Inokulation mit *Marasimius androsaceus* und *Trichoderma viride* eine Beeinflussung der Abbaudynamik auf biochemischem Niveau nachweisen. SINGH & SHARMA (2003) stellten einen signifikanten Unterschied in der Kompostqualität nach Inokulation mit *Pleurotus sajor-caju*, *Trichoderma harzianum* und *Azotobacter chroococcum* im Vergleich zu nicht inokulierten Proben fest. Durch die Inokulation von Rottematerial mit *Trichoderma* sp. konnte bei ELORIETA et al. (2002) ein signifikant höherer Humifizierungsgrad und auch eine schnellere Abnahme des C/N- Verhältnisses nachgewiesen werden.

8. Literatur:

- AMANN, R. I., W. LUDWIG & K. SCHLEIFER (1996): Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. – *Microbiol. Rev.* **59**: 143 - 169.
- AMLINGER, F. (1993): Biotonne Wien – Theorie und Praxis, MA-48-Stadtreinigung und Fuhrpark. – Verlag Anton Scholl & Co., Wien, 385 pp.
- ANDERSON, J.G. & J.E. SMITH (1987): Composting. – In: J. M. SIDWICK & R. S. HOLDOM (Hrsg.): *Biotechnology of Waste Treatment and Exploitation*. – Ellis Horwood Ltd., Chichester, UK, p. 301 - 325.
- ANONYM (2000): Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB). BSB-Fibel. – Applikationsbericht der Firma WTW.
- ATKINSON, C.F., D.D. JONES & J.J. GAUTHIER (1996): Biodegradabilities and microbial activities during composting of municipal solid waste in bench-scale reactors. – *Compost Sci. Util.* **4** [4]: 14 - 24.
- BARTH, J. & B. KROEGER (1998): Bioabfallkompostierung und Vermarktung in anderen Ländern

- Europas. – In: Proceedings zu Kompostgütesicherung in Österreich., KGVÖ Wien: 77 - 100.
- BEFFA, T., M. BLANC, J. LOTT-FISCHER, P.-F., LYON, L. MARILLEY & M. ARAGNO (1995a): Composting: a microbiological process. – In: A. BARRAGE & X. EDELMAN (Hrsg.): Recovery, Recycling and Reintegration. EMPA Dübendorf: 139 - 144.
- BEFFA, T., M. BLANC, L. MARILLEY, J. LOTT-FISCHER, P.-F. LYON, & M. ARAGNO (1995b): Taxonomic and metabolic microbial diversity during composting. – In: M. DE BERTOLDI, P. SEQUI, B. LEMMES & T. PAPI (Hrsg.): The Science of Composting. Blackies Academic and Professional, Glasgow: 149 - 161.
- BEFFA, T., F. STAIB, J. LOTT-FISCHER, P.-F. LYON, P. GUMOWSKI, O. E. MARFENINA, S. DUNOYER-GEINDRE, F. GEORGEN, R. ROCH-SUSUKI, L. GALLAZ & J. P. LATGE (1998): Mycological control and surveillance of biological waste and compost. – *Med. Mycol.* **36**: 137 - 145.
- BENITO, M., A. MASAGUER, A. MOINER, N. ARRIGO & R. M. PALMA (2003): Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. – *Biol. Fertil. Soils* **37**: 184 - 189.
- BIDDLESTONE, A. J. & K. R. GRAY (1987): A review of aerobic biodegradation of solid wastes. – In: D. R. HOUGHTON, R. N. SMITH & H. O. W. EGGIS (Hrsg.): Biodeteration 7. – Elsevier Science Publishers Ltd., Barking, UK: 825 - 839.
- BILITEWSKI, B., G. HÄRDITZ & K. MAREK (1990): Abfallwirtschaft. – Springer, Heidelberg, New York, Tokio, 634 pp.
- BINNER, E., D. GRASSINGER & M. HUMER (2002): Composting conditions preventing the development of odorous compounds. – In: H. INSAM, N. RIDDECH & S. KLAMMER (Hrsg.): Microbiology of Composting. – Springer, Berlin, Heidelberg: 551 - 560.
- BRAUN, R. (2001): Stand der Technik der Bioabfallvergärung. – Wiener Umwelthanwaltschaft, Wien: 1 - 71.
- BREWER, L. J. & D.M. SULLIVAN (2001): A quick look at quick compost stability tests. – *BioCycle* **42** [1]: 53 - 55.
- BRINTON, W.F.Jr., E. EVANS, M.L. GROFFNER & R.B. BRINTON (1995): Standardized test for evaluation of compost self-heating. – *BioCycle* **36** [11]: 64 - 69.
- BROCK, T. D., M.T. MADIGAN, J.M. MARTINKO & J. PARKER (1994): Biology of Microorganisms. – London: Prentice Hall, 1175 pp.
- CANET, R. & F. POMARES (1995): Changes in physical, chemical and physicochemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia. – *Bioresource Technol.* **51**: 259 - 264.
- CHANYASAK, V. & H. KUBOTA (1981): Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as a measure of composting degradation. – *Ferm. Technol.* **59** [3]: 215 - 219.
- CHOI, M.H. & Y.H. PARK (1998): The influence of yeast on thermophilic composting of food waste. – *L. Appl. Microbiol.* **26**: 175 - 178.
- COX, P., S.P. WILKINSON & J.M. ANDERSON, (2001): Effects of fungal inocula on the decomposition of lignin and structural polysaccharides in *Pinus sylvestris* litter. – *Biol. Fertil. Soils* **33**: 246 - 251.
- DANNEBERG, G., E. GRÜNEKLEE, M. SEITZ, J. HARTUNG & A.J. DRIESEL (1997): Microbial and endotoxin immissions in the neighbourhood of a composting plant. – *Ann. Agric. Environ. Med.* **4**: 169 - 173.
- DE BERTOLDI, M. & F. ZUCCONI (1987): Composting of organic residues. – In: D. L. WISE (Hrsg.): Bioenvironmental Systems (Vol. III). – CRC Press Inc., Boca Raton, Fl., USA: 95 - 141.
- EILAND, F., M. KLAMMER, A.M. LIND, M. LETH & E. BAATH (2001): Influence of initial C/N ratio on chemical and microbial composting during long term composting of straw. – *Microb. Ecol.* **41** [3]: 272 - 280.

- ELLIS, R.J., P. MORGAN, A.J. WEIGHTMAN & J.C. FRY (2003): Cultivation-dependent and -independent approaches for determining bacterial diversity in heavy-metal-contaminated soil. – *Appl. Environm. Microbiol.* **69** [6]: 3223 - 3230.
- ELORIETTA, M. A., M.J. LOPEZ, F. SUAREZ-ESTRELLA, M.C. VARGAS-GARCIA & J. MORENO (2002): Composting of different horticultural wastes: effect of fungal inoculation. – In: H. INSAM, N. RIDDECH & S. KLAMMER (Hrsg.): *Microbiology of Composting*. – Springer. Berlin, Heidelberg: 119 - 132.
- EPSTEIN, E. (1997) *The Science of Composting*. – Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, 487 pp.
- FAURE, D. & A.M. DESCHAMPS (1991): The effect of Bacterial Inoculation on the Initiation of Composting of Grape Pulps.– *Bioresource Technol.* **37**: 235 - 238.
- FERNANDES, L., W. ZHAN, N. K. PATNI & P.Y. JUI (1994): Temperature distribution and variation in passively aerated static compost piles. – *Bioresource Technol.* **48** [3]: 257 - 263.
- FORSTER, J.C., W. ZECH & E. WÜRDINGER (1993): Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. – *Biol. Fert. Soils* **16**: 93 - 99.
- FRITSCH, W. (1999): *Mikrobiologie. 2., überarbeitete Auflage*. – Spektrum Akademischer Verlag Gustav Fischer, Heidelberg, Berlin, 622 pp.
- GALLERT, C., A. HENNING & J. WINTER (2003): Scale-up of anaerobic digestion of the biowaste fraction from domestic wastes. – *Water Res.* **37**: 1433 - 1441.
- GARCIA,C., T. HERNANDEZ, C. COSTA, B. CECCANTI, G. MASCIANDARO & C. CIARDI (1993): A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes. – *Bioresource Technol.* **44**: 17 - 23.
- GARCIA,C., T. HERNANDEZ, F. COSTA & M. AYUSO (1992): Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. – *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **23**: 1501 - 1512.
- GARTNER, J.B., J.E. KLETT & S.M. STILL (1974): The use of bark waste as a substratum in horticulture. – *Acta Horticult.* **37**: 2003 - 2012.
- GAUR, A.C., K.V. SADASIVAM, R.S. MATTHUR & S.P. MAGU (1982): Role of mesophilic fungi in composting. – *Agricult. Wastes* **4**: 453 - 463.
- GOLUEKE,C. G. (1992): Bacteriology of Composting. – *BioCycle* **33** [1]: 55 - 57.
- (1996): Thermogradient respirometry for compost maturity. – *BioCycle* **37** [8]: 28 - 28
- GOLUEKE, C.G., B.J. CARD & P.H. MC GAUHEY (1953): A critical evaluation of inoculums in Composting. – *Appl. Microbiol.* **2**: 45 - 53.
- GRAY, K.R. & A.J. BIDDLESTONE (1971): A review of composting – part 1. Process biochemistry. – *Process Biochem.* **6** [9]: 32 – 36.
- GRAY, K.R., K. SHERMAN & A.J. BIDDLESTONE (1971): A review of composting – part 2. The practical process. – *Process Biochem.* **6** [10]: 22 – 28.
- HAIDER, K. (1996): *Biochemie des Bodens*. – Stuttgart, Enke, 174 pp.
- HAUG, R.T., (1993): *Practical Handbook of Compost Engineering*. – CRC Press LLC, Boca Raton, London, New York, Washington D.C., 717 pp.
- HAY, J.C. & R.D. KUCHENRITHER (1990). Fundamentals and application of windrow composting. – *J. Environm. Engin.* **166**: 746 - 763.
- HE, X.T., T.J. LOGAN & S.J. TRaine (1995): Physical and chemical characteristics of selected U.S. municipal solid waste composts. – *J. Environm. Qual.* **24**: 543 - 552.
- HEFER, A. & U. MERRETTIG-BRUNS (2001): Testverfahren zur aeroben biologischen Abbaubarkeit von Feststoffen. – In: P. KÄMPFER & W. D. WEIBENFELS (Hrsg.): *Biologische Behandlung von organischen Abfällen*. – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 123 - 149.

- IANOTTI, D.A., T. PANG, B.L. TOTH, D.L. ELWELL, H.M. KEENER & H.A.J. HOITINK (1993): A quantitative Respirometric method for monitoring compost stability. – *Compost Sci. Util.* **1**: 52 - 65.
- ILLMER, P. (2000): Kompoststarter - funktioniert er doch? – *Mitt. Österr. Bodenkdl. Gesell.* **59**: 77 - 80.
- (2002) Backyard composting: General considerations and a case study. – In: H. INSAM, N. RIDDECH & S. KLAMMER (Hrsg.): *Microbiology of Composting*. Springer. Berlin, Heidelberg, p. 133 - 142.
- ILLMER, P. & F. SCHINNER (1997): Compost turning - A central factor for a rapid and high-quality degradation in household composting. – *Bioresource Technol.* **59** [2-3]: 157 - 162.
- (1999): Zusammenhang zwischen weinbaulichen und bodenbiologischen Parametern im Rahmen eines Versuches zur Bodenbedeckung im Weinbau. – *Die Bodenkultur* **50**: 161 - 169.
- ILLMER, P., E. MEYER & F. SCHINNER (1997): Thermic insulation and sieve plates - beneficial equipment for a rapid and high quality degradation in household composting? – *Die Bodenkultur* **48** [2]: 99 - 103.
- ITÄVAARA, M., M. VENELAMPI, M. VIKAM & A. KAPANEN (2002): Compost maturity – problems associated with testing. – In: H. INSAM, N. RIDDECH & S. KLAMMER (Hrsg.): *Microbiology of Composting*. – Springer. Berlin, Heidelberg: 373 - 382.
- JUNEJA, V.K.. (2003): A comparative heat inactivation study of indigenous microflora in beef with that of *Listeria monocytogenes*, *Salmonella* serotypes and *Escherichia coli* O157:H7. – *L. Appl. Microbiol.* **37**: 292 - 298.
- KÄMPFER, P. & W.D. WEIBENFELS (2001) *Biologische Behandlung organischer Abfälle*. – Springer Verlag, Berlin, 192 pp.
- KEELING, A.A., J.A.J. MULLET & I.K.A.M. PATON (1994): GC-mass spectrometry of refuse-derived composts. – *Soil Biol. Biochem.* **26** [6]: 773 - 776.
- KETELSEN, K. & H. DOEDENS (1992): Konzepte zur Entlastung des Hausmülls von organischen Abfällen. – *Müll und Abfall* **7**: 470 - 480.
- KOMPOSTVERORDNUNG (2001): Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Nr. 292; Ausgegeben am 14. 8. 2001.
- KÖRNER, I. & R. STEGMANN (1998): Influence of biowaste composition and composting parameters on the nitrogen dynamics during composting and on nitrogen contents in compost. – *Acta Horticult.* **469**: 97 - 110.
- KOSTOV, O., V. RANKOV, G. ATANACOVA & J.M. LYNCH (1991): Decomposition of sawdust and bark treated with cellulose-decomposing microorganisms. – *Biol. Fertil. Soils* **11**: 105 - 110.
- KROGMANN, U. (1994): *Kompostierung*. Economica Verlag GmbH. Bonn, 437 pp.
- KUTZNER, H. J. & T. JÄGER (1994): Kompostierung aus mikrobiologischer Sicht – ein Essay. – In: R. BÖHM (Hrsg.): Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung kommunaler Abfälle, sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung. – Deutsche Veterinärmedizinische Gesellschaft, Giessen: 281 - 303.
- LAPPALAINEN, J., R. JUVONEN, K. VAAJASAARI & M. KARP (1999): A new flash method for measuring the toxicity of solid and coloured samples. – *Chemosphere* **38**: 1069 - 1083.
- LASARIDI, K.E. & E.K. PAPADIMITRIOU (1996): Development and demonstration of a thermogradient respirometer. – *Compost Sci.Util.* **4** [3]: 53 - 62.
- LASARIDI, K.E. & E.I. STENTIFORD (1996): Respirometric techniques in the context of compost stability assessment: principles and practice. – In: M. DE BERTOLDI, P. SEQUI, B. Lemmes & T. PAPI (Hrsg.): *European Commission International Symposium: The Science of Composting. Part 1*. – Chapman and Hall: 274 - 285.
- LASTELLA, G., C. TESTA, G. CORNACCHIA, M. NOTORNICOLA, F. VOLTASIO & V.K. SHARMA (2002):

- Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. – *Energ. Convers. Manage.* **43**: 63 - 75.
- LEHNINGER, A.L., D.L. NELSON & M.M. COX (1998): *Prinzipien der Biochemie*. 2. Auflage. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford, 1223 pp.
- LEHTOKARI, M., P. NIKKOLA & J. PAATERO (1983): Determination of ATP from compost using firefly bioluminescence technique. – *Europ. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* **17**: 187 - 190.
- LEI, F. & J.S. VANDERGHEYNST (2000) The effect of microbial inoculation and pH on microbial community structure changes during composting. – *Process Biochem.* **35**: 923 - 929.
- LOTT-FISCHER, J. (1998): Avoidance of Biorisks of Composting by Thermohygienization: Influence of the Type of System and Management on the Occurrence of the Potentially Pathogenic Mold *Asperillus fumigatus* and Fecal Indicator Bacteria. – Dissertation an der University of Neuchatel, ETH Zürich, Schweiz, 221 pp.
- LOTT-FISCHER, J., A. ALBRECHT & P. KÄMPFER (2001): Mikrobiologie der Kompostierung fester Abfälle. – In: P. KÄMPFER & W. D. WEIBENFELS (Hrsg.): *Biologische Behandlung von organischen Abfällen*. – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 3 - 44.
- MADIGAN, M.T., J.M. MARTINKO & J. PARKER (1997): *Brock: Biology of Microorganisms*. – Eighth edition, Prentice Hall International, London, 986 pp.
- MANZANARES, P., S. FAJARDO & C. MARTIN (1995): Production of ligninolytic activities when treating paper pulp effluents by *Trymes versicolor*. – *J. Biotechnol.* **43**: 125 - 132.
- MARTIN, D. L. & G. GERSHUNY (1992) *The Rodale Book of Composting*. Rodale Press, Emmaus.
- MATHUR, S. P. (1991): Composting processes. In: A. M. MARTIN (Hrsg.): *Bioconversion of Waste Materials to Industrial Products*. – Elsevier, London, New York: 147 - 186.
- MATHUR, S.P., G. OWEN, H. DINEL & M. SCHNITZER (1993): Determination of compost biomaturity I. Literature review. – *Biol. Agric. Horticult.* **10**: 65 - 85.
- MATTHUR, R.S., S.P. MAGU, K.V. SADASIVAM & A.C. GAUR, (1986): Accelerated compost and improved yield. – *BioCycle* **27**: 42 - 44.
- MILLER, F.C. (1989). Matrix water potential as an ecological determinant in compost, a substrate dense system. – *Microb. Ecol.* **18**: 59 - 71.
- NAKASAKI, K., N. UEHARA, M. KATAOKA & J. KUBOTA, (1996): The Use of *Bacillus lichiniformes* HA1 to accelerate composting of organic wastes. – *Compost Sci. Util.* **4** [4]: 47 - 52.
- NAKASAKI, K., H. YAGUHI, S. YASUSHI & K. HIROSHI (1993): Effects of pH control on composting of garbage. – *Waste Manage. Res.* **11** [2]: 117 - 125.
- ÖNORM: L 1080-1088 (1999): *Chemische Bodenuntersuchungen*. – Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- PAPADIMITRIOU, E. K. & C. BALIS (1996): Comparative study of parameters to evaluate and monitor the rate of a composting process. – *Compost Sci.Util.* **4** [4] 52 - 62.
- PARE, T., H. DINEL, SCHNITZER & S. DUMONTET (1998): Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. – *Biol. Fertil. Soils* **26**: 173 - 178.
- PAUL, E.A. & F.E. CLARK (1996): *Soil Microbiology and Biochemistry*. 2nd edition. – Academic Press, Inc., San Diego, CA, 340 pp.
- PERZ, K. (2001): *Aufkommen, Verwertung und Behandlung von Abfällen in Österreich*. – Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2001. – In: Umweltbundesamt, Klagenfurt: 1 - 10.
- PFENDE, W.F., V.P. FIELAND, L. M. GANIO & R.J. SEIDLER (1996): Microbial community structure and activity in wheat straw after inoculation with biological control organisms. – *Appl. Soil Ecol.* **3**: 69 - 78.
- RAICH, J.W. & C.S. POTTER (1995): Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. – *Glob. Biogeochem. Cy.* **9**: 23 - 36.
- RAICH, J.W. & W.H. SCHLESINGER (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its

- relationship to vegetation and climate. – *Tellus* **44** [Series B]: 81 - 99.
- RAJBANSHI, S.S. & K. INBUSHI (1998): Chemical and biochemical changes during laboratory-scale composting of allelopathic plant leaves (*Eupatorium adenophorum* and *Lantana camara*). – *Biol. Fertil. Soils* **26**: 66 - 71.
- RASKIN, L., D. ZHENG, M.E. GRIFFIN, P.G. STROOT & P. MISRA, (1995): Characterization of microbial communities in anaerobic bioreactors using molecular probes. – *Anton. Leeuwenhoek Int. J. Gen. Mol. Microbiol.* **68**: 297 - 308.
- RAZVI, A.S. & D.W. KRAMER (1996): Evaluation of compost activators for composting grass clippings. – *Compost Sci. Util.* **4** [4]: 72 - 81.
- SCHERER, P. A. (2001) Mikrobiologie der Vergärung von festen Abfallstoffen. – In: P. KÄMPFER & W. D. WEIBENFELS (Hrsg.): *Biologische Behandlung von organischen Abfällen*. – Springer, Heidelberg: 45 - 80.
- SEKIGUCHI, Y., Y. KAMAGATA & H. HARADA (2001): Recent advances in methane fermentation technology. – *Curr. Opin. Biotechnol.* **12**: 277 - 282.
- SINGH, A. & S. SHARMA (2003): Effect of microbial inocula on mixed solid waste composting, vermicomposting and plant response. – *Compost Sci.Util.* **11** [3]: 190 - 199.
- SIVAPALAN, A., W.C. MORGAN & P.R. FRANZ (1994): Effect of inoculating fungi into compost on growth of tomato and compost microflora. – *Aust. J. Exp. Agr.* **34**: 541 - 548.
- SOLBRAA, K. (1984): An analysis of compost starters used on spruce bark. – *BioCycle* **25**: 46 - 48.
- STALDER, K. (1994): Infektions- und Allergisierungsmöglichkeiten durch Keimemissionen aus kommunalen Abfällen. – *Forum-Städte-Hygiene* **45**: 346 - 351.
- STENTIFORD, E. I. (1996). Composting control: principles and practice. – In: M. DE BERTOLDI, P. SEQUI, B. LEMMES & T. PAPI (Hrsg.): *European Commission International Symposium: The Science of Composting. Part 1*. – Chapman and Hall: 49 - 59.
- STILL, M., M.A. DIRR & J.B. GARTNER, (1976): Phytotoxic effects of several bark extract on mung bean and cucumber growth. – *J. Am. Soc. Hort. Sci.* **101** [1]: 34 - 37.
- THAMBIRAJAH, J.J., M.D. ZULKALI & M.A. HASHIM (1995): Microbiological and biochemical changes during the Composting of oil palm empty-fruit-bunches. Effect of nitrogen supplementation on the substrate. – *Bioresource Technol.* **52** [2]: 133 - 144.
- THIERMANN, G. (1993): Seuchenhygienische Kontrolle im Kompost. – In: F. AMLINGER (Hrsg.): *Handbuch der Kompostierung: Ein Leitfaden für Praxis – Verwaltung – Forschung*. – BM für Wissenschaft und Forschung und BM für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 282 - 285.
- TRAUNMÜLLER, M. (1993): Mikrobiologie der Kompostierung. – In: F. AMLINGER (Hrsg.): *Handbuch der Kompostierung: Ein Leitfaden für Praxis – Verwaltung – Forschung*. – BM für Wissenschaft und Forschung und BM für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 197 - 213.
- TSENG, D.Y. & J.J. CHALMES (1996): ATP-measurement in compost. - *Compost Sci. Util.* **4** [3]: 6 - 12.
- TUOMELA, M., M. VIKAM, A. HATAKKA & M. ITÄVAARA (1999): Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. – *Bioresource Technol.* **72**: 169 - 183.
- WAGNER, A., J. MAIR & P. ILLMER, (2004): Respirometrie bei der Beurteilung der Effektivität von Inokulierungsversuchen. – *Mitt. Österr. Bodenkdl. Ges.* **70**: 95 - 101.
- WALKER, L.P., T.D. NOCK, J.M. GOSSETT & J.S. VANDERGHEYNST (1999): The role of periodic agitation and water addition in managing moisture limitations during high-solids aerobic decomposition. – *Process Biochem.* **34**: 601 - 612.
- WANI, S.P. & P.A. SHINDE (1978): Studies on biological decomposition of wheat-straw: II – Screening of wheat-straw decomposing microorganisms under field conditions. – *J. Agr. Sci.* **12**: 388 - 391.
- WEPPEN, P. (2002): Determining compost maturity: evaluation of analytical properties. – *Compost*

Sci. Util. **10** [1] 3 - 16.

YADAV, K.S., M.M. MISHRA & K.K. KAPOOR (1982): The effect of fungal inoculation on composting.
– Agr. Wastes **4**: 329 - 333.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Verein Innsbruck](#)

Jahr/Year: 2004

Band/Volume: [91](#)

Autor(en)/Author(s): Wagner A., Illmer P.

Artikel/Article: [Kompostierung -- neue Betrachtung einer alten Technik 293-321](#)