

BE-161

BERICHTE

**BILANZIERUNGEN ZUR VERWERTUNG  
VON BIOKOMPOST IM WALD**

# **BILANZIERUNGEN ZUR VERWERTUNG VON BIOKOMPOST IM WALD**

Horst Mayr

**BE-161**

Wien, November 1999

**Autor**

Horst Mayr, Institut für Waldökologie, Universität für Bodenkultur, Wien

**Projektleitung**

Peter Weiss, Umweltbundesamt

**Impressum**

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien  
Eigenvervielfältigung

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, November 1999  
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)  
ISBN 3-85457-521-1

## ZUSAMMENFASSUNG

Infolge ansteigender Müllmengen wurde das ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZ (BGBl. Nr. 325/1990), welches unter anderem die qualitative und quantitative Abfallvermeidung zur Entlastung von Deponieraum sowie eine zulässige und ökologisch sinnvolle Abfallverwertung zum Ziel hat, initiiert und ist am 1. Juli 1990 in Kraft getreten. Die dafür notwendig gewordene getrennte Sammlung von Abfall (z.B. Biotonne, Altglas) wurde in einzelnen Kommunen (z.B. Wien) bereits Ende der 70er Jahre als Modellversuch eingeführt.

1996 fielen in Österreich insgesamt ca. 2,8 Mio. Tonnen nicht gefährliche Abfälle in Haushalten und ähnlichen Einrichtungen an. Davon fielen ca. 360.000 t kommunal erfaßter und getrennt gesammelter biogener Abfall (rund 13 %) an (KRAMMER und PERZ, 1998). Der Anteil kommunal erfaßter und getrennt gesammelter biogener Abfälle lag 1989 noch bei ca. 35.000 t. Für das Jahr 2000 wurde ein Anstieg auf rund 560.000 Tonnen biogene Abfälle prognostiziert (KRAMMER et al., 1995).

Biokomposte können gemäß den derzeit geltenden gesetzlichen Bestimmungen (DÜNGEMITTELGESETZ, ÖNORM S 2200, ÖNORM S 2201 und ÖNORM S 2202) in der Landwirtschaft, dem Landschaftsbau, in Kleingärten etc. verwertet werden.

Die Ablagerung von Abfall im Wald, im Sinne einer Deponierung oder Entsorgung, ist gemäß § 16 des FORSTGESETZES (BGBl. Nr. 440/1975 idF. BGBl. Nr. 576/1987) in Österreich grundsätzlich verboten. Andererseits werden Abfälle, sobald sie einer ökologisch zulässigen Verwertung zugeführt werden können, als Altstoffe gemäß ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZ (BGBl. Nr. 325/1990) bezeichnet. Würde man theoretisch Biokompost unter Einhaltung sämtlicher derzeit gültiger gesetzlicher Bestimmungen bezüglich Qualität (ÖNORM S 2200, ÖNORM S 2201, DÜNGEMITTELGESETZ) und in Relation zu den Düngungsempfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) im Wald ausbringen, wäre Biokompost gemäß AWG Altstoff. Grundsätzlich scheint hier ein rechtsfreier Raum zu bestehen.

Das Ziel dieser Studie ist es, auf Basis aktueller österreichischer Biokompostanalysen (ZETHNER et al., 1999) und darauf aufbauender Kalkulationen die Eignung von Biokompost bzw. die damit verbundenen Probleme bei der Verwertung im Wald zu diskutieren:

- Biokompostmengen und die darin enthaltenen Nährstoff-, Schwermetall- und organischen Schadstofffrachten in Relation zu Reinelementmengen entsprechend den Düngungsempfehlungen des BM f. LAND und FORSTWIRTSCHAFT (1995).
- Aufstockung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen im Mullhumus bzw. Rohhumus nach Ausbringung von Biokompost im Wald.
- Aufstockung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen in verschiedenen Mineralböden nach Ausbringung von Biokompost im Wald und einer Verlagerung der gesamten Schadstofffracht in die obersten 10 cm Mineralboden (Worst-Case-Szenario).
- Vergleich der Nährstoff- und Schwermetallfrachten im Biokompost mit den entsprechenden Elemententzügen im Rahmen einer Holzernte

Zuerst wird ein Überblick über die aktuellen österreichischen Biokompostproben an Hand maximaler, minimaler, durchschnittlicher Nähr- und Schadstoffgehalte sowie der oberen und unteren Quartil (ZETHNER et al., 1999), die derzeit bzw. zukünftig geltenden gesetzlichen Bestimmungen (ÖNORM S 2200, ÖNORM S 2201, ÖNORM S 2202, DÜNGEMITTELGESETZ bzw. Kompostverordnung, im Entwurf) bezüglich Qualität und Verwertung geschaffen. Internationale Richtlinien und Empfehlungen (EU-Verordnung über den

ökologischen Landbau; Bestimmungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall – LAGA), sofern diese von Bedeutung sind, werden in der Studie berücksichtigt.

Im Unterschied zu Naßschlamm (MAYR, 1988) sind Biokomposte durch eine annähernd gleichmäßige Nährstoffverteilung von Stickstoff : Kalium : Magnesium (1:1:1) gekennzeichnet. Die Gefahr, daß es im Zuge der Ausbringung von Biokompost wie im Naßschlamm infolge überhöhter Stickstofffrachten z.B. zu einer weiteren verstärkten Verdünnung mit Kalium und Magnesium durch erhöhte Nitratauswaschung kommen könnte, scheint nicht gegeben, sofern nicht überhöhte Biokompostgaben ausgebracht werden, die die Stickstoffaufnahme-fähigkeit der Vegetation übersteigen.

Grundsätzlich zeigt sich auch, daß unter Nichtberücksichtigung der maximalen Gehalte die österreichischen Biokomposte relativ geringe Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen aufweisen. Die maximalen Gehalte, die statistisch betrachtet Ausreißer repräsentieren, werden trotzdem in den kalkulatorischen Überlegungen (z.B. Worst-Case-Szenario) herangezogen, um die potentielle Bandbreite möglicher Aufstockungen mit Schadstoffen durch die Ausbringung von Biokompost im Wald darzustellen. Fast alle organischen Schadstoffgehalte wie beispielsweise jene der PCB, HCH, PCDD/F und diversen Organochlorpestizide unterschreiten die Grenzwerte der Düngemittelverordnung (BGBl. Nr. 1007/1994).

Die ersten und bislang einzig vorliegenden Ergebnisse von DESCHAUER (1995) über die Verwendung von Biokompost für Melioration von degradierten Waldstandorten lassen kurzfristig einige positive Effekte erkennen. Abgesehen von Kalium, das aus der Auflage in tiefere Bodenhorizonte verlagert wurde, konnten für alle Nährstoffe, den pH-Wert und die effektive Kationenaustauschkapazität positive Auswirkungen durch erhöhte Gehalte und Vorräte festgestellt werden. Es zeigt sich, daß zumindestens kurzfristig dieselben Effekte auf schwächer behandelten Flächen (21 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>) deutlich geringer als auf den stärker behandelten Flächen ausfallen. Die Schwermetalle werden verstärkt in der L-Schicht, tendenziell auch in der F- und H-Schicht des Auflagehumus akkumuliert. Nur anfangs kann eine leichte Verlagerung von Zink, Kupfer und Cadmium im Sickerwasser beobachtet werden. Die PAH werden im Auflagehumus, vor allem in der F- und H-Schicht, verstärkt akkumuliert. Lediglich die mit geringen Gehalten im Biokompost nachgewiesenen niedermolekularen und wasserlöslicheren PAH-Verbindungen können in geringem Umfang in den Oberboden durch Infiltration verlagert werden.

Generell besteht im Zusammenhang mit der Verwertung von Biokompost im Wald für alle österreichischen Bodentypen (FINK, 1969) sowie für künstliche, zu rekultivierende und aufzuforstende Böden ein sehr hoher Forschungsbedarf. Es liegen keine Ergebnisse aus mittel- bis langfristigen Untersuchungen mit Biokompost im Wald, von wiederholten Biokompostapplikationen, über organische Schadstoffe in verschiedenen Waldkompartimenten oder über toxische Effekte von (an)organischen Schadstoffen nach Biokompostapplikation vor.

Unter Verwendung aktueller österreichischer Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) wurden entsprechend den aus den Düngungsempfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) ermittelten Reinelementmengen für Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium und Calcium die gesamte Bandbreite von theoretisch erforderlichen Biokompostmengen und den darin enthaltenen Nähr- und Schadstofffrachten errechnet. Die erforderlichen Biokompostmengen wurden entsprechend den maximalen, durchschnittlichen, mittleren und minimalen Stickstoff-, Phosphor-, Kalium-, Magnesium- und Calciumgehalten sowie für die obere und untere Quartil der Biokompostproben jeweils bezogen auf eine 400 kg N-Dünger.ha<sup>-1</sup>-Gabe in Form eines 26-28 %igen Stickstoffdüngers

(104 kg N.ha<sup>-1</sup>), eine 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.ha<sup>-1</sup>-Gabe, 100 kg K<sub>2</sub>O.ha<sup>-1</sup>-Gabe, eine 100 kg MgO.ha<sup>-1</sup>-Gabe sowie eine 100 kg CaO.ha<sup>-1</sup>-Gabe errechnet.

Dabei zeigte sich im Unterschied zu den Ergebnissen für Naßschlamm (MAYR, 1998) für die Nährstoffe Stickstoff, Kalium und Magnesium mit einem näherungsweise Verhältnis von 1:1:1 eine relativ ausgeglichene Nährelementverteilung im Biokompost. Die Frachten von Phosphor und Mangan kommen in geringeren Mengen im Biokompost vor und wären vor einer möglichen Verwertung im Wald durch Beimengungen eventuell zu verbessern. Die Frachten der organischen Schadstoffe lassen ein ähnliches Verteilungsmuster wie die Schwermetallfrachten erkennen. Abgesehen von den Frachten, basierend auf Maximalgehalten, die nur das Produkt einzelner hoher Biokompostanalysen sind, würden die auf Basis der Elemente Stickstoff, Kalium, Magnesium und Calcium errechneten, erforderlichen Biokompostmengen nur geringe Schadstofffrachten mit sich bringen.

Die auf Basis der empfohlenen Kalium- bzw. Magnesiumgaben errechneten zugehörigen Stickstofffrachten im Biokompost liegen bei maximal 440 kg N.ha<sup>-1</sup> bzw. 220 kg N.ha<sup>-1</sup> und übersteigen damit im ungünstigsten Fall die empfohlenen Stickstoffmengen mineralischer Dünger gemäß den Düngungsempfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995). Stickstoff liegt im Biokompost im allgemeinen überwiegend organisch gebunden vor und wird durch Mineralisierung langsam freigesetzt. Diese kalkulierten Frachten stellen Extreme dar, wie sie unter Berücksichtigung der Nährstoffanalysen (ZETHNER et al., 1999) sowie der Nährstoffverhältnisse zueinander in der Regel nicht vorkommen werden. Das durchschnittliche Verhältnis von N:Mg:K liegt näherungsweise bei 1:1:1. Die Biokompostmengen von 10 t.ha<sup>-1</sup> bzw. 20 t.ha<sup>-1</sup> sowie eine 5 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe, deren kalkulierte N-Fracht die empfohlene N-Menge nicht übersteigt, wurden für die weiteren Kalkulationen herangezogen.

Auf Basis aktueller österreichischer Biokompostdaten (ZETHNER et al., 1999), den flächenbezogenen Trockenmassen für Mull- und Rohhumus der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (FBVA, 1992) und Feinbodendichten entsprechend den Ergebnissen der bayerischen Waldboden-Zustandsinventur (GULDER und KÖLBEL, 1993) bzw. den hochgerechneten Trockenmassen für 0-10 cm Feinboden wurden die möglichen Aufstockungen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen nach einmaliger Ausbringung von 5, 10 und 20 t Biokompost.ha<sup>-1</sup> kalkuliert. Die Aufstockungen wurden mit Hilfe der Ergebnisse für Schwermetalle in österreichischen Waldböden (FBVA, 1992), für persistente organische Schadstoffe in Böden österreichischer Hintergrund-Waldgebiete (WEISS, 1998) sowie für PAH-Aufstockungen nach erfolgter Ausbringung von Biokompost diskutiert (DESCHAUER, 1995).

Wie zu erwarten ist, würde die Ausbringung von Biokompost auf Mullhumus-Standorten, die jedoch infolge optimaler Nährstoffversorgung keine düngungswürdigen Standorte darstellen, deutlich höhere Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen als auf Rohhumus-Standorten mit sich bringen.

Gemäß den von der FBVA (1992) erstellten Gehaltsklassen für die Schwermetalle Zink, Kupfer, Cadmium und Blei würden nach der Ausbringung von Biokompost im Wald die errechneten maximalen Aufstockungen auf Rohhumus eine Zuordnung für Zink und Kupfer in die Klasse „erhöht“, für Blei in die Klasse „Oberer Normalbereich“ sowie für Cadmium in die Klasse „Normalbereich“. Die errechneten Aufstockungen entsprechend den Gehalten des oberen Quartils der Biokompostwerte würden jedoch nur noch für Zink eine Zuordnung in die Klasse „Oberer Normalbereich“ erfordern. Die Elemente Kupfer, Cadmium und Blei liegen in der Klasse „Normalbereich“.

Die errechneten und zur durchschnittlichen, natürlichen oder anthropogen bedingten Hintergrundbelastung im Auflagehumus von armen Felsbraunerden, Podsolen und Semipodsolen hinzuaddierten Aufstockungen einer Biokompostgabe von  $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  mit durchschnittlichen Zink-, Blei- und Cadmiumgehalten würden für die Elemente Zink, Kupfer, Cadmium und Blei keine Verschlechterung der derzeitigen Gehaltsklasse verursachen.

Auch bei den organischen Schadstoffen zeigt sich, daß es bei Ausbringung von Biokompost auf Basis der oberen Quartile zu vergleichsweise geringen Aufstockungen im Rohhumus kommt.

Entsprechend einer Mitteilung des Umweltbundesamtes (ZETHNER, 1999, pers. Mitt.) sind im allgemeinen hohe organische Schadstoffgehalte in städtischen Komposten mit Ausnahme möglicher Pestizidrückstände aus der Landwirtschaft und von Kleingärten zu erwarten. Genaue Kenntnisse der Komposte, ihrer Ausgangsmaterialien sowie die Verwendung von ländlichen Komposten mit kohlenstoffreichem Strukturmaterial (z.B. Sägespäne) würden die Gefahr maximal belasteter Biokomposte entsprechend den Biokompostanalysen minimieren.

Die in den Biokomposten nachgewiesenen Pestizidverbindungen unterschreiten die Grenzwerte der Düngemittelverordnung (BGBl. Nr. 1007/1994) und würden nur zu sehr geringfügigen Aufstockungen führen. Der Grenzwert für Lindan in Rinde als Ausgangsmaterial für die Kompostierung liegt bei  $0,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  TS. Die mittlere und durchschnittliche bzw. maximale Belastung mit Lindan ( $\gamma$ -HCH) im Biokompost lag bei  $0,6 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  TS bzw.  $3,8 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  TS. Die errechneten Aufstockungen der PAH-Gehalte für  $\frac{3}{4}$  der Proben im Rohhumus liegen durchwegs im unteren bis mittleren Bereich der Hintergrundbelastung von Auflagehumus österreichischer Waldgebiete nach WEISS (1998).

Die Ausbringung von Biokompost im Wald und die theoretische Verlagerung der gesamten Schwermetall- und organischen Schadstofffracht in die obersten 10 cm Mineralboden innerhalb von zehn Jahren (Worst-Case-Szenario) würde äußerst geringe Aufstockungen in verschiedenen Mineralböden mit sich bringen.

Gemäß den Gehaltsklassen der FBVA (1992) würde eine bodenchemische Analyse dieses Horizontes nach erfolgter Ausbringung von  $10 \text{ t}$  Biokompost  $\cdot \text{ha}^{-1}$ , ohne die natürliche oder anthropogen bedingte Belastung zu berücksichtigen, für die Elemente Zink, Blei, Cadmium und Kupfer, letzteres mit Ausnahme der Humuskarbonatböden, eine Zuordnung in die Klasse „Normalbereich“ bedeuten. Einzig der für Humuskarbonatböden errechnete Kupferwert müßte der Klasse „Oberer Normalbereich“ zugeordnet werden.

Die errechneten Aufstockungen aller Schwermetalle würden im allgemeinen die natürliche und anthropogen bedingte Hintergrundbelastung von karbonatfreien Böden bzw. Semipodsolen und Podsolen nur noch geringfügig anheben. Würden die Schwermetallaufstockungen außerdem auf Basis der durchschnittlichen oder mittleren Schwermetallgehalte des Biokompostes berechnet werden, würden die theoretischen Aufstockungen im Oberboden dieser behandelten Waldböden noch deutlich geringer ausfallen.

Die errechneten und zur durchschnittlichen Hintergrundbelastung von Podsolen und Semipodsolen hinzuaddierten Schwermetallaufstockungen auf Grund einer Ausbringung von  $10 \text{ t}$  Biokompost  $\cdot \text{ha}^{-1}$  mit durchschnittlicher Schwermetallbelastung würden für die Elemente Zink und Kupfer bzw. Cadmium keine Verschlechterung der derzeit festgestellten Gehaltsklasse „Oberer Normalbereich“ bzw. „Normalbereich“ verursachen. Auch die kalkulierte, durchschnittliche Aufstockung von Blei auf die Hintergrundbelastung dieser beiden Bodentypen würde keine Verschlechterung der vorhandenen Gehaltsklassen – „Oberer Normalbereich“ für Semipodsole sowie „erhöht“ - für Podsole bewirken.

Die Aufstockung mit organischen Schadstoffen in verschiedenen Mineralböden würde gemäß den kalkulierten Werten sehr gering ausfallen. Berücksichtigt man die physiko-

chemischen Eigenschaften der persistenten organischen Schadstoffe, nämlich die ausgeprägte Fettlöslich- und (sehr) geringe Wasserlöslichkeit und die damit verbundene starke Tendenz der Anreicherung im Auflagehumus sowie geringe Verlagerung mit dem Bodenwasser, kann ein kompletter Eintrag in den Mineralboden auf Basis der oben angestellten Überlegungen (Worst-Case-Scenario) kurz- bis mittelfristig ausgeschlossen werden.

Vergleiche der Nährstofffrachten einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe mit den Elemententzügen im Rahmen einer Holzernte auf Basis von Ergebnissen des Sollings (ELLENBERG et al., 1988) sowie der Bärhalde (RAISCH, 1983) wurden diskutiert. In einer früheren Studie zur Verwertung von Naßschlamm (MAYR, 1998) lagen lediglich die Ergebnisse der Sollingstudie vor. Aus diesem Grund wurden in der vorliegenden Studie unter Miteinbeziehung der Ergebnisse der Bärhalde die Entzüge durch die Holzernte den Elementfrachten einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe gegenübergestellt und neu diskutiert. Weiters wurden die Elementfrachten mit den gesamten Nährelemententzügen, die während einer 100jährigen Umtriebszeit anfallen, bestehend aus den Entzügen aller Durchforstungen und der Endnutzung, für einen Fichtenmodellbestand 10. Absolutbonität (KRAPFENBAUER und BUCHLEITNER, 1981) verglichen.

Die mit einer Ausbringung von 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup> verbundene maximale Nährstofffracht würde bei beiden Beständen des Sollings die in Derbholz und Rinde gebundenen Vorräte von Phosphor, Calcium, Magnesium und Eisen deutlich übersteigen. Die Kaliumvorräte des Buchenbestandes am Solling könnten durch eine maximale Kaliumfracht im Biokompost nur knapp abgedeckt werden. Eine 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe könnte dagegen den Stickstoffentzug im Rahmen einer Ernte des Buchenbestandes nur zu 60 % abdecken. Die mit der Nutzung eines 130- sowie 75jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde verbundenen Stickstoffentzüge würden mit derselben Stickstofffracht problemlos ausgeglichen.

Würde man die Stickstoffentzüge einer Ernte des Buchenbestandes am Solling durch eine Biokompostgabe ausgleichen wollen, wäre jedoch auf Basis der durchschnittlichen Stickstofffrachten eine Verdoppelung der Biokompostgabe auf 20 t Biokompost.ha<sup>-1</sup> notwendig. Die durchschnittliche Stickstofffracht im Biokompost müßte um ca. 70 % erhöht werden, um den Stickstoffentzug durch den Fichtenbestand am Solling abdecken zu können. Die durchschnittlichen Calcium-, Magnesium- und Eisenfrachten einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe würden die entsprechenden Calcium-, Magnesium- und Eisenentzüge aller vier Bestände im Rahmen einer Holzernte deutlich übersteigen. Würde man die Calcium- oder Magnesiumfracht im Biokompost den Ernteentzügen entsprechend angleichen wollen, müßte die Biokompostmenge um zwei Drittel reduziert werden, um die Frachten den entsprechenden Entzügen anpassen zu können, was jedoch auch eine Verminderung der Stickstofffracht auf 50-60 kg N.ha<sup>-1</sup> bedeuten würde.

Die maximalen Nährstofffrachten einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe würden die Stickstoff-, Phosphor-, Calcium-, Magnesium- und Eisenentzüge um ein Beträchtliches übersteigen. Die Kaliumvorräte könnten mit Ausnahme des Vorrates im Buchenbestand des Sollings gerade noch, die Manganvorräte bei weitem nicht durch die maximalen Kalium- und Manganfrachten dieser Naßschlammgabe ausgeglichen werden. Die durchschnittlichen Stickstoff-, Phosphor-, Calcium-, Magnesium- und Eisenfrachten einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe reichen ebenfalls bei weitem aus, um die Entzüge auf allen vier Standorten auszugleichen. Die durchschnittlichen Kalium- und Manganfrachten im Naßschlamm sind dagegen derart gering, daß ein Vielfaches der Naßschlammgabe notwendig wäre, um die entsprechenden Entzüge abdecken zu können.

Die durchschnittlichen Stickstoff- und Kaliumfrachten einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe könnten während einer 100jährigen Umtriebszeit die von KRAPFENBAUER und BUCHLEITNER



(1981) errechneten Entzüge für Derbholz in Rinde aller Durchforstungen und im Rahmen einer Endnutzung nicht abdecken. Die durchschnittlichen Magnesium-, Phosphor- und Calciumfrachten im Biokompost reichen dazu gerade aus. Um die Kaliumentzüge mit einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe auszugleichen, müsste die Biokompostgabe um ca. 40 % erhöht werden. Dies hätte einen Anstieg der Stickstofffracht im Biokompost auf 210 kg N.ha<sup>-1</sup> zur Folge.

Die durchschnittlichen Stickstoff-, Phosphor- und Magnesiumfrachten im Naßschlamm decken die entsprechenden Nährstoffentzüge, die während einer 100jährigen Umtriebszeit nach KRAPPENBAUER und BUCHLEITNER (1981) anfallen, problemlos ab. Dagegen können die Entzüge von Kalium bei weitem nicht durch die durchschnittliche Fracht im Naßschlamm abgedeckt werden. Würde man die Kaliumentzüge mit einer Naßschlammgabe ausgleichen, müsste die Naßschlammgabe um das Fünffache erhöht werden, was eine Stickstofffracht von 2000 kg N.ha<sup>-1</sup> zur Folge hätte.

Vergleiche der Schwermetallfrachten einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe mit den Elemententzügen im Rahmen einer Holzernte auf Basis von Ergebnissen des Sollings (ELLENBERG et al., 1988) sowie der Bärhalde (RAISCH, 1983) werden nachfolgend diskutiert. In einer früheren Studie zur Verwertung von Naßschlamm (MAYR, 1998) lagen lediglich die Ergebnisse der Sollingstudie vor. Aus diesem Grund wurden in der vorliegenden Studie unter Miteinbeziehung der Ergebnisse der Bärhalde die Entzüge durch die Holzernte den Elementfrachten einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe gegenübergestellt und neu diskutiert.

Die mit der Ausbringung von 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup> verbundene maximale Schadstoffzufuhr übersteigt fast durchwegs die mit der Holzernte verbundenen Elemententzüge. Die Entzüge von Cadmium übersteigen auf den Standorten der Bärhalde und des Sollings deutlich die maximalen Cadmiumfrachten dieser Biokompostgabe. Berücksichtigt man die durchschnittlichen Gehalte im Biokompost, so werden die entsprechenden Schadstofffrachten im Biokompost um das zwei- bis zu zehnfache von sämtlichen Elemententzügen des Standortes Solling übertroffen. Infolge der deutlich geringeren Schwermetallvorräte am Standort Bärhalde liegen die maximalen und minimalen Holzernteentzüge von Kupfer und Blei bzw. die minimalen Holzernteentzüge von Nickel deutlich unter den durchschnittlichen Frachten einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe. Die Zink- und Cadmiumentzüge am Standort Bärhalde übersteigen teils deutlich die durchschnittliche Zink- und Cadmiumfracht im Biokompost.

Die maximale, mittlere und minimale Zinkfracht bzw. die maximale Bleifracht einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe übersteigen deutlich die Elemententzüge von Fichten- und Buchenderbholz in Rinde auf den Standorten Solling und Bärhalde. Die maximalen Frachten von Kupfer, Cadmium, Chrom und Nickel derselben Gabe liegen jedoch deutlich unter den Elemententzügen des Standortes Solling, die durchschnittlichen Frachten sogar um ein Vielfaches. Dagegen betragen die Kupfer-, Chrom- und Nickelentzüge im Rahmen einer Holzernte am Standort Bärhalde nur einen Bruchteil der maximalen Kupfer-, Chrom- und Nickelfrachten einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe. Die maximalen Entzüge an Cadmium im Rahmen einer Holzernte am Standort Bärhalde liegen deutlich über der maximalen Cadmiumfracht bzw. um ein vielfaches über der durchschnittlichen Cadmiumfracht einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe.

## RESÜMEE

Auf Grund der realen Belastung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen müssen Biokomposte vor einer möglichen Verwertung im Wald auf Stickstoff, Makronährstoffe, Spurenelemente sowie Schwermetalle und organische Schadstoffe analysiert werden.

Eine Verwertung von Biokompost im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Bestimmungen zum Zweck der Bodenverbesserung großflächig in Österreich generell abzulehnen. Die Analysen österreichischer Biokomposte, die theoretischen Kalkulationen sowie die ersten Forschungsergebnisse würden jedoch einen ökologisch verträglichen Einsatz von Biokompost in Form eines organischen Bodenverbesserungsmittels als Ersatz für Mineraldünger zur Melioration von degradierten Waldstandorten nicht kategorisch ausschließen. Die Bilanzierungen für einen „theoretischen“ Standort, getrennt nach den Kompartimenten Rohhumus und Mineralboden zeigen insgesamt, daß die Aufstockung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen in diesen Kompartimenten durch eine einmalige Ausbringung von Biokompost pro Umtriebszeit zumeist gering ausfallen würde.

Wollte man die Frachten von Schwermetallen durch eine Biokompostgabe den Entzügen durch eine Holzernte angleichen, wäre jedoch eine Verringerung der einmalig auszubringenden Menge von  $10 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Umtriebszeit}^{-1}$  oder eine Limitierung durch entsprechende Grenzwerte erforderlich. Ähnliches gilt für Klärschlamm und wurde auch bei der Verwertung von Holzasche im Wald ( $6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Umtriebszeit}^{-1}$ ) in den entsprechenden Richtlinien des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1997) berücksichtigt. Im Unterschied zu diesen Recyclingsderivaten ist Biokompost jedoch durch ein ausgewogenes Nährstoffverhältnis sowie verträglichere und langsamer verfügbare Formen der enthaltenen Nährstoffe gekennzeichnet und diesbezüglich den beiden anderen Recyclingsderivaten überlegen. Ähnliches gilt auf Grund vergleichsweise geringerer Gehalte des Biokompostes bei den meisten Schwermetallen und organischen Schadstoffen auch für die Schadstoffbelastung.

Vor einer möglichen Verwertung von Biokompost im Wald wäre jedenfalls die Tatsache zu überprüfen, ob auf Basis von Boden-, Blatt- und/oder Nadelanalysen entsprechend den Düngungsempfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) eine Düngungsbedürftigkeit des Bestandes gegeben ist. Von Natur aus nährstoffarme bzw. nährstoffreiche Standorte gelten im forstlichen Sinn nicht als düngungswürdig. Beispiele für düngungswürdige Standorte könnten Bestandesumwandlungen von sekundären, degradierten, nährstoffarmen Fichten- und Kiefernbeständen in natürliche Laub(misch)wälder, auf Grund von Streu- und Seegrassnutzung degradierte, humus- und nährstoffverarmte Waldstandorte, Neu- und Hochlagenaufforstungen im Sinne des Forstgesetzes sowie Rekultivierungsflächen, Christbaumkulturen oder Energieholzplantagen darstellen.

Vor einer ökologisch vertretbaren Ausbringung von Biokompost im Wald müßten die bestehenden Wissenslücken durch Untersuchungen abgedeckt und auf Basis dieser Ergebnisse Richtlinien im Sinne des Forstgesetzes sowie der Düngungsempfehlungen formuliert werden, um die mit einer Ausbringung von Biokompost eventuell verbundenen potentiellen Gefährdungen ausschließen zu können.



## INHALTSVERZEICHNIS

<b>ZUSAMMENFASSUNG.....</b>	<b>1</b>
<b>INHALTSVERZEICHNIS .....</b>	<b>1</b>
<b>1 EINLEITUNG .....</b>	<b>1</b>
<b>2 SOLL- UND IST-ZUSTAND ÖSTERREICHISCHER BOKOMPOSTE.....</b>	<b>3</b>
<b>2.1 Überblick über geltende rechtliche Bestimmungen (Qualität).....</b>	<b>3</b>
2.1.1 Qualitätsanforderungen an kompostierbare biogene Abfälle (gemäß ÖNORM S 2201).....	3
2.1.2 Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen (gemäß ÖNORM S 2200) .....	3
2.1.3 Anwendungsrichtlinien für Komposte (gemäß ÖNORM S 2202) .....	4
2.1.4 Entwurf zur Kompostverordnung (Oktober 1998) .....	4
<b>2.2 Qualitätsanforderungen an Biokompost .....</b>	<b>5</b>
2.2.1 Physikalische Parameter .....	5
2.2.2 Chemische Parameter.....	7
2.2.3 Pflanzenverträglichkeit .....	17
2.2.4 Gehalt an keimfähigen Samen, austriebsfähigen Pflanzenteilen und Seuchenhigiene.....	18
<b>2.3 Anwendungsrichtlinien für Biokompost.....</b>	<b>18</b>
2.3.1 Frachtenregelung Schwermetalle (ÖNORM S 2200).....	18
2.3.2 Anwendungsrichtlinien für den Einsatz von Kompost in der Forstwirtschaft (ÖNORM S 2202).....	18
2.3.3 Anforderungen an Biokompost (Entwurf zur Kompostverordnung, Oktober 1998).....	19
2.3.4 Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1995) .....	19
<b>2.4 Gegenüberstellung von Biokompost mit Klärschlamm und Holzasche.....</b>	<b>20</b>
<b>3 AUSWIRKUNGEN VON BOKOMPOST IM WALD .....</b>	<b>24</b>
<b>4 VERWENDUNG VON BOKOMPOST ALS ORGANISCHES BODENHILFSMITTEL IM WALD.....</b>	<b>28</b>
<b>4.1 Vergleich möglicher Nähr- und Schadstofffrachten im Biokompost auf Basis der Reinelementmengen entsprechend den Düngungsempfehlungen des BM f. Land- und Forstwirtschaft .....</b>	<b>29</b>
<b>4.2 Auswirkungen von Schwermetallen und organischen Schadstofffrachten nach Ausbringung von Biokompost auf die Gehalte in den Auflagen .....</b>	<b>43</b>
<b>4.3 Auswirkungen von Schwermetallen und organischen Schadstofffrachten nach Ausbringung von Biokompost auf die Gehalte in verschiedenen Oberböden .....</b>	<b>57</b>

---

<b>4.4</b>	<b>Vergleich der Nähr- und Schwermetallfrachten einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe sowie einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe mit den Elemententzügen im Rahmen einer Holzernte für Fichten- und Buchenbestände .....</b>	<b>66</b>
4.4.1	Makro- und Mikronährstoffe in Holz und Rinde von Fichte und Buche im Vergleich zu Biokompost- und Naßschlamm-Gaben .....	66
4.4.2	Schwermetalle in Holz und Rinde von Fichte und Buche im Vergleich zu Biokompost- und Naßschlamm-Gaben.....	71
<b>5</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>75</b>
<b>6</b>	<b>GLOSSAR.....</b>	<b>78</b>
<b>7</b>	<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>80</b>

## 1 EINLEITUNG

In den letzten Jahrzehnten stieg das Müllaufkommen an. Dies führte 1990 zum Erlaß des ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZES (BGBl. Nr. 325/1990), welches am 1. Juli desselben Jahres in Kraft trat. Die Ziele dieses Gesetzes sind u.a. die qualitative und quantitative Abfallvermeidung, eine sinnvolle und ökologisch vorteilhafte Abfallverwertung und letztlich eine Abfallentsorgung für nicht verwertbare Abfälle. Demzufolge sollte u.a. der Verbrauch von Deponieraum so gering wie möglich gehalten werden. Abfälle (Biotonne, Altglas etc.) müssen daher getrennt gesammelt werden, eine Entwicklung, die bereits in den 80er Jahren begonnen hatte (z.B. Wien). Die Gemeinde Wien hat mit dem Abfallwirtschaftskonzept 1985 entsprechende Schwerpunkte und Maßstäbe für die getrennte Sammlung von Altstoffen und Bioabfall entwickelt (AMLINGER, 1993). Abfälle sind, sofern sie gemäß dem Prinzip des Stoffkreislaufes einer zulässigen Verwertung zugeführt werden, Altstoffe zu nennen (AWG).

Gemäß einer Untersuchung des Umweltbundesamtes stieg der kommunal erfaßte und getrennt gesammelte, biogene Abfall von 1990 bis 1996 von 35.000 t auf 360.000 t an (DOMENIG et al., 1998). Im Vergleich zu 1993, wo 182.000 t gesammelt wurden (KRAMMER et al., 1995), konnte die erfaßte Menge 1996 bereits nahezu verdoppelt werden (KRAMMER und PERZ, 1998). 1996 betrug der Anteil des kommunal erfaßten und getrennt gesammelten, biogenen Abfalls ca. 13 % am gesamten nicht gefährlichen Abfall aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen von 2,78 Mio t (KRAMMER und PERZ, 1998). Verteilt auf die Bundesländer entfielen u.a. 25,6 % für Niederösterreich, 22 % für Wien und jeweils ca. 14 % für Steiermark und Oberösterreich. Für das Jahr 2000 wird ein Anstieg der getrennt gesammelten, biogenen Abfälle auf 560.000 Tonnen erwartet (KRAMMER et al., 1995).

Gemäß dem § 16 des FORSTGESETZES (BGBl. Nr. 440/1975 idF. BGBl. Nr. 576/1987) ist die Ablagerung von Klärschlamm, Müll und Abfall, was als Waldverwüstung betrachtet wird, verboten. Andererseits gelten gemäß ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZ (BGBl. Nr. 325/1990) Abfälle dann als Altstoffe, sobald sie einer zulässigen und ökologisch verträglichen Verwertung zugeführt werden können. Wie die Gespräche mit Experten des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT zeigen, wird primär unter Ablagerung die Entsorgung von Abfall verstanden. Eine Verwendung von Biokompost als organisches Bodenverbesserungsmittel bzw. als Dünger im Wald z.B. für die Melioration von degradierten Waldstandorten hätte jedoch zur Folge, daß Biokompost gemäß AWG nicht mehr Abfall, sondern Altstoff ist. Grundsätzlich scheint hier anhand der Bestimmungen in beiden Gesetzen ein rechtsfreier Raum zu bestehen.

Es zeigt sich, daß verschiedene Interessengruppen einer Verwertung von Biokompost im Wald kritisch gegenüberstehen. Oft genannte Argumente im Zusammenhang mit organischen Recyclingsderivaten ist die mit einer Biokompostgabe mögliche Aufstockung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen, mögliche schwermetalltoxische Effekte, die Verlagerung von Schwermetallen und/oder Stickstoff in das Grundwasser, damit eine Gefährdung von Trinkwasserreserven usw.

Biokomposte wurden, sofern sie hinsichtlich ihrer Qualität den gesetzlichen Bestimmungen (DÜNGEMITTELGESETZ, ÖNORM S 2200 und ÖNORM S 2201) entsprachen, u.a. in der Landwirtschaft oder dem Landschaftsbau verwertet.

Die vorliegende Arbeit befaßt sich daher zuerst mit dem Soll- und Ist-Zustand österreichischer Biokomposte. Dazu werden die aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) den derzeit gültigen gesetzlichen Bestimmungen, ÖNORM S 2200, ÖNORM S 2201 und ÖNORM S 2202 bzw. der in Ausarbeitung befindenden KOMPOSTVERORDNUNG (Stand Oktober 1998) gegenübergestellt. Weiters werden die

Nähr- und Schadstoffgehalte mit jenen von Klärschlamm und Holzasche verglichen. Im Anschluß daran wird ein kurzer, zusammenfassender Überblick über den derzeitigen Stand der Forschung im Zusammenhang mit der Ausbringung von Biokompost im Wald sowie Laboruntersuchungen präsentiert (vgl. dazu MAYR, 1998) sowie der sich daraus ergebende Forschungsbedarf formuliert. Abschließend werden Kalkulationen in Bezug auf die Nähr- und Schadstoffverteilungen in österreichischen Biokomposten auf Basis der Reinelementmengen, abgeleitet aus den Düngungsempfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995), die möglichen Aufstockungen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen im Auflagehumus und Mineralboden sowie die Nähr- und Schwermetallfrachten einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe im Vergleich zu den Frachten einer entsprechenden Klärschlammgabe, Holzaschegabe und den Elemententzügen durch die Holzernte diskutiert.

## 2 SOLL- UND IST-ZUSTAND ÖSTERREICHISCHER BOKOMPOSTE

Die derzeit gültigen ÖNORMEN zielen in erster Linie auf Grund der positiven Wirkungen des Biokomposts (Verbesserung der Nährstoffversorgung, der physikalischen und biologischen Eigenschaften im Boden) auf einen Einsatz zur Bodenverbesserung ab. Biokompost enthält jedoch auf Grund seiner Ausgangsmaterialien nicht nur wertbestimmende, sondern auch wertmindernde Bestandteile, sodaß Anforderungen an die Qualität sowohl der kompostierbaren biogene Abfälle, als auch des Biokomposts selbst erlassen wurden.

Im folgenden Teil werden die allgemeinen gesetzlichen Rahmenbedingungen, im Anschluß daran die Qualitätsanforderungen an Biokompost und die für die Kompostierung zulässigen Rohstoffe dargestellt. Den Qualitätsanforderungen – physikalische und chemische Parameter – werden die aktuellen Analysedaten des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) gegenübergestellt. Diese Untersuchungen wurden 1995 begonnen, wobei Kompostproben von acht Einzelkompostierern sowie 34 gewerblichen, landwirtschaftlichen und kommunalen Anlagen genommen - davon sind 14 Grünschnitt- und 28 Biotonnenkomposte - ausgewählt worden waren.

### 2.1 Überblick über geltende rechtliche Bestimmungen (Qualität)

#### 2.1.1 Qualitätsanforderungen an kompostierbare biogene Abfälle (gemäß ÖNORM S 2201)

Die ÖNORM S 2201 regelt die Qualitätsanforderungen von kompostierbaren biogenen Abfällen, die für die Produktion von qualitativ hochwertigem Biokompost von Bedeutung sind, wenn deren getrennte Sammlung, Lagerung und Behandlung teilweise durch einschlägige Gesetze und Verordnungen geregelt ist. Der Gruppe der biogenen Abfälle gehören folgende Abfallarten an:

- Garten- und Parkabfälle (Baum- und Strauchschnitt, Laub usw.)
- Bioabfall aus Haushalten (Küchen-, Hausgartenabfälle usw.)
- Friedhofsabfälle (getrennt gesammelte pflanzliche Abfälle usw.)
- Rückstände aus der Land- und Forstwirtschaft (Schlagabraum, Ernterückstände usw.)
- Holzabfälle aus der Be- und Verarbeitung (Rinde, Sägemehl usw.), sofern diese nicht mit umweltbelastenden Substanzen behandelt wurden.
- Küchen- und Kantinenabfälle; Viktualienabfälle; Abfälle aus der Nahrungs-, Genuß- und Futtermittelproduktion sowie sonstige kompostierbare Abfälle gemäß ÖNORM S 2100 Sonderabfallkatalog, sofern sie für die Kompostierung geeignet sind.

#### 2.1.2 Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen (gemäß ÖNORM S 2200)

Grundsätzlich wird zwischen Kompost, der durch aeroben Ab- und Umbau aus organischer Substanz entstanden ist, und Reifkompost, bei dem die ab- und umgebaute organische Substanz in pflanzenverträglicher Form (s. unten) vorliegt, unterschieden. Kompost aus biogenen Abfällen dient der Bodenverbesserung, indem er nach erfolgter Ausbringung eine Verbesserung der Nährstoffversorgung, der biologischen Aktivität sowie der physikalischen Eigenschaften im Boden bewirkt. Auf Grund der oft stark schwankenden Kompostbeschaffenheit wurden in der ÖNORM S 2200 zwei verschiedene Anwendungsbereiche (Typ A und Typ B), die beide die Bereiche Ackerbau, Grünland, Gartenbau und Landschaftsbau umfas-



sen, definiert. Die ÖNORM S 2202 regelt die Verwertung von Kompost im Wald (s. Kap. 2.3.2).

Biokompost des Typs A stellt Reifkompost mit hoher Pflanzenverträglichkeit dar und darf auch als Mischkomponente für Kultursubstrate und organische Düngemittel bzw. als vegetationsfähiges Oberbodenmaterial verwendet werden. Biokompost des Typs B ist durch einen höheren Anteil an organischer Substanz, die im Boden weiter abgebaut wird, und damit geringere Pflanzenverträglichkeit gekennzeichnet.

### **2.1.3 Anwendungsrichtlinien für Komposte (gemäß ÖNORM S 2202)**

Die ÖNORM S 2202 regelt den Einsatz von Komposten als Bodenverbesserungsmittel sowie als Mischkomponente für Substrate in verschiedenen Anwendungsbereichen. Komposte können gemäß dieser ÖNORM als Bodenverbesserungsmittel u.a. im Ackerbau, Grünland, Feld- und Gemüsebau, aber auch in der Forstwirtschaft unter Einhaltung der in den ÖNORMEN S 2200 und S 2201 definierten Qualitätsanforderungen (s. Kap. 2.2.1 bis 2.2.4) eingesetzt werden (s. unten). Außerdem werden die Rahmenbedingungen für die Verwendung von Komposten auf Schipisten oder im Landschaftsbau definiert.

Zu beachten ist noch, daß die Bestimmungen über den Verkehr mit Produkten, die im DÜNGEMITTELGESETZ (BGBl. Nr. 513/1994) bzw. dem ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZ (BGBl. Nr. 325/1990) unterliegen, von dieser ÖNORM nicht berührt werden (ÖNORM S 2202).

### **2.1.4 Entwurf zur Kompostverordnung (Oktober 1998)**

Die Kompostverordnung gilt nicht für biogene Ausgangsmaterialien, die im Bereich der Betriebsstätte des Kompostherstellers angefallen sind, bzw. für Komposte eines land- und forstwirtschaftlichen Betriebes, sofern ausschließlich biogene Ausgangsmaterialien von land- und forstwirtschaftlichen Betrieben kompostiert werden. Tab.1 gibt einen Überblick über zulässige Rohstoffe für die Herstellung von Biokompost.

Tab. 1: Zulässige Ausgangsmaterialien (Auswahl!) für die Herstellung von Biokompost (KOMPOST-VERORDNUNG, Entwurf Oktober 1998).

Ausgangsmaterialgruppen	Ausgangsmaterialien	Qualitätsanforderungen
Nativ organische Abfälle aus dem Garten- und Grünflächenbereich	Grasschnitt, Heu, Laub, Rinde, Strauch- und Baumschnitt etc.	gering belastetes Mähgut, Laub (nicht entlang von stark frequentierten Straßen, Autobahnen); lindanfreie Rinde <sup>1</sup>
Pflanzliche Abfälle, z.B. aus der Zubereitung von Nahrungsmitteln	Tee- und Kaffeereste, Getreide etc.	flüssige und schwammige Speisereste nur in untergeordneter Menge
Organische Rückstände z.B. aus der landwirtschaftlichen Erzeugung	Ernterückstände wie Heu, Stroh, Reben, Trester etc.	keine mit organischen Extraktionsmitteln belastete Materialien
Verarbeitung und Vertrieb von landwirtschaftlichen Produkten	Preßfilter-, Schlammrückstände; Saatgut, Hefe, Futtermittel,	Materialien ohne chemische Reinigungs-, Fällungs- und Extraktionsmittel (z.B. Milchschlamm), ungebeiztes Saatgut etc.
Verarbeitung und Vertrieb von forstwirtschaftlichen Produkten	Holz (ganz, gehäckselt), Rinde, Sägespäne / -mehl	Lindanfreie Rinde, nur unbehandeltes Holz bzw. Holzabfall
Sonstige biogene Materialien	Getrennt gesammelte organische Friedhofsabfälle, Bakterienbiomasse und Pilzmycel aus der Pharmaindustrie; Papier	Friedhofsabfälle ohne Ballast- und Störstoffe wie Blumendraht, Kunststoffe; Bakterienbiomasse und Pilzmycel, wenn für ökologischen Landbau zugelassen; Papier, für Nahrungsmittel oder zur Sammlung von biogenem Abfall verwendet; ohne Kunststoffbeschichtung

Die Kompostrohstoffe müssen nicht mittels einer chemischen Analyse auf ihre Tauglichkeit überprüft werden, wenn Herkunft und Art der Rohstoffe sowie ihre Qualität gesichert sind. Ist der Kompost optisch erkennbar mit unschädlichen Störstoffen (z.B. Kunststofftragtaschen) verunreinigt, ist für die Betriebsführung besondere Vorsicht geboten. Die Ursachen sind abzustellen. Diese unschädlichen Störstoffe müssen aussortiert werden, damit eine möglichst hohe Kompostqualität garantiert werden kann. Der Komposthersteller muß jedoch sicherstellen, daß die Anforderungen eingehalten werden. Bei begründetem Verdacht sind entsprechende Analysen durchzuführen, wobei die Gehalte der Schwermetalle maximal 50 % der in der Qualitätsklasse A (s. unten) festgelegten Grenzwerte erreichen dürfen.

## 2.2 Qualitätsanforderungen an Biokompost

### 2.2.1 Physikalische Parameter

Die in Tab. 2 dargestellten Qualitätskriterien für physikalische Parameter betreffen ausgewählte, für die Kompostierung zulässige, biogene Abfälle, wobei diese erst am Ort der Übernahme für die Beurteilung der Qualität gezogen werden dürfen. Als weitere, jedoch in der Tabelle nicht angeführte Kriterien gelten die Schüttdichte, der pH-Wert, die Summe der in

<sup>1</sup> Bei Verdacht gilt ein Grenzwert von 0,5 mg Lindan.kg<sup>-1</sup> TM

der Problemstoffverordnung<sup>2</sup> genannten Stoffe (BGBl. Nr. 771/1990) sowie die Summe der Ballaststoffe > 2 mm bei einem Glasanteil von maximal 0,5 %.

Tab. 2: Qualitätsanforderungen an kompostierbare biogene Abfälle (ÖNORM S 2201): Glühverlust (GV in % TS), Wassergehalt (WG in % FS), Leitfähigkeit (Leitf. in  $mS.cm^{-1}$ ).

Biogene Abfälle	GV	WG	Leitf.
Garten- und Parkabfälle	≥ 30	30–70	≤ 5
Bioabfall aus Haushalten	≥ 30	≤ 75	≤ 8
Friedhofsabfälle	≥ 30	≤ 70	≤ 5
Rückstände aus der Land- und Forstwirtschaft	≥ 30	<sup>3*</sup>	≤ 5
Holzabfälle aus der Be- und Verarbeitung	≥ 30	30-70	≤ 5

Tab. 3: Anforderungen an physikalische Parameter von Biokompost gemäß ÖNORM S 2200 für Typ A und B (s. Kap. 2.1.2).

Ausgewählte Parameter	Einheit	TYP A	Typ B
Wassergehalt	[%]	25-50	25-50
Wasserkapazität	[% FS]	≥ 100	<sup>4</sup>
Feuchtdichte	[ $kg.l^{-1}$ ]	≤ 0,85	≤ 0,85
Leitfähigkeit	[ $mS.cm^{-1}$ ]	≤ 2,0	≤ 4,0

Tab. 4: Österreichische Biokomposte (ZETHNER et al., 1999): Glühverlust (% TS) sowie physikalische Parameter<sup>5</sup> nach ÖNORM S 2200: Wassergehalt bei 105 °C (%), Wasserkapazität ( $g.100 g^{-1} TS$ ), Feuchtdichte ( $kg.l^{-1} FS$ ), Leitfähigkeit ( $mS.cm^{-1}$ ) und pH-Wert ( $CaCl_2$ ). Zusätzlich wurde der Trockenrückstand  $TS_{lyo}$  (%) bestimmt.

	GV	WG	WK	$\rho FS$	Leitf.	pH-Wert	$TS_{lyo}$
Maximum	52,2	70,6	280,0	1,0	4,6	7,9	80,7
Oberes Quartil	43,2	48,0	196,5	0,9	3,2	7,7	67,1
Mittelwert	37,5	42,9	160,6	0,8	2,4	7,6	59,9
Median	38,7	41,6	147,5	0,8	2,4	7,6	60,4
Unteres Quartil	31,6	35,3	131,8	0,7	1,8	7,5	53,9
Minimum	15,4	23,1	84,0	0,5	0,5	7,1	31,2

Der pH-Wert, gemessen in  $CaCl_2$ -Lösung, ist vom Ausgangsmaterial abhängig, vom Komposthersteller anzugeben und bei der Anwendung des Kompostes zu berücksichtigen. Weitere physikalische Parameter für die qualitative Beurteilung von Biokompost sind laut ÖNORM 2200, Überkorn und die Summe der Ballaststoffe.

<sup>2</sup> Die Summe der in der Problemstoffverordnung genannten Stoffe sowie die Ballaststoffe werden im Zuge der Sortieranalyse festgestellt.

<sup>3</sup> Der Wassergehalt wird im Einvernehmen mit dem Betreiber der Kompostieranlage festgelegt; gegebenenfalls nach Konditionierung.

<sup>4</sup> Wert ist vom Ausgangsmaterial abhängig, vom Komposthersteller anzugeben und bei der Anwendung des Kompostes zu berücksichtigen.

<sup>5</sup> Folgende Kurzzeichen werden verwendet: Glühverlust (GV); Wassergehalt (WG), Wasserkapazität (WK), Feuchtdichte ( $\rho FS$ ) und Leitfähigkeit (Leitf.); Trockenrückstand ( $TS_{lyo}$ ).

Der für beide Anwendungsbereiche geltende Toleranzbereich für einen Wassergehalt von 25-50 % wird von rund 75 % der Proben (ZETHNER et al., 1999) übertroffen (Tab. 3 und Tab. 4). Mindestens 25 % der Proben liegen über dem Sollbereich für Feuchtdichte von  $0,85 \text{ kg.l}^{-1}$  FS. Die LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA, 1995) konnte in einer umfangreichen Untersuchung deutscher Biokomposte mit deutlich größerem Stichprobenumfang einen im Mittel niedrigeren Wassergehalt von 36 % TS mit einer Bandbreite von 35-50 % TS feststellen.

Der Sollwert für Glühverlust von  $\geq 20$  % TS gemäß ÖNORM S 2200 wird nur von einzelnen Proben unterschritten (ZETHNER et al., 1999). Die LAGA (1995) stellte einen mittleren Glühverlust von 35 % TS fest. Wie ein Vergleich mit den Gütekriterien für die Leitfähigkeit erkennen läßt (Tab. 3 und 4), wäre der Großteil der beprobten Komposte nur für den Anwendungsbereich B zulässig (ZETHNER et al., 1999). ZETHNER et al. (1999) sowie die LAGA (1995) konnten jeweils einen mittleren pH-Wert von 7,6 feststellen.

## 2.2.2 Chemische Parameter

Für die Beurteilung der chemischen Qualität von Biokomposten sind auch die Gehalte der Nährstoffe, der Schwermetalle sowie der organischen Schadstoffe im Biokompost von enormer Bedeutung. In dem vorliegenden Analysebericht des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) wurden neben den bekannten Schwermetallen auch noch die Elemente Arsen, Kobalt und Molybdän untersucht. Weiters wurden Nährelemente und eine Reihe organischer Schadstoffe analysiert. Für organische Schadstoffe sind in der noch gültigen ÖNORM S 2200 abgesehen von Lindan ( $\gamma$ -HCH) keine Grenz- und Sollwerte festgelegt.

### 2.2.2.1 Nährstoffe

Im Biokompost kommt es auf Grund der gemäß ÖNORM S 2201 verwendeten Abfälle zu einer großen Streuung der Nährstoffgehalte. Zudem spielt die eingesetzte Kompostierungstechnik bzw. das Kompostierungsverfahren eine weitere wichtige Rolle für die Qualität des Biokompostes (siehe auch LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL, 1995). Weiters können die für die Kompostierung eingesetzten Rohstoffe jahreszeitlich bedingt nach Art, Menge und Zusammensetzung differieren.

Die Gehalte für Stickstoff, gesamtes und verfügbares Phosphat, gesamtes und verfügbares Kalium, gesamtes Calcium, gesamtes Magnesium sowie das C/N-Verhältnis sind vom Komposthersteller für beide Anwendungstypen A und B anzugeben (s. Kap. 2.1.2). Für den Anwendungstyp B sind auch die Gehalte von Nitrat- und Ammoniumstickstoff sowie das Nitrat-N/Ammonium-N-Verhältnis anzugeben (ÖNORM S 2200). Diese sind bei der Verwertung entsprechend zu berücksichtigen. Die in der Tabelle 5 zitierten Gehalte für Ammoniumstickstoff bzw. Nitratstickstoff gelten nur bei Verwendung als Mischkomponente für Kultursubstrate des Typs A. Der Grenzwert für Bor gilt für beide Anwendungstypen A und B.

Tab. 5: Anforderungen an die Nährstoffe im Biokompost gemäß ÖNORM S 2200 für Typ A.

Nährstoffe	Einheit	Typ A
Nitratstickstoff	[% TS]	$\leq 0,2$
Ammoniumstickstoff	[% TS]	$\leq 0,1$
Nitrat-N/Ammonium-N-Verhältnis	[% TS]	$\geq 2$
Bor <sub>hwl</sub>	[mg.kg <sup>-1</sup> TS]	$\leq 10$

Tab. 6: Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphat<sup>6</sup> (% TS) sowie die C/N und N/NH<sub>4</sub>-N - Verhältnisse. Im Vergleich dazu die mittleren Analysedaten der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1995) für 75 % der Proben.

	C <sub>ges</sub>	TOC	N <sub>ges</sub>	N:NH <sub>4</sub> -N	C/N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> <sub>ges</sub>
Maximum	29,0	27,1	2,2	186,0	19,0	1,9
Oberes Quartil	25,2	23,0	1,9	50,0	14,7	1,2
Mittelwert	20,9	19,2	1,5	35,2	13,0	0,9
Median	21,1	20,0	1,5	27,5	12,2	0,9
Unteres Quartil	16,9	15,2	1,2	1,7	10,9	0,6
Minimum	7,1	6,8	0,6	0,1	9,5	0,3
LAGA			1,0			0,7

Gemäß ÖNORM S 2200 sollte der TOC-Gehalt bei den Anwendungsbereichen Typ A und Typ B (s. Kap. 2.1.2) bei mindestens 12 % TS liegen. Mehr als 25 % der Kompostproben liegen über diesem Sollwert (Tab. 6). Die Biokompostanalysen lassen weiters erkennen, daß die mineralischen Stickstoffkomponenten, Ammonium und Nitrat, nur in Spuren nachweisbar sind (ZETHNER et al., 1999). Ähnliches konnte an Hand aktueller Naßschlammanalysen für Nitrat berichtet werden (MAYR, 1998). Der Großteil des Stickstoffs liegt demnach in organischer Form vor und muß erst durch Mineralisierung freigesetzt werden.

FRICKE et al. (1995) berichten von einem mittleren C/N-Verhältnis von 22,4 in bayerischen und einem mittleren C/N-Verhältnis von 17,0 in deutschen Biokomposten, ähnlich dem des Wiener Biokompostes (AMLINGER et al., 1993). Die von ZETHNER et al. (1999) gemessenen C/N-Verhältnisse liegen im Mittel bei 13,0.

Tab. 7: Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Makronährstoffe<sup>7</sup> Calciumoxid, Magnesiumoxid und Kaliumoxid (Angaben in % TS) sowie Natrium (Angaben in mg.kg<sup>-1</sup> TS). Angehängt werden die mittleren Analysedaten der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1995) für 75 % der Proben.

	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O <sub>ges</sub>	Na
Maximum	19,0	5,4	3,0	4.956
Oberes Quartil	12,2	2,8	1,8	3.121
Mittelwert	9,9	2,4	1,5	2.006
Median	9,9	2,2	1,5	1.695
Unteres Quartil	7,8	1,8	1,1	908
Minimum	2,4	1,0	0,5	300
Bestimmungsgrenze <sub>lyo</sub>	0,17	0,04	0,03	75

LAGA	3,0	0,4	1,2
------	-----	-----	-----

Die von der LAGA (1995) durchgeführten Biokompostanalysen lassen speziell für CaO und MgO deutlich niedrigere Mittelwerte als die österreichischen Biokomposte erkennen (Tab. 7).

<sup>6</sup> Umrechnung auf reinen Phosphor kann mit dem Faktor 0,436 durchgeführt werden.

<sup>7</sup> Die Umrechnung in Reinelementmengen kann mit folgenden Faktoren durchgeführt werden: P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> wird mit dem Faktor 0,436 in P; CaO mit dem Faktor 0,715 in Ca; MgO mit dem Faktor 0,603 in Mg; K<sub>2</sub>O mit dem Faktor 0,830 in Kalium und Na<sub>2</sub>O mit dem Faktor 0,742 in Na umgerechnet.

Die Intervallbereiche reichen für  $\frac{3}{4}$  der von der LAGA analysierten Komposte von 2-6 % TS für CaO, von 0,2-0,7 % TS für MgO sowie von 0,6-1,5 % TS für K<sub>2</sub>O.

Nach AMLINGER et al. (1993) liegen im Wiener Biokompost die mittleren Gehalte von CaO bei 9,5 % TS, von MgO bei 2,5 % TS und K<sub>2</sub>O bei 1,06 % TS und damit im Bereich der mittleren Gehalte der von ZETHNER et al. (1999) untersuchten Biokomposte. Die in Tab. 7 dargestellten Gehalte liegen jedoch deutlich über den mittleren Gehalten deutscher, hessischer und bayerischer Biokomposte (FRICKE et al., 1992). Die mittleren TS-Gehalte liegen in den deutschen Biokomposten bei 3,95 % CaO, 0,80 % MgO und 1,15 % K<sub>2</sub>O, in den hessischen Biokomposten bei 4,01 % CaO, 0,85 % MgO und 1,28 % K<sub>2</sub>O sowie in den bayerischen Biokomposten bei 5,23 % CaO, 1,25 % MgO und 1,11 % K<sub>2</sub>O.

Tab. 8: Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Mikronährstoffe Eisen (Angaben in % TS), Mangan, Bor<sub>hwl</sub>, Fluorid (Angaben in mg.kg<sup>-1</sup> TS) sowie Chlorid<sub>hwl</sub> (Angaben in g.kg<sup>-1</sup> TS).

	Fe	Mn	B <sub>hwl</sub>	Fluorid <sup>8</sup>	Chlorid <sub>hwl</sub>
Maximum	3,5	3.009,0	25,2	10,3	6,12
Oberes Quartil	2,0	935,5	11,7	3,4	4,41
Mittelwert	1,7	830,2	9,5	4,2	2,62
Median	1,5	643,0	8,2	3,2	2,33
Unteres Quartil	1,3	487,5	5,3	3,1	1,11
Minimum	0,6	282,0	1,0	2,9	0,23
Bestimmungsgrenze	0,05	13,0	1,0	6,0	0,03

Gemäß ÖNORM S 2200 (Tab. 5) sollte der Gehalt an heißwasserlöslichem Bor (B<sub>hwl</sub>) bei den Anwendungstypen A und B (s. Kap. 2.1.2) unter 10 mg.kg<sup>-1</sup> TS liegen. Wie in Tab. 8 erkennbar ist, liegen ca. 25 % der analysierten österreichischen Biokomposte über diesem Wert (ZETHNER et al., 1999). Werden entsprechend der derzeit gültigen DÜNGEMITTELVERORDNUNG (1007/1994) Chlorid-Gehalte zwischen 2 % und 10 % bzw. von > 10 % festgestellt, so wären die Produkte entsprechend der Verordnung als „minderchlorhaltig“ bzw. „chlorhaltig“ zu bezeichnen. Diese sind insofern von Bedeutung, da toxische Effekte auf Jungpflanzen auf Grund hoher Salzgehalte aus Versuchen mit Müllklärschlammkompost bzw. Müllkompost bekannt sind (MAYR, 1998). Der Maximalgehalt von 6,12 g.kg<sup>-1</sup> TS (Tab. 8) unterschreitet deutlich den Grenzwert von 2 % (ZETHNER et al., 1999).

### 2.2.2.2 Schwermetalle

Schwermetalle wie z.B. Zink oder Kupfer sind für Mensch, Tier und Pflanzen als Spurenelemente essentiell notwendig, wirken jedoch in höheren Konzentrationen schädlich. Andere Schwermetalle wie Blei, Cadmium oder Quecksilber gelten generell als Schadstoffe.

Der Gesetzgeber regelt mit Hilfe der ÖNORM S 2201 (Tab. 9) die Verwendung von kompostierbaren biogenen Abfällen, um den Eintrag von Schwermetallen in den Kompost so gering wie möglich zu halten. Als ungeeignet für die Kompostierung gelten all jene Stoffe, die auf Grund ihrer Schadstoffgehalte die Kompostqualität deutlich verschlechtern bzw. die Akzeptanz für die Verwertung negativ beeinflussen könnten (LAGA, 1995).

<sup>8</sup> Der in der Tab. 11 dargestellte maximale Fluorid-Gehalt stellt den zweithöchsten Wert der Untersuchung dar (ZETHNER et al., 1999). Der gemessene Maximalwert von 16,86 mg Fluorid.kg<sup>-1</sup> TS dagegen wurde auf keiner Kompostieranlage gezeugen, sondern stammt von einem Einzelkompostierer.

Tab. 9: Qualitätsanforderungen an kompostierbare biogene Abfälle (ÖNORM S 2201): Schwermetallgehalte sind in % der Grenzwerte der Kompostklasse II gemäß ÖNORM S 2200 (s. unten) anzugeben (in  $\text{mg.kg}^{-1}$  TS).

Biogene Abfälle	Schwermetalle in % des Grenzwertes
Garten- und Parkabfälle	≤ 50
Bioabfall aus Haushalten	≤ 50
Friedhofsabfälle	≤ 50
Rückstände aus der Land- und Forstwirtschaft	≤ 50

Ähnlich wie für die ÖNORM S 2201 gilt für die neue KOMPOSTVERORDNUNG (Entwurf Oktober 1998), daß die Kompostrohstoffe nicht mittels einer chemischen Analyse auf ihre Tauglichkeit überprüft werden müssen. Der Komposthersteller muß jedoch sicherstellen, daß die Anforderungen eingehalten werden (z.B. durch Kenntnis der Herkunft und Art der Rohstoffe etc.). Bei begründetem Verdacht sind entsprechende Analysen durchzuführen, wobei die Gehalte der Schwermetalle in den Ausgangsmaterialien maximal 50 % der in der Qualitätsklasse A (s. unten) festgelegten Grenzwerte erreichen dürfen.

Tab. 10: Grenzwerte der Schwermetalle ( $\text{mg.kg}^{-1}$  TS) im Biokompost für die Kompostklasse I und II (ÖNORM S 2200) sowie für die Qualitätsklassen A, B und I (KOMPOSTVERORDNUNG, Entwurf Oktober 1998) in Abhängigkeit des möglichen Anwendungsbereiches. Im Vergleich dazu die Anforderungen der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA, 1995) für die Kategorie I und Kategorie II<sup>9</sup>. Die Schwermetallgehalte sind auf 30 % Glühverlust zu beziehen.

SM	Klasse I	Klasse II	Klasse A	Klasse B	Klasse I <sup>10</sup>	LAGA I	LAGA II
Cr	70	70	70	250	70	100	200
Ni	42	60	60	100	25	50	100
Cu	70	100	150	400	70	100	200
Zn	210	400	500	1200	200	400	400
Cd	0,7	1	1	3	0,7	1,5	2,5
Hg	0,7	1	0,7	3	0,4	1	2
Pb	70	150	150	250	45	150	250

Die ÖNORM S 2200 regelt mit den Kompostklassen I und II für Schwermetalle die Verwertung von Biokompost (Tab. 10), wobei Komposte der Klasse I keiner schwermetallabhängigen Frachtenregelung unterliegen. Die Grenzwerte der Klasse I entsprechen 70 % der derzeit zulässigen österreichischen Bodengrenzwerte, wobei der Gehalt an organischer Substanz im Kompost mit 30 % normiert ist. Demnach kann es im Zuge der Mineralisierung des Kompostes zu keiner Überschreitung der Bodengrenzwerte kommen. Werden dagegen Komposte der Klasse II verwendet, sind die Ausbringungsmengen derart zu wählen, daß es in einem Zeitraum von 100 Jahren zu keiner Schwermetallakkumulierung im Boden von maximal 50 % der derzeit gültigen Bodengrenzwerte kommen kann. Wird Kompost der Klasse II im Grünland ausgebracht, so muß die Ausbringungsmenge halbiert werden.

<sup>9</sup> Die Qualitätsklasse „ÖKO“ entspricht den Grenzwerten der EU-Verordnung für den ökologischen Landbau für die Verwendung organischer Haushaltsabfälle aus der getrennten Sammlung (2092/91).

<sup>10</sup> Diese Grenzwerte gelten nur, wenn Kompost in der Landwirtschaft sowie für Rekultivierungs- und Erosionsschutzmaßnahmen mit einer Aufwandmenge von mehr als  $8 \text{ t TS.ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  im 20jährigen Durchschnitt verwendet wird.

Komposte der Qualitätsklasse A dürfen im Anwendungsbereich Landwirtschaft, die der Klasse B im Bereich der Landschaftspflege eingesetzt werden (KOMPOSTVERORDNUNG, Entwurf Oktober 1998). Als Anwendungsbereiche in der Landwirtschaft sind u.a. Ackerbau, Grünland, Wein- und Obstbau etc., in der Landschaftspflege Flächen außerhalb der landwirtschaftlichen Nahrungs- und Futtermittelproduktion, nämlich für Rekultivierungen oder Sportstättenbau, zu nennen. Bei der Landschaftspflege wird außerdem zwischen einmaliger - für die Schaffung einer vegetationsfähigen Bodenoberschicht - sowie regelmäßiger - zur Erhaltung und Pflege dieser Bodenoberschicht - Ausbringung unterschieden.

Die Klasse I der Kompostverordnung (Stand Oktober 1998), die derzeit in Ausarbeitung ist, übernimmt die Grenzwerte der EU-Verordnung für den ökologischen Landbau für die Verwendung organischer Haushaltsabfälle aus der getrennten Sammlung (2092/91). Komposte, die die strengen Grenzwerte der EU-Verordnung erfüllen, dürfen mit der Kennzeichnung „geeignet für den ökologischen Landbau“ versehen werden (Tab. 10). Abgesehen von Chrom liegen diese vorgegebenen Grenzwerte der Klasse I für die Schwermetalle zum Teil doch deutlich unter denen der Qualitätsklasse A.

Gemäß den Anforderungen der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA, 1995) stellen die Gehalte der Kategorie LAGA II jene Grenzwerte dar, bei deren Überschreitung eine Anwendung des Kompostes generell ausgeschlossen werden sollte, die Komposte also stofflich nicht verwertbar sind. Die Grenzwerte der Kategorie LAGA I (Tab. 10) regeln die Verwertung von Kompost für die Produktion von Nahrungspflanzen, für die Grünlandwirtschaft sowie für den Einsatz in Gärtnereien und Baumschulen. Komposte der Kategorie II werden u.a. für den Landschafts- und Sportplatzbau, die Forstwirtschaft usw. empfohlen.

Die folgende Tabelle (Tab. 11) liefert einen Überblick über die aktuelle Schwermetallbelastung österreichischer Biokomposte (ZETHNER et al., 1999). Der Gehalt des oberen Quartil der Biokompostproben liegt um ein mehrfaches unter den maximalen Gehalten.

Es zeigt sich deutlich, daß unter Berücksichtigung der zuvor beschriebenen Unterschiede zwischen der Klasse A und Klasse I (s. oben) die Einhaltung dieser Grenzwerte speziell für die Elemente Zink, Kupfer und Blei zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führt. Demnach liegt gemäß ÖNORM S 2200 nur das untere Quartil der Zinkgehalte in den Biokomposten unter dem Grenzwert für Zink der Klasse I bzw. der Median der Kupfer- und Bleigehalte unter den Grenzwerten der Klasse I. Die oberen Quartile für Zink, Kupfer und Blei liegen dagegen unter den Grenzwerten in der Klasse A. Bei den Elementen Cadmium, Nickel und Chrom liegen die oberen Quartile der Biokompostproben unter den Grenzwerten für Cadmium, Nickel und Chrom der Klasse A. Hingegen liegt bei Cadmium nur der Median unter dem Grenzwert der Klasse I gemäß ÖNORM S 2200. Alle Proben bleiben in der Klasse A und der Klasse I unter dem Grenzwert für Quecksilber.

Die in der EU-Verordnung über den ökologischen Landbau festgelegten Grenzwerte für Nickel und Blei sind deutlich schärfer als die der Klasse I gemäß ÖNORM S 2200. Gemäß den Bestimmungen der EU-Verordnung bleibt nur das untere Quartil der Bleigehalte unter dem Grenzwert für Blei bzw. der Median bei Nickel unter dem Grenzwert für Nickel.

Die Schwermetallgehalte des Wiener Biokompostes (AMLINGER, 1993) liegen im Bereich der aktuellen Schwermetallgehalte des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) (Tab. 11 und Tab. 12). Einzig der durchschnittliche Zinkgehalt des Wiener Biokompostes liegt im Unterschied zu den aktuellen Analysen des Umweltbundesamtes knapp unter dem Grenzwert für Zink gemäß Klasse I. Auch die mittleren Schwermetallgehalte deutscher Biokomposte (FRICKE et al., 1992) würden die Anforderungen der Klasse A deutlich einhalten (Tab. 12).



Tab. 11: Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Schwermetalle (Angaben in  $\text{mg.kg}^{-1}$  TS): Zink, Kupfer, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei, Quecksilber, Arsen, Kobalt und Molybdän. Die Schwermetallgehalte beziehen sich auf einen Glühverlust von 30 %.

	Zn	Cu	Cd	Cr <sup>11</sup>	Ni	Pb	Hg	As	Co	Mo
<b>Maximum</b>	885,0	605,0	1,1	99,0	177,0	209,0	0,6	28,9	56,7	12,2
<b>Oberes Quartil</b>	290,8	84,3	0,8	33,0	30,8	81,3	0,3	6,9	10,4	2,8
<b>Mittelwert</b>	254,5	80,6	0,7	69,5	29,9	71,5	0,2	6,4	9,3	2,7
<b>Median</b>	229,5	66,5	0,7	28,5	22,5	60,5	0,2	5,7	7,2	2,2
<b>Unteres Quartil</b>	165,3	43,3	0,6	23,3	19,0	45,5	0,1	4,5	5,6	2,0
<b>Minimum</b>	67,0	19,0	0,2	8,0	5,0	14,0	0	1,7	3,4	1,3
<b>Bestimmungsgrenze</b>	10	10	0,2	2	2	5	0,03	0,03	0,2	0,5

Tab. 12: Biokompostdaten (Angaben in  $\text{mg.kg}^{-1}$  TS) für Wien (obere Quartil, Median und untere Quartil) sowie Deutschland aus der Literatur. Die Schwermetallgehalte beziehen sich auf einen Glühverlust von 30 %.

	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Hg
<b>AMLINGER et al., 1993; Wien (o. Qu.)</b>	226,1	59,9	0,65	29,2	19,8	96,1	0,26
<b>AMLINGER et al., 1993; Wien (Median)</b>	184,2	50,4	0,53	20,9	18,1	61,2	0,21
<b>AMLINGER et al., 1993; Wien (u. Qu.)</b>	153,3	37,4	0,49	16,8	16,6	53,6	0,16
<b>FRICKE et al., 1992: BRD</b>	246,6	46,8	0,84	35,8	20,5	83,1	0,38
<b>FRICKE et al., 1992; Hessen</b>	254,9	43,5	0,83	55,8	33,6	81,3	0,27
<b>FRICKE et al., 1992; Bayern</b>	263,9	53,4	0,78	41,4	34,9	76,2	0,45
<b>HANGEN, 1991; Bad Kreuznach</b>	217,3	50,6	0,80	20,0	14,4	65,9	0,30
<b>FISCHER et al., 1991; Bayern</b>	108,3	30,5	0,37	25,2	11,5	50,6	0,18

### 2.2.2.3 Organische Schadstoffe

Bedingt durch das ubiquitäre Vorkommen von organischen Schadstoffgruppen, wie z.B. Chlorphenolen, Chlorbenzolen oder Hexachlorcyclohexanen, muß von einer Grundbelastung in Biokomposten ausgegangen werden. ÖNORM S 2201 regelt den Gehalt von Lindan (Tab. 13). Wie bereits erwähnt wurde, sind keine chemischen Analysen für die Ausgangsmaterialien notwendig. Diese müssen jedoch wie bei den Schwermetallen (s. oben) in Verdachtsfällen z.B. bei Belastung mit Pestizid- und Lösungsmittelrückständen durchgeführt werden (ÖNORM S 2200).

Die KOMPOSTVERORDNUNG (Entwurf Oktober 1998) setzt für Lindan als einzigen organischen Schadstoff bei Verdacht einen Grenzwert von  $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  TM in Rinde als Ausgangsmaterial fest. Gemäß ÖNORM S 2200 darf kein Kompost für den Nahrungs- und Futtermittelanbau bzw. für Spielplätze mit einem Lindan-Gehalt von  $> 0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$  FS verwendet werden. Sofern Kompost einer anderen Verwertung zugeführt wird, gilt für Lindan ein Grenzwert von  $1 \text{ mg.kg}^{-1}$  FS.

<sup>11</sup> Der in der Tab. 11 dargestellte maximale Cr-Gehalt stellt den zweithöchsten Wert der Untersuchung dar (ZETHNER et al., 1999). Der gemessene Maximalwert stellt einen statistischen Ausreißer dar und stammt von keiner gewerblichen und/oder kommunalen Anlage, sondern von einem privaten Einzelkompostierer. Auf eine weitere Verwendung dieses Wertes, z.B. für kalkulatorische Überlegungen im Wald, wurde daher Abstand genommen.

Tab. 13: Anforderungen an Lindan ( $\text{mg.kg}^{-1}$  FS) in kompostierbaren biogenen Abfällen (ÖNORM S 2201).

Biogene Abfälle	Lindan
Garten- und Parkabfälle	$\leq 0,2$
Bioabfall aus Haushalten	-
Friedhofsabfälle	-
Rückstände aus der Land- und Forstwirtschaft	$\leq 0,5$
Holzabfälle aus der Be- und Verarbeitung	$\leq 0,5$

In der aktuellen Studie des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) wurden österreichische Biokomposte auf eine mögliche Belastung mit organischen Schadstoffen (s. Tab. 14-17) überprüft, wobei die folgenden organischen Schadstoffgruppen untersucht wurden:

- Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)
- EOX
- Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)
- Polychlorierte Biphenyle (PCB)
- Hexachlorcyclohexane (HCH)
- Hexachlorbenzol (HCB)
- Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F)
- Chlorphenole (CP)
- Chlorinsektizide
- Pyrethroide

Einer Mitteilung des Umweltbundesamtes (ZETHNER, 1999, pers. Mitt.) zufolge ist im allgemeinen die Belastung mit organischen Schadstoffen in städtischen Biokomposten höher als in Biokomposten ländlichen Ursprungs. Einschränkend muß gesagt werden, daß in ländlichen Biokomposten mit höheren Anteilen an kompostierbaren Abfällen aus der Landwirtschaft oder von Kleingärten größere Pestizidrückstände angenommen werden können. Zudem zeigt sich tendentiell, daß hohe Gehalte organischer Schadstoffe im Biokompost zu meist auch mit hohen Gehalten anorganischer Schadstoffe im Zusammenhang stehen. In Hinblick auf eine mögliche Verwertung von Kompost im Wald wären daher jene Komposte zu überlegen, bei denen Abfall mit bekannten oder abschätzbaren Belastungen bei der Kompostierung verwendet wird, um von vornherein die Belastungen im Kompost zu minimieren.

Die in den nachfolgenden Tabellen dargestellten maximalen, minimalen usw. Summengehalte für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), PCDD/F sowie TEQ (ITEF), polychlorierte Biphenyle (PCB) und Chlorphenole ergeben sich nicht aus der Addition der maximalen, minimalen usw. Gehalte dieser Verbindungen, sondern wurden jeweils getrennt nach Anlagen ermittelt (ZETHNER, 1999, pers. Mitt.).

Tab. 14: Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): AOX und EOX (Angaben in mg Cl.kg<sup>-1</sup> TS). Ausgewählte Chlorphenole<sup>12</sup> (Angaben in µg.kg<sup>-1</sup> TS). Die Chlorphenol-Verbindung PCP wurde in allen Biokompostproben bestimmt. Alle anderen Chlorphenole wurden nur stichprobenartig (= 6 Proben) untersucht, weshalb keine oberen und unteren Quartile sowie Mittelwerte errechnet wurden.

	AOX	EOX	PCP <sup>13</sup>	4-Cp <sup>13</sup>	3-CP <sup>13</sup>	2,4/2,5-CP <sup>13</sup>	3,4,5-CP <sup>13</sup>	2,4,6-TCP <sup>13</sup>	2,4,5-TCP <sup>13</sup>	TetraCP <sup>13</sup>	SU_CP <sup>13</sup>
Maximum	271,6	2,2	73,5	75,6	1,5	1,6	2,1	11,0	1,6	4,4	109
Oberes Quartil	91,7	1,1	32,9								
Mittelwert	75,9	0,9	75,5								
Median	67,0	0,6	16,8	52,9	0,8	1,5	1,0	6,3	1,5	3,8	
Unteres Quartil	52,8	0,5	7,4								
Minimum	35,8	0,5	2,6	35,4	< 1	< 1	< 1	1,5	< 1	1,5	50
Bestimmungsgrenze <sub>lyo</sub>	35	1,0	2	2	2	2	2	2	2	2	--
Nachweisgrenze <sub>lyo</sub>	20	--	1	1	1	1	1	1	1	1	--

<sup>12</sup> Chlorphenole: PCP: Pentachlorphenol; 3-CP: 3-Chlorphenol; 4-Cp: 4-Chlorphenol; 2,4/2,5-CP: 2,4/2,5-Dichlorphenol; 2,4,6-TCP: 2,4,6-Trichlorphenol; 2,4,5-TCP: 2,4,5-Trichlorphenol; 3,4,5-TCP: 3,4,5-Trichlorphenol; TetraCP: 2,3,4,6/2,3,5,6-Tetrachlorphenol; SU\_CP: Summe dieser Chlorphenole.

<sup>13</sup> Der in der Tabelle dargestellte Maximalwert stellt den zweithöchsten Wert dar. Die von ZETHNER et al. (1999) gemessenen Höchstwerte stellen Ausreißer dar und stammen von keiner gewerblichen und/oder kommunalen Anlage, sondern von einem privaten Einzelkompostierer. Auf eine weitere Verwendung dieses Wertes, z.B. für kalkulatorische Überlegungen im Wald, wurde daher Abstand genommen.

Tab. 15: Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Ausgewählte Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH<sup>14</sup>) (Angaben in  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  TS).

	Phen	Anth	FluA	Pyren	Triph	B(a)-a.	Chrysen	B(e)-p	B(b)-f	B(k)-f	B(a)-p	Ind	SU_PAH
Maximum	1.273,9	300,4	1.930,7	1.521,3	63,2	834,0	811,6	1.264,7	749,5	353,4	879,8	703,6	11.348
Oberes Quartil	112,6	23,3	326,1	244,1	18,2	164,7	185,9	194,2	213,3	94,3	174,8	166,1	2.035
Mittelwert	111,3	20,8	256,4	191,3	14,8	124,5	145,0	180,4	155,7	68,7	136,4	136,9	1654
Median	52,8	8,6	148,0	107,3	11,2	71,8	89,2	98,1	95,2	42,4	63,3	85,7	1025
Unteres Quartil	29,6	3,9	78,5	64,4	<3,2	38,8	63,8	61,1	69,3	27,2	38,3	52,8	665
Minimum	11,8	1,0	15,7	14,5	<3,2	<3,1	6,2	<11,5	7,4	2,5	3,2	3,6	102
Bestimmungsgrenze <sub>lyo</sub>	3,6	1,2	9,2	6,7	6,5	6,2	2,2	23,0	3,7	1,9	1,6	3,5	--
Nachweisgrenze <sub>lyo</sub>	1,8	0,6	4,6	3,4	3,2	3,1	1,1	11,5	1,9	0,9	0,8	1,7	--

 Tab. 16: Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Ausgewählte Chlorinsektizide und Pyrethroide<sup>15</sup> sowie Thiabendazol ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$  TS).

	Chtrans	Chcis	Dieldrin	Endrin	$\beta$ -Endo <sup>16</sup>	Lambda	Cyflu	Delta	Thiab
Maximum	1,3	0,6	0,8	41,9	4,7	13,7	67,8	59,9	32,7
Oberes Quartil	<0,4	<0,4	<0,4	2,3	0,6	n.n.	25,8	23,8	10,5
Mittelwert	<0,4	<0,4	0,1	2,5	1,3	0,9	14,3	14,3	8,7
Median	<0,4	<0,4	<0,4	1,4	<0,4	<10,0	<15,0	<21,0	5,1
Unteres Quartil	<0,4	<0,4	<0,4	0,6	<0,4	<10,0	<15,0	<21,0	2,5
Minimum	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<10,0	<15,0	<21,0	<3,1
Bestimmungsgrenze <sub>lyo</sub>	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	17,0	33,0	37,0	6,5
Nachweisgrenze <sub>lyo</sub>	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	10,0	15,0	21,0	3,1

<sup>14</sup> SU\_PAH (16): Summe polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe. PAH-Verbindungen: Phen: Phenanthren; Anth: Anthracen; FluA: Fluoranthren; Triph: Triphenylen; B(a)a: Benzo(a)anthracen; B(e)p: Benzo(e)pyren; B(b)f: Benzo(b)fluoranthren; B(k)f: Benzo(k)fluoranthren; B(a)p: Benzo(a)pyren; Ind: Indeno(1,2,3-cd)pyren.

<sup>15</sup> Chtrans: Chlordan trans, Chcis: Chlordan cis,  $\beta$ -Endo:  $\beta$ -Endosulfan; Lambda-: Lambda-Cyhalothrin, Cyflu: Cyfluthrin; Delta: Deltamethrin

<sup>16</sup> Der Maximalgehalt von  $\beta$ -Endosulfan repräsentiert den zweithöchsten Wert der beprobten Kompostieranlagen (ZETHNER et al., 1999). Der gemessene Maximalwert stellt einen statistischen Ausreißer dar und stammt von keiner gewerblichen und/oder kommunalen Anlage, sondern von einer Probe eines privaten Einzelkompostierers. Auf eine weitere Verwendung dieses Wertes, z.B. für kalkulatorische Überlegungen im Wald, wurde daher Abstand genommen.

Tab. 17: Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe: PCB<sup>17</sup> (Summe 6 Ballschmitter PCB),  $\gamma$ -HCH, SU\_HCH<sup>18</sup> und HCB (Angaben in  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  TS). Dioxine und Furane (Angaben  $\text{ng.kg}^{-1}$  TS): Summe von PCDD/F sowie TEQ (ITEF).

	SU_PCB	$\gamma$ -HCH	SU_HCH	HCB	PCDD/F <sup>19</sup>	TEQ (ITEF)
Maximum	34,7	3,8	3,80	3,1	8.320	25,2
Oberes Quartil	20,4	0,8	0,84	1,0	2.689	10,1
Mittelwert	13,6	0,6	0,67	0,8	2.419	9,2
Median	11,6	0,6	0,62	0,6	1.346	6,4
Unteres Quartil	6,3	<0,4		0,6	683	3,4
Minimum	0,9	<0,4		<0,4	104	0,6
Bestimmungsgrenze <sub>lyo</sub>	--	0,8	--	0,8	--	--
Nachweisgrenze <sub>lyo</sub>	--	0,4	--	0,4	--	--

Auffallend ist, daß die maximalen Gehalte diverser organischer Schadstoffe wie z.B. AOX, EOX, Chlorphenolen, PCBs sowie Dioxinen und Furanen um das zwei- bis vierfache über der oberen Quartil liegt. Die Gehalte ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe und Chlorinsektizide des oberen Quartils erreichen im Vergleich zu den entsprechenden Maximalgehalten oft nur noch einen Bruchteil oder liegen bereits unterhalb der Nachweisgrenze (ZETHNER et al., 1999).

Niedermolekulare PAH-Verbindungen, die während der Kompostierung durch mikrobiellen Abbau oder durch Verflüchtigung verloren gehen (FRICKE et al., 1989), wie Acenaphthylen, Acenaphthen konnten in den Biokompostproben nicht nachgewiesen werden. Hochmolekulare PAH-Verbindungen wie Benzo(a)anthracen, Benzo(e)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren oder Benzo(a)pyren wurden mit deutlich höheren Gehalten als die entsprechenden Gehalte niedermolekularer PAH-Verbindungen in den österreichischen Biokompostproben (Tab. 15) festgestellt. Die von DESCHAUER (1995) gemessenen PAH-Gehalte liegen um ein Mehrfaches über den von ZETHNER et al. (1999) gemessenen PAH-Gehalten des oberen Quartils.

Der für die Summe an polychlorierten Biphenylen (Summe der Verbindungen PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180) in der DVO<sup>20</sup> (BGBl. Nr. 1007/1994) geforderte Grenzwert von  $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  TS (oder  $200 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) wird mit maximal  $34,7 \mu\text{g.kg}^{-1}$  TS (Tab. 16) deutlich unterschritten (ZETHNER et al., 1999). Eine mittlere Belastung mit Lindan ( $\gamma$ -HCH) von  $0,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$  TS konnte in den aktuellen Biokompostanalysen nachgewiesen werden (Tab. 16). Im Vergleich dazu liegt der Grenzwert für Lindan in Rinde als Ausgangsmaterial bei  $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  TS. Die HCH-Verbindungen  $\alpha$ -HCH und  $\beta$ -HCH können nur in einzelnen Proben nachgewiesen werden.

Entsprechend den Richtlinien der DVO (BGBl. Nr. 1007/1994) darf der Gehalt an polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen in Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Pflanzenhilfsstof-

<sup>17</sup> Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180

<sup>18</sup> Summe der HCH-Verbindungen  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH und  $\delta$ -HCH

<sup>19</sup> Die in der Tabelle dargestellten Maximalwerte für PCDD/F sowie TEQ (ITEF) stellen jeweils den zweithöchsten Wert dar. Die von ZETHNER et al. (1999) gemessenen Höchstwerte stellen statistische Ausreißer dar und stammen von keiner gewerblichen und/oder kommunalen Anlage, sondern von einem privaten Einzelkompostierer. Auf eine weitere Verwendung dieser Werte, z.B. für kalkulatorische Überlegungen im Wald, wurde daher Abstand genommen.

<sup>20</sup> DÜNGEMITTELVERORDNUNG

fen etc. nicht über 50 ng TEQ (ITEF).kg<sup>-1</sup> liegen. Entsprechende Bodenhilfsstoffe oder Düngemittel mit einer Belastung von 20-50 ng TEQ.kg<sup>-1</sup> dürften nur mit dem Warnhinweis „Achtung enthält Dioxine und Furane. Das Produkt darf nicht ..... im Gemüsebau eingesetzt werden“ einer Verwertung zugeführt werden. Wie die Tab. 16 zeigt, fällt ausschließlich der Maximalwert von 25,2 ng TEQ.kg<sup>-1</sup> in diesen Intervallbereich (ZETHNER et al., 1999).

Die in der aktuellen Studie des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) untersuchten Organochlorpestizide (Tab. 17) Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Summe HCH, Chlordan und HCB sowie die nicht untersuchten DDT einschließlich ihrer Metabolite müssen in Summe entsprechend der DVO (BGBl. Nr. 1007/1994) unter dem Grenzwert von 1,0 mg.kg<sup>-1</sup> (oder 1000 µg.kg<sup>-1</sup>) liegen, was mit einem Summengehalt aller Verbindungen von < 100 µg.kg<sup>-1</sup> in den Biokompostproben der Fall ist. Die Verbindungen Aldrin und Heptachlor konnten in keiner der Biokompostproben nachgewiesen werden. Die Verbindung  $\alpha$ -Endosulfan konnte außer in einer Probe eines Einzelkompostierers nicht nachgewiesen werden.

Auch die Verbindungen Cypermethrin, Fenvalverat bzw. Deltamethrin müssen entsprechend der DVO (BGBl. Nr. 1007/1994) jeweils den Grenzwert von 1,0 mg.kg<sup>-1</sup> unterschreiten. Cypermethrin, Fenvalverat sowie die zur gleichen Gruppe der Pyrethroide gehörenden Verbindungen Fenprothrin, Phenothrin, Permethrin konnten in keiner der Biokompostproben nachgewiesen werden (Tab. 17). Der für die Verbindung Deltamethrin erforderliche Grenzwert von 1,0 mg.kg<sup>-1</sup> wird mit maximal 59,9 µg.kg<sup>-1</sup> in den Biokompostproben deutlich unterschritten (ZETHNER et al., 1999). Auch der Grenzwert von 100 µg.kg<sup>-1</sup>, bei dessen Überschreitung der Biokompost nur mit dem Hinweis „Achtung enthält Pestizidrückstände. Das Produkt darf nicht ..... im Gemüsebau eingesetzt werden“ in Verkehr gebracht werden darf, liegt weit über den in den Biokomposten festgestellten Gehalten.

Bei einer möglichen Verwertung von Biokompost im Wald sollten möglichst nur chemisch analysierte Ausgangsmaterialien für die Kompostierung verwendet werden. Damit könnten Biokomposte mit möglichst geringer organischer Schadstoffbelastung (s. oben) produziert werden, um die Akkumulation mit organischen Schadstoffen im Auflagehumus bzw. dem obersten Mineralboden möglichst gering zu halten.

### 2.2.3 Pflanzenverträglichkeit

Die Pflanzenverträglichkeit stellt einen wichtigen Parameter für die Beurteilung der Kompostqualität dar (Tab. 18). Bestimmt wird dieselbe nach dem Linzer Substrattest gemäß ÖNORM S 2023 mit Hilfe der Gartenkresse und des Wiesenlieschgras. Auftretende Wachstumsstörungen müssen gesondert beurteilt werden.

Tab. 18: Pflanzenverträglichkeit (ÖNORM S 2200) für die Anwendungsbereiche A und B (s. Kap. 2.1.2): Pflanzenfrischsubstanz (PFS in %), Keimverzögerung (in Tagen) sowie Keimrate (in %).

Anwendungstyp	Mischungsverhältnis gem. Prüfmethode	PFS	Keimverzögerung	Keimrate
Typ A	15/30/45 % Kompostzugabe zum Vergleichssubstrat	≥ 100/100/90	0/0/1	100
Typ B	15% Kompostzugabe zum Vergleichssubstrat	≥ 80	0	100

## **2.2.4 Gehalt an keimfähigen Samen, austriebsfähigen Pflanzenteilen und Seuchenhygiene**

Um Biokompost verwerten zu dürfen, muß das Endprodukt seuchenhygienisch unbedenklich sein. Dabei muß sichergestellt sein, daß das gesamte Rottegut bei einem Wassergehalt von mindestens 40 % und einer Mindesttemperatur von 65 °C ohne Unterbrechung mindestens drei Tage einer exothermen Rotte ausgesetzt ist (ÖNORM S 2200). Bei Einhaltung der Anforderungen sollte eine Inaktivierung von keimfähigen Samen und austriebsfähigen Pflanzenteilen gewährleistet sein. Krankheitserreger, wie Salmonellen, dürfen nicht mehr nachgewiesen werden.

## **2.3 Anwendungsrichtlinien für Biokompost**

### **2.3.1 Frachtenregelung Schwermetalle (ÖNORM S 2200)**

Die im Zusammenhang mit den Schwermetallen schon erwähnte Frachtenregelung gilt für beide Anwendungstypen A und B gemäß ÖNORM S 2200 (s. Kap. 2.1.2). Für Komposte der Qualitätsklasse II sind die Aufwandmengen derart zu kalkulieren, daß es in 100 Jahren zu keiner Schwermetallanreicherung im Boden mit über 50 % der derzeit gültigen Bodengrenzwerte kommt. Sofern Biokompost im Grünland ausgebracht wird, ist die Ausbringungsmenge wegen der ausbleibenden Durchmischung mit dem Oberboden zu halbieren.

### **2.3.2 Anwendungsrichtlinien für den Einsatz von Kompost in der Forstwirtschaft (ÖNORM S 2202)**

Grundsätzlich dürfen gemäß ÖNORM S 2202 Komposte der Klasse I und Klasse II für Schwermetalle gemäß ÖNORM S 2200 im Forstbereich für eine einmalige Melioration stark anthropogen belasteter Wälder sowie in intensiv bewirtschafteten Wäldern verwendet werden. Erstere Anwendungsfälle wären Waldstandorte, die durch Waldweide, Streunutzung oder Schadstoffimmissionen stark belastet sind. Aus Naturschutzgründen sind generell naturnahe, extensiv bewirtschaftete Wälder auf Grund der Nähr- und Schadstoffzufuhr von einer Verwertung von Kompost im Wald auszuschließen. In diesem Zusammenhang sollten auch die Düngungsempfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) in Bezug auf die Bestimmungen für düngungswürdige und nicht düngungswürdige Bestände berücksichtigt werden.

Wie bereits erwähnt wurde, sind die Qualitätsanforderungen der ÖNORM S 2201 und S 2200 in Hinblick auf den Einsatz von Kompost im Forstbereich zu berücksichtigen. Grundsätzlich dürfen nur Komposte mit einem pH-Wert von 7,0-8,0 verwendet werden, wobei bei stark versauerten Böden auch Komposte mit höheren pH-Werten ausgebracht werden dürfen. In Bezug auf den Salzgehalt im Kompost müssen die Anforderungen an den Typ A (Leitfähigkeit  $\leq 2,0 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) eingehalten werden.

Sofern Komposte für Aufforstungen bzw. zur Bestandesdüngung eingesetzt werden, müssen die Nährstoffanforderungen an den Anwendungstyp B (s. Kap. 2.1.2) eingehalten werden, wobei in Aufforstungen ein C/N-Verhältnis von  $\leq 20$  und in Beständen von  $\leq 25$  eingehalten werden muß.

In Bezug auf die biologischen Eigenschaften, unter denen gemäß ÖNORM S 2200 die Pflanzenverträglichkeit sowie der Gehalt an keimfähigen Samen und austriebsfähigen Pflanzenteilen zu verstehen ist, gilt, daß für die Verwertung von Komposten zur Bestandesdü-

gung oder Mulchung die Anforderungen an den Anwendungstyp A, für den Einsatz in Aufforstungen die Anforderungen an den Anwendungstyp B (s. Kap. 2.1.2) einzuhalten sind.

Wird Kompost in Pflanzlöcher bei Aufforstungen eingefüllt, dürfen 40 Volumsprozent Kompost im Gemisch nicht überschritten werden.

### **2.3.3 Anforderungen an Biokompost (Entwurf zur Kompostverordnung, Oktober 1998)**

Der Entwurf zur Kompostverordnung sieht u.a. die Anwendungsbereiche Landwirtschaft und Landschaftspflege (Landschaftsbau), jedoch nicht den Anwendungsbereich Wald vor. Generell gilt für Biokompost, daß die Qualitätsanforderungen an die Ausgangsmaterialien (s. oben) bzw. die Grenzwerte der Qualitätsklasse B sowie die für den in der Verordnung genannten Anwendungsbereich (s. nachfolgend) einzuhalten sind.

Sofern Biokompost in der Landwirtschaft eingesetzt wird, müssen die oben genannten Kriterien für Ausgangsmaterialien bzw. die Grenzwerte für Schwermetalle gemäß Qualitätsklasse A eingehalten werden. Wenn die Ausbringungsmenge von Biokompost in der Landwirtschaft bzw. auf Flächen zum Zweck der Rekultivierung und zum Erosionsschutz  $8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  im 20jährigen Durchschnitt übersteigt, sind die Grenzwerte der Qualitätsklasse I heranzuziehen.

Der Einsatz von Biokompost zur Herstellung einer vegetationsfähigen Oberschicht im Landschaftsbau mit einer Gesamtmenge von über  $200 \text{ t TS} \cdot \text{ha}^{-1}$  innerhalb von zehn Jahren bzw. von über  $400 \text{ t TS} \cdot \text{ha}^{-1}$  innerhalb von zehn Jahren, darf die Grenzwerte der Qualitätsklasse A bzw. der Qualitätsklasse I nicht überschreiten. Für die Pflege und Erhaltung einer solchen vegetationsfähigen Oberschicht müssen bei einer Aufwandmenge von mehr als  $20 \text{ t TS} \cdot \text{ha}^{-1}$  innerhalb von drei Jahren bzw. von mehr als  $40 \text{ t TS} \cdot \text{ha}^{-1}$  innerhalb von drei Jahren die Grenzwerte der Qualitätsklasse A bzw. I eingehalten werden.

### **2.3.4 Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1995)**

Die LAGA (1995) empfiehlt den Einsatz von Biokompost neben den Anwendungsbereichen Landwirtschaft, Produktionsgartenbau (u.a. Obstbau, Baumschulen, Staudengärtnerei), Landschafts- und Sportplatzbau, in folgenden Bereichen der Forstwirtschaft, wobei die Maßnahmen mit den zuständigen Fachbehörden abzustimmen sind. Im Unterschied zu den anderen Anwendungsbereichen sind allerdings keine Aufwandsmengen angegeben.

- Behebung von Bodenverdichtungen, die durch Maschineneinsatz verursacht wurden.
- Aufforstung von Windwurf- und Grenzertragsflächen sowie degradierten Böden
- Anlage von Wildäckern
- Substratherstellung in Baumschulen



## 2.4 Gegenüberstellung von Biokompost mit Klärschlamm und Holzasche

Die nachfolgenden Tabellen 19-21 sollen einen Überblick über die mittleren Nähr- und Schadstoffgehalte in österreichischen Biokomposten, Klärschlämmen und Holzaschengemischen aus Grob- und Zyklonflugasche liefern. Im Unterschied zu Klärschlamm und Biokompost wird die Verwertung von Holzasche im österreichischen Wald bereits praktiziert. Ihre Verwertung wurde in einer Empfehlung des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1997) näher behandelt. Für alle drei Produkte werden nachfolgend die Vor- und Nachteile kurz dargestellt.

Tab. 19: Vergleich der mittleren Nährstoffgehalte<sup>21</sup> (% TS) und der pH-Werte für Naßschlamm<sup>22</sup> (SCHARF et al., 1997), Biokompost (ZETHNER et al., 1999) sowie Holzaschengemische aus Grob- und Zyklonflugasche, getrennt nach Rinde, Hackgut und Sägespäne (OBERNBERGER, 1994). Die Nährstoffgehalte im Naßschlamm von AICHBERGER (1991) beziehen sich auf den Modalwert (k.A.: keine Angaben).

NS <sup>23</sup>	Naßschlamm		Biokompost	Holzasche	Holzasche	Holzasche
	SCHARF et al., 1997	AICHBERGER, 1991		aus Rinde	aus Hackgut	aus Spänen
	SCHARF et al., 1997		ZETHNER et al., 1999	OBERNBERGER, 1994		
N <sub>ges</sub>	5,6	3,9	1,5	-	-	-
NH <sub>4</sub> -N	1,7	0,7	0,0	-	-	-
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	6,2	3,0	0,9	1,8	3,7	2,7
CaO	8,8	8,1	9,9	40,0	46,2	41,5
MgO	1,7	1,7	2,4	5,1	4,5	6,4
K <sub>2</sub> O	0,5	0,6	1,5	4,8	6,6	8,4
Na <sub>2</sub> O	0,3	k.A.	0,3	0,5	0,4	0,4
Fe	2,2	k.A.	1,7	2,98	2,09	4,32
Mn	0,03	0,03	0,08	1,3	1,5	2,4
pH-Wert	7,6	6,8	7,6	12-13		

Im Unterschied zu Naßschlamm und Biokompost kann in der Holzasche (Tab. 19) fast kein Stickstoff analytisch mehr nachgewiesen werden (ZOLLNER et al., 1997). Dieser entweicht gasförmig im Zuge der Verbrennung von Holzabfall. Die beiden Stickstoffkomponenten Nitrat bzw. Ammonium kommen im Naßschlamm und im Biokompost nur in Spuren bzw. nur zu einem geringen Teil vor. Der Großteil des Stickstoffs liegt in den beiden organischen Recyclingsderivaten in organischer Form vor und muß erst durch Mineralisierung freigesetzt werden.

Stickstoff wird im Naßschlamm auf Grund des engen C/N-Verhältnisses (<10) im allgemeinen sehr rasch, wenngleich langsamer als bei mineralischen Düngern, freigesetzt und mine-

<sup>21</sup> Die Umrechnung in Reinelementmengen kann mit folgenden Faktoren durchgeführt werden: P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> wird mit dem Faktor 0,436 in P; CaO mit dem Faktor 0,715 in Ca; MgO mit dem Faktor 0,603 in Mg; K<sub>2</sub>O mit dem Faktor 0,830 in Kalium und Na<sub>2</sub>O mit dem Faktor 0,742 in Na umgerechnet.

<sup>22</sup> Klärschlamm mit einem maximalen Trockensubstanzgehalt von 10 % wird als Naßschlamm bezeichnet (MAYR, 1998).

<sup>23</sup> Nährstoffe

ralisiert. Stickstofffrachten im Klärschlamm von mehr als  $400\text{--}500\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  (MAYR, 1998) führen zu einer stark erhöhten Auswaschung von Nitrat verbunden mit einem verstärkten Auswaschen der basischen Kationen, so daß der gewünschte Effekt einer nachhaltigen Bodenverbesserung durch den Einsatz hoher Naßschlammengen gekippt wird. Biokomposte gelten im allgemeinen als „Slow-Release-Dünger“, d.h. der organisch vorliegende Stickstoff wird durch die am Ende des Kompostierungsprozesses stabilen und vor allem weiteren C/N-Verhältnisse von 14-15 wesentlich langsamer durch Mineralisierung freigesetzt und in den Stoffkreislauf eingebaut. Solcherart stellen Komposte eine langsam fließende und langfristig wirksame Nährstoffquelle dar. Nach ZOLLER et al. (1997) werden in der Forstwirtschaft Düngemittel mit diesen Eigenschaften bevorzugt.

Ein weiterer wesentlicher Unterschied zwischen Klärschlamm, Biokompost und Holzasche sind die Gehalte der basischen Kationen bzw. ihrer oxidischen Verbindungen, z.B. CaO, MgO (Tab. 19). Die enorm hohen Anteile von Calcium, welches das dominierende Element in der Holzasche ist, spiegeln sich auch in den für Holzaschen typischen hohen pH-Werten von 12-13 wieder. Die basischen Kationen liegen in der Holzasche in einer schnell wirksamen, nämlich oxidischen Form vor, während sie im Naßschlamm und Kompost erst durch Mineralisierung der organischen Substanz verfügbar gemacht werden.

ZOLLER et al. (1997) sprechen auf Grund der stark basischen Wirkung sowie des hohen Calciumanteils in oxidischer Form von „Branntkalkeigenschaften“ der Holzasche. Die hohen mittleren Anteile von Calcium (40-46 %) bzw. in Summe für die basischen Kationen (50-57 %) gelten jedoch als nicht ungefährlich für Waldböden. Die Wirkung liegt darin, daß es im Zuge der Ausbringung von Holzasche im Wald zu einer (stark) erhöhten Bodenreaktion, die in natürlichen Böden auf silikatischem Ausgangsmaterial im schwach sauren bis sauren Bereich liegt, kommt. Derartige Veränderungen können einen verstärkten Abbau von organischer Substanz im Boden verbunden mit großen Nährstoffverlusten auslösen (ZOLLER et al., 1997).

Die mittleren Anteile von Calcium, Magnesium und Kalium sind im Naßschlamm sowie im Biokompost deutlich geringer. Kalium bzw. Magnesium kommen im Naßschlamm zumeist nur in Spuren bzw. sehr geringen Anteilen vor. Vergleicht man die Verhältnisse von N:Mg:K im Naßschlamm und berücksichtigt die Düngungsrichtlinien des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995), so treten die enormen Nährstoffungleichgewichte deutlich hervor. Die N:Mg:K-Verhältnisse liegen entsprechend den Angaben der Tab. 19 im Naßschlamm bei: 1:0,3:0,09. Wollte man die für eine Melioration notwendige Kaliumfracht im Naßschlamm entsprechend den Düngungsrichtlinien des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) erzielen, wären hohe Klärschlammengen und in der Folge enorme N-Frachten mit den zuvor beschriebenen Effekten die Folge. Deutlich ausgewogener ist dieses Verhältnis im Biokompost (s. Tab. 19 und Kap. 2.2.2.1).

Tab. 20 liefert einen Überblick über die mittlere Schwermetallbelastung von Naßschlamm, Biokompost und Holzasche. Holzaschen und kommunale Klärschlämme weisen bei einer Reihe von Schwermetallen im Mittel höhere Schwermetallgehalte als Biokomposte auf. Die Schwermetallgehalte von Holzaschegemischen, besonders Zink, Kupfer, Cadmium, Chrom und Nickel liegen teilweise um ein Mehrfaches über den Gehalten österreichischer Biokomposte. Besonders hervorzuheben ist Cadmium, welches je nach Ausgangsprodukt der Holzasche um das zehnfache bis 45fache über dem Gehalt im Biokompost liegt.

Die mittlere Schwermetallbelastung im Naßschlamm und in der Holzasche unterscheidet sich nicht in dem gleichen Ausmaß wie mit dem Biokompost. Vor allem die mittleren Gehalte von Cadmium, Nickel, Chrom (mit Ausnahme des Hackguts) und Kupfer (mit Ausnahme von Rinde und Hackgut) im Naßschlamm liegen jedoch ebenfalls deutlich unter den Gehalten der Holzasche. Dagegen liegen die Gehalte von Blei bzw. von Zink für Holzasche aus Rinde und Hackgut deutlich unter den Gehalten im Naßschlamm.

Tab. 20: Vergleich der mittleren Gehalte von Schwermetallen und Aluminium ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  TS) für Naßschlamm (SCHARF et al., 1997), Biokompost (ZETHNER et al., 1999; KÖCHL, 1994) sowie Holzschengemische aus Grob- und Zyklonflugasche, getrennt nach Rinde, Hackgut und Sägespäne (OBERNBERGER, 1994). Die Schwermetallgehalte im Naßschlamm von AICHBERGER (1991) beziehen sich auf den Modalwert.

SM	Naßschlamm		Biokompost		Holzasche aus Rinde	Holzasche aus Hackgut	Holzasche aus Sägespäne
	SCHARF et al., 1997	AICHBERGER, 1991	ZETHNER et al., 1999	KÖCHL 1994	OBERNBERGER, 1994		
Zn	1.188	1.320	255	218	738	348	1.434
Cu	264	190	81	54	93	133	202
Cd	1,5	3,0	0,7	0,4	5,4	4,1	18,1
Cr	62	64	70	24	125	68	228
Ni	39	37	30	20	67	52	52
Pb	109	145	72	51	25	23	39
Hg	5,1	1,8	0,2	0,2	k.A.	k.A.	k.A.
Co	5,9	10,4	9,3	k.A.	21,4	14,1	15,0
As	5,0	3,6	6,4	k.A.	7,4	7,8	5,3
Mo	5,8	14,6	2,7	k.A.	3,0	1,8	4,0
Al	27.306	k.A.	k.A.	k.A.	35.760	19.573	9.998

Ein Vergleich der mittleren organischen Schadstoffgehalte im Naßschlamm, Biokompost und in der Holzasche läßt deutlich die stärkere Belastung im Naßschlamm mit organischen Schadstoffen erkennen (Tab. 20). Einzig die PCDD/F-Belastung im Naßschlamm liegt im Bereich des Wertes für Holzasche aus Rinde. Die Belastung mit organischen Schadstoffen ist im Biokompost im Vergleich zur Holzasche aus Rinde bei PCDD/F, Summe der PAH-Verbindungen (gemäß U.S. EPA-Norm für die 16 wichtigsten Verbindungen) deutlich niedriger. Die mittlere Belastung mit PCB und HCB ist hingegen in der Holzasche geringer als im Biokompost.

Tab. 21: Vergleich der mittleren organischen Schadstoffgehalte<sup>24</sup> für Naßschlamm<sup>25</sup> (SCHARF et al., 1997), Biokompost (ZETHNER et al., 1999) sowie Holzaschengemische aus Grob- und Zykloflugasche, getrennt nach Rinde und Hackgut (OBERNBERGER, 1994).

Schadstoffe	Einheit in TS	Naßschlamm	Biokompost	Holzasche aus Rinde	Holzasche aus Hackgut
		SCHARF et al., 1997	ZETHNER et al., 1999	OBERNBERGER, 1994	
<b>PCDD/F</b>	ng TEQ (ITEF).kg <sup>-1</sup>	14,5	9,2	14,47	5,21
<b>Summe der PAH gem. U.S. EPA (16)</b>	mg.kg <sup>-1</sup>	4,19	1,65	12,16	1,94
<b>B(a)p</b>	mg.kg <sup>-1</sup>	0,30	0,14	0,09	0,01
<b>Summe der PCB</b>	µg.kg <sup>-1</sup>	82	13,6	11,8	2,5
<b>HCH</b>	µg.kg <sup>-1</sup>	< 4 <sup>26</sup>	0,6	5,6	0,8
<b>HCB</b>	µg.kg <sup>-1</sup>	6	0,8	0,5	0,11

<sup>24</sup> TEQ: Toxizitätsäquivalente für PCDD/F; PAK: Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe; B(a)p: Benzo(a)pyren; PCB: Summe Ballschmitter für die PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180; HCH: Hexachlorcyclohexan; HCB: Hexachlorbenzol.

<sup>25</sup> Klärschlamm mit einem maximalen Trockensubstanzgehalt von 10 % wird als Naßschlamm bezeichnet (MAYR, 1998).

<sup>26</sup> Der gemessene Wert liegt unter der Bestimmungsgrenze

### 3 AUSWIRKUNGEN VON BIOKOMPOST IM WALD

Abgesehen von einer Studie von DESCHAUER (1995), der sich mit humus- und bodenchemischen sowie bodenhydrologischen Effekten (s. unten) auseinandersetzt, sind keine Untersuchungsergebnisse über die Wirkungen von Biokompostgaben im Wald verfügbar. Die wenigen weiteren verfügbaren Literaturquellen beschränken sich auf begleitende Forschungen in Labors in Deutschland und Österreich. Die in den USA umfassend vorliegenden Untersuchungen beschränken sich überwiegend auf die Wirkungen von Klärschlammen und seinen Derivaten. In dem nachfolgenden Literaturüberblick werden die wichtigsten Ergebnisse dieser Untersuchungen zusammengefaßt (s. MAYR, 1998). Im Anschluß wird der Forschungsbedarf diskutiert.

In der Studie von DESCHAUER (1995) werden nach erfolgter Ausbringung von Biokompost in einem degradierten, weil streugennutzten 80–100 jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf Podsol-Braunerde mit Moderhumus die kurzfristigen Auswirkungen auf die Gehalte und Vorräte von Nährstoffen, Schwermetallen und organischen Schadstoffen im Auflagehumus sowie Mineralboden untersucht. Allgemein betrachtet ist der Slow-Release-Effekt von Komposten jeder Art zu berücksichtigen, der bei kurzfristigen Untersuchungen zu schwächer ausgeprägten Effekten führen kann, jedoch infolge der langsameren Freisetzung von Nährstoffen anhält.

Wie die humuschemischen Ergebnisse nach zwei Jahren zeigen, bewirkten Biokompostgaben von  $21 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  bzw.  $42 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  im allgemeinen signifikante Veränderungen in der L-Schicht (DESCHAUER, 1995). In der F- und H-Schicht der schwächer behandelten Fläche konnten dieselben Effekte nur noch tendentiell beobachtet werden. Die Zufuhr von organischer Substanz konnte die C-Vorräte, die infolge der Behandlung verstärkt mineralisiert worden waren, ausgleichen. Die N-Vorräte wurden in der L-Schicht der behandelten Flächen signifikant erhöht, die C/N-Verhältnisse dagegen signifikant eingeengt. Dieselben Trends konnten nur in der F-Schicht der schwächer behandelten Fläche beobachtet werden.

Kurzfristig wurden die  $\text{KAK}_{\text{eff}}$  sowie der pH-Wert (in  $\text{CaCl}_2$ -Lösung) durch die Behandlungen stark angehoben. Diesen Ergebnissen entsprechend bewirkten die BK-Gaben signifikant erhöhte  $\text{Ca}_{\text{aust}}$ - und  $\text{Mg}_{\text{aust}}$ -Vorräte in der L-Schicht, wobei es zu einer großen Verdrängung von Aluminium durch diese beiden Elemente, vor allem durch  $\text{Ca}^{2+}$ , kam. Das in organischen Recyclingsderivaten sehr mobile Kalium wurde auf der stärker behandelten Fläche innerhalb des Untersuchungszeitraumes in großem Umfang in den Mineralboden verlagert. Keine Effekte waren bei den K-Gehalten und den K-Vorräten zwischen Kontrolle und schwächerer Variante zu beobachten.

Schwermetalle und persistente organische Schadstoffe werden, wie aus der Literatur bekannt ist, stark an die organische Substanz im Auflagehumus gebunden und darin über längere Zeiträume akkumuliert. Diesen Erkenntnissen entsprechend konnten bedingt durch den hohen Eintrag von Schwermetallen mit dem Biokompost nach der Ausbringung und nach zwei Jahren signifikant erhöhte Gehalte von Zn, Cu und Pb in der L-Schicht, sowie tendentiell erhöhte Gehalte von Zn und Pb in der F- und H-Schicht nachgewiesen werden.

Hochmolekulare und ausgeprägt fettlösliche PAH-Verbindungen, die im Unterschied zu den niedermolekularen und wasserlöslicheren PAH-Verbindungen in hohen Gehalten im Biokompost enthalten waren, wurden im Auflagehumus, der zusätzlich durch hohe atmosphärische PAH-Einträge belastet war, verstärkt angereichert. Es zeigte sich, daß es durch die in der Streu ablaufenden Humifizierungsprozesse zu einem Anstieg der PAH-Gehalte in der F- und H-Schicht kam (s. Kap. 4.2). Auf Grund der Nichtnachweisbarkeit von erhöhten PAH-Gehalten im Mineralboden und in der Bodenlösung wurde vermutet, daß es zu einer ver-

stärkten Festlegung dieser stabilen PAH-Verbindungen im Auflagehumus gekommen war, da zwischen 30 und 70 % der PAH-Fracht nicht mehr extrahiert werden konnten.

Die kurzfristigen Ergebnisse im Mineralboden zeigten, daß die Vorräte von C, N,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  signifikant im  $\text{B}_s$ - und  $\text{B}_{hv}$ -Horizont (15–30 cm Bodentiefe) erhöht waren und nicht im  $\text{A}_e$ - sowie  $\text{B}_h$ -Horizont, die auf Grund der Podsolierung durch eine schwache Sorptionskapazität gekennzeichnet waren (DESCHAUER, 1995). Diese Effekte waren auch an der  $\text{KAK}_{\text{eff}}$ , die in 0–5 cm Bodentiefe signifikant, in 5–15 cm sowie 15–30 cm Bodentiefe tendentiell erhöht war, zu erkennen. Kalium wurde deutlich schneller als  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  freigesetzt und rasch in den Mineralboden eingewaschen. Die austauschbaren Vorräte von  $\text{K}^+$  und  $\text{Ca}^{2+}$  wurden in 15–30 cm Bodentiefe signifikant, die von  $\text{Mg}^{2+}$  tendentiell erhöht. Die pH-Werte (in  $\text{CaCl}_2$ -Lösung) wurden in 15–30 cm Bodentiefe der behandelten Flächen signifikant erhöht, in den darüberliegenden sorptionsschwachen Horizonten sogar reduziert. Generell zeigte sich, daß sich die Effekte auf der stärker behandelten Fläche nur geringfügig von denen der schwächer behandelten Fläche unterschieden.

Keine veränderten Schwermetallgehalte und –vorräte konnten im  $\text{A}_{eh}$ -Horizont (0–5 cm Bodentiefe) bzw. dem  $\text{B}_{hv}$ -Horizont (15–30 cm Bodentiefe) zwei Jahre nach der Ausbringung von Biokompost festgestellt werden. Die Gehalte der PAH-Verbindungen, die bereits vor der Ausbringung in der F- und H-Schicht um den Faktor 20 über den Gehalten im  $\text{A}_{eh}$ -Horizont lagen, blieben im  $\text{A}_{eh}$ -Horizont und dem  $\text{B}_{hv}$ -Horizont nahezu unverändert (s. Kap. 4.3). Lediglich die beiden niedermolekularen und wasserlöslicheren PAH-Verbindungen Phenanthren und Naphthalin waren leicht erhöht, was infolge ausbleibender zoogener Durchmischung zwischen Auflagehumus und Mineralboden des Braunerde-Podsols auf Infiltration zurückzuführen sein dürfte.

STOCKINGER (1997) untersuchte die bodenchemischen Auswirkungen verschiedener Biokompostgaben mit und ohne mineralische Ergänzungsdüngung, die in einem Feldversuch eingebracht worden waren. Entsprechend den bodenchemischen Ergebnissen zeigte sich, daß die  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Vorräte in 0–30 cm Bodentiefe durch die Behandlung mit Biokompost erhöht wurden, dieselben jedoch durch mineralische Ergänzungsdüngungen abgenommen hatten. Zudem zeigte sich, daß die Einarbeitung von Biokompost deutlich erhöhte  $\text{K}^+$ -,  $\text{Mg}^{2+}$ - und  $\text{Ca}^{2+}$ -Gehalte bewirkte, dieselben jedoch bei den mineralisch-organischen Düngungsvarianten, teilweise signifikant, niedriger waren. Diese Effekte beruhen vor allem auf der durch die Beigabe mineralischer Ergänzungsdünger verursachten verstärkten Mineralisierung, die auch erhöhte Nitratgehalte im Boden verursachte.

Inkubationsversuche im Labor (MEIWES und BAUHUS, 1992; BAUHUS und MEIWES, 1991) mit Grünabfall (Garten- und Parkschnitt), Grünabfallkompost sowie saurer Buchenstreu ergaben, daß im Vergleich zum ausgereiften und durch die Kompostierung stabilisierten Grünabfallkompost im Grünabfall bzw. in der Buchenstreu um das ca. 5- bzw. 2,5fache mehr organische Substanz mineralisiert worden war. Gemessen am Nitrifikationsgrad, der bei den beiden Grünabfallvarianten (pH-Wert > 6,3) deutlich höher als bei der stark sauren Buchenstreu war, wäre mit einer größeren Nitratbelastung im Sickerwasser auf den beiden behandelten Buchenflächen zu rechnen. Bei Kalkzugabe konnte eine deutlich erhöhte Nitrifikation bei der sauren Buchenstreu-Variante festgestellt werden. Untersuchungen in einem *Fagus sylvatica* Bestand ließen drei Jahre nach Behandlung mit den beiden Grünabfallvarianten in 100 cm Bodentiefe keine erhöhten Nitratkonzentrationen, auch bei Kalkzugabe, im Sickerwasser erkennen.

Die bodenhydrologischen Analysen zeigten, daß es nach der Ausbringung von Biokompost in einem 80–100 jährigen *Pinus sylvestris* Bestand kurzfristig zu erhöhten Konzentrationen

von Sulfat, Nitrat, Aluminium und basischen Kationen im Sickerwasser in 40 cm, zeitverzögert auch in 80 cm Bodentiefe kam (DESCHAUER, 1995). Die K-Konzentrationen stiegen im Sickerwasser sofort stark an, wobei sich zeigte, daß das mobile Kalium innerhalb der ersten zwei Jahre aus der Auflage und dem oberen Mineralboden in den Unterboden verlagert wurde. Infolge der nur kurzfristig erhöhten Nitratkonzentrationen zeigte sich, daß Chlorid infolge eines hohen Salzgehaltes im Kompost und Sulfat bei der Auswaschung eine wichtige Rolle spielten.

Sickerwasseranalysen ließen als Folge der Ausbringung von Biokompost deutlich erhöhte Konzentrationen von Zn, Cu und Cd in 40 cm und 80 cm Bodentiefe erkennen, wobei die Cd-Konzentrationen wieder rasch unter die Konzentrationen der Kontrollfläche sanken. Eine Bilanzierung ergab, daß maximal 8 % der Schwermetallfracht im Untersuchungszeitraum mit dem Sickerwasser verlagert worden waren. Es zeichnete sich ein Trend ab, daß es bedingt durch den Anstieg des pH-Wertes in den Auflagen (s. oben) zu einer verstärkten Immobilisierung der Schwermetalle Zn und Cd kommen sollte. Die verstärkte Verlagerung von Cu mit dem Sickerwasser war auf erhöhte DOC-Konzentrationen im Sickerwasser zurückzuführen. Eine Ursache für die höheren Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser der schwächer behandelten Fläche dürfte neben den Ca- und Mg-Konzentrationen der schwächer ausgeprägte pH-Anstieg im Unterschied zur stärker behandelten Fläche sein. Der pH-Anstieg war sowohl im Sickerwasser als auch im Auflagehumus der stärker behandelten Fläche stärker und dürfte damit zu einer verstärkten Immobilisierung der Schwermetalle beigetragen haben.

Laborversuche mit Bodensäulen, die mit Biokompost versetzt waren und bewässert wurden, ließen an Hand analysierter Perkolat- und Bodenwasserproben keine erhöhten Schwermetallgehalte erkennen (KRANEBITTER und INSAM, 1995). Während die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser deutlich über denen der Kontrollen lagen, konnten im Perkolat keine Unterschiede zu den Konzentrationen der Kontrollen festgestellt werden. In Bezug auf die Freisetzung von Stickstoff zeigte sich, daß die freigesetzte  $N_{ges}$ -Menge der Biokompostvariante nur geringfügig größer als die der Kontrolle war. STOCKINGER (1997) konnte im Perkolat von Bodensäulen, die mit verschiedenen Biokompostvarianten gedüngt wurden, keine Schwermetalle nachweisen.

INSAM (1996) konnte im Zuge von Inkubationsuntersuchungen mit karbonatischem Bodenmaterial, welches mit Biokompost behandelt worden war, erhöhte Nitratkonzentrationen im Bodenwasser, im Perkolat jedoch keine Unterschiede zur Kontrolle erkennen. Dagegen verursachten schnellwirkende Mineraldünger (z.B. Vollkorn Spezial) im Vergleich zur Kontrolle und der Biokompostvariante (Slow-Release-Effekt) sowohl im Bodenwasser als auch im Perkolat deutlich überhöhte Nitratkonzentrationen.

In der Literatur finden sich derzeit einzelne Hinweise auf eine veränderte Versorgung mit Nährstoffen in der Vegetation nach der Ausbringung von Biokompost im Wald. Generell liegen keine Untersuchungen in Hinblick auf Effekte auf Hauptbaumarten bzw. Bodenvegetation vor. DESCHAUER (1995) konnte in der bereits zitierten Studie kurzfristig keine verbesserte Versorgung der Nadeln von *Pinus sylvestris* mit N, K, Ca und Mg nach der Ausbringung von Biokompost feststellen. Nur die P-Gehalte wurden auf den behandelten Flächen erhöht. Der Grund dürfte im wesentlichen auf die rasche Reaktion der Bodenvegetation auf die Nährstoffzufuhr mit dem Biokompost zurückzuführen sein. Diese bewirkte ein Verschieben von *Calluna vulgaris* auf den Kontrollen hin zu *Avenella flexuosa* auf den behandelten Flächen. Amerikanische Untersuchungen berichten von ähnlichen Effekten von Klärschlamm(komposten) auf die Bodenvegetation (MAYR, 1998).

Kräuter von mit Biokompost behandelten Bodensäulen in Lysimetern ließen nach einer Laboruntersuchung von KRANEBITTER und INSAM (1996) keine statistisch veränderte N-

Aufnahme im Vergleich zu den unbehandelten erkennen. Dies dürfte mit der langsameren Nachlieferung von Nährstoffen aus Komposten (Slow-Release-Effekt) zusammenhängen.

Generell zeigt sich, daß im Zusammenhang mit der Verwertung von Biokompost im Wald ein sehr hoher Forschungsbedarf gegeben ist. Es liegen abgesehen von DESCHAUER (1995) sowie einzelnen Laborexperimenten keine Ergebnisse aus mittel- bis langfristigen Untersuchungen sowie aus wiederholten Biokompostapplikationen vor. Des weiteren besteht gemäß österreichischer Bodensystematik (FINK, 1969) für sämtliche österreichischen Bodentypen sowie für künstliche Böden, die rekultiviert werden und im Klimax einen Wald tragen sollten, ein hoher Forschungsbedarf. Auch in Hinblick auf Schwermetalle und organische Schadstoffe in verschiedenen Waldkompartimenten durch potentielle Biokompostgaben, mögliche ökotoxische Effekte, langfristige Verfügbarkeit oder Verlagerbarkeit etc. sind fast keine Untersuchungsergebnisse vorhanden.



## 4 VERWENDUNG VON BIOKOMPOST ALS ORGANISCHES BODENHILFSMITTEL IM WALD

Das BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) hat auf Basis der Beschlüsse des FACHBEIRATES für BODENFRUCHTBARKEIT und BODENSCHUTZ Richtlinien für die Düngung im Wald verabschiedet. Demzufolge gelten jene Bestände als düngungswürdig, die von Natur aus gute bis mittlere Standorte darstellen, jedoch z.B. auf Grund jahrhundertelanger Streunutzung degradiert sind. Als düngungsbedürftig gelten Bestände z.B. bei mangelhafter Versorgung mit einzelnen Nährstoffen, einseitigem Nährstoffangebot, historisch bedingten Degradationen bzw. wenn durch den Einsatz von Düngern oder Bodenhilfsstoffen der Nährstoffmangel im Boden bzw. in der Vegetation behoben werden kann. Als nicht düngungswürdige Bestände gelten von Natur aus nährstoffarme Standorte bzw. solche, bei denen die Versorgung mit Nährstoffen nicht den limitierenden Faktor darstellt, sondern spezielle Bodenmerkmale wie Seichtgründigkeit, extreme Hangneigungen oder Temperaturextreme etc. die limitierenden Faktoren darstellen.

Bei Erfüllung oben genannter Kriterien sowie entsprechender Diagnosen auf Basis zuvor durchgeführter Boden- bzw. Nadel-/Blattanalysen wird der Einsatz von Kalkdünger, von mineralischen Einzelnährstoff- oder Mehrnährstoffdüngern oder auch von organischen Düngern empfohlen. Entsprechende Richtlinien für Bestandes- oder Kulturdüngung, für den Düngungszeitpunkt bzw. auch für Düngemittel und -mengen sind zu beachten.

Die Ausbringung von Biokompost im Wald könnte wegen der hohen Zufuhr von organischer Substanz sowie von Makronährstoffen und Mikronährstoffen in düngungswürdigen Waldstandorten eine Alternative zu den in den Düngungsempfehlungen aufgelisteten Düngervarianten sein. Andererseits werden mit dem Biokompost auch Schwermetalle (z.B. Cadmium, Blei, Quecksilber etc.) oder persistente organische Schadstoffe (z.B. PCB, PAH, PCDD/F, HCB, HCH etc.) im Wald ausgebracht.

Zudem sollte noch einmal auf den § 16 des FORSTGESETZES (BGBl. Nr. 440/1975 idF. BGBl. Nr. 576/1987) aufmerksam gemacht werden, demzufolge die Ablagerung (im Sinne einer Entsorgung oder Deponierung) von Abfall im Wald eine Waldverwüstung darstellt und daher verboten ist. Generell stellt sich in Diskussionen immer wieder heraus, daß diesbezüglich ein „rechtsfreier“ Raum vorhanden zu sein scheint. Gemäß § 2 Abs. 3 AWG<sup>27</sup> (BGBl. Nr. 325/1990) gilt nämlich eine Sache nur so lange als Abfall, bis sie oder die aus ihr gewonnenen Stoffe einer zulässigen Verwendung oder Verwertung zugeführt werden. Verwerteter Abfall wird entsprechend AWG als Altstoff bezeichnet.

Im folgenden Teil werden Kalkulationen im Falle einer möglichen Verwertung von Biokompost im Wald auf Basis aktuell vorliegender österreichischer Biokompostanalysen (ZETHNER et al., 1999) dargestellt. Zuerst werden basierend auf Reinelementmengen, die entsprechend der Empfehlungen für einzelne Meliorationsdüngungen errechnet wurden (BM f. LAND und FORSTWIRTSCHAFT, 1995), die jeweiligen Nährstoff- und Schadstofffrachten im Biokompost verglichen und etwaige Ungleichgewichte im Biokompost erörtert. Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse werden Biokompostgaben kalkuliert und die möglichen Aufstockungen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen im Mull- und Rohhumus bzw. in verschiedenen Mineralböden (0-10 cm Bodentiefe) nach erfolgter Ausbringung von Biokompost im Wald diskutiert. Abschließend werden die Entzüge im Rahmen einer Holzern-

---

<sup>27</sup> ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZ

te für Fichte und Buche mit den Einträgen von Nähr- und Schadstoffen im Rahmen einer Ausbringung von Biokompost im Wald verglichen.

#### **4.1 Vergleich möglicher Nähr- und Schadstofffrachten im Biokompost auf Basis der Reinelementmengen entsprechend den Düngungsempfehlungen des BM f. Land- und Forstwirtschaft**

Die folgenden Kalkulationen sollen die unterschiedlichen Nähr- und Schadstofffrachten in österreichischen Biokomposten, die sich auf Grund der Empfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT für die Melioration von degradierten Beständen ergeben könnten, verglichen werden. Als Basis für diese Überlegungen dient der für die jeweilige Düngungsvariante bestimmende Nährstoff bzw. seine errechnete Reinelementmenge. Folgende Düngungsvarianten (Reinelementmengen) gemäß den Düngungsrichtlinien für degradierte Waldbestände (BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT, 1995) wurden herangezogen:

- 400 kg N-Dünger.ha<sup>-1</sup>-Gabe; in Form eines 26-28 %igen Stickstoffdüngers (104 kg N.ha<sup>-1</sup>)
- 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.ha<sup>-1</sup>; als Teil einer NPK-Gabe (43,6 kg P.ha<sup>-1</sup>)
- 100 kg K<sub>2</sub>O.ha<sup>-1</sup>; als Teil einer NPK-Gabe (83 kg K.ha<sup>-1</sup>)
- 100 kg MgO.ha<sup>-1</sup>; hat sich bei Meliorationsgaben bewährt (60,3 kg Mg.ha<sup>-1</sup>)
- 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>; (56,1 kg Ca.ha<sup>-1</sup>)

Als Datengrundlage für die Kalkulationen dienen die aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999), wobei für jeden Nähr- und Schadstoff die Berechnungen auf Basis des maximalen, minimalen, mittleren Gehaltes sowie der Gehalte für die obere und untere Quartil der Proben erfolgen. Bezugnehmend auf die jeweilige Reinelementmenge für die Elemente N, P, K, Ca und Mg im Biokompost wurden die theoretisch erforderlichen (maximalen, minimalen etc.) Biokompostgaben errechnet. Um die gesamte, theoretisch mögliche Bandbreite an Nähr- und Schadstofffrachten im Biokompost diskutieren zu können, wurde die maximale Biokompostmenge mit den maximalen Nähr- und Schadstoffgehalten usw., multipliziert. Diese auf Basis der aktuellen Analysen von ZETHNER et al. (1999) kalkulierten, maximalen bis minimalen Nähr- und Schadstofffrachten werden nachfolgend in den Tab. 22 bis 27 repräsentiert.

Die Ergebnisse lassen im Unterschied zu den entsprechenden Berechnungen für Naßschlamm (MAYR, 1998) eine deutlich ausgewogenere Verteilung der Nährstofffrachten im Biokompost, speziell in Hinblick auf die Frachten von Kalium und Magnesium erkennen. Gerade diese beiden Elemente, die für die Melioration von degradierten Waldstandorten von enormer Bedeutung sind, da zumeist nur noch sehr geringe Vorräte in den Böden vorhanden sind, kommen in Naßschlämmen bei gleichzeitig hoher N-Fracht nur in Spuren vor. Im Biokompost hingegen liegen sie durchwegs im Bereich der N-Fracht, sodaß sich für 50-75 % der Biokomposte näherungsweise ein N:Mg:K-Verhältnis von 1:1:1 ergibt. Im Naßschlamm ergab sich ein N:Mg:K-Verhältnis von 1:0,25:0,07.

Interessanterweise sind die P-Konzentrationen im Biokompost im Vergleich zum Stickstoff relativ gering, während die Ca-Gehalte im Mittel um das 4,5fache über den N-Gehalten liegen. In Hinblick auf die Melioration von degradierten Waldstandorten wäre je nach Qualität des Biokompostes die Beimengung phosphorhaltiger Stoffe zu überlegen. Wie die errechneten Frachten zeigen, würden mit der möglichen Verwertung von Biokompost zu Meliorationszwecken im Wald noch die Spurenelemente Mangan, Bor und Molybdän sowie größere Fe-Mengen ausgebracht werden.

Tab. 22: Nährstofffrachten im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine  $400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ -N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine  $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ - $\text{P}_2\text{O}_5$ -Gabe,  $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ - $\text{K}_2\text{O}$ -Gabe, eine  $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ - $\text{MgO}$ -Gabe sowie eine  $400 \text{ kg Kalkammonsalpeter} \cdot \text{ha}^{-1}$ -Gabe. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Empfehlungen des BUNDESMINISTERIUMS f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die Elemente jeder Variante wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation der Biokompostmengen und jeweiligen Frachten dienten. Die Biokompost- und darin enthaltenen Elementfrachten wurden auf Basis der aktuellen österreichischen Biokompostdaten (ZETHNER et al., 1999) errechnet.

	BK-Gabe $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{N}_{\text{ges}}$ $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	P $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Ca $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Mg $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	K $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Na $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Fe $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Mn $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	B $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	Mo $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$
<b>Bezug: <math>400 \text{ kg N-Dünger} \cdot \text{ha}^{-1}</math> als 26%iger N-Dünger (<math>104 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}</math>)</b>													
Maximum	17333				143,7	2353,7	564,4	431,6	85,9	606,67	52,16	436,8	211,5
Oberes Quartil	8667				45,4	755,7	146,3	129,5	27,0	173,33	8,11	101,4	24,3
Mittelwert	6933				27,2	490,6	100,3	86,3	13,9	117,87	5,76	65,9	18,7
Median	6933				27,2	490,6	92,0	86,3	11,8	104,00	4,46	56,9	15,3
Unteres Quartil	5474				14,3	305,1	59,4	50,0	5,0	71,16	2,67	29,0	10,9
Minimum	4727				6,2	81,1	28,5	19,6	1,4	28,36	1,33	4,7	6,1
<b>Bezug: <math>100 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1}</math></b>													
Maximum	33303	732,7	33,30	66,61		4522,3	1084,4	829,2	165,0	1165,60	100,21	839,2	406,3
Oberes Quartil	16651	316,4	<NWG <sup>28</sup>	16,65		1451,9	281,1	248,8	52,0	333,03	15,58	194,8	46,6
Mittelwert	11101	166,5	<NWG	<NWG		785,4	160,7	138,2	22,3	188,72	9,22	105,5	30,0
Median	11101	166,5	<NWG	<NWG		785,4	147,3	138,2	18,8	166,51	7,14	91,0	24,4
Unteres Quartil	8326	99,9	<NWG	<NWG		464,1	90,4	76,0	7,6	108,23	4,06	44,1	16,7
Minimum	5258	31,6	<NWG	<NWG		90,2	31,7	21,8	1,6	31,55	1,48	5,3	6,8
<b>Bezug: <math>100 \text{ kg K}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1}</math></b>													
Maximum	20000	440,0	20,00	40,00	165,8	2715,9	651,2		99,1	700,00	60,18	504,0	244,0
Oberes Quartil	9091	172,7	<NWG	9,09	47,6	792,7	153,5		28,4	181,82	8,50	106,4	25,5
Mittelwert	6667	100,0	<NWG	<NWG	26,2	471,7	96,5		13,4	113,33	5,53	63,3	18,0
Median	6667	100,0	<NWG	<NWG	26,2	471,7	88,4		11,3	100,00	4,29	54,7	14,7
Unteres Quartil	5556	66,7	<NWG	<NWG	14,5	309,7	60,3		5,0	72,22	2,71	29,4	11,1
Minimum	3333	20,0	<NWG	<NWG	4,4	57,2	20,1		1,0	20,00	0,94	3,3	4,3

<sup>28</sup> NWG: Nachweisgrenze

	<b>BK-Gabe</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>N<sub>ges</sub></b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>NH<sub>4</sub>-N</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>NO<sub>3</sub>-N</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>P</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>Ca</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>Mg</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>K</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>Na</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>Fe</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>Mn</b> kg.ha <sup>-1</sup>	<b>B</b> g.ha <sup>-1</sup>	<b>Mo</b> g.ha <sup>-1</sup>
<b>Bezug: 100 kg MgO.ha<sup>-1</sup></b>													
Maximum	10000	220,0	10,0	20,0	82,9	1357,9	325,6	249,0	49,6	350,0	30,1	252,0	122,0
Oberes Quartil	5556	105,6	<NWG	5,6	29,1	484,4	93,8	83,0	17,3	111,1	5,2	65,0	15,6
Mittelwert	4546	68,2	<NWG	<NWG	17,9	321,6	65,8	56,6	9,1	77,3	3,8	43,2	12,3
Median	4167	62,5	<NWG	<NWG	16,4	294,8	55,3	51,9	7,1	62,5	2,7	34,2	9,2
Unteres Quartil	3571	42,9	<NWG	<NWG	9,4	199,1	38,8	32,6	3,2	46,4	1,7	18,9	7,1
Minimum	1852	11,1	<NWG	<NWG	2,4	31,8	11,2	7,7	0,6	11,1	0,5	1,9	2,4
<b>Bezug: 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup></b>													
Maximum	3271	72,0	3,27	6,54	27,1		106,5	81,4	16,2	114,47	9,84	82,4	39,9
Oberes Quartil	1006	19,1	<NWG	1,01	5,3		17,0	15,0	3,1	20,13	0,94	11,8	2,8
Mittelwert	793	11,9	<NWG	<NWG	3,1		11,5	9,9	1,6	13,48	0,66	7,5	2,1
Median	793	11,9	<NWG	<NWG	3,1		10,5	9,9	1,3	11,89	0,51	6,5	1,7
Unteres Quartil	644	7,7	<NWG	<NWG	1,7		7,0	5,9	0,6	8,36	0,31	3,4	1,3
Minimum	413	2,5	<NWG	<NWG	0,5		2,5	1,7	0,1	2,48	0,12	0,4	0,5

Tab. 23: Schwermetallfrachten im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO-Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Empfehlungen des BUNDESMINISTERIUMS f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die Elemente jeder Variante wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation der Biokompostmengen und jeweiligen Frachten dienen. Die Biokompost- und darin enthaltenen Elementfrachten wurden auf Basis der aktuellen österreichischen Biokompostdaten (ZETHNER et al., 1999) errechnet.

	BK-Gabe kg.ha <sup>-1</sup>	Zn kg.ha <sup>-1</sup>	Cu kg.ha <sup>-1</sup>	Cd g.ha <sup>-1</sup>	Cr kg.ha <sup>-1</sup>	Ni kg.ha <sup>-1</sup>	Pb kg.ha <sup>-1</sup>	Hg g.ha <sup>-1</sup>	Co g.ha <sup>-1</sup>	As g.ha <sup>-1</sup>
<b>Bezug: 400 kg N-Dünger.ha<sup>-1</sup> als 26%iger N-Dünger (104 kg N.ha<sup>-1</sup>)</b>										
Maximum	17333	15,340	10,487	19,067	1,716	3,068	3,623	10,400	982,8	500,9
Oberes Quartil	8667	2,520	0,731	6,933	0,286	0,267	0,705	2,600	90,1	59,8
Mittelwert	6933	1,765	0,559	4,853	0,482	0,207	0,496	1,387	64,5	44,4
Median	6933	1,591	0,461	4,853	0,198	0,156	0,419	1,387	49,9	39,5
Unteres Quartil	5474	0,905	0,237	3,284	0,128	0,104	0,249	0,547	30,7	24,6
Minimum	4727	0,317	0,090	0,945	0,038	0,024	0,066	<0,142	16,1	8,0
<b>Bezug: 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.ha<sup>-1</sup></b>										
Maximum	33303	29,473	20,148	36,633	3,297	5,895	6,960	19,982	1888,3	962,5
Oberes Quartil	16651	4,842	1,404	13,321	0,549	0,513	1,354	4,995	173,2	114,9
Mittelwert	11101	2,825	0,895	7,771	0,772	0,332	0,794	2,220	103,2	71,0
Median	11101	2,548	0,738	7,771	0,316	0,250	0,672	2,220	79,9	63,3
Unteres Quartil	8326	1,376	0,361	4,995	0,194	0,158	0,379	0,833	46,6	37,5
Minimum	5258	0,352	0,100	1,052	0,042	0,026	0,074	<0,158	17,9	8,9
<b>Bezug: 100 kg K<sub>2</sub>O.ha<sup>-1</sup></b>										
Maximum	20000	17,700	12,100	22,000	1,980	3,540	4,180	12,000	1134,0	578,0
Oberes Quartil	9091	2,644	0,766	7,273	0,300	0,280	0,739	2,727	94,5	62,7
Mittelwert	6667	1,697	0,537	4,667	0,463	0,199	0,477	1,333	62,0	42,7
Median	6667	1,530	0,443	4,667	0,190	0,150	0,403	1,333	48,0	38,0
Unteres Quartil	5556	0,918	0,241	3,333	0,129	0,106	0,253	0,556	31,1	25,0
Minimum	3333	0,223	0,063	0,667	0,027	0,017	0,047	<0,100	11,3	5,7
<b>Bezug: 100 kg MgO.ha<sup>-1</sup></b>										
Maximum	10000	8,850	6,050	11,000	0,990	1,770	2,090	6,000	567,0	289,0
Oberes Quartil	5556	1,616	0,468	4,445	0,183	0,171	0,452	1,667	57,8	38,3
Mittelwert	4546	1,157	0,366	3,182	0,316	0,136	0,325	0,909	42,3	29,1
Median	4167	0,956	0,277	2,917	0,119	0,094	0,252	0,833	30,0	23,8
Unteres Quartil	3571	0,590	0,155	2,143	0,083	0,068	0,162	0,357	20,0	16,1
Minimum	1852	0,124	0,035	0,370	0,015	0,009	0,026	<0,056	6,3	3,1
<b>Bezug: 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup></b>										
Maximum	3271	2,894	1,979	3,598	0,324	0,579	0,684	1,962	185,4	94,5
Oberes Quartil	1006	0,293	0,085	0,805	0,033	0,031	0,082	0,302	10,5	6,9
Mittelwert	793	0,202	0,064	0,555	0,055	0,024	0,057	0,159	7,4	5,1
Median	793	0,182	0,053	0,555	0,023	0,018	0,048	0,159	5,7	4,5
Unteres Quartil	643	0,106	0,028	0,386	0,015	0,012	0,029	0,064	3,6	2,9
Minimum	413	0,028	0,008	0,083	0,003	0,002	0,006	<0,012	1,4	0,7



Tab. 24: Frachten von AOX, EOX und Chlorphenolen<sup>29</sup> (Pentachlorphenol; 4-Chlorphenol, 2,4,6-Trichlorphenol, 2,4,5-Trichlorphenol, Tetrachlorphenol; Summe aller analysierten Chlorphenol-Verbindungen<sup>30</sup>) im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO-Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Empfehlungen des BUNDESMINISTERIUMS f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die Elemente jeder Variante wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation der Biokompostmengen und jeweiligen Frachten dienten. Die Biokompost- und darin enthaltenen Elementfrachten wurden auf Basis der aktuellen österreichischen Biokompostdaten (ZETHNER et al., 1999) errechnet.

	BK-Gabe kg.ha <sup>-1</sup>	AOX kg.ha <sup>-1</sup>	EOX g.ha <sup>-1</sup>	PCP g.ha <sup>-1</sup>	4-CP g.ha <sup>-1</sup>	2,4,6-TCP g.ha <sup>-1</sup>	2,4,5-TCP g.ha <sup>-1</sup>	TetraCP g.ha <sup>-1</sup>	SU_CP g.ha <sup>-1</sup>
<b>Bezug: 400 kg N-Dünger.ha<sup>-1</sup> als 26%iger N-Dünger (104 kg N.ha<sup>-1</sup>)</b>									
Maximum	17333	4,71	38,13	1,274	1,310	0,191	0,027	0,076	1,889
Oberes Quartil	8667	0,79	9,53	0,285	0,594				
Mittelwert	6933	0,53	6,24	0,523	0,376				
Median	6933	0,46	4,16	0,116	0,367	0,044	0,0104	0,026	
Unteres Quartil	5474	0,29	2,74	0,041	0,211				
Minimum	4727	0,17	2,36	0,012	0,167	0,007	<0,0047	0,007	0,237
<b>Bezug: 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.ha<sup>-1</sup></b>									
Maximum	33303	9,05	73,27	2,448	2,518	0,366	0,052	0,146	3,629
Oberes Quartil	16651	1,53	18,32	0,548	1,141				
Mittelwert	11101	0,84	9,99	0,838	0,602				
Median	11101	0,74	6,66	0,186	0,587	0,070	0,0167	0,042	
Unteres Quartil	8326	0,44	4,16	0,062	0,32				
Minimum	5258	0,19	2,63	0,014	0,186	0,008	<0,0053	0,008	0,263

<sup>29</sup> Die Chlorphenol-Verbindungen PCP und 4-CP wurden in allen Biokompostproben bestimmt. Alle anderen Chlorphenole wurden nur stichprobenartig (= 6 Proben) untersucht, weshalb keine oberen und unteren Quartile sowie Mittelwerte errechnet wurden.

<sup>30</sup> SU\_CP: Summe dieser Chlorphenole; Dazu gehören die Verbindungen Pentachlorphenol, 3-Chlorphenol, 4-Chlorphenol, 2,6-Dichlorphenol, 2,4/2,5-Dichlorphenol, 2,3-Dichlorphenol, 3,5-Dichlorphenol, 2,4,6-Trichlorphenol, 2,3,6-Trichlorphenol, 2,3,5-Trichlorphenol, 2,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4-Trichlorphenol, 3,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4,6/2,3,5,6-Tetrachlorphenol, 2,3,4,5-Tetrachlorphenol.

	BK-Gabe kg.ha <sup>-1</sup>	AOX kg.ha <sup>-1</sup>	EOX g.ha <sup>-1</sup>	PCP g.ha <sup>-1</sup>	4-CP g.ha <sup>-1</sup>	2,4,6-TCP g.ha <sup>-1</sup>	2,4,5-TCP g.ha <sup>-1</sup>	TetraCP g.ha <sup>-1</sup>	SU_CP g.ha <sup>-1</sup>
<b>Bezug: 100 kg K<sub>2</sub>O.ha<sup>-1</sup></b>									
Maximum	20000	5,43	44,00	1,470	1,512	0,220	0,031	0,088	2,179
Oberes Quartil	9091	0,83	10,00	0,299	0,623				
Mittelwert	6667	0,51	6,00	0,503	0,361				
Median	6667	0,45	4,00	0,112	0,353	0,042	0,0100	0,025	
Unteres Quartil	5556	0,29	2,78	0,041	0,21				
Minimum	3333	0,12	1,67	0,009	0,118	0,005	<0,0033	0,005	0,167
<b>Bezug: 100 kg MgO.ha<sup>-1</sup></b>									
Maximum	10000	2,72	22,00	0,735	0,756	0,110	0,016	0,044	1,090
Oberes Quartil	5556	0,51	6,11	0,183	0,381				
Mittelwert	4546	0,34	4,09	0,343	0,246				
Median	4167	0,28	2,50	0,070	0,220	0,026	0,006	0,016	
Unteres Quartil	3571	0,19	1,79	0,026	0,138				
Minimum	1852	0,07	0,93	0,005	0,066	0,003	<0,002	0,003	0,093
<b>Bezug: 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup></b>									
Maximum	3271	0,89	7,20	0,240	0,247	0,036	0,005	0,014	0,356
Oberes Quartil	1006	0,09	1,11	0,033	0,069				
Mittelwert	793	0,06	0,71	0,060	0,043				
Median	793	0,05	0,48	0,013	0,042	0,005	0,0012	0,003	
Unteres Quartil	644	0,03	0,322	0,005	0,025				
Minimum	413	0,01	0,21	0,001	0,015	0,001	<0,0004	0,001	0,021



Tab. 25: Frachten verschiedener polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAHs) im Biokompost (Phenanthren, Fluoranthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Benzo(e)pyren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Summe aller PAH-Verbindungen<sup>31</sup>): Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO-Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Empfehlungen des BUNDESMINISTERIUMS f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die Elemente jeder Variante wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation der Biokompostmengen und jeweiligen Frachten dienten. Die Biokompost- und darin enthaltenen Elementfrachten wurden auf Basis der aktuellen österreichischen Biokompostdaten (ZETHNER et al., 1999) errechnet.

	BK-Gabe kg.ha <sup>-1</sup>	Phen g.ha <sup>-1</sup>	FluA g.ha <sup>-1</sup>	Pyren g.ha <sup>-1</sup>	B(a)-a. g.ha <sup>-1</sup>	B(e)-p. g.ha <sup>-1</sup>	B(a)-p. g.ha <sup>-1</sup>	Ind. g.ha <sup>-1</sup>	SU_PAH g.ha <sup>-1</sup>
<b>Bezug: 400 kg N-Dünger.ha<sup>-1</sup> als 26%iger N-Dünger (104 kg N.ha<sup>-1</sup>)</b>									
Maximum	17333	22,081	33,465	26,369	14,456	21,921	15,250	12,196	196,707
Oberes Quartil	8667	0,976	2,826	2,116	1,427	1,683	1,515	1,440	17,635
Mittelwert	6933	0,772	1,778	1,326	0,863	1,251	0,946	0,949	7,109
Median	6933	0,366	1,026	0,744	0,498	0,680	0,439	0,594	11,466
Unteres Quartil	5474	0,162	0,430	0,353	0,212	0,334	0,210	0,289	3,639
Minimum	4727	0,056	0,074	0,069	<0,015	<0,054	0,015	0,017	0,482
<b>Bezug: 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.ha<sup>-1</sup></b>									
Maximum	33303	42,424	64,298	50,664	27,775	42,118	29,300	23,432	377,936
Oberes Quartil	16651	1,875	5,430	4,065	2,742	3,234	2,911	2,766	33,883
Mittelwert	11101	1,236	2,846	2,124	1,382	2,003	1,514	1,520	11,383
Median	11101	0,586	1,643	1,191	0,797	1,089	0,703	0,951	18,359
Unteres Quartil	8326	0,246	0,654	0,536	0,323	0,509	0,319	0,440	5,535
Minimum	5258	0,062	0,083	0,076	<0,016	<0,060	0,017	0,019	0,536

<sup>31</sup> SU\_PAH (16): Summe polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe: Dazu gehören die PAH-Verbindungen Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Triphenylen, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(e)pyren, Benzo(b)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Dibenzo(a,h)anthracen, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren sowie Coronen.

	BK-Gabe kg.ha <sup>-1</sup>	Phen g.ha <sup>-1</sup>	FluA g.ha <sup>-1</sup>	Pyren g.ha <sup>-1</sup>	B(a)-a. g.ha <sup>-1</sup>	B(e)-p. g.ha <sup>-1</sup>	B(a)-p. g.ha <sup>-1</sup>	Ind. g.ha <sup>-1</sup>	SU_PAH g.ha <sup>-1</sup>
<b>Bezug: 100 kg K<sub>2</sub>O.ha<sup>-1</sup></b>									
Maximum	20000	25,478	38,614	30,426	16,680	25,294	17,596	14,072	226,970
Oberes Quartil	9091	1,024	2,965	2,219	1,497	1,765	1,589	1,510	18,499
Mittelwert	6667	0,742	1,709	1,275	0,830	1,203	0,909	0,913	6,836
Median	6667	0,352	0,987	0,715	0,479	0,654	0,422	0,571	11,025
Unteres Quartil	5556	0,164	0,436	0,358	0,216	0,339	0,213	0,293	3,693
Minimum	3333	0,039	0,052	0,048	<0,010	<0,038	0,011	0,012	0,340
<b>Bezug: 100 kg MgO.ha<sup>-1</sup></b>									
Maximum	10000	12,739	19,307	15,213	8,340	12,647	8,798	7,036	113,485
Oberes Quartil	5556	0,626	1,812	1,356	0,915	1,079	0,971	0,923	11,306
Mittelwert	4546	0,506	1,165	0,869	0,566	0,820	0,620	0,622	7,517
Median	4167	0,220	0,617	0,447	0,299	0,409	0,264	0,357	4,273
Unteres Quartil	3571	0,106	0,280	0,230	0,139	0,218	0,137	0,189	2,374
Minimum	1852	0,022	0,029	0,027	<0,006	<0,021	0,006	0,007	0,189
<b>Bezug: 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup></b>									
Maximum	3271	4,166	6,315	4,976	2,728	4,136	2,877	2,301	37,116
Oberes Quartil	1006	0,113	0,328	0,246	0,166	0,195	0,176	0,167	2,048
Mittelwert	793	0,088	0,203	0,152	0,099	0,143	0,108	0,109	0,813
Median	793	0,042	0,117	0,085	0,057	0,078	0,050	0,068	1,311
Unteres Quartil	644	0,019	0,051	0,041	0,025	0,039	0,025	0,034	0,428
Minimum	413	0,005	0,006	0,006	<0,001	<0,005	0,001	0,001	0,042

Tab. 26: Frachten von PCB-Verbindungen<sup>32</sup>; Hexachlorbenzol; Lindan; der Summe der HCH-Verbindungen<sup>33</sup>; der Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie TEQ (ITEF) im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO- Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Empfehlungen des BUNDESMINISTERIUMS f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die Elemente jeder Variante wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation der Biokompostmengen und jeweiligen Frachten dienen. Die Biokompost- und darin enthaltenen Elementfrachten wurden auf Basis der aktuellen österreichischen Biokompostdaten (ZETHNER et al., 1999) errechnet.

	BK-Gabe kg.ha <sup>-1</sup>	PCB mg.ha <sup>-1</sup>	HCB mg.ha <sup>-1</sup>	γ-HCH mg.ha <sup>-1</sup>	SU_HCH mg.ha <sup>-1</sup>	PCDD/F mg.ha <sup>-1</sup>	TEQ (ITEF) mg.ha <sup>-1</sup>
<b>Bezug: 400 kg N-Dünger.ha<sup>-1</sup> als 26%iger N-Dünger (104 kg N.ha<sup>-1</sup>)</b>							
Maximum	17333	601,467	53,733	65,867	65,867	144,213	0,4375
Oberes Quartil	8667	176,800	8,667	6,933	7,280	23,305	0,0875
Mittelwert	6933	94,293	5,547	4,160	4,299	16,772	0,0638
Median	6933	80,427	4,160	4,160	4,645	9,329	0,0444
Unteres Quartil	5474	34,484	3,284	<2,189	<8,758	3,738	0,0186
Minimum	4727	4,255	<1,891	<1,891	<7,564	0,491	0,0028
<b>Bezug: 100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.ha<sup>-1</sup></b>							
Maximum	33303	1155,606	103,239	126,551	126,551	277,079	0,8406
Oberes Quartil	16651	339,688	16,651	13,321	13,987	44,776	0,1682
Mittelwert	11101	150,973	8,881	6,661	6,883	26,854	0,1021
Median	11101	128,771	6,661	6,661	7,438	14,936	0,0710
Unteres Quartil	8326	52,452	4,995	<3,330	<13,321	5,686	0,0283
Minimum	5258	4,733	<2,103	<2,103	<8,413	0,546	0,0032

<sup>32</sup> Dazu gehören die Verbindungen PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180 (Summe 6 Ballschmitter).

<sup>33</sup> Dazu gehören die Hexachlorcyclohexan-Verbindungen: α-HCH, β-HCH, γ-HCH (Lindan) und δ-HCH.

	BK-Gabe kg.ha <sup>-1</sup>	PCB mg.ha <sup>-1</sup>	HCB mg.ha <sup>-1</sup>	γ-HCH mg.ha <sup>-1</sup>	SU_HCH mg.ha <sup>-1</sup>	PCDD/F mg.ha <sup>-1</sup>	TEQ (ITEF) mg.ha <sup>-1</sup>
<b>Bezug: 100 kg K<sub>2</sub>O.ha<sup>-1</sup></b>							
Maximum	20000	694,000	62,000	76,000	76,000	166,400	0,5048
Oberes Quartil	9091	185,455	9,091	7,273	7,636	24,445	0,0918
Mittelwert	6667	90,667	5,333	4,000	4,133	16,127	0,0613
Median	6667	77,333	4,000	4,000	4,467	8,970	0,0427
Unteres Quartil	5556	35,000	3,333	<2,222	<8,889	3,794	0,0189
Minimum	3333	3,000	<1,333	<1,333	<5,333	0,346	0,0020
<b>Bezug: 100 kg MgO.ha<sup>-1</sup></b>							
Maximum	10000	347,000	31,000	38,000	38,000	83,200	0,2524
Oberes Quartil	5556	113,342	5,556	4,445	4,667	14,940	0,0561
Mittelwert	4546	61,812	3,636	2,727	3,045	10,995	0,0418
Median	4167	48,337	2,500	2,500	2,584	5,607	0,0267
Unteres Quartil	3571	22,497	2,143	<1,428	<5,714	2,439	0,0121
Minimum	1852	1,667	<0,741	<0,741	<2,963	0,192	0,0011
<b>Bezug: 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup></b>							
Maximum	3271	113,490	10,139	12,428	12,428	27,211	0,0826
Oberes Quartil	1006	20,529	1,006	0,805	0,845	2,706	0,0102
Mittelwert	793	10,783	0,634	0,476	0,492	1,918	0,0073
Median	793	9,197	0,476	0,476	0,531	1,067	0,0051
Unteres Quartil	644	4,053	0,386	<0,257	<1,029	0,439	0,0022
Minimum	413	0,372	<0,165	<0,165	<0,661	0,043	0,0002

Tab. 27: Frachten ausgewählter Insektizide (Endrin,  $\beta$ -Endosulfan) und ausgewählter Pyrethroide (Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin) sowie von Thiabendazol im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine  $400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ -N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine  $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ - $\text{P}_2\text{O}_5$ -Gabe,  $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ - $\text{K}_2\text{O}$ -Gabe, eine  $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ -MgO-Gabe sowie eine  $400 \text{ kg}$  Kalkammonsalpeter. $\text{ha}^{-1}$ -Gabe. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Empfehlungen des BUNDESMINISTERIUMS f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die Elemente jeder Variante wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation der Biokompostmengen und jeweiligen Frachten dienten. Die Biokompost- und darin enthaltenen Elementfrachten wurden auf Basis der aktuellen österreichischen Biokompostdaten (ZETHNER et al., 1999) errechnet.

	BK-Gabe $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Endrin $\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1}$	$\beta$ -Endo $\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Lambda $\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Cyflu $\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Delta $\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1}$	Thiab $\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1}$
<b>Bezug: <math>400 \text{ kg N-Dünger} \cdot \text{ha}^{-1}</math> als 26%iger N-Dünger (<math>104 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}</math>)</b>							
Maximum	17333	726,27	81,12	237,47	1175,20	1038,27	566,80
Oberes Quartil	8667	19,93	5,20	<86,67	223,60	206,27	91,00
Mittelwert	6933	17,33	9,01	6,24	99,15	99,15	60,32
Median	6933	9,71	<2,77	<69,33	<131,73	<145,60	35,36
Unteres Quartil	5474	3,28	<2,19	<54,74	<104,00	<114,95	13,68
Minimum	4727	<1,89	<1,89	<47,27	<89,82	<99,27	<14,65
<b>Bezug: <math>100 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1}</math></b>							
Maximum	33303	1395,39	155,86	456,25	2257,93	1994,84	1089,00
Oberes Quartil	16651	38,30	9,99	<166,51	429,61	396,30	174,84
Mittelwert	11101	27,75	14,43	9,99	158,74	158,74	96,58
Median	11101	15,54	<4,44	<111,01	<210,92	<233,12	56,61
Unteres Quartil	8326	5,00	<3,33	<83,26	<158,19	<174,84	20,81
Minimum	5258	<2,10	<2,10	<52,58	<99,91	<110,43	<16,30
<b>Bezug: <math>100 \text{ kg K}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1}</math></b>							
Maximum	20000	838,00	93,60	274,00	1356,00	1198,00	654,00
Oberes Quartil	9091	20,91	5,45	<90,91	234,55	216,36	95,45
Mittelwert	6667	16,67	8,67	6,00	95,33	95,33	58,00
Median	6667	9,33	<2,67	<66,67	<126,67	<140,00	34,00
Unteres Quartil	5556	3,33	<2,22	<55,56	<105,56	<116,67	13,89
Minimum	3333	<1,33	<1,33	<33,33	<63,33	<70,00	<10,33

	<b>BK-Gabe kg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>Endrin mg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>β-Endo mg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>Lambda mg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>Cyflu mg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>Delta mg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>Thiab mg.ha<sup>-1</sup></b>
<b>Bezug: 100 kg MgO.ha<sup>-1</sup></b>							
Maximum	10000	419,00	46,80	137,00	678,00	599,00	327,00
Oberes Quartil	5556	12,78	3,33	55,56	143,34	132,23	58,34
Mittelwert	4546	11,36	5,91	4,09	64,99	64,99	39,54
Median	4167	5,83	<1,67	<41,67	<79,17	<87,51	21,25
Unteres Quartil	3571	2,14	<1,43	<35,71	<67,85	<74,99	8,93
Minimum	1852	<0,74	<0,74	<18,52	35,19	<38,89	<5,74
<b>Bezug: 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup></b>							
Maximum	3271	137,04	15,31	44,81	221,75	195,91	106,95
Oberes Quartil	1006	2,31	0,60	<10,06	25,96	23,95	10,57
Mittelwert	793	1,98	1,03	0,71	11,34	11,34	6,90
Median	793	1,11	<0,32	<7,93	<15,06	<16,65	4,04
Unteres Quartil	644	0,39	<0,26	<6,43	<12,22	<13,51	1,61
Minimum	413	<0,17	<0,17	<4,13	<7,85	<8,68	<1,28

Während die organischen Stickstofffrachten im Biokompost dominieren, sind die mineralischen Stickstoffkomponenten nur in Spuren vorhanden. Da zudem im Unterschied zum Naßschlamm das C/N-Verhältnis – ein entscheidender Parameter für die Mineralisierung der organischen Substanz – im Biokompost deutlich höher ist und außerdem durch die Art der verwendeten kompostierbaren biogenen Ausgangsmaterialien auch noch gesteuert werden kann, ist mit einer wesentlich langsameren Freisetzung von Stickstoff sowie der basischen Kationen im Vergleich zu Klärschlamm, besonders aber im Vergleich zu Mineraldüngern zu rechnen. Im Unterschied zu den vorliegenden Untersuchungen mit Naßschlamm sollte damit bei höheren C/N-Verhältnissen von 20-22, die durch die Zugabe von kohlenstoffreichen Trägern wie z.B. Sägespäne etc. erreicht werden können, die Gefahr der Auswaschung von Nitrat und basischen Kationen reduziert werden.

Gemäß den Düngungsempfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) wären demnach die auf Basis der Elemente Kalium, Magnesium und Calcium kalkulierten Biokompostmengen bzw. die daraus resultierenden N-Frachten besonders hervorzuheben (Tab. 22). Die N-Frachten, von 72 kg N.ha<sup>-1</sup>-440 kg N.ha<sup>-1</sup> reichend, wären durchaus zulässig, wenngleich die in Bezug auf Kalium und Magnesium errechneten, maximal möglichen N-Frachten über den empfohlenen Mengen mineralischer Stickstoffdünger liegen würden. An dieser Stelle muß unbedingt noch einmal auf die Tatsache aufmerksam gemacht werden, daß die hier kalkulierten Frachten Extreme darstellen, wie sie auf Basis der Nährstoffanalysen (Tab. 6 und Tab. 7) sowie der Nährstoffverhältnisse zueinander in der Regel nicht vorkommen werden.

Es darf nicht vergessen werden (s. oben), daß der Stickstoff nach der Kompostierung in einer relativ stabilen organischen Form vorliegt und erst mineralisiert werden muß. Die in den Düngungsrichtlinien empfohlenen N-Gaben stellen jedoch mehr oder weniger rasch wirkende N-Gaben, weil mineralisch, in Form von Einzel- oder Mehrnährstoffdüngern dar.

Für die in den Tab. 23 bis 27 kalkulierten Frachten der Schwermetalle und organischen Schadstoffe, die analytisch nicht nachgewiesen werden konnten (s. oben), wurde die jeweilige Nachweisgrenze eingesetzt und entsprechend kalkuliert. Die auf Basis der Nachweisgrenzen errechnete Fracht stellt somit die theoretisch maximal mögliche Schadstoffmenge dar.

Derzeit liegen keine Untersuchungen über Anteile, Mengen, Verlagerbarkeit und Verfügbarkeit unterschiedlicher Fraktionen von Schwermetallen bzw., je nach Fracht im Biokompost, von Spurenelementen vor. Allerdings zeigt die Tab. 23 sehr deutlich, daß die maximal möglichen Schwermetallfrachten im Biokompost unabhängig von der gewählten Elementmenge weit höher als die Frachten von 50-75 % der Biokomposte sind. Die in den nachfolgenden Kapiteln diskutierten Biokompostmengen von 5, 10 und 20 t.ha<sup>-1</sup>, die auf Grund ihrer Nährstofffrachten entsprechend den Richtlinien des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) für eine Melioration im Wald erforderlich wären (Tab. 20), lassen - abgesehen von den maximalen Schwermetallfrachten - nur sehr geringe Frachten auf Basis der oberen Quartile erkennen.

Die Frachten der organischen Schadstoffe der errechneten Biokompostmengen lassen ein ähnliches Verteilungsmuster wie die Schwermetallfrachten erkennen (Tab. 24 bis 27). Abgesehen von den maximal möglichen Frachten, die nur das Produkt einzelner hoher Biokompostwerte sind, würden die auf Basis der Elemente Stickstoff, Kalium, Magnesium und Calcium errechneten Biokompostmengen ebenfalls nur relativ geringe Frachten mit organischen Schadstoffen mit sich bringen.

## 4.2 Auswirkungen von Schwermetallen und organischen Schadstofffrachten nach Ausbringung von Biokompost auf die Gehalte in den Auflagen

Wie im vorherigen Kapitel gezeigt wurde, ist die Nährstoffverteilung im Biokompost, speziell von Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium, im Vergleich zum Naßschlamm (MAYR, 1998) deutlich ausgeglichener. Speziell die angestellten Vergleiche mit den erforderlichen Reinelementmengen von Kalium und Magnesium ergeben vernünftige und vor allem ökologisch vertretbare Stickstoffmengen. Der Stickstoff liegt überwiegend organisch gebunden (s. oben) vor und muß erst durch Mineralisierung verfügbar gemacht werden. Auf Basis dieser Überlegungen werden daher die folgenden, während einer Umtriebszeit einmaligen Ausbringungsmengen - 5 t BK.ha<sup>-1</sup>, 10 t BK.ha<sup>-1</sup>, 20 t BK.ha<sup>-1</sup> - herangezogen und die mit der Ausbringung von Biokompost im Wald verbundenen Aufstockungen der Schwermetalle und organischen Schadstoffe diskutiert. Vor allem die 5 t BK.ha<sup>-1</sup>, 10 t BK.ha<sup>-1</sup> – Mengen decken bezüglich der Nährstofffrachten die empfohlenen Nährstoffzufuhren gemäß den Düngungsempfehlungen für basische Kationen in den meisten Fällen ab.

Um die potentielle Bandbreite der damit verbundenen Schadstoffaufstockungen darstellen zu können, werden neben den aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) die mittleren Hektargewichte der Auflagen österreichischer Waldböden (FBVA, 1992) für diese Kalkulationen herangezogen. Diese reichen von 17,5 t.ha<sup>-1</sup> für Mullhumus.ha<sup>-1</sup> bis zu 111,1 t.ha<sup>-1</sup> für Rohhumus.

Tab. 28: Aufstockung der Schwermetallgehalte im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Hg	As	Co	Mo
	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	µg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	µg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>
Bezug: Mull + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>										
Maximum	196,67	134,44	244,44	22,00	39,33	46,44	133,33	6,42	12,60	2,71
Oberes Quartil	64,62	18,73	177,78	7,33	6,84	18,07	66,67	1,53	2,31	0,62
Mittelwert	56,56	17,91	155,56	15,44	6,64	15,89	44,44	1,42	2,07	0,60
Median	51,00	14,78	155,56	6,33	5,00	13,44	44,44	1,27	1,60	0,49
Unteres Quartil	36,73	9,62	133,33	5,18	4,22	10,11	22,22	1,00	1,24	0,44
Minimum	14,89	4,22	44,44	1,78	1,11	3,11	<6,67	0,38	0,76	0,29
Bezug: Mull + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>										
Maximum	321,82	220,00	400,00	36,00	64,36	76,00	218,18	10,51	20,62	4,44
Oberes Quartil	105,75	30,65	290,91	12,00	11,20	29,56	109,09	2,51	3,78	1,02
Mittelwert	92,55	29,31	254,55	25,27	10,87	26,00	72,73	2,33	3,38	0,98
Median	83,45	24,18	254,55	10,36	8,18	22,00	72,73	2,07	2,62	0,80
Unteres Quartil	60,11	15,75	218,18	8,47	6,91	16,55	36,36	1,64	2,04	0,73
Minimum	24,36	6,91	72,73	2,91	1,82	5,09	<10,91	0,62	1,24	0,47
Bezug: Mull + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>										
Maximum	472,00	322,67	586,67	52,80	94,40	111,47	320,00	15,41	30,24	6,51
Oberes Quartil	155,09	44,96	426,67	17,60	16,43	43,36	160,00	3,68	5,55	1,49
Mittelwert	135,73	42,99	373,33	37,07	15,95	38,13	106,67	3,41	4,96	1,44
Median	122,40	35,47	373,33	15,20	12,00	32,27	106,67	3,04	3,84	1,17
Unteres Quartil	88,16	23,09	320,00	12,43	10,13	24,27	53,33	2,40	2,99	1,07
Minimum	35,73	10,13	106,67	4,27	2,67	7,47	<16,00	0,91	1,81	0,69



Die maximalen bis minimalen Aufstockungen der Schwermetalle werden in den Tabellen 28 und 29, die der organischen Schadstoffe in den Tabellen 33 bis 36, 39 und 40, 43 und 44 dargestellt. Die Aufstockungen jener Schwermetalle und organischen Schadstoffe, die analytisch nicht nachweisbar waren, wurden auf Basis der jeweiligen Nachweisgrenze kalkuliert. Die sich daraus ergebende Fracht stellt für Biokomposte die theoretisch maximal mögliche Aufstockung dar.

Die Ausbringung von Biokompost im Wald verursacht speziell auf Standorten mit Mullhumus deutlich höhere Schwermetallgehalte im Vergleich zu denen mit Rohhumus (Tab. 28 und 29).

Tab. 29: Aufstockung der Schwermetallgehalte im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Hg	As	Co	Mo
	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	µg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	µg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>
Bezug: Rohhumus + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>										
Maximum	38,11	26,06	47,37	4,26	7,62	9,00	25,84	1,24	2,44	0,53
Oberes Quartil	12,52	3,63	34,45	1,42	1,33	3,50	12,92	0,30	0,45	0,12
Mittelwert	10,96	3,47	30,15	2,99	1,29	3,08	8,61	0,28	0,40	0,12
Median	9,88	2,86	30,15	1,23	0,97	2,61	8,61	0,25	0,31	0,09
Unteres Quartil	7,12	1,86	25,84	1,00	0,82	1,96	4,31	0,19	0,24	0,09
Minimum	2,89	0,82	8,61	0,34	0,22	0,60	<1,29	0,07	0,15	0,06
Bezug: Rohhumus + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>										
Maximum	73,08	49,96	90,83	8,18	14,62	17,26	49,55	2,39	4,68	1,01
Oberes Quartil	24,01	6,96	66,06	2,73	2,54	6,71	24,77	0,57	0,86	0,23
Mittelwert	21,02	6,66	57,80	5,74	2,47	5,90	16,52	0,53	0,77	0,22
Median	18,95	5,49	57,80	2,35	1,86	5,00	16,52	0,47	0,59	0,18
Unteres Quartil	13,65	3,58	49,55	1,92	1,57	3,76	8,26	0,37	0,46	0,17
Minimum	5,53	1,57	16,52	0,66	0,41	1,16	<2,48	0,14	0,28	0,11
Bezug: Rohhumus + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>										
Maximum	135,01	92,30	167,81	15,10	27,00	31,88	91,53	4,41	8,65	1,86
Oberes Quartil	44,36	12,86	122,04	5,03	4,70	12,40	45,77	1,05	1,59	0,43
Mittelwert	38,83	12,30	106,79	10,60	4,56	10,91	30,51	0,98	1,42	0,41
Median	35,01	10,14	106,79	4,35	3,43	9,23	30,51	0,87	1,10	0,34
Unteres Quartil	25,22	6,61	91,53	3,55	2,90	6,94	15,26	0,69	0,85	0,31
Minimum	10,22	2,90	30,51	1,22	0,76	2,14	<4,58	0,26	0,52	0,20

Tab. 30: Gehaltsklassen für die Beurteilung der Schwermetallbelastung (mg.kg<sup>-1</sup>) österreichischer Waldböden (FBVA, 1992).

Gehaltsklasse	Zn	Cu	Pb	Cd
Normalbereich	≤20	≤7	≤20	≤0,2
Oberer Normalbereich	21-50	8-20	21-50	0,21-0,5
erhöht	51-150	21-50	51-100	0,51-1,0
belastet	151-300	51-100	101-200	1,01-3,0
stark belastet	>300	>100	>200	>3,0

Grundsätzlich muß betont werden, daß es für Waldböden derzeit keine Schwermetallgrenzwerte gibt. Dennoch wird gemäß FBVA (1992) der Versuch unternommen, unter Berücksichtigung der Gehaltsklassen für Zink, Kupfer, Cadmium und Blei eine Beurteilung der Belastung österreichischer Waldböden nach erfolgter Ausbringung von Biokompost durchzuführen (Tab. 30).

Einer humuschemischen Analyse zufolge wäre, ohne die natürliche oder anthropogen bedingte Hintergrundbelastung hinzuzurechnen, nach erfolgter Ausbringung von  $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  maximal belastetem Biokompost auf Mullhumus für die Schwermetalle Zink und Kupfer (Tab. 28) eine Zuordnung in die Klasse „stark belastet“ erforderlich. Die beiden Elemente Blei bzw. Cadmium müßten dagegen auf Basis der errechneten Werte der Klasse „erhöht“ bzw. der Klasse „oberer Normalbereich“ zugeordnet werden. Es muß jedoch unabhängig von den Auswirkungen derart erhöhter Schwermetallgehalte darauf aufmerksam gemacht werden, daß ein Einsatz von Biokompost auf Waldstandorten mit Mullhumusdynamik, die durch eine rasche Umsetzung der organischen Substanz bei optimaler Nährstoffnachlieferung gekennzeichnet sind, generell nicht sinnvoll ist.

Eine humuschemische Analyse von Rohhumus nach der Ausbringung von  $10 \text{ t BK} \cdot \text{ha}^{-1}$  mit maximaler Belastung würde dagegen, ohne die natürliche oder anthropogen bedingte Hintergrundbelastung wiederum hinzuzurechnen, für Zink und Kupfer eine Zuordnung in die Klasse „erhöht“ bzw. für Blei in die Klasse „Normalbereich“ erfordern (Tab. 29). Der große Unterschied zwischen den Analyseergebnissen der maximalen Schwermetallgehalte und denen von 75 % der Biokompostproben muß berücksichtigt werden. Unter der Voraussetzung einer chemischen Kontrolle ausgereifter Biokomposte und der Nichtverwertung maximal belasteter Biokomposte (s. oben) erscheint die Ausbringung von  $10 \text{ t BK} \cdot \text{ha}^{-1}$  auf Rohhumus in einem völlig anderen Bild. Demzufolge würde eine chemische Analyse behandelter Rohhumusproben bei Nichtberücksichtigung der Hintergrundbelastung für Zink eine Zuordnung in die Gehaltsklasse „Oberer Normalbereich“ bzw. für Cadmium, Kupfer und Blei in die Klasse „Normalbereich“ ergeben.

Im folgenden sollen die Ergebnisse der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (FBVA, 1992) für karbonatfreie und karbonatbeeinflusste Waldböden bzw. für arme Felsbraunerden, Semipodsole und Podsole mit den oben genannten Ergebnissen diskutiert werden. Die Gruppe der karbonatbeeinflussten Böden weist zumeist etwas höhere minimale, maximale und auch mittlere Schwermetallgehalte, vor allem für Zink, Blei und Cadmium, in den Auflagen als die Gruppe der karbonatfreien Böden auf (Tab. 31). Vergleicht man weiters die humuschemischen Analysen von Semipodsolen und Podsolen mit denen der karbonatfreien, so fällt auf, daß die durchschnittlichen Schwermetallgehalte von Chrom und Nickel unter dem durchschnittlichen Schwermetallgehalt der karbonatfreien Böden liegen (Tab. 31 und 32).

Tab. 31: Schwermetallgehalte im Auflagehumus karbonatbeeinflusster und karbonatfreier Waldböden Österreichs (FBVA, 1992).

Schwermetalle	Karbonatbeeinflusste Böden			Karbonatfreie Böden		
	Bereich	Median	Mittelwert	Bereich	Median	Mittelwert
Zn	43-529	114	125	30-310	68	76
Cu	1-72	14	16	1-57	13	15
Cr	1-75	11	13	1-65	10	12
Ni	1-49	12	14	1-74	12	13
Pb	20-618	82	100	10-592	70	79
Co	1-26	6	7	0-22	5	6
Cd	0,24-9,26	1,20	1,56	0,14-6,46	0,61	0,75

Tab. 32: Schwermetallgehalte im Auflagehumus ausgewählter Waldböden Österreichs (FBVA, 1992).

Schwermetalle	Arme Felsbraunerde		Semipodsol		Podsol	
	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert
<b>Zn</b>	69	77	56	65	70	70
<b>Cu</b>	14	15	11	12	12	14
<b>Cr</b>	10	12	7	9	3	4
<b>Ni</b>	12	14	8	9	7	7
<b>Pb</b>	68	80	77	86	69	73
<b>Co</b>	5	6	3	4	3	3
<b>Cd</b>	0,57	0,74	0,54	0,65	0,77	0,82

Eine Ausbringung von durchschnittlich belastetem Biokompost in der Größe von  $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  würde bei durchschnittlich belasteten karbonatfreien und karbonatbeeinflussten Standorten mit Rohhumusdynamik nur eine geringfügig höhere Schwermetallbelastung bewirken. Dieselbe Biokompostgabe würde auf Semipodsolen, Podsolen und armen Felsbraunerden, die, sofern sie von Natur aus keine sauren, nährstoffarmen Standorte darstellen, entsprechend den Düngungsrichtlinien des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) düngungswürdige Standorte darstellen können, eine ähnliche Beurteilung der Aufstockung nach sich ziehen.

Die nachfolgenden Überlegungen gelten für eine Biokompostgabe von  $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  mit durchschnittlicher Zink-, Kupfer-, Blei- und Cadmiumgehalten, die auf Semipodsolen, Podsolen und armen Felsbraunerden mit Rohhumus und durchschnittlich Hintergrundbelastung unter Wald ausgebracht wird. Die humuschemischen Untersuchungsergebnisse dieser drei Bodentypen würden gemäß den Gehaltsklassen der FBVA (1992) für Zink, Cadmium und Blei eine Zuordnung in die Klasse „erhöht“, für Kupfer in die Klasse „Oberer Normalbereich“ erfordern (Tab. 31 und 32). Die hinzukommenden durchschnittlichen Aufstockungen der  $10 \text{ t BK} \cdot \text{ha}^{-1}$ -Gabe (Tab. 29) würden für die Elemente Zink, Kupfer, Cadmium und Blei keine Verschlechterung der Gehaltsklasse verursachen.

Wie bei den Schwermetallen wären bei den organischen Schadstoffen (Tabellen 33, 35; 39 und 43) nach erfolgter Ausbringung von Biokompost infolge der geringeren Trockensubstanzmenge von Mullhumus deutlich höhere Schwermetallgehalte auf Waldstandorten mit Mullhumusdynamik im Vergleich zu jenen mit Rohhumus erkennbar. Auch in diesem Fall gilt jedoch, daß Standorte mit Mullhumusdynamik entsprechend den Richtlinien des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) von einer Behandlung auszuschließen sind.

Wie aus Untersuchungen des Umweltbundesamtes (WEISS, 1998) bekannt ist, konnten Pentachlorphenol sowie andere Chlorphenole in österreichischen Auflagen zumeist nicht nachgewiesen werden. Sofern Chlorphenole nachgewiesen wurden, lagen die Gehalte jedoch durchwegs unter  $2,0 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Die im Biokompost vorkommenden Chlorphenole stellen ausschließlich sekundäre Belastungen dar. Die Ausbringung von  $10 \text{ t BK} \cdot \text{ha}^{-1}$  bei durchschnittlicher Belastung mit Chlorphenolen (Tab. 34) würde auf Standorten mit Rohhumusdynamik beispielsweise zu einer Aufstockung um  $1,4 \mu\text{g}$  Pentachlorphenol  $\cdot \text{kg}^{-1}$  führen.

Tab. 33: Aufstockung der Gehalte von AOX, EOX und Chlorphenolen<sup>34</sup> (Pentachlorphenol, 4-Chlorphenol, 2,4,6-Trichlorphenol, 2,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4,6/2,3,5,6-Tetrachlorphenol sowie Summe aller untersuchten Chlorphenole<sup>35</sup>) im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	AOX mg.kg <sup>-1</sup>	EOX µg.kg <sup>-1</sup>	PCP µg.kg <sup>-1</sup>	4-Cp µg.kg <sup>-1</sup>	2,4,6-TCP µg.kg <sup>-1</sup>	2,4,5-TCP <sup>36</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	Tetra-CP µg.kg <sup>-1</sup>	SU_CP µg.kg <sup>-1</sup>
Bezug: Mull + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	60,36	488,89	16,34	16,800	2,44	0,34	0,97	24,21
Oberes Quartil	20,38	244,44	7,31	15,22				
Mittelwert	16,87	200,00	16,78	12,04				
Median	14,89	133,33	3,73	11,76	1,40	0,33	0,84	
Unteres Quartil	11,73	111,11	1,64	8,58				
Minimum	7,96	111,11	0,58	7,87	0,33	<0,22	0,33	11,12
Bezug: Mull + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	98,76	800,00	26,74	27,491	4,00	0,56	1,59	39,62
Oberes Quartil	33,35	400,00	11,96	24,91				
Mittelwert	27,60	327,27	27,45	19,71				
Median	24,36	218,18	6,11	19,24	2,29	0,55	1,38	
Unteres Quartil	19,20	181,82	2,69	14,04				
Minimum	13,02	181,82	0,95	12,87	0,55	<0,36	0,55	18,20
Bezug: Mull + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	144,85	1173,33	39,21	40,320	5,87	0,83	2,34	58,11
Oberes Quartil	48,91	586,67	17,55	36,53				
Mittelwert	40,48	480,00	40,27	28,91				
Median	35,73	320,00	8,96	28,21	3,36	0,80	2,03	
Unteres Quartil	28,16	266,67	3,95	20,59				
Minimum	19,09	266,67	1,39	18,88	0,80	<0,53	0,80	26,69

<sup>34</sup> Die Chlorphenol-Verbindungen PCP und 4-CP wurden in allen Biokompostproben bestimmt. Alle anderen Chlorphenole wurden nur stichprobenartig (= 6 Proben) untersucht, weshalb keine oberen und unteren Quartile sowie Mittelwerte errechnet wurden.

<sup>35</sup> SU\_CP: Summe dieser Chlorphenole. Dazu gehören die Verbindungen: Pentachlorphenol, 3-Chlorphenol, 4-Chlorphenol, 2,6-Dichlorphenol, 2,4/2,5-Dichlorphenol, 2,3-Dichlorphenol, 3,5-Dichlorphenol, 2,4,6-Trichlorphenol, 2,3,6-Trichlorphenol, 2,3,5-Trichlorphenol, 2,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4-Trichlorphenol, 3,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4,6/2,3,5,6-Tetrachlorphenol, 2,3,4,5-Tetrachlorphenol.

<sup>36</sup> Sofern 2,4,5-Trichlorphenol in den Biokompostproben, weil < 1,0 µg.kg<sup>-1</sup> nicht nachgewiesen werden konnte, wurde die Nachweisgrenze als theoretischer Wert angenommen.

Tab. 34: Aufstockung der Gehalte von AOX, EOX und von Chlorphenolen<sup>37</sup> (Pentachlorphenol, 4-Chlorphenol, 2,4,6-Trichlorphenol, 2,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4,6/2,3,5,6-Tetrachlorphenol sowie Summe aller untersuchten Chlorphenole<sup>38</sup>) im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	AOX mg.kg <sup>-1</sup>	EOX µg.kg <sup>-1</sup>	PCP µg.kg <sup>-1</sup>	4-Cp µg.kg <sup>-1</sup>	2,4,6-TCP µg.kg <sup>-1</sup>	2,4,5-TCP µg.kg <sup>-1</sup>	Tetra-CP µg.kg <sup>-1</sup>	SU_CP µg.kg <sup>-1</sup>
Bezug: Rohhumus + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	11,70	94,75	3,17	3,26	0,47	0,07	0,19	4,69
Oberes Quartil	3,95	47,37	1,42	2,95				
Mittelwert	3,27	38,76	3,25	2,33				
Median	2,89	25,84	0,72	2,28	0,27	0,06	0,16	
Unteres Quartil	2,27	21,53	0,32	1,66				
Minimum	1,54	21,53	0,11	1,52	0,06	<0,04	0,06	2,16
Bezug: Rohhumus + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	22,43	181,67	6,07	6,24	0,91	0,13	0,36	9,00
Oberes Quartil	7,57	90,83	2,72	5,66				
Mittelwert	6,27	74,32	6,23	4,48				
Median	5,53	49,55	1,39	4,37	0,52	0,12	0,31	
Unteres Quartil	4,36	41,29	0,61	3,19				
Minimum	2,96	41,29	0,21	2,92	0,12	<0,08	0,12	4,13
Bezug: Rohhumus + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	41,43	335,62	11,22	11,53	1,68	0,24	0,67	16,62
Oberes Quartil	13,99	167,81	5,02	10,45				
Mittelwert	11,58	137,30	11,52	8,27				
Median	10,22	91,53	2,56	8,07	0,96	0,23	0,58	
Unteres Quartil	8,05	76,28	1,13	5,89				
Minimum	5,46	76,28	0,40	5,40	0,23	<0,15	0,23	7,63

Wie Ergebnisse der Literatur (WEISS, 1998; DESCHAUER, 1995) zeigen, gelten die PAHs im allgemeinen als ausgeprägt fettlöslich und hydrophob, wobei hochmolekulare und damit fettlöslichere PAH-Verbindungen eine stärkere Tendenz zur Bindung an die organische Substanz erkennen lassen. Dagegen können niedermolekulare PAH-Verbindungen, weil wasserlöslicher, in Abhängigkeit ihrer physiko-chemischen Eigenschaften sowie Bodeneigenschaften im Boden leichter verlagert werden.

<sup>37</sup> Die Chlorphenol-Verbindungen PCP und 4-CP wurden in allen Biokompostproben bestimmt. Alle anderen Chlorphenole wurden nur stichprobenartig (= 6 Proben) untersucht, weshalb keine oberen und unteren Quartile sowie Mittelwerte errechnet wurden.

<sup>38</sup> SU\_CP: Summe dieser Chlorphenole. Dazu gehören die Verbindungen: Pentachlorphenol, 3-Chlorphenol, 4-Chlorphenol, 2,6-Dichlorphenol, 2,4/2,5-Dichlorphenol, 2,3-Dichlorphenol, 3,5-Dichlorphenol, 2,4,6-Trichlorphenol, 2,3,6-Trichlorphenol, 2,3,5-Trichlorphenol, 2,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4-Trichlorphenol, 3,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4,6/2,3,5,6-Tetrachlorphenol, 2,3,4,5-Tetrachlorphenol.

Tab. 35: Aufstockung der Gehalte ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe<sup>39</sup> (Phenanthren, Fluoranthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Benzo(e)pyren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren sowie Summe aller untersuchten PAHs<sup>40</sup>) im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	Phen µg.kg <sup>-1</sup>	FluA µg.kg <sup>-1</sup>	Pyren µg.kg <sup>-1</sup>	B(a)-a µg.kg <sup>-1</sup>	B(e)-p µg.kg <sup>-1</sup>	B(a)-p µg.kg <sup>-1</sup>	Ind µg.kg <sup>-1</sup>	SU_PAH µg.kg <sup>-1</sup>
Bezug: Mull + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	283,09	429,04	338,07	185,33	281,04	195,51	156,36	2521,88
Oberes Quartil	25,02	72,47	54,24	36,60	43,16	38,84	36,91	452,19
Mittelwert	24,73	56,98	42,51	27,67	40,09	30,31	30,42	367,52
Median	11,73	32,89	23,84	15,96	21,80	14,07	19,04	227,86
Unteres Quartil	6,58	17,44	14,31	8,62	13,58	8,51	11,73	147,73
Minimum	2,62	3,49	3,22	<0,69	<2,56	0,71	0,80	22,66
Bezug: Mull + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	463,24	702,07	553,20	303,27	459,89	319,93	255,85	4126,72
Oberes Quartil	40,95	118,58	88,76	59,89	70,62	63,56	60,40	739,95
Mittelwert	40,47	93,24	69,56	45,27	65,60	49,60	49,78	601,39
Median	19,20	53,82	39,02	26,11	35,67	23,02	31,16	372,87
Unteres Quartil	10,76	28,55	23,42	14,11	22,22	13,93	19,20	241,75
Minimum	4,29	5,71	5,27	<1,12	<4,18	1,16	1,31	37,07
Bezug: Mull + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	679,41	1029,71	811,36	444,80	674,51	469,23	375,25	6052,52
Oberes Quartil	60,05	173,92	130,19	87,84	103,57	93,23	88,59	1085,25
Mittelwert	59,36	136,75	102,03	66,40	96,21	72,75	73,01	882,04
Median	28,16	78,93	57,23	38,29	52,32	33,76	45,71	546,87
Unteres Quartil	15,79	41,87	34,35	20,69	32,59	20,43	28,16	354,56
Minimum	6,29	8,37	7,73	<1,65	<6,13	1,71	1,92	54,37

WEISS (1998) konnte im Auflagehumus österreichischer Hintergrundgebiete (Tab. 37) polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAHs) feststellen. Die Belastung aller untersuchten PAH-Verbindungen reichte von 68-1545 µg.kg<sup>-1</sup> mit einem Mittelwert von 405 µg.kg<sup>-1</sup> und einem Median von 217 µg.kg<sup>-1</sup>. PAH-Gehalte von 2800 µg.kg<sup>-1</sup> konnten im Auflagehumus eines emittentennahen Standortes bei Linz festgestellt werden (WEISS et al., 1992). Die Ausbringung von Biokompost würde eine zusätzliche Aufstockung mit PAHs verursachen, wengleich die daraus folgenden Gehalte auf Waldstandorten mit Rohhumus (Tab. 36) deutlich geringer wären als auf solchen mit Mullhumus (Tab. 35).

<sup>39</sup> Die Verbindungen Benzo(a)anthracen bzw. Benzo(e)pyren konnten teilweise nicht nachgewiesen werden. In der Folge wurde die Nachweisgrenze von 3,09 µg.kg<sup>-1</sup> bzw. 11,5 µg.kg<sup>-1</sup> als theoretischer Wert in die Kalkulationen einbezogen.

<sup>40</sup> SU\_PAH (16): Summe polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe. Dazu gehören die PAH-Verbindungen: Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Triphenylen, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(e)pyren, Benzo(b)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Dibenzo(a,h)anthracen, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren sowie Coronen.

Tab. 36: Aufstockung der Gehalte ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (Phenanthren, Fluoranthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Benzo(e)pyren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren sowie Summe aller untersuchten PAHs<sup>41</sup>) im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	Phen µg.kg <sup>-1</sup>	FluA µg.kg <sup>-1</sup>	Pyren µg.kg <sup>-1</sup>	B(a)-a µg.kg <sup>-1</sup>	B(e)-p µg.kg <sup>-1</sup>	B(a)-p µg.kg <sup>-1</sup>	Ind µg.kg <sup>-1</sup>	SU_PAH µg.kg <sup>-1</sup>
Bezug: Rohhumus + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	54,86	83,15	65,52	35,92	54,47	37,89	30,30	488,74
Oberes Quartil	4,85	14,04	10,51	7,09	8,36	7,53	7,15	87,63
Mittelwert	4,79	11,04	8,24	5,36	7,77	5,87	5,90	71,22
Median	2,27	6,37	4,62	3,09	4,22	2,73	3,69	44,16
Unteres Quartil	1,27	3,38	2,77	1,67	2,63	1,65	2,27	28,63
Minimum	0,51	0,68	0,62	<0,13	<0,50	0,14	0,16	4,39
Bezug: Rohhumus + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	105,19	159,43	125,62	68,87	104,43	72,65	58,10	937,12
Oberes Quartil	9,30	26,93	20,16	13,60	16,04	14,43	13,72	168,03
Mittelwert	9,19	21,17	15,80	10,28	14,90	11,26	11,30	136,57
Median	4,36	12,22	8,86	5,93	8,10	5,23	7,08	84,67
Unteres Quartil	2,44	6,48	5,32	3,20	5,05	3,16	4,36	54,90
Minimum	0,97	1,30	1,20	<0,26	<0,95	0,26	0,30	8,42
Bezug: Rohhumus + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>								
Maximum	194,34	294,54	232,08	127,23	192,94	134,22	107,34	1731,27
Oberes Quartil	17,18	49,75	37,24	25,13	29,63	26,67	25,34	310,43
Mittelwert	16,98	39,12	29,18	18,99	27,52	20,81	20,88	252,30
Median	8,05	22,58	16,37	10,95	14,97	9,66	13,07	156,43
Unteres Quartil	4,52	11,98	9,82	5,92	9,32	5,84	8,05	101,42
Minimum	1,80	2,40	2,21	<0,47	<1,75	0,49	0,55	15,55

Laut WEISS (1998) ist der Aufnahmepfad Boden-Pflanze nur vereinzelt nachgewiesen worden. Die Anreicherung mit PAHs in den Pflanzen erfolgt überwiegend über die Atmosphäre. Da hinsichtlich ökosystemarer Effekte noch ein großer Forschungsbedarf gegeben ist, sollten Biokomposte mit hoher Belastung entsprechend den Maximalwerten von einer Verwertung im Wald ausgenommen werden. Biokomposte mit durchschnittlicher Belastung würden jedoch nach erfolgter Ausbringung im Wald die PAH-Gehalte im Rohhumus nur noch geringfügig erhöhen.

<sup>41</sup> SU\_PAH (16): Summe polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe: Dazu gehören die PAH-Verbindungen: Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Triphenylen, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(e)pyren, Benzo(b)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Dibenzo(a,h)anthracen, Benzo(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren sowie Coronen.

Tab. 37: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) im Auflagehumus österreichischer Waldhintergrundgebiete (WEISS, 1998).

PAH-Verbindung	Bereich	Median
Phenanthren	13,4-90,1	25,9
Fluoranthren	<20,1-225,0	38,8
Pyren	<13,0-157,0	24,1
Benzo(a)anthracen	<11,7-140,0	11,2
Benzo(e)pyren	n.n.-135,0	n.n.
Benzo(a)pyren	4,7-96,5	14,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	7,6-193,0	22,1
SU_PAH (EPA) ohne Naphthalin <sup>42</sup>	68-1342	210

DESCHAUER (1995) untersuchte die Auswirkungen einer Biokompostgabe ( $42\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in einem streugennutzten 80-100 jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf nährstoffarmer und mit PAH belasteter Podsol-Braunerde mit Moderhumus. Biokompostanalysen des verwendeten Kompostes (Tab. 38) ergaben einen hohen Anteil mit hochmolekularen und damit gegen mikrobiellen Abbau sehr stabilen PAH-Verbindungen, während niedermolekulare PAH-Verbindungen wie z.B. Naphthalin, Acenaphthen, Acenaphthylen oder Fluoren durch sehr niedrige Gehalte gekennzeichnet waren. Diese werden im Zuge der Kompostierung durch Abbau oder Verflüchtigung rasch abgebaut (FRICKE et al., 1989). Eine ähnliche Verteilung der PAH-Gehalte (Tab. 15) kann ebenfalls in den österreichischen Biokomposten beobachtet werden (ZETHNER et al., 1999).

Tab. 38: Gehalte ausgewählter PAH-Verbindungen ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) im Biokompost, in der L-Schicht sowie in der F- und H-Schicht vor der Ausbringung des Biokomposts (DESCHAUER, 1995).

PAH-Verbindung	BK	Kontrolle L-Schicht		Kontrolle F-/H-Schicht	
		Bereich	Mittel	Bereich	Mittel
Fluoranthren	818,3	154,4-200,0	176,8	221,3-333,8	266,6
Chrysen/Triphenylen	813,9	119,9-175,7	150,2	229,6-462,7	329,2
Pyren	562,9	75,4-98,5	88,1	128,7-179,1	147,3
Benzo(a)anthracen	524,0	21,1-30,0	26,0	45,5-77,5	58,8
Benzo(e)pyren	585,6	49,7-76,2	65,5	113,6-237,3	165,3
Benzo(a)pyren	367,1	27,4-39,6	34,3	70,3-108,0	85,3
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	477,5	49,2-66,7	59,2	99,2-181,5	132,5
Benzo(b,j,k)fluoranthren	1285,9	125,0-199,1	173,0	309,0-619,2	441,9
SU_PAH <sup>43</sup>	6573,4	412,9-558,6	489,4	793,2-1420,4	1053,4

Analysen einer Mischprobe der gesamten Untersuchungsfläche in Hinblick auf eine mögliche Hintergrundbelastung durch atmosphärischen PAH-Eintrag ergaben bereits deutlich erhöhte

<sup>42</sup> Summe der 16 „priority pollutant“-PAH der U.S. Environmental Protection Agency ohne Naphthalin. Dazu gehören die PAH-Verbindungen Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Chrysen, Fluoren, Fluoranthren, Phenanthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren und Dibenzo(a,h)anthracen.

<sup>43</sup> Dazu gehören die PAH-Verbindungen: Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Fluoren, Fluoranthren, Naphthalin, Phenanthren, Perylen, Pyren, Chrysen/Triphenylen, Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b,j,k)fluoranthren, Benzo(e)pyren, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren und Dibenzo(a,h)anthracen.



PAH-Gehalte in der L-Schicht ( $525,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), F-Schicht ( $999,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) und H-Schicht ( $3151,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) und damit eine sehr starke Bindung an die organische Substanz (Tab. 38). Die PAH-Gehalte nahmen in dem darunterliegenden  $A_{\text{eh}}$ -Horizont in 0-5 cm Bodentiefe bereits um das 20fache ab. Zudem zeigte sich an Hand der Hintergrundbelastung, daß es durch die in der L-Schicht ablaufenden Humifizierungsprozesse zu einer Anreicherung in der F-, und speziell in der H-Schicht mit hochmolekularen PAH-Verbindungen kommt. Vergleiche mit den Ergebnissen von WEISS (1998) zeigen eine Belastung der Standorte von DESCHAUER (1995), die deutlich über der Hintergrundbelastung österreichischer Waldstandorte liegt.

Zwei Jahre nach der Ausbringung des Biokompostes konnten statistisch abgesicherte PAH-Anstiege nur in der BK- und L-Schicht nachgewiesen werden, während in der F- und H-Schicht sowohl bei den einzelnen PAH-Verbindungen, als auch bei der gesamten PAH-Fracht keine Veränderungen feststellbar waren. Der Gehalt von Benzo(b,j,k)fluoranthren stieg auf ca.  $450 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , von Chrysen/Triphenylen auf ca.  $280 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , von Benzo(e)pyren auf  $220 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , von Indeno(1,2,3-c,d)pyren auf  $> 150 \mu\text{g.kg}^{-1}$  von Benzo(a)pyren oder Benzo(a)anthracen auf knapp  $100 \mu\text{g.kg}^{-1}$  an. Die Gehalte der niedermolekularen PAH-Verbindungen blieben nahezu unverändert.

Gleichzeitig konnten trotz der langen Halbwertszeit der PAH-Verbindungen zwischen 30 und 70 % der PAH-Fracht, auch hochmolekulare Verbindungen, nicht mehr extrahiert werden. Da diese fehlenden Fraktionen auch in den Mineralbodenhorizonten an Hand erhöhter Gehalte sowie erhöhter Konzentrationen in der Bodenlösung festgestellt werden konnten, wurde vermutet, daß es zu einer verstärkten Festlegung der PAH-Verbindungen im Auflagehumus gekommen war, sodaß die stabilen hochmolekularen Verbindungen mit den Lösungsmitteln nicht extrahiert werden konnten.

Vergleicht man die Biokompostanalysen von DESCHAUER (1995) mit denen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999), so liegen die Gehalte von DESCHAUER unter den maximalen Gehalten österreichischer Biokomposte, die allerdings statistisch betrachtet Ausreißer darstellen. Dagegen übersteigen die von DESCHAUER (1995) gemessenen Gehalte teilweise um ein Mehrfaches das obere Quartil des Umweltbundesamtes. Es darf angenommen werden, daß es zu einer verstärkten Bindung und Festlegung von hochmolekularen PAH-Verbindungen im Auflagehumus und infolge von Mineralisierungsprozessen der L-Schicht mittelfristig zu tendentiell erhöhten PAH-Gehalten in der F- und H-Schicht kommen wird. Gleichzeitig dürften aber, wenn die PAH-Gehalte der oberen Quartil im Biokompost eingehalten bzw. unterschritten werden, die Aufstockungen im Rohhumus doch deutlich niedriger ausfallen, als sie in der Studie von DESCHAUER (1995) kurzfristig zu beobachten sind.

Auch die Aufstockung mit PCB, HCB, Lindan sowie HCH würde im Rohhumus behandelter Waldstandorte im Vergleich zum Mullhumus sehr gering ausfallen (Tab. 39 und 40). Die Ausbringung von  $10 \text{ t BK.ha}^{-1}$  mit durchschnittlicher Belastung würde bei diesen Schadstoffen eine Aufstockung bewirken, die für alle vier Schadstoffe weit unter der durchschnittlichen, für Lindan, die Summe der HCH-Verbindungen und HCB sogar unter der minimalen Belastung österreichischer Waldhintergrundgebiete (WEISS, 1998) liegen würde (Tab. 41). Zusätzlich konnten HCH und HCB in manchen Biokompostproben nicht nachgewiesen werden (Tab. 16).

Der für die Summe an polychlorierten Biphenylen (Summe der Verbindungen PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180) in der DVO (BGBl. Nr. 1007/1994) erlassene Grenzwert von  $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  TS (oder  $200 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) wird mit maximal  $34,7 \mu\text{g.kg}^{-1}$  TS deutlich unterschritten.

Die Ausbringung von Biokompost in Waldbeständen mit Rohhumusdynamik würde ebenfalls nur sehr geringe Aufstockungen an PCDD/F sowie TEQ (ITEF) verursachen, da bereits die maximale Belastung von 25,2 ng TEQ.kg<sup>-1</sup> (Tab. 16) im Biokompost sehr gering ist (ZETHNER et al., 1999).

Tab. 39: Aufstockung<sup>44</sup> der Summenparameter der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 138, 153 und 180; von Hexachlorbenzol, von Lindan, der Summe aller untersuchten Hexachlorcyclohexane; der Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie der TEQ (ITEF) im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe<sup>45</sup>. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	SU_PCB µg.kg <sup>-1</sup>	HCB µg.kg <sup>-1</sup>	γ-HCH µg.kg <sup>-1</sup>	SU_HCH µg.kg <sup>-1</sup>	PCDD/F µg.kg <sup>-1</sup>	TEQ (ITEF) ng.kg <sup>-1</sup>
Bezug: Mull + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	7,71	0,69	0,84	0,84	1,85	5,61
Oberes Quartil	4,53	0,22	0,18	0,19	0,60	2,24
Mittelwert	3,02	0,18	0,13	0,15	0,54	2,04
Median	2,58	0,13	0,13	0,14	0,30	1,42
Unteres Quartil	1,40	0,13	<0,09	<0,36	0,15	0,76
Minimum	0,20	<0,09	<0,09	<0,36	0,02	0,13
Bezug: Mull + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	12,62	1,13	1,38	1,38	3,03	9,18
Oberes Quartil	7,42	0,36	0,29	0,31	0,98	3,67
Mittelwert	4,95	0,29	0,22	0,24	0,88	3,35
Median	4,22	0,22	0,22	0,23	0,49	2,33
Unteres Quartil	2,29	0,22	<0,15	<0,58	0,25	1,24
Minimum	0,33	<0,15	<0,15	<0,58	0,04	0,22
Bezug: Mull + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	18,51	1,65	2,03	2,03	4,44	13,46
Oberes Quartil	10,88	0,53	0,43	0,45	1,43	5,39
Mittelwert	7,25	0,43	0,32	0,36	1,29	4,91
Median	6,19	0,32	0,32	0,33	0,72	3,41
Unteres Quartil	3,36	0,32	<0,21	<0,85	0,36	1,81
Minimum	0,48	<0,21	<0,21	<0,85	0,06	0,32

Die Ausbringung von 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup> mit durchschnittlicher bzw. mittlerer PCDD/F-Belastung hätte eine Aufstockung im Rohhumus um 111 ng.kg<sup>-1</sup> bzw. knapp 200 ng.kg<sup>-1</sup> zur Folge. Diese Aufstockung würde deutlich unter der durchschnittlichen und mittleren Belastung österreichischer Waldhintergrundgebiete liegen (WEISS, 1998). Die durchschnittliche Aufstockung von PCDD/F im Rohhumus liegt sogar im Bereich der minimalen Hintergrundbelastung österreichischer Waldgebiete. Auch die durchschnittliche bzw. mittlere Aufstockung des TEQ (ITEF) im Rohhumus nach erfolgter Ausbringung von Biokompost liegt deut-

<sup>44</sup> Die Verbindungen Lindan, Hexachlorbenzol sowie Summe der Hexachlorcyclohexan-Verbindungen konnten teilweise nicht nachgewiesen werden. In der Folge wurde die Nachweisgrenze von 0,4 µg.kg<sup>-1</sup>, 0,4 µg.kg<sup>-1</sup> und 1,6 µg.kg<sup>-1</sup> als theoretischer Wert in die Kalkulationen einbezogen.

<sup>45</sup> SU\_PCB: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180 (Summe 6 Ballschmitter); SU\_HCH: Summe der Hexachlorcyclohexan-Verbindungen α-HCH, β-HCH, γ-HCH (Lindan) und δ-HCH.

lich unter der durchschnittlichen bzw. mittleren Hintergrundbelastung österreichischer Waldgebiete (Tab. 42).

Tab. 40: Aufstockung<sup>46</sup> der Summenparameter der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 138, 153 und 180; von Hexachlorbenzol, von Lindan, der Summe aller untersuchten Hexachlorcyclohexane; der Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie der TEQ (ITEF) im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe<sup>47</sup>. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	SU_PCB µg.kg <sup>-1</sup>	HCB ng.kg <sup>-1</sup>	γ-HCH ng.kg <sup>-1</sup>	SU_HCH ng.kg <sup>-1</sup>	PCDD/F ng.kg <sup>-1</sup>	TEQ (ITEF) ng.kg <sup>-1</sup>
Bezug: Rohhumus + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	1,49	133,51	163,65	163,65	358,31	1,09
Oberes Quartil	0,88	43,07	34,45	36,18	115,81	0,43
Mittelwert	0,59	34,45	25,84	28,58	104,18	0,40
Median	0,50	25,84	25,84	26,70	57,95	0,28
Unteres Quartil	0,27	25,84	<17,23	<68,91	29,41	0,15
Minimum	0,04	<17,23	<17,23	<68,91	4,47	0,03
Bezug: Rohhumus + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	2,87	255,99	313,79	313,79	687,04	2,08
Oberes Quartil	1,68	82,58	66,06	69,36	222,05	0,83
Mittelwert	1,12	66,06	49,55	55,33	199,76	0,76
Median	0,96	49,55	49,55	51,20	111,11	0,53
Unteres Quartil	0,52	49,55	<33,03	<132,12	56,39	0,28
Minimum	0,07	<33,03	<33,03	<132,12	8,58	0,05
Bezug: Rohhumus + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	5,29	472,92	579,71	579,71	1269,26	3,85
Oberes Quartil	3,11	152,56	122,04	128,15	410,22	1,54
Mittelwert	2,07	122,04	91,53	102,21	369,05	1,40
Median	1,77	91,53	91,53	94,58	205,26	0,98
Unteres Quartil	0,96	91,53	<61,02	<244,09	104,18	0,52
Minimum	0,14	<61,02	<61,02	<244,09	15,85	0,09

Tab. 41: Hexachlorbenzol, Lindan, Summe der Hexachlorcyclohexane sowie Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 138, 153 und 180 (µg.kg<sup>-1</sup>) im Auflagehumus österreichischer Waldhintergrundgebiete (WEISS, 1998).

	Bereich	Mittelwert	Median
HCB	n.n. – 1,85	0,64	0,51
γ-HCH	0,56-3,35	2,08	2,21
SU_HCH	0,56-6,58	3,53	3,29
SU_PCB	0,20-7,46	3,64	3,25

<sup>46</sup> Die Verbindungen Lindan, Hexachlorbenzol sowie Summe der Hexachlorcyclohexan-Verbindungen konnten teilweise nicht nachgewiesen werden. In der Folge wurde die Nachweisgrenze von 0,4 µg.kg<sup>-1</sup>, 0,4 µg.kg<sup>-1</sup> und 1,6 µg.kg<sup>-1</sup> als theoretischer Wert in die Kalkulationen einbezogen.

<sup>47</sup> SU\_PCB: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180 (Summe 6 Ballschmitter); SU\_HCH: Summe der Hexachlorcyclohexan-Verbindungen α-HCH, β-HCH, γ-HCH (Lindan) und δ-HCH.

Berücksichtigt man die physiko-chemischen Eigenschaften dieser Substanzen, nämlich die gute bis sehr hohe Fett- und geringe Wasserlöslichkeit, so muß angenommen werden, daß eine Ausbringung von Biokompost im Wald eine bevorzugte Anreicherung dieser persistenten organischen Schadstoffe in der organischen Substanz und eine langfristig geringe Verlagerung bewirkt.

Tab. 42 Polychlorierte Dibenzodioxone und Dibenzofurane ( $\text{ng.kg}^{-1}$ ) im Auflagehumus österreichischer Waldhintergrundgebiete (WEISS, 1998).

	Bereich	Mittelwert	Median
PCDD/F	106-2.676	525	319
TEQ (ITEF)	1,6-31,0	6,9	4,0

Tab. 43: Aufstockung der Gehalte ausgewählter Pyrethroide<sup>48</sup> (Endrin,  $\beta$ -Endosulfan) und Insektizide (Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin) sowie von Thiabendazol im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	Endrin $\mu\text{g.kg}^{-1}$	$\beta$ _Endo $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Lambda $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Cyflu $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Delta $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Thiab $\mu\text{g.kg}^{-1}$
Bezug: Mull + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	9,31	1,04	3,04	15,07	13,31	7,27
Oberes Quartil	0,51	0,13	2,22	5,73	5,29	2,33
Mittelwert	0,56	0,29	0,20	3,18	3,18	1,93
Median	0,31	<0,09	<2,22	<4,22	<4,67	1,13
Unteres Quartil	0,13	<0,09	<2,22	<4,22	<4,67	0,56
Minimum	<0,09	<0,09	<2,22	<4,22	<4,67	<0,69
Bezug: Mull + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	15,24	1,70	4,98	24,65	21,78	11,89
Oberes Quartil	0,84	0,22	3,64	9,38	8,65	3,82
Mittelwert	0,91	0,47	0,33	5,20	5,20	3,16
Median	0,51	<0,15	<3,64	<6,91	<7,64	1,85
Unteres Quartil	0,22	<0,15	<3,64	<6,91	<7,64	0,91
Minimum	<0,15	<0,15	<3,64	<6,91	<7,64	<1,13
Bezug: Mull + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	22,35	2,50	7,31	36,16	31,95	17,44
Oberes Quartil	1,23	0,32	5,33	13,76	12,69	5,60
Mittelwert	1,33	0,69	0,48	7,63	7,63	4,64
Median	0,75	<0,21	<5,33	<10,13	<11,2	2,72
Unteres Quartil	0,32	<0,21	<5,33	<10,13	<11,2	1,33
Minimum	<0,21	<0,21	<5,33	<10,13	<11,2	<1,65

<sup>48</sup> Die Verbindungen Endrin,  $\beta$ -Endosulfan, Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin sowie Thiabendazol konnten teilweise nicht nachgewiesen werden. In der Folge wurde die Nachweisgrenze von  $0,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für die Chlorinsektizide, von  $10,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für Lambda-Cyhalothrin, von  $15,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für Cyfluthrin, von  $21,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für Deltamethrin und von  $3,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für Thiabendazol als theoretischer Wert in die Kalkulationen einbezogen.

Laut einer Information des Umweltbundesamtes (ZETHNER, 1999, pers. Mitt.) sind die Belastungen mit organischen Schadstoffen, wie z.B. mit Dioxinen und Furanen, in städtischen Biokomposten höher als in denen ländlichen Ursprungs. Folglich könnten theoretisch Komposte im Wald verwertet werden, von denen die anorganischen und organischen Belastungen abschätzbar sind, und die Schadstoffgehalte folglich im Endprodukt deutlich unter den in Tab. 16 angeführten sein sollten.

Die ohnehin schon geringe Belastung mit Chlorinsektiziden und Pyrethroiden im Biokompost führt im Falle einer Ausbringung im Wald zu sehr geringen Aufstockungen (Tab. 43 und 44). Die Schadstoffe können, wie die Analysen von ZETHNER et al. (1999) zeigen, oftmals nicht einmal nachgewiesen werden. Die untersuchten Organochlorpestizide (Tab. 17) Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Heptachlor, Summe HCH, Chlordan und HCB liegen mit einem gemeinsamen Gehalt  $<100 \mu\text{g.kg}^{-1}$  deutlich unter dem Grenzwert der DVO (BGBl. Nr. 1007/1994) von  $1000 \mu\text{g.kg}^{-1}$ .

Tab. 44: Aufstockung der Gehalte ausgewählter Pyrethroide<sup>49</sup> (Endrin und  $\beta$ -Endosulfan) und Insektizide (Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin) sowie von Thiabendazol im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha<sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	Endrin $\mu\text{g.kg}^{-1}$	$\beta$ _Endo $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Lambda $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Cyflu $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Delta $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Thiab $\mu\text{g.kg}^{-1}$
Bezug: Rohhumus + 5 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	1,804	0,202	0,590	2,920	2,580	1,408
Oberes Quartil	0,099	0,026	<0,431	1,111	1,025	0,452
Mittelwert	0,108	0,056	0,039	0,616	0,616	0,375
Median	0,060	<0,017	<0,431	<0,818	<0,904	0,220
Unteres Quartil	0,026	<0,017	<0,431	<0,818	<0,904	0,108
Minimum	<0,017	<0,017	<0,431	<0,818	<0,904	<0,134
Bezug: Rohhumus + 10 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	3,460	0,386	1,131	5,599	4,946	2,700
Oberes Quartil	0,190	0,050	0,826	2,130	1,965	0,867
Mittelwert	0,206	0,107	0,074	1,181	1,181	0,718
Median	0,116	<0,033	<0,825	<1,568	<1,734	0,421
Unteres Quartil	0,050	<0,033	<0,825	<1,568	<1,734	0,206
Minimum	<0,033	<0,033	<0,825	<1,568	<1,734	<0,255
Bezug: Rohhumus + 20 t BK.ha <sup>-1</sup>						
Maximum	6,392	0,714	2,090	10,343	9,138	4,989
Oberes Quartil	0,351	0,092	1,526	3,936	3,631	1,602
Mittelwert	0,381	0,198	0,137	2,182	2,182	1,327
Median	0,214	<0,061	<1,525	<2,899	<3,204	0,778
Unteres Quartil	0,092	<0,061	<1,525	<2,899	<3,204	0,381
Minimum	<0,061	<0,061	<1,525	<2,899	<3,204	<0,472

<sup>49</sup> Die Verbindungen Endrin,  $\beta$  - Endosulfan, Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin sowie Thiabendazol konnten teilweise nicht nachgewiesen werden. In der Folge wurde die Nachweisgrenze von  $0,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für die Chlorinsektizide, von  $10,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für Lambda-Cyhalothrin, von  $15,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für Cyfluthrin, von  $21,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für Deltamethrin und von  $3,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$  für Thiabendazol als theoretischer Wert in die Kalkulationen einbezogen.

Auch die Verbindungen Cypermethrin, Fenvalverat bzw. Deltamethrin müssen entsprechend der DVO (BGBl. Nr. 1007/1994) jeweils den Grenzwert von  $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  unterschreiten, was angesichts nicht nachgewiesener Gehalte bzw. von maximal  $59,9 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$  im Biokompost der Fall ist (ZETHNER et al., 1999).

Laut einer Mitteilung des Umweltbundesamtes (ZETHNER, 1999, pers. Mitt.) sind Biokomposte ländlichen Ursprungs infolge des verstärkten Anfalls kompostierbarer Abfälle aus der Landwirtschaft verstärkt mit Pestiziden belastet. Eine verstärkte Kontrolle verwendeter Rohstoffe für die Kompostierung sollte jedoch derartige Belastungen von vornherein reduzieren, sodaß die Aufstockungen im Rohhumus nach der Ausbringung im Wald (Tab. 42) vernachlässigbar gering sein sollten.

#### **4.3 Auswirkungen von Schwermetallen und organischen Schadstofffrachten nach Ausbringung von Biokompost auf die Gehalte in verschiedenen Oberböden**

MAYR (1998) konnte auf Basis der verfügbaren internationalen Literatur bezüglich der Ausbringung von Naßschlamm und entwässertem Klärschlamm feststellen, daß nach zehn Jahren nur eine relativ kleine Schwermetallfracht zoogen oder durch Infiltration in den obersten Mineralboden eingebracht wird. Die einzige derzeit relevante Studie, die sich mit den Auswirkungen auf die Schwermetallgehalte nach erfolgter Ausbringung von Biokompost befaßt (DESCHAUER, 1995), zeigt ebenfalls nur geringe Veränderungen in den Mineralbodenhorizonten.

Auf Grund der im Vergleich zu einer Umtriebszeit von 100 Jahren relativ kurzfristigen Untersuchung und den damit verbundenen geringen Erkenntnissen, wie z.B. der langfristigen Verlagerung und Freisetzung von Schwermetallen, die an sich einen Trend zu einer deutlichen Akkumulation im Auflagehumus zeigen, werden die theoretischen Kalkulationen auf Basis folgender Überlegungen durchgeführt.

Die Kalkulationen basieren auf dem Gedanken, daß die gesamte Schwermetall- und organische Schadstofffracht (WORST-CASE-SCENARIO) nach einmaliger Ausbringung von Biokompost innerhalb von zehn Jahren in die obersten 10 cm Mineralboden verlagert wird. Für diese Berechnungen werden neben den maximalen Biokompostgehalten des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) auch die Feinbodentrockenraumdichten der bayerischen Waldboden-Zustandsinventur (GULDER und KÖLBEL, 1993) herangezogen.

Folgende Feinbodendichten wurden verwendet:

- (kiesige) (grusige) (schwach lehmige) Sande:  $1,21 \text{ kg.dm}^{-3}$
- (kiesige) (grusige) lehmige Sande:  $1,08 \text{ kg.dm}^{-3}$
- Lehme:  $0,85 \text{ kg.dm}^{-3}$
- Humuskarbonatböden:  $0,61 \text{ kg.dm}^{-3}$

Tab. 45: Aufstockung der Gehalte von Schwermetallen innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schwermetallfracht in den Mineralböden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentroekenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.

BK-Gabe	Zn mg.kg <sup>-1</sup>	Cu mg.kg <sup>-1</sup>	Cd µg.kg <sup>-1</sup>	Cr mg.kg <sup>-1</sup>	Ni mg.kg <sup>-1</sup>	Pb mg.kg <sup>-1</sup>	Hg µg.kg <sup>-1</sup>	As µg.kg <sup>-1</sup>	Co µg.kg <sup>-1</sup>	Mo µg.kg <sup>-1</sup>
Bezug: (kiesige) (grusige) schwach lehmige Sande										
5000	3,64	2,49	4,53	0,41	0,73	0,86	2,47	118,93	233,33	50,21
10000	7,25	4,96	9,02	0,81	1,45	1,71	4,92	236,89	464,75	100,00
20000	14,39	9,84	17,89	1,61	2,88	3,40	9,76	469,92	921,95	198,37
Bezug: (kiesige) (grusige) lehmige Sande und sandige Lehme										
5000	4,08	2,79	5,07	0,46	0,82	0,96	2,76	133,18	261,29	56,22
10000	8,12	5,55	10,09	0,91	1,62	1,92	5,50	265,14	520,18	111,93
20000	16,09	11,00	20,00	1,80	3,22	3,80	10,91	525,45	1030,91	221,82
Bezug: Lehme										
5000	5,18	3,54	6,43	0,58	1,04	1,22	3,51	169,01	331,58	71,35
10000	10,29	7,03	12,79	1,15	2,06	2,43	6,98	336,05	659,30	141,86
20000	20,34	13,91	25,29	2,28	4,07	4,80	13,79	664,37	1303,45	280,46
Bezug: Humuskarbonatböden										
5000	7,20	4,92	8,94	0,80	1,44	1,70	4,88	234,96	460,98	99,19
10000	14,27	9,76	17,74	1,60	2,85	3,37	9,68	466,13	914,52	196,77
20000	28,10	19,21	34,92	3,14	5,62	6,63	19,05	917,46	1800,00	387,30

Wie die Ergebnisse der Tab. 45 zeigen, würde eine Ausbringung von 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup> bei maximaler Belastung mit Schwermetallen bei allen vier Feinbodendichten eine nur minimale Aufstockung in den obersten 10 cm Mineralboden verursachen. So reichen z.B. die Aufstockungen für Zink von 7,25 mg.kg<sup>-1</sup> bis 14,27 mg.kg<sup>-1</sup>.

Gemäß den Gehaltsklassen (Tab. 46) der FBVA (1992) würde eine bodenchemische Analyse dieses Horizontes, ohne die natürliche oder anthropogen bedingte Vorbelastung zu berücksichtigen, nach erfolgter Ausbringung von Biokompost für Zink eine Zuordnung zur Klasse „Normalbereich“ bedeuten. Auch alle bodenchemischen Analysen der Schwermetalle Blei, Cadmium und Kupfer, letzteres mit Ausnahme der Humuskarbonatböden, wären, ohne die natürliche oder anthropogen bedingte Vorbelastung zu berücksichtigen, nach erfolgter Ausbringung von 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup> der Klasse „Normalbereich“ zuzuordnen. Einzig der für Humuskarbonatböden errechnete Kupferwert müßte der Klasse „Oberer Normalbereich“ zugeordnet werden.

Tab. 46: Gehaltsklassen für die Beurteilung der Schwermetallgehalte (mg.kg<sup>-1</sup>) in österreichischen Waldböden (FBVA, 1992).

	Zn	Cu	Pb	Cd
<b>Normalbereich</b>	≤20	≤7	≤20	≤0,2
<b>Oberer Normalbereich</b>	21-50	8-20	21-50	0,21-0,5
<b>Erhöht</b>	51-150	21-50	51-100	0,51-1,0
<b>Belastet</b>	151-300	51-100	101-200	1,01-3,0
<b>Stark belastet</b>	> 300	> 100	> 200	> 3,0

Im folgenden sollen die Effekte einer maximalen Schwermetallverlagerung in den Mineralböden nach erfolgter Ausbringung von 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup> im Wald mit den Ergebnissen der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (FBVA, 1992) für karbonatfreie und karbonatbeeinflusste Waldböden bzw. für Semipodsole und Podsole diskutiert werden. Wie bereits bei den humuschemischen Untersuchungen festgestellt wurde, zeigt sich auch an Hand bodenchemischer Untersuchungen, daß die durchschnittlichen Zink-, Cadmium- und Bleigehalte karbonatfreier Böden deutlich geringer als die karbonatbeeinflussten Böden sind (Tab. 47).

Vergleiche bodenchemischer Analysen von Semipodsohlen und Podsohlen, die entsprechend den Düngungsrichtlinien des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) düngungswürdige Standorte darstellen können, sofern sie von Natur nicht sauer und nährstoffarm sind, mit denen karbonatfreier Böden zeigen, daß die durchschnittliche Belastung mit Zink, Chrom und Nickel zum Teil deutlich unter der der Gruppe karbonatfreier Böden liegt (Tab. 47 und 48). Interessanterweise liegt der durchschnittliche Bleigehalt von Podsohlen mit 68 mg.kg<sup>-1</sup> deutlich über dem durchschnittlichen Bleigehalt der Gruppe karbonatfreier Böden mit 37 mg.kg<sup>-1</sup>.

Die nachfolgend für karbonatfreie Böden bzw. Semipodsole und Podsole diskutierten Schwermetallaufstockungen einer maximal belasteten Biokompostgabe von 10 t.ha<sup>-1</sup> erfolgen auf Basis der Feinbodendichten für (kiesige) (grusige) (schwach lehmige) Sande und für (kiesige) (grusige) lehmige Sande (GULDER und KÖLBEL, 1993), die im Normalfall die Oberbodentextur von Semipodsohlen und Podsohlen darstellen.

Die errechneten Aufstockungen aller Schwermetalle würden im allgemeinen die natürliche und anthropogen bedingte Hintergrundbelastung von karbonatfreien Böden bzw. Semipodsohlen und Podsohlen nur noch geringfügig anheben. Würden die Schwermetallaufstockungen außerdem auf Basis der durchschnittlichen oder mittleren Schwermetallgehalte des Biokompostes berechnet werden, würden die Aufstockungen im Oberboden dieser behandelten Waldböden noch deutlich geringer ausfallen.

Unter Berücksichtigung der Gehaltsklassen für die Beurteilung einer Schwermetallbelastung in österreichischen Waldböden (FBVA, 1992) würden die durchschnittlichen Zink- und Kupfergehalte in Semipodsohlen und Podsohlen eine Einteilung in die Klasse „Oberer Normalbereich“, die durchschnittlichen Cadmiumgehalte in die Klasse „Normalbereich“ sowie die von Blei für Semipodsole in die Klasse „Oberer Normalbereich“ sowie für Podsol in die Klasse „erhöht“ erfordern. Die auf Basis einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe hinzukommenden maximalen Aufstockungen von Zink, Kupfer und Cadmium würden keine Verschlechterung bzw. keine Zuordnung in eine höhere Gehaltsklasse verursachen. Auch die Einteilung der vorhandenen Bleibelastung von Semipodsohlen und Podsohlen würde durch die errechnete Aufstockung mit Blei infolge der Biokompostgabe nicht negativ verändert werden.

Tab. 47: Schwermetallgehalte (mg.kg<sup>-1</sup>) in karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Waldböden (0-10 cm Bodentiefe) Österreichs (FBVA, 1992).

Schwermetalle	Karbonatbeeinflusste Böden			Karbonatfreie Böden		
	Bereich	Median	Mittelwert	Bereich	Median	Mittelwert
<b>Zn</b>	6-445	96	117	5-290	50	57
<b>Cu</b>	3-132	16	19	1-156	15	19
<b>Cr</b>	3-103	27	28	1-135	23	25
<b>Ni</b>	9-151	28	30	1-115	19	23
<b>Pb</b>	16-571	75	93	1-382	37	47
<b>Co</b>	3-102	14	15	1-41	10	12
<b>Cd</b>	0,07-17,57	1,07	1,66	0,01-1,53	0,19	0,23



Tab. 48: Schwermetallgehalte ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) in ausgewählten Waldböden (0-10 cm Bodentiefe) Österreichs (FBVA, 1992).

Schwermetalle	Arme Felsbraunerde		Semipodsol		Podsol	
	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert
Zn	58	62	37	39	24	28
Cu	19	22	11	13	13	13
Cr	23	28	15	18	13	15
Ni	22	25	11	14	12	13
Pb	40	50	42	46	68	80
Co	11	13	7	8	7	8
Cd	0,20	0,23	0,16	0,20	0,19	0,25

Die folgenden Tabellen 49, 51, 52 und 53 stellen die mögliche maximale Aufstockung durch organische Schadstoffe im Oberboden behandelter Waldstandorte dar, die jedoch für alle Schadstoffe nur noch sehr gering ausfallen. Die einmalige Verwendung von  $10 \text{ t.ha}^{-1}$  maximal belastetem Biokompost würde bei Pentachlorphenol sowie der Summe der Chlorphenole nur noch eine Aufstockung von  $0,6\text{-}1,76 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , bei den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAHs) eine Aufstockung von  $6\text{-}31 \mu\text{g.kg}^{-1}$  sowie der Summe der PAHs von  $93\text{-}183 \mu\text{g.kg}^{-1}$  ausmachen. Bei allen anderen Substanzen, einzelne Chlorphenole wie z.B. 4-Chlorphenol (außer Humuskarbonatböden) oder 2,4,6-Trichlorphenol, polychlorierte Biphenyle, Hexachlorbenzol, Lindan, Summe der Hexachlorcyclohexane, Summe der PCDD/F, Insektizide und Pyrethroide wäre nach der einmaligen Verwendung von  $10 \text{ t.ha}^{-1}$  maximal belastetem Biokompost überhaupt nur noch eine Aufstockung im Nanogrammbe-  
reich (d.h.  $< 1,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) feststellbar.

Tab. 49: Aufstockung der AOX und EOX; von Pentachlorphenol, von 4-Chlorphenol, von 2,4,6-Trichlorphenol, von 2,4,5-Trichlorphenol, von 2,3,4,6/2,3,5,6-Tetrachlorphenol sowie der Summe aller untersuchten Chlorphenole<sup>50</sup> innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schadstofffracht in den Mineralboden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.

BK-Fracht	AOX µg.kg <sup>-1</sup>	EOX µg.kg <sup>-1</sup>	PCP µg.kg <sup>-1</sup>	4-Cp µg.kg <sup>-1</sup>	2,4,6-TCP µg.kg <sup>-1</sup>	2,4,5-TCP µg.kg <sup>-1</sup>	Tetra-CP µg.kg <sup>-1</sup>	SU_CP µg.kg <sup>-1</sup>
Bezug: (kiesige) (grusige) schwach lehmige Sande								
5000	1117,70	9,05	0,30	0,31	0,05	0,01	0,02	0,45
10000	2226,23	18,03	0,60	0,62	0,09	0,01	0,04	0,89
20000	4416,26	35,77	1,20	1,23	0,18	0,03	0,07	1,77
Bezug: (kiesige) (grusige) lehmige Sande und sandige Lehme								
5000	1251,61	10,14	0,34	0,35	0,05	0,01	0,02	0,50
10000	2491,74	20,18	0,67	0,69	0,10	0,01	0,04	1,00
20000	4938,18	40,00	1,34	1,37	0,20	0,03	0,08	1,98
Bezug: Lehme								
5000	1588,30	12,87	0,43	0,44	0,06	0,01	0,03	0,64
10000	3158,14	25,58	0,85	0,88	0,13	0,02	0,05	1,27
20000	6243,68	50,57	1,69	1,74	0,25	0,04	0,10	2,50
Bezug: Humuskarbonatböden								
5000	2208,13	17,89	0,60	0,61	0,09	0,01	0,04	0,89
10000	4380,65	35,48	1,19	1,22	0,18	0,03	0,07	1,76
20000	8622,22	69,84	2,33	2,40	0,35	0,05	0,14	3,46

Wie Ergebnisse der Literatur (WEISS, 1998; DESCHAUER, 1995) zeigen, gelten die PAHs im allgemeinen als ausgeprägt fettlöslich und hydrophob, wobei hochmolekulare und damit fettlöslichere PAH-Verbindungen eine stärkere Tendenz zur Bindung an die organische Substanz erkennen lassen. Dagegen können niedermolekulare PAH-Verbindungen, weil wasserlöslicher, in Abhängigkeit ihrer physiko-chemischen Eigenschaften sowie Bodeneigenschaften im Boden leichter verlagert werden.

DESCHAUER (1995) untersuchte die Auswirkungen von 42 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>, die durch einen hohen Gehalt an hochmolekularen, sehr stabilen PAH-Verbindungen gekennzeichnet war, in einem streugennutzten 80-100 jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf einer nährstoffarmen Podsol-Braunerde. Der Standort ist durch einen hohen atmosphärischen PAH-Eintrag mit entsprechend hoher PAH-Belastung in den Auflagehumushorizonten (Tab. 38) gekennzeichnet.

<sup>50</sup> Dazu gehören die Verbindungen: Pentachlorphenol, 3-Chlorphenol, 4-Chlorphenol, 2,6-Dichlorphenol, 2,4/2,5-Dichlorphenol, 2,3-Dichlorphenol, 3,5-Dichlorphenol, 2,4,6-Trichlorphenol, 2,3,6-Trichlorphenol, 2,3,5-Trichlorphenol, 2,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4-Trichlorphenol, 3,4,5-Trichlorphenol, 2,3,4,6/2,3,5,6-Tetrachlorphenol, 2,3,4,5-Tetrachlorphenol. SU\_CP: Summe dieser Chlorphenole.

Tab. 50: Gehalte ausgewählter PAH-Verbindungen ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) im Biokompost, 0-5 cm Bodentiefe und 15-30 cm Bodentiefe (DESCHAUER, 1995).

PAH-Verbindung	BK	Kontrolle 0-5 cm Bodentiefe		Kontrolle 15-30 cm Bodentiefe	
		Bereich	Mittel	Bereich	Mittel
Phenanthren	259,1	5,9-41,5	20,3	5,3-10,1	7,9
Naphthalin	16,2	8,7-28,4	15,3	2,8-6,7	5,2
Fluoranthren	818,3	9,3-21,3	15,3	1,3-1,7	1,5
Chrysen/Triphenylen	813,9	7,1-18,9	13,2	0,5-1,2	0,8
Pyren	562,9	6,5-14,3	10,7	0,7-1,1	0,9
Benzo(a)anthracen	524,0	3,5-7,0	5,6	0,1-0,2	0,2
Benzo(e)pyren	585,6	8,9-19,0	14,7	0,3-0,6	0,5
Benzo(a)pyren	367,1	4,7-13,5	9,8	0,0-0,2	0,1
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	477,5	4,7-9,5	7,0	0,1-0,2	0,2
Benzo(b,j,k)fluoranthren	1285,9	16,9-39,8	28,4	0,7-0,9	0,8
SU_PAH <sup>51</sup>	6573,4	78,9-223,3	147,7	12,7-23,1	18,9

Humuschemische Analysen einer Mischprobe ergaben in der L-Schicht ( $525,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), F-Schicht ( $999,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) und H-Schicht ( $3151,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) deutliche höhere PAH-Gesamtgehalte, während die bodenchemischen Analysen im  $A_{eh}$ -Horizont in 0-5 cm Bodentiefe ( $195,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) eine 20fache Abnahme der PAH-Gesamtgehalte ergaben (Tab. 50). Im  $B_{hv}$ -Horizont in 15-30 cm Bodentiefe konnten nur noch  $6,78 \mu\text{g PAH.kg}^{-1}$  nachgewiesen werden. Die im Boden nachgewiesenen niedermolekularen PAH-Verbindungen müssen durch Infiltration in wasserlöslicher Form in den Mineralboden gelangt sein, da in dem schwach podsoligen Boden keine zoogene Durchmischung zwischen Auflage und Mineralboden festgestellt wurde. Hochmolekulare PAH-Verbindungen wie z.B. Chrysen/Triphenylen, Benzo(b,j,k)fluoranthren oder Fluoranthren, die mit hohen Gehalten im Biokompost nachgewiesen bzw. mit hohen Gehalten im Auflagehumus stark gebundenen wurden, konnten im  $B_{hv}$ -Horizont (fast) nicht festgestellt werden. Dagegen dominieren niedermolekulare Verbindungen wie Phenanthren oder Naphthalin.

Zwei Jahre nach der Ausbringung des Biokompostes konnten statistisch abgesicherte PAH-Anstiege nur in der BK- und L-Schicht nachgewiesen werden, während sowohl bei den einzelnen PAH-Verbindungen, als auch bei der gesamten PAH-Fracht in der F- und H-Schicht (Kap. 4.2) bzw. dem  $A_{eh}$ -Horizont und dem  $B_{hv}$ -Horizont fast keine Veränderungen feststellbar waren. Tendentiell konnte im  $B_{hv}$ -Horizont ein starkes Ansteigen der PAH-Verbindung Phenanthren auf  $> 15 \mu\text{g.kg}^{-1}$  bzw. bei der PAH-Verbindung Naphthalin auf knapp  $10 \mu\text{g.kg}^{-1}$  festgestellt werden. Wie eine Bilanzierung zeigte, konnten trotz der langen Halbwertszeit der PAH-Verbindungen zwischen 30 und 70 % der PAH-Fracht nicht mehr extrahiert werden. Da diese fehlenden Fraktionen weder im Mineralboden noch in der Bodenlösung festgestellt werden konnten, wurde vermutet, daß es zu einer verstärkten Festlegung der PAH-Verbindungen im Auflagehumus gekommen war, sodaß die stabilen PAH-Verbindungen mit den Lösungsmitteln nicht extrahiert wurden.

<sup>51</sup> Dazu gehören die PAH-Verbindungen: Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Fluoren, Fluoranthren, Naphthalin, Phenanthren, Perylen, Pyren, Chrysen/Triphenylen, Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b,j,k)fluoranthren, Benzo(e)pyren, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren und Dibenzo(a,h)anthracen.

Vergleicht man die Biokompostanalysen von DESCHAUER (1995) mit denen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999), so liegen die Gehalte von DESCHAUER unter den maximalen Gehalten österreichischer Biokomposte, die allerdings statistisch betrachtet Ausreißer darstellen. Dagegen übersteigen dieselben Gehalte teilweise um ein Mehrfaches das obere Quartil der Kompostanalysen des Umweltbundesamtes. Infolge der starken Festlegung hochmolekularer PAH-Verbindungen im Auflagehumus sowie der geringen Verlagerung von PAHs in den Mineralboden müßten die in der Tab. 51 errechneten theoretischen Aufstockungen im Mineralboden deutlich niedriger als angenommen ausfallen.

Tab. 51: Aufstockung der Gehalte ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (Phenanthren, Fluoranthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Benzo(e)pyren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren sowie der Summe aller untersuchten PAHs<sup>52</sup>) innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schadstofffracht in den Mineralboden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.

BK-Fracht	Phen µg.kg <sup>-1</sup>	FluA µg.kg <sup>-1</sup>	Pyren µg.kg <sup>-1</sup>	B(a)-a µg.kg <sup>-1</sup>	B(e)-p µg.kg <sup>-1</sup>	B(a)-p µg.kg <sup>-1</sup>	Ind µg.kg <sup>-1</sup>	SU_PAH µg.kg <sup>-1</sup>
Bezug: (kiesige) (grusige) schwach lehmige Sande								
5000	5,24	7,95	6,26	3,43	5,20	3,62	2,90	46,70
10000	10,44	15,83	12,47	6,84	10,37	7,21	5,77	93,02
20000	20,71	31,39	24,74	13,56	20,56	14,31	11,44	184,53
Bezug: (kiesige) (grusige) lehmige Sande und sandige Lehme								
5000	5,87	8,90	7,01	3,84	5,83	4,05	3,24	52,30
10000	11,69	17,71	13,96	7,65	11,60	8,07	6,46	104,11
20000	23,16	35,10	27,66	15,16	22,99	16,00	12,79	206,34
Bezug: Lehme								
5000	7,45	11,29	8,90	4,88	7,40	5,15	4,11	66,37
10000	14,81	22,45	17,69	9,70	14,71	10,23	8,18	131,96
20000	29,29	44,38	34,97	19,17	29,07	20,23	16,17	260,88
Bezug: Humuskarbonatböden								
5000	10,36	15,70	12,37	6,78	10,28	7,15	5,72	92,26
10000	20,55	31,14	24,54	13,45	20,40	14,19	11,35	183,04
20000	40,44	61,29	48,30	26,48	40,15	27,93	22,34	360,27

Die Verwendung von 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup> würde, sofern die gesamte Fracht an PCB, HCH, HCB sowie an PCDD/F in den obersten Mineralboden verlagert wird, bei Böden mit den Feinbodendichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) nur sehr geringe Aufstockungen von <1 µg.kg<sup>-1</sup> verursachen (Tab. 52). Bedenkt man, daß bei diesen Überlegungen die maximalen Konzentrationen verwendet wurden, die Schadstoffgehalte im Biokompost für ¾ der untersuchten Proben jedoch viel geringer sind, wären die theoretischen Aufstockungen nahezu vernachlässigbar gering. Die obere Quartil für PCDD/F der analysierten Proben beträgt ei-

<sup>52</sup> SU\_PAH (16): Summe polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe: Dazu gehören die PAH-Verbindungen: Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Triphenylen, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(e)pyren, Benzo(b)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Dibenzo(a,h)anthracen, Benzo(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren sowie Coronen.

nen Bruchteil des maximalen Gehaltes, sodaß die Aufstockungen im Mineralboden bei Verwendung von solchen Biokomposten nur noch zwischen 22 und 45 ng.kg<sup>-1</sup> liegen würden.

Berücksichtigt man die physiko-chemischen Eigenschaften dieser Substanzen, nämlich die gute bis sehr hohe Fett-, sowie geringe Wasserlöslichkeit, die eine hohe Anreicherung an die organische Substanz, eine hohe Persistenz und damit geringe Verlagerung im Boden bedingen, so darf angenommen werden, daß selbst bei den in der Tab. 52 angestellten Überlegungen nur ein Bruchteil der einzelnen Frachten in den darunterliegenden Mineralböden gelangen wird und demzufolge die Aufstockungen noch viel geringer als theoretisch angenommen sein werden.

Laut einer Information des Umweltbundesamtes (ZETHNER, 1999, pers. Mitt.) sind die Belastungen mit organischen Schadstoffen, wie z.B. mit PCDD/F, in städtischen Biokomposten höher als in denen ländlichen Ursprungs. Theoretisch könnten Komposte im Wald verwertet werden, von denen die anorganischen und organischen Belastungen abschätzbar geringer sind. Folglich sollten die Schadstoffgehalte im Endprodukt deutlich unter den in Tab. 17 dargestellten liegen.

Tab. 52: Aufstockung der Gehalte von PCB<sup>53</sup>; von Lindan, von Hexachlorbenzol, der Summe aller untersuchten Hexachlorcyclohexane; der Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie der TEQ (ITEF) innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schadstofffracht in den Mineralböden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.

BK-Fracht kg.ha <sup>-1</sup>	SU_PCB ng.kg <sup>-1</sup>	HCB ng.kg <sup>-1</sup>	γ-HCH ng.kg <sup>-1</sup>	SU_HCH ng.kg <sup>-1</sup>	PCDD/F ng.kg <sup>-1</sup>	TEQ (ITEF) ng.kg <sup>-1</sup>
Bezug: (kiesige) (grusige) schwach lehmige Sande						
5000	142,80	12,76	15,64	15,64	34,24	0,10
10000	284,43	25,41	31,15	31,15	68,20	0,21
20000	564,23	50,41	61,79	61,79	135,28	0,41
Bezug: (kiesige) (grusige) lehmige Sande und sandige Lehme						
5000	159,91	14,29	17,51	17,51	38,34	0,12
10000	318,35	28,44	34,86	34,86	76,33	0,23
20000	630,91	56,36	69,09	69,09	151,27	0,46
Bezug: Lehme						
5000	202,92	18,13	22,22	22,22	48,65	0,15
10000	403,49	36,05	44,19	44,19	96,74	0,29
20000	797,70	71,26	87,36	87,36	191,26	0,58
Bezug: Humuskarbonatböden						
5000	282,11	25,20	30,89	30,89	67,64	0,21
10000	559,68	50,00	61,29	61,29	134,19	0,41
20000	1101,59	98,41	120,63	120,63	264,13	0,80

Einer Mitteilung des Umweltbundesamtes (ZETHNER, 1999, pers. Mitt.) zufolge sind in Biokomposten ländlichen Ursprungs infolge größerer Anteile an kompostierbaren Garten- und landwirtschaftlichen Abfällen größere Pestizidrückstände zu erwarten. In Hinblick auf eine mögliche Verwertung von Kompost im Wald wären daher jene Komposte zu überlegen, bei

<sup>53</sup> Summenparameter der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 138, 153 und 180

denen Abfälle mit bekannten oder abschätzbaren Belastungen bei der Kompostierung verwendet wurden. Andererseits könnten bei genauer Kenntnis möglicher maximaler Pestizidbelastungen, wie sie z.B. für Chlorinsektizide nachgewiesen wurden (Tab. 17), entsprechende Komposte von einer Verwertung ausgeschlossen werden, sodaß die ohnehin geringen theoretischen Aufstockungen, wie sie für verschiedene Mineralböden errechnet wurden (Tab. 53), noch geringfügiger ausfallen würden.

Auf die derzeit gültigen Grenzwerte für Organochlorpestizide (Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan und Heptachlor) sowie die Pyrethroide (Cypermethrin, Fenvalverat und Deltamethrin) in der DVO (1007/1994) wurde bereits (s. oben) eingegangen. Die maximalen Gehalte aller organischen Schadstoffe unterschreiten die entsprechenden Grenzwerte um ein Vielfaches und stellen folglich kein Qualitätsproblem dar.

Tab. 53: Aufstockung der Gehalte ausgewählter Pyrethroide (Endrin und  $\beta$ -Endosulfan) und Insektizide (Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin) sowie von Thiabendazol innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schadstofffracht in den Mineralböden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.

BK-Fracht	Endrin ng.kg <sup>-1</sup>	$\beta$ -Endo ng.kg <sup>-1</sup>	Lambda ng.kg <sup>-1</sup>	Cyflu ng.kg <sup>-1</sup>	Delta ng.kg <sup>-1</sup>	Thiab ng.kg <sup>-1</sup>
Bezug: (kiesige) (grusige) schwach lehmige Sande						
5000	172,43	19,26	56,38	279,01	246,50	134,57
10000	343,44	38,36	112,30	555,74	490,98	268,03
20000	681,30	76,10	222,76	1102,44	973,98	531,71
Bezug: (kiesige) (grusige) lehmige Sande und sandige Lehme						
5000	193,09	21,57	63,13	312,44	276,04	150,69
10000	384,40	42,94	125,69	622,02	549,54	300,00
20000	761,82	85,09	249,09	1232,73	1089,09	594,55
Bezug: Lehme						
5000	245,03	27,37	80,12	396,49	350,29	191,23
10000	487,21	54,42	159,30	788,37	696,51	380,23
20000	963,22	107,59	314,94	1558,62	1377,01	751,72
Bezug: Humuskarbonatböden						
5000	340,65	38,05	111,38	551,22	486,99	265,85
10000	675,81	75,48	220,97	1093,55	966,13	527,42
20000	1330,16	148,57	434,92	2152,38	1901,59	1038,10

#### 4.4 Vergleich der Nähr- und Schwermetallfrachten einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe sowie einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe mit den Elemententzügen im Rahmen einer Holzernte für Fichten- und Buchenbestände

Im Zuge der Erstellung des vorliegenden Bericht zeigte sich, daß die Schwermetallgehalte, die im Rahmen des Sollingprojektes (1966-1986) publiziert worden waren (ELLENBERG et al., 1986) und in internationalen Studien immer wieder als Vergleichswerte herangezogen werden, für einen 84jährigen Fichten- und 122jährigen Buchenbestand deutlich über denen anderer Untersuchungen liegen. Aus diesem Grund werden für die nachfolgenden Betrachtungen nicht nur die auf Basis dieser Analysedaten hochgerechneten Elementvorräte der beiden Waldbestände des Sollings, sondern auch die umfassend vorliegenden Ergebnisse der Studie Bärhalde (Südschwarzwald) für einen 130- und 75jährigen Fichtenbestand (RAISCH, 1983) herangezogen. Die Schwermetallgehalte in Derbholz und Rinde der Fichtenstandorte auf der Bärhalde liegen zum Teil um ein Vielfaches unter den entsprechenden Analysedaten des Fichten- und Buchenbestandes am Solling.

Die grundsätzliche Überlegung ist, daß es im Zuge einer Holzernte zu Entzügen an Nährstoffen, Spurenelementen, aber auch an Schadstoffen kommt. Im Zuge einer Verwendung organischer Recyclingsderivate kommt es aber auch zur Ausbringung dieser Elemente. Aus diesem Grund werden die Nährstoff- und Schwermetallfrachten einer Biokompostgabe (10 t BK.ha<sup>-1</sup>) den errechneten Nährstoff- und Schwermetallentzügen im Rahmen einer Holzernte für Waldbestände der Bärhalde und des Sollings gegenübergestellt und diskutiert. Auch die in der Studie von MAYR (1998) für eine Naßschlammgabe (10 t KSn.ha<sup>-1</sup>) ermittelten Nähr- und Schwermetallfrachten werden mit den Ernteentzügen des Sollings und der Bärhalde verglichen und neu diskutiert.

Diese errechneten Nährstofffrachten für Biokompost und Naßschlamm werden außerdem den Nährstoffvorräten eines Modellbestandes für Fichte, die sich aus den Vorräten des verbleibenden und des ausgeschiedenen (Summe aller Durchforstungen) Bestandes zusammensetzen, gegenübergestellt (KRAPFENBAUER und BUCHLEITNER, 1981). Der Modellbestand für Fichte wurde mit Hilfe einer Ertragstafel kalkuliert und gilt für eine 10. Absolutbonität sowie eine 100jährige Umtriebszeit.

Die Nähr- und Schadstofffrachten werden auf Basis aktueller Untersuchungen über die Qualität österreichischer Biokomposte (ZETHNER et al., 1999) und Naßschlämme (SCHARF et al., 1997), jeweils bezogen auf eine 10 t.ha<sup>-1</sup>-Gabe, errechnet. Die für verschiedene Bestände kalkulierten Nähr- und Schadelemententzüge basieren auf der Überlegung, daß nur das Stammholz in Rinde entnommen wird, die restliche oberirdische Biomasse bestehend aus Nadeln, Zweigen, Ästen etc. sowie die Wurzelmasse im Wald verbleibt.

##### 4.4.1 Makro- und Mikronährstoffe in Holz und Rinde von Fichte und Buche im Vergleich zu Biokompost- und Naßschlamm-Gaben

Tab. 54: Frachten von Makro- und Mikronährstoffen (kg.ha<sup>-1</sup>) einer 10 t BK.ha<sup>-1</sup>-Gabe auf Basis aktueller österreichischer Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	N <sub>ges</sub>	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn
<b>Maximum</b>	220	83	249	1358	326	350	30,09
<b>Oberes Quartil</b>	190	52	149	872	169	200	9,36
<b>Mittelwert</b>	150	39	125	708	145	170	8,30
<b>Median</b>	150	39	125	708	133	150	6,43
<b>Unteres Quartil</b>	120	26	91	557	109	130	4,88
<b>Minimum</b>	60	13	42	172	60	60	2,82

Tab. 55: Frachten von Makro- und Mikronährstoffen ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) einer  $10 \text{ t KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe auf Basis aktueller österreichischer Klärschlammdata (SCHARF et al., 1997).

	$\text{N}_{\text{ges}}$	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn
<b>Maximum</b>	945	341	115	998	185	790	6,2
<b>Median</b>	432	276	32	538	102	120	3,1
<b>Minimum</b>	303	186	16	366	62	35	0,8

Tab. 55 für Naßschlamm läßt im Vergleich zum Biokompost (Tab. 54) sehr deutlich die für Naßschlämme so typischen Nährstoffungleichgewichte erkennen (MAYR, 1998). Gerade die für die Melioration von versauerten Standorten wichtigen Makronährstoffe Kalium und Magnesium kommen im KSn nur in sehr geringen Spuren vor. Kalzium kann in Abhängigkeit eingesetzter Fäll- und/oder Konditionierungsmittel im Klärschlamm in höheren Konzentrationen vorkommen. Kalium und Magnesium liegen dagegen im Biokompost, was die maximalen Konzentrationen betrifft, in Relation zum Gesamtstickstoff in größeren Mengen vor. Unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Gehalte im Biokompost zeigt sich bei den drei Elementen annähernd ein Verhältnis von 1:1:1. Phosphor kommt dagegen im Biokompost in vergleichsweise geringer Fracht vor, während derselbe bedingt durch den Einsatz von Fällmitteln (z.B. Eisensalzen) im Naßschlamm in größeren Mengen vorliegt. Ähnlich verhält es sich für Eisen.

Unter Berücksichtigung der Nährstoffgehalte in der Holzasche (Tab. 19) würden sich bei Unterstellung einer Ausbringungsmenge gleicher Größenordnung, nämlich  $10 \text{ t Holzasche}\cdot\text{ha}^{-1}$ , enorme Frachten an basischen Kationen, vor allem von Calcium, ergeben. Calciumoxid käme in einer Menge von  $4000\text{-}4600 \text{ kg CaO}\cdot\text{ha}^{-1}$  zur Ausbringung.

Tab. 56: Vorräte von Makro- und Mikronährstoffen ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in Derbholz und Rinde eines 122jährigen Buchenbestandes im Solling (ELLENBERG et al., 1986).

	TM	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe
<b>Derbholz</b>	222.900	246,6	41,5	175,2	118,9	40,1	89,0	74,0
<b>Rinde</b>	15.500	121,3	13,3	30,3	96,3	16,6	14,0	3,6
<b>Gesamt</b>	238.400	367,9	54,8	205,5	215,2	56,7	103,0	77,6

Tab. 57: Vorräte von Makro- und Mikronährstoffen ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in Derbholz und Rinde eines 84jährigen Fichtenbestandes im Solling (ELLENBERG et al., 1986).

	TM	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe
<b>Derbholz</b>	182.500	153,0	14,7	50,0	130,0	19,5	29,2	18,0
<b>Rinde</b>	15.870	105,0	22,6	49,0	138,0	11,2	17,5	2,4
<b>Gesamt</b>	198.370	258,0	37,3	99,0	268,0	30,7	46,7	20,4



Tab. 58: Vorräte von Makro<sup>54</sup>- und Mikronährstoffen ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in Derbholz und Rinde eines 130jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde im Südschwarzwald (RAISCH, 1983).

	TM	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe
<b>Derbholz</b>	151.456	<75,7	<7,6	<75,7	75,7	<22,7	7,42-25,44	1,36-1,97
<b>Rinde</b>	16.309	65,2	8,2	<40,8	146,8	<11,4	6,34-13,59	3,75-2,94
<b>Gesamt</b>	167.765	141,0	15,7	116,5	222,5	<34,1	13,77-39,03	5,11-4,90

Tab. 59: Vorräte von Makro- und Mikronährstoffen ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in Derbholz und Rinde eines 75jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde im Südschwarzwald (RAISCH, 1983).

	TM	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe
<b>Derbholz</b>	161.305	<80,7	<8,1	<80,7	80,7	24,2	7,90-27,10	1,45-2,10
<b>Rinde</b>	19.191	76,8	9,6	48,0	134,3	17,3	62,75-134,37	37,10-29,03
<b>Gesamt</b>	180.496	157,4	17,7	128,6	215,0	41,5	70,65-161,47	38,55-31,13

Tab. 56-59 zeigen die mögliche Bandbreite von Nährstoffvorräten, die in diesen Biomassen zweier Fichtenbestände der Bärhalde sowie jeweils eines Fichten- und Buchenbestandes des Sollings gespeichert sind. Ein Vergleich der in diesen Biomassen gebundenen Gesamtnährstoffvorräte läßt speziell bei den Elementen Stickstoff, Kalium, Magnesium und Eisen, aber auch Phosphor deutlich höhere Elementvorräte im Buchenbestand als bei den drei anderen Fichtenbeständen erkennen. Infolge der höheren Trockenmassen und Nährstoffgehalte des Fichtenbestandes am Solling liegen auch die Stickstoff, Phosphor und Calciumvorräte deutlich über den beiden Vorräten der Fichtenstandorte auf der Bärhalde. Dagegen sind die Eisen- und Manganvorräte des 75jährigen Fichtenstandortes der Bärhalde deutlich höher als die entsprechenden Vorräte der beiden anderen Fichtenstandorte.

Die mit einer Ausbringung von  $10 \text{ t BK}\cdot\text{ha}^{-1}$  verbundene maximale Nährstofffracht (Tab. 54) würde die in Derbholz und Rinde der Bestände des Sollings gebundenen Vorräte von Phosphor, Calcium, Magnesium und Eisen deutlich, die für Kalium im Fichtenbestand beträchtlich, im Buchenbestand nur leicht übersteigen (Tab. 56 und 57). Die mit derselben BK-Gabe verbundene N-Zufuhr würde dagegen im Buchenbestand nur 60 % des Stickstoffentzuges abdecken. Die mit der Nutzung eines 130- sowie 75jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde verbundenen N-Entzüge könnten mit der maximalen N-Zufuhr einer  $10 \text{ t BK}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe abgedeckt werden (Tab. 58 und 59). Die maximale Mn-Zufuhr mit  $10 \text{ t BK}\cdot\text{ha}^{-1}$  würde bei Nutzung des Buchenbestandes weniger als ein Drittel des Mn-Entzuges, bei Nutzung des Fichtenbestandes ca. 60 % abdecken.

Da die maximalen Gehalte im Biokompost, statistisch betrachtet, Ausreißer darstellen, gelten die nachfolgenden Überlegungen für die durchschnittlichen Nährstofffrachten einer  $10 \text{ t BK}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe. Würde man die N-Vorräte des Buchenbestandes, die im Rahmen einer Holzernte entzogen werden, abdecken wollen, wäre bei Verwendung solcher Biokomposte mindestens die doppelte BK-Gabe, also  $20 \text{ t BK}\cdot\text{ha}^{-1}$ , notwendig. Die durchschnittliche N-Fracht im Biokompost müßte zur Abdeckung des entzogenen N-Vorrates des Fichtenbestandes am Solling um ca. 70 % erhöht werden, wäre zur Abdeckung der N-Vorräte der Bärhalde jedoch ausreichend.

<sup>54</sup> Für das bei manchen Elementen vorangestellte „<-“ Zeichen gilt, daß der entsprechende Wert aus Abbildungen abgeleitet wurde, da keine Gehalte in entsprechenden Tabellen gegeben waren, und jeweils mehr oder weniger knapp darunter lag.

Die durchschnittlichen Calcium-, Magnesium- und Eisenfrachten einer 10 t BK.ha<sup>-1</sup>-Gabe würden die entsprechenden Calcium-, Magnesium- und Eisenentzüge aller vier Bestände im Rahmen einer Holzernte immer noch deutlich übersteigen. Würde man die Calcium- oder Magnesiumfracht im Biokompost den Ernteentzügen entsprechend angleichen wollen, müßte man die ausgebrachte BK-Menge reduzieren oder einen Biokompost mit geringeren Gehalten dieser Elemente verwenden. Im Schnitt müßte die BK-Gabe bezogen auf die Calcium- und/oder Magnesiumfracht auf ein Drittel reduziert werden, um diese beiden Frachten den entsprechenden Entzügen anpassen zu wollen. Dies würde jedoch auch eine deutliche Reduktion der N-Fracht im Biokompost, nämlich auf ca. 50-60 kg N.ha<sup>-1</sup> bedeuten. Dies wäre eine N-Menge, wie sie die Düngungsempfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) deutlich unterschreiten würde.

Die maximalen Nährstofffrachten einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe (Tab. 55) würden die entsprechenden Entzüge an Stickstoff, Phosphor, Calcium, Magnesium und Eisen um ein beträchtliches übersteigen (Tab. 54-57). Die Kaliumvorräte könnten mit Ausnahme des Vorrates im Buchenbestand gerade noch, die Manganvorräte bei weitem nicht durch die maximalen Kalium- und Manganfrachten einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe ausgeglichen werden.

Würde man die maximale N-Fracht von 945 kg.ha<sup>-1</sup> dem entzogenen N-Vorrat des Fichtenbestandes am Solling (258 kg.ha<sup>-1</sup>) anpassen wollen, wäre eine Reduktion der KSn-Gabe um knapp 75 % notwendig, die die folgenden Auswirkungen auf die Magnesiumfracht, vor allem aber auf die Kaliumfracht hätte. Die Magnesiumfracht im Naßschlamm würde gerade noch ausreichen, um die entsprechenden Verluste im Rahmen einer Holzernte abdecken zu können. Die Kaliumfracht könnte dagegen noch ca. die Hälfte des entzogenen Kaliumvorrates des Fichtenbestandes am Solling, jedoch nur noch ein Drittel der entsprechenden Entzüge der Fichtenbestände auf der Bärhalde sowie ein Fünftel des entzogenen Kaliumvorrates des Buchenbestandes am Solling abdecken.

Die nachfolgenden Überlegungen gelten für die durchschnittlichen Nährstofffrachten einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe. Auch die durchschnittlichen Stickstoff-, Phosphor-, Calcium-, Magnesium- und Eisenfrachten einer Naßschlammgabe würden noch bei weitem ausreichen, um die entsprechenden Entzüge auf allen vier Standorten auszugleichen (Tab. 55 bzw. Tab. 56-59). Die einzige Ausnahme wäre der kalkulierte N-Entzug im Zuge der Schlägerung eines Buchenbestandes, der der N-Fracht im Naßschlamm fast gleichgesetzt werden kann. Die durchschnittlichen Kalium- und Manganfrachten im Naßschlamm sind bereits derart gering, daß ein Vielfaches der Naßschlammgabe notwendig wäre, um die entsprechenden Entzüge abdecken zu können. In diesem Zusammenhang sei noch einmal auf die unausgewogenen Nährstoffverhältnisse im Naßschlamm von Stickstoff, Magnesium und Kalium im Unterschied zum Biokompost hingewiesen (s. oben).

Die durchschnittlichen Nährstofffrachten einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe sowie einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe (Tab. 54 und 55) werden nachfolgend den gesamten Ernteentzügen einer Umtriebszeit für Derbholz in Rinde (Tab. 60), bestehend aus den Entzügen im Rahmen aller Durchforstungen sowie der Endnutzung, auf Basis der Berechnungen von KRAPFENBAUER und BUCHLEITNER (1981) für einen Fichten-Modellbestand gegenübergestellt und diskutiert.

Tab. 60: Vorräte von Makronährstoffen ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) für Derbholz und Rinde eines Fichten-Modellbestandes (10. Absolutbonität und 100jähriger Umtrieb) für den Endbestand sowie für die Summe aller Durchforstungen (KRAPPENBAUER und BUCHLEITNER, 1981).

	TM	N	P	K	Ca	Mg
Endnutzung (im Alter 100)						
Derbholz	296.600	65,1	9,5	51,3	252,1	24,9
Rinde	19.400	64,2	11,1	42,6	205,0	17,3
Gesamt	316.000	129,3	20,6	93,9	457,1	42,2
Summe aller Durchforstungen						
Derbholz	130.200	62,3	6,2	41,4	110,7	12,7
Rinde	12.800	61,5	7,3	38,5	116,1	11,6
Gesamt	143.000	123,8	13,5	79,9	226,8	24,3
<b>Summe aus Endnutzung und Durchforstungen</b>						
Derbholz	426.800	127,4	15,7	92,7	362,8	37,6
Rinde	32.200	125,7	18,4	81,1	321,1	28,9
<b>Gesamt</b>	<b>459.000</b>	<b>253,1</b>	<b>34,1</b>	<b>173,8</b>	<b>683,9</b>	<b>66,5</b>

Die durchschnittlichen Stickstoff- und Kaliumfrachten einer  $10 \text{ t Biokompost}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe können die gesamten Entzüge (Derbholz in Rinde) während einer 100jährigen Umtriebszeit nicht abdecken (Tab. 54 und 60). Die durchschnittlichen Magnesium-, Phosphor- und Calciumfrachten im Biokompost reichen gerade aus. Um die Kaliumentzüge mit einer Biokompostgabe abdecken zu können, müsste die Biokompostgabe um ca. 40 % erhöht werden. Die sich mit einer solchen Erhöhung ergebende Stickstofffracht von  $210 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  wäre durchaus noch vertretbar, da der Stickstoff bedingt durch das weitere C/N-Verhältnis langsam freigesetzt wird. Diese Stickstoffmenge würde zudem noch deutlich unter der in MAYR (1998) beschriebenen Stickstoffmenge von  $400\text{-}500 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  liegen, bei deren Überschreitung im Zuge einer Naßschlammgabe es zu erhöhter Freisetzung von Nitrat und basischen Kationen kommt.

Die durchschnittlichen Stickstoff-, Phosphor- und Magnesiumfrachten einer  $10 \text{ t Naßschlamm}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe überschreiten die entsprechenden Nährstoffentzüge, die während einer 100jährigen Umtriebszeit anfallen, deutlich (Tab. 55 und 60). Dagegen können die Entzüge von Calcium fast zur Gänze, die von Kalium bei weitem nicht durch die durchschnittlichen Frachten einer Naßschlammgabe abgedeckt werden. Um die Kaliumentzüge mit einer Naßschlammgabe abdecken zu können, müsste die Naßschlammgabe um das Fünffache erhöht werden. Dies wäre jedoch in Hinblick auf die unausgewogene Nährstoffverteilung im Naßschlamm gänzlich abzulehnen, da dies eine Stickstofffracht von über  $2000 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  mit den in MAYR (1998) beschriebenen negativen Effekten (z.B. stark erhöhte Nitratfreisetzung usw.) ergeben würde.

Zusammenfassend soll für die Kalkulationen von Biokompost und Naßschlamm zur Abdeckung von Nährstoffentzügen im Rahmen der Holzernte noch einmal auf die Stickstofffracht jedes Derivats, ihre Freisetzungseigenschaften sowie die Düngungsrichtlinien des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) aufmerksam gemacht werden. Wenngleich bei beiden Recyclingsderivaten die Stickstofffracht organisch gebunden vorliegt, so wird die Stickstofffracht im Naßschlamm infolge des engeren C/N-Verhältnisses ( $<10$ ) wesentlich rascher mineralisiert und freigesetzt als in ausgereiften Komposten. Ausgereifte Biokomposte sind infolge des höheren und vor allem am Ende des Kompostierungsprozesses stabilen C/N-Verhältnisses von 14-16 für ihre langsame Stickstofffreisetzung bekannt. Angestrebte

C/N-Verhältnisse von 20 gemäß der forstlichen Literatur für Humifizierungsprozesse sollten diesen Effekt verstärken.

Naßschlammengen mit N-Frachten von mehr als 400-500 kg.ha<sup>-1</sup> verursachen je nach Standort ein erhöhtes Auswaschen von Nitrat gemeinsam mit basischen Kationen (MAYR, 1998). Demzufolge würde eine Naßschlammmenge der zuvor diskutierten Größenordnung und Nährelementverteilungen kaum eine Verbesserung degradiert Standorte bewirken, wengleich die Elemententzüge der Holzernte ausgeglichen werden könnten.

Die in den Dünungsrichtlinien angeführten Düngungsempfehlungen für Stickstoff, u.a. für die im Kap. 4.1 verwendete 400 kg.ha<sup>-1</sup>-Gabe, stellen handelsübliche, mineralische und damit schnell lösliche Dünger dar. Wengleich die darin enthaltene Reinelementmenge an Stickstoff von 104 kg N.ha<sup>-1</sup> auch von der maximalen Stickstofffracht einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe übertroffen wird, so sollte dennoch diese auf Grund der zuvor genannten Eigenschaften und ausgewogeneren Nährstoffverhältnisse für die Melioration von degradierten, humus- und nährstoffverarmten Waldstandorten vertretbar sein.

#### **4.4.2 Schwermetalle in Holz und Rinde von Fichte und Buche im Vergleich zu Biokompost- und Naßschlamm-Gaben**

Die Schwermetallgehalte von ¾ der Biokompostproben liegen um ein Mehrfaches unter den maximalen Gehalten (Tab. 11). Das Gleiche gilt in der Folge für die Schwermetallfracht im Biokompost.

Unter Berücksichtigung der in Tab. 20 angeführten mittleren Schwermetallgehalte für Holz- aschengemische aus Rinde, Hackgut und Sägespäne muß noch einmal darauf hingewiesen werden, daß die Belastung für die Elemente Zink, Kupfer, Chrom und Nickel in der Holz- asche deutlich über den aktuellen, mittleren Schwermetallgehalten in österreichischen Bio- komposten (ZETHNER et al., 1998) liegt. Einzig die mittlere Bleibelastung liegt in den öster- reichischen Biokomposten über der Bleibelastung in der Holz- asche.

Für Naßschlamm gilt, daß die mittlere Zinkbelastung für Holz- asche (Tab. 20) aus Sägespä- nen deutlich über, die aus Rinde und Hackgut deutlich unter dem mittleren Gehalt in öster- reichischen Klärschlämmen (SCHARF et al., 1997) liegt. Die mittleren Gehalte für Cadmium bzw. Chrom, Nickel und Kobalt in der Holz- asche liegen um ein Mehrfaches bzw. deutlich ü- ber den mittleren Gehalten im Naßschlamm.

Die maximalen Zink-, Kupfer-, Chrom-, Blei- und Nickelfrachten liegen teilweise um ein mehrfaches über der kalkulierten Fracht auf Basis des oberen Quartils der Biokompostpro- ben. Vergleicht man die maximalen Schwermetallgehalte von Biokompost und Naßschlamm (MAYR, 1988), jeweils bezogen auf eine 10 t.ha<sup>-1</sup>-Gabe, bzw. die sich daraus ergebenden Frachten (Tab. 61 und 62), zeigt sich, daß die Frachten von Zink, Cadmium, Chrom und Blei im Biokompost unter den entsprechenden im Naßschlamm liegen, während es sich für die Elemente Kupfer und Nickel umgekehrt verhält. Auch unter Berücksichtigung der mittleren Schwermetallgehalte liegen im Biokompost alle Frachten mit Ausnahme von Cadmium deut- lich unter den entsprechenden Gehalten im Naßschlamm.

Ausbringungsmengen von Holz- asche gleicher Größenordnung, nämlich 10 t.ha<sup>-1</sup>, würden teilweise deutlich höhere durchschnittliche Schwermetallfrachten als die nachfolgend disku- tierten für Biokompost und Naßschlamm bedingen.

Tab. 61: Schwermetallfrachten ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) einer  $10\text{ t BK}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe auf Basis aktueller österreichischer Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).

	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
<b>Maximum</b>	8,85	6,05	0,011	0,99	1,77	2,09
<b>Oberes Quartil</b>	2,91	0,84	0,008	0,33	0,31	0,81
<b>Mittelwert</b>	2,55	0,81	0,007	0,70	0,30	0,72
<b>Median</b>	2,30	0,67	0,007	0,29	0,23	0,61
<b>Unteres Quartil</b>	1,65	0,43	0,006	0,23	0,19	0,46
<b>Minimum</b>	0,67	0,19	0,002	0,08	0,05	0,14

Tab. 62: Schwermetallfrachten ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) einer  $10\text{ t KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe auf Basis aktueller österreichischer Klärschlammfrachten des (SCHARF et al., 1997).

Fracht	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
<b>Maximum</b>	17	5,4	0,034	1,30	0,94	2,9
<b>Median</b>	10	2,1	0,009	0,53	0,33	1,0
<b>Minimum</b>	7	1,7	0,002	0,25	0,14	0,4

Wie am Anfang des Kapitels bereits erwähnt wurde, liegen die Schwermetallgehalte im Derbholz in Rinde des Fichten- und Buchenbestandes am Solling abgesehen von Zink um ein Vielfaches über den Schwermetallgehalten der beiden Fichtenbestände der Bärhalde. Die entsprechend der Holzmassen errechneten Elementvorräte lassen zwischen den Fichtenbeständen des Sollings und der Bärhalde teilweise ebenfalls deutliche Unterschiede erkennen (Tab. 64-66). Besonders auffallend ist dies an den Elementvorräten von Chrom, Nickel und Blei bzw. von Kupfer der beiden Fichtenbestände der Bärhalde, die teilweise nur ein Fünftel bis ein Zehntel bzw. nur ein Zehntel bis gar ein Dreißigstel der entsprechenden Vorräte des Fichtenbestandes des Sollings erreichen. Der Buchenbestand des Sollings weist bei den Elementen Kupfer, Chrom und Nickel bzw. Zink, Cadmium und Blei höhere bzw. niedrigere Vorräte als der Fichtenbestand des Sollings auf.

Tab. 63: Schwermetallvorräte ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in Derbholz und Rinde eines 122jährigen Buchenbestandes im Solling (ELLENBERG et al., 1986).

	TM	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
<b>Derbholz</b>	222900	2,452	9,139	0,042	2,452	2,452	0,669
<b>Rinde</b>	15500	0,636	0,496	0,001	0,186	0,171	0,543
<b>Gesamt</b>	238400	3,087	9,635	0,043	2,638	2,622	1,211

Tab. 64: Schwermetallvorräte ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in Derbholz und Rinde eines 84jährigen Fichtenbestandes im Solling (ELLENBERG et al., 1986).

	TM	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
<b>Derbholz</b>	182500	3,833	8,395	0,066	1,697	2,008	1,278
<b>Rinde</b>	15870	2,825	0,508	0,022	0,222	0,238	0,302
<b>Gesamt</b>	198370	6,657	8,903	0,088	1,919	2,246	1,579

Tab. 65: Minimale und maximale Schwermetallvorräte ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in Derbholz und Rinde eines 130jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde im Südschwarzwald (RAISCH, 1983).

	TM	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
<b>Minimale Vorräte</b>							
<b>Derbholz</b>	151456	2,575	0,215	0,014	0,061	0,136	0,080
<b>Rinde</b>	16309	1,924	0,073	0,005	0,008	0,020	0,026
<b>Gesamt</b>	167765	4,499	0,288	0,019	0,069	0,156	0,106
<b>Maximale Vorräte</b>							
<b>Derbholz</b>	151456	3,332	0,436	0,039	0,091	0,348	0,188
<b>Rinde</b>	16309	1,990	0,151	0,026	0,020	0,082	0,046
<b>Gesamt</b>	167765	5,322	0,587	0,065	0,110	0,430	0,234

Tab. 66: Minimale und maximale Schwermetallvorräte ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) in Derbholz und Rinde eines 75jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde im Südschwarzwald (RAISCH, 1983).

	TM	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
<b>Minimale Vorräte</b>							
<b>Derbholz</b>	161305	2,742	0,229	0,015	0,065	0,145	0,085
<b>Rinde</b>	19191	2,265	0,086	0,006	0,010	0,023	0,030
<b>Gesamt</b>	180496	5,007	0,315	0,020	0,074	0,168	0,116
<b>Maximale Vorräte</b>							
<b>Derbholz</b>	161305	3,549	0,465	0,042	0,097	0,371	0,200
<b>Rinde</b>	19191	2,341	0,178	0,031	0,023	0,096	0,054
<b>Gesamt</b>	180496	5,890	0,642	0,073	0,120	0,467	0,254

Die mit der Ausbringung von  $10 \text{ t BK}\cdot\text{ha}^{-1}$  verbundene maximale Schadstoffzufuhr (Tab. 61) übersteigt fast durchwegs die mit der Holzernte verbundenen Elemententzüge (Tab. 63-66). Einzig die Entzüge von Cadmium übersteigen auf allen vier Standorten bzw. von Nickel und Chrom auf den beiden Solling-Standorten die maximalen Cadmium-, Nickel- und Chromfrachten im Biokompost. Berücksichtigt man dagegen die durchschnittlichen Gehalte im Biokompost, so werden die entsprechenden Schadstofffrachten einer  $10 \text{ t Biokompost}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe um das zwei- bis zu zehnfache von fast allen Elemententzügen des Standortes Solling übertroffen.

Dagegen zeigt sich für den Standort Bärhalde, daß infolge der wesentlich geringeren Schwermetallvorräte als am Standort Solling die maximalen und minimalen Entzüge von Kupfer und Blei bzw. die minimalen Entzüge von Nickel unter den durchschnittlichen Frachten im Biokompost liegen. Dagegen übersteigen die minimalen und maximalen Entzüge von Zink und Cadmium teils deutlich die durchschnittliche Zink- und Cadmiumfracht im Biokompost.

Bei der Ausbringung von  $10 \text{ t Naßschlamm}\cdot\text{ha}^{-1}$  zeigt sich ein ähnliches Bild. Die maximale und durchschnittliche Zinkfracht bzw. die maximale Bleifracht im Naßschlamm (Tab. 62) übersteigen deutlich die Elemententzüge von Fichten- und Buchenderbholz in Rinde auf den Standorten Solling und Bärhalde (Tab. 63 und 64). Selbst die minimale Zinkfracht im Naßschlamm übersteigt noch alle Ernteentzüge. Die maximalen Frachten von Kupfer, Cadmium, Chrom und Nickel einer  $10 \text{ t Naßschlamm}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe liegen jedoch deutlich unter den

Elemententzügen des Standortes Solling, die durchschnittlichen und minimalen Frachten sogar um ein Vielfaches.

Dagegen erreichen die minimalen und maximalen Entzüge im Rahmen einer Holzernte am Standort Bärhalde bei den Elementen Kupfer, Chrom und Nickel nur einen Bruchteil der entsprechenden maximalen Frachten im Naßschlamm (Tab. 65 und 66). Die maximalen Entzüge an Cadmium im Rahmen einer Holzernte am Standort Bärhalde liegen deutlich über der maximalen Cadmiumfracht, um ein vielfaches über der mittleren Cadmiumfracht im Naßschlamm.

Insgesamt betrachtet zeigt sich, daß die kalkulierten Schwermetallfrachten in einer 10 t Biokompost.ha<sup>-1</sup>-Gabe sowie einer 10 t Naßschlamm.ha<sup>-1</sup>-Gabe häufig über den entsprechenden Entzügen, vor allem auf Standorten mit geringeren in der Biomasse gebundenen Schwermetallvorräten, liegen. Andererseits zeigen die Bilanzierungen für einen „theoretischen“ Standort, getrennt nach den Kompartimenten Rohhumus und Mineralboden, daß die Zufuhr und Aufstockung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen in diesen Kompartimenten durch eine einmalige Ausbringungsmenge pro Umtriebszeit relativ gering ausfallen würden. Will man das Problem höherer Ausbringungsmengen durch Biokompost und Klärschlamm an die Entzüge durch die Holzernte anpassen, so wäre es erforderlich, die entsprechenden Konzentrationen im auszubringenden Klärschlamm bzw. Kompost durch Grenzwerte zu regeln und/oder die Ausbringungsmenge von 10 t.ha<sup>-1</sup> – analog der Vorgangsweise in den Empfehlungen für die Verwendung von Holzasche im Wald (BMLF, 1997) – zu verringern.

Weiters muß auch auf Basis internationaler Untersuchungsergebnisse die Tatsache berücksichtigt werden (MAYR, 1998), daß es im Zuge der Ausbringung organischer Recyclingsderivate nur zu einer sehr geringen Verfügbarkeit und Verlagerung der Schwermetalle in der Auflage bzw. dem Oberboden kommt. Generell zeigt sich zehn Jahre nach der Ausbringung von Naßschlamm eine maximale Verlagerung von 10-15 % der Schwermetallfracht in die obersten 10 cm Mineralboden. Mittel- bis langfristig kann eine sehr starke Festlegung mit Schwermetallen im Auflagehumus beobachtet werden. Für Biokompost gibt es bis jetzt (s. oben) zu wenig Untersuchungen. Jedoch lassen die ersten vorliegenden Untersuchungen ähnliches erwarten. Zudem muß betont werden, daß sich die Untersuchungen im allgemeinen nur mit den Gesamtgehalten beschäftigen, d.h. es liegen keine Untersuchungen zu leicht löslichen und verfügbaren, organisch gebundenen, okkludierten und komplexierten Schwermetallfraktionen im Zusammenhang mit der Ausbringung von Biokompost und Naßschlamm vor.

## 5 LITERATURVERZEICHNIS

- AMLINGER, F. (1993): Biotonne Wien. Theorie und Praxis. 385 S., Ludwig-Boltzmann-Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie. Magistratsabteilung 48 Wien - Stadtreinigung und Fuhrpark (Hrsg.). ISBN 3-7031-0686-7.
- BAUHUS, J., MEIWES, K.J. (1991): Zum Problem der Nitrat-Auswaschung nach Grünabfallausbringung in Wäldern. Mitteilungen der Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 55/1: 275-278.
- BGBI. Nr. 440/1975 FORSTGESETZ idF. BGBI. Nr. 576/1987
- BGBL. Nr. 325/1990: ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZ.
- BGBI. Nr. 771/1990: Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Bestimmung von Problemstoffen.
- BGBI. Nr. 1007/1994 DÜNGEMITTELGESETZ – DÜNGEMITTELVERORDNUNG 1994
- BGBI. Nr. 513/1994 DÜNGEMITTELGESETZ – DMG 1994
- BM für LAND- und FORSTWIRTSCHAFT - FACHBEIRAT für BODENFRUCHTBARKEIT und BODENSCHUTZ (1995): Die Düngung im Wald. II. Teil: Anleitung zur Walddüngung. 41 S.
- BM für LAND- und FORSTWIRTSCHAFT - FACHBEIRAT für BODENFRUCHTBARKEIT und BODENSCHUTZ (1997): Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Wald. 10 S.
- DESCHAUER, H. (1995): Eignung von Bioabfallkompost als Dünger im Wald: (1) Auswirkungen von Bioabfallkompost auf die chemischen Eigenschaften eines sorptionsschwachen sandigen Kiefernstandortes in Nordbayern, 29 S. (2) Auswirkungen einer Düngung mit Bioabfallkompost auf die Zusammensetzung der Bodenlösung in sauren Flugsanden unter Kiefer. 32 S. (3) Einfluß von Bioabfallkompost auf die Schwermetалldynamik saurer, sorptionsschwacher Flugsande unter Kiefer. 29 S. (4) Gehalte Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) im Boden und in der Bodenlösung eines mit Kompost gedüngten Kiefernwaldes. 39 S. Alle Beiträge sind erschienen in Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 43. ISSN 0931-6442.
- DOMENIG, M., KRAMMER, H.J. (1998): Nicht gefährliche Abfälle in Österreich. Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 1998. Umweltbundesamt Wien, UBA-Monographien Band 103; 63 S. ISBN 3-85457-444-4.
- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung. Ergebnisse des Solingprojekts 1966-1986. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 507 S.
- FINK, J. (1969): Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs. Mitt. Österr. Bodenkdl. Gesellschaft, Heft 13.
- FISCHER, P., JAUCH, M. (1991): Schwermetallgehalte von Grüngutkomposten. MÜLL und ABFALL 6/91: 357-365.
- FBVA (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse. Waldbodenbericht. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 168. Heft, Band I und II. 247 S. Österreichischer Agrarverlag, Wien. ISSN 0374-9037.
- FRICKE, K., VOGTMANN, H., JAGER, J., WILKEN, M. (1992): Organische Schadstoffe in Bioabfallkomposten. Müll und Abfall 9/89: 472-481.
- FRICKE, K., NIEßEN, H., TURK, T., VOGTMANN, H., HANGEN, H.O. (1992): Situationsanalyse Bioabfall 1991 - Teil 2. MÜLL und ABFALL 9/92: 649-660.
- FRIEGE, H. (1992): Konsequenzen aus der Belastung von Komposten mit Dioxinen und anderen chlororganischen Verbindungen. MÜLL und ABFALL 2/92: 74-78.
- GULDER, H.-J., KÖLBEL, M. (1993): Waldbodeninventur in Bayern. Forstliche Forschungsberichte München. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät, der Universität München und der Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt. Heft Nr. 132. ISSN 0174-1810.
- HANGEN, H.O. (1991): Biotonne und Kompostwerk im Landkreis Bad Kreuznach. MÜLL und ABFALL 11/91: 713-723.



- INSAM, H. (1996): Stickstoff-Freisetzung nach Anwendung von Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen. ÖFZ 107/9: 48-51.
- KÖCHL, A. (1994): Anforderungen an eine Kreislaufwirtschaft mit Holzasche aufgrund vorliegender Erfahrungen mit anderen Sekundärrohstoffen in der Landwirtschaft. In: OBERNBERGER, I. (1994): Tagungsband zum Symposium: Sekundärrohstoff Holzasche – Nachhaltiges Wirtschaften im Zuge der Energiegewinnung aus Biomasse. 15. und 16. September, 1994, Institut f. Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz. 151-160.
- KOMPOSTVERORDNUNG (in Ausarbeitung, Stand Oktober 1998): Diskussionsentwurf zur Kompostverordnung.
- KRAMMER, H.J., DOMENIG, M., DREIER, P., LASSNIG, D. (1995): Abfallaufkommen in Österreich. Umweltbundesamt Wien, UBA-Monographien Band 61; 121 S. ISBN 3-85457-246-8.
- KRAMMER, H.J., PERZ, K. (1998): Abfallaufkommen in Österreich. Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 1998. Umweltbundesamt Wien, UBA-Monographien Band 101; ISBN 3-85457-442-8.
- KRANEBITTER, B., INSAM, H. (1995): Freisetungsverhalten von Stickstoffverbindungen und Schwermetallen aus organischen Düngemitteln, Klärschlammprodukten und Bioabfallkompost. Studie im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung, der Fa. Biochemie in Kundl sowie der Fa. Häusle in Lustenau. 36 S.
- KRANEBITTER, B., INSAM, H. (1996): Schadstoffaustrag aus alpinen Böden nach Düngung mit organischen Reststoffen. ÖFZ 107/7: 51-53.
- KRAPFENBAUER, A. und BUCHLEITNER, E. (1981): Holzernte, Biomassen- und Nährstoffaustrag, Nährstoffbilanz eines Fichtenbestandes. Cbl. ges. Forstwesen 98/4: S.193-223.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1995): Merkblatt M 10 über Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 21, 61 S.
- LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B. (1991): Kompost im Teufelskreis - Für die Dioxingehalte in den organischen Stoffkreisläufen ist die Chlorchemie verantwortlich. Müllmagazin 4/91: 28-31.
- LASSNIG, D., ZETHNER, G. (1994): Kommunaler Klärschlamm in Österreich. Ist-Zustand und Perspektiven. Umweltbundesamt. Interne Berichte. UBA-IB-449. 110 S.
- MAYR (1998): Überlegungen zur Verwendung organischer Recyclingsderivate im Wald. Umweltbundesamt, Wien. UBA-Monographien Band 100; 355 S. ISBN 3-85457-438-X.
- MEIWES, K.J., BAUHUS, J. (1992): Zur Ausbringung von organischen Abfällen im Wald. Forst und Holz 47/17: 545-546.
- OBERNBERGER, I. (1994): Tagungsband zum Symposium: Sekundärrohstoff Holzasche – Nachhaltiges Wirtschaften im Zuge der Energiegewinnung aus Biomasse. 15. und 16. September, 1994, Institut f. Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz.
- OBERNBERGER, I. (1994): Mengen, Charakteristik und Zusammensetzung von Aschen aus Biomasseheizwerken. In: OBERNBERGER, I. (1994): Tagungsband zum Symposium: Sekundärrohstoff Holzasche – Nachhaltiges Wirtschaften im Zuge der Energiegewinnung aus Biomasse. 15. und 16. September, 1994, Institut f. Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz. 7-30.
- ÖNORM S 2200 (1993): Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. 14 S.
- ÖNORM S 2201 (1993): Kompostierbare biogene Abfälle - Qualitätsanforderungen. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. 3 S.
- ÖNORM S 2202 (1997): Anwendungsrichtlinien für Komposte. Österreichisches Normungsinstitut, Wien. 10 S.
- SCHARF, S., SCHNEIDER, M., ZETHNER, G. (1997): Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich. Umweltbundesamt Wien, UBA-Monographien Band 95; 90 S. ISBN 3-85457-404-5.

- STOCKINGER, M. (1997): Auswirkungen von Kompost auf chemische Parameter mit besonderer Berücksichtigung des Stickstoffhaushaltes und der Einsetzbarkeit in der Forstwirtschaft. Diplomarbeit. Universität f. Bodenkultur, 123 S.
- WEISS, P., RISS, A. (1992): Bodenuntersuchungen von Grünland- und Waldböden im Raum Linz auf Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und chlorierte Kohlenwasserstoffe. In: Schadstoffe im Raum Linz. Umweltbundesamt Wien, Monographie 20, Teil B.
- WEISS, P (1998): Persistente organische Schadstoffe in Hintergrund-Waldgebieten Österreichs. Umweltbundesamt Wien, UBA-Monographien Band 97; 242 S. ISBN 3-85457-434-7.
- ZETHNER, G., GÖTZ, B., AMLINGER, F. (1999): Die Qualität von Komposten aus der getrennten Sammlung. Übersicht über die Analyseergebnisse. Umweltbundesamt Wien, UBA-Monographien, im Druck.
- ZOLLNER, A., REMLER, N., DIETRICH, H.-P. (1997): Eigenschaften von Holzaschen und Möglichkeiten der Verwertung im Wald. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Nr. 14. 45 S. ISSN 0945-8131.

## 6 GLOSSAR

Liste der in der Studie verwendeten Abkürzungen:

$\alpha$ -Endo	$\alpha$ -Endosulfan
$\beta$ -Endo	$\beta$ -Endosulfan
$\alpha$ -HCH	$\alpha$ -Hexachlorcyclohexan
$\beta$ -HCH	$\beta$ -Hexachlorcyclohexan
$\delta$ -HCH	$\delta$ -Hexachlorcyclohexan
$\gamma$ -HCH	$\gamma$ -Hexachlorcyclohexan (Lindan)
2,3,4,5-TCP	2,3,4,5-Tetrachlorphenol
2,4,5-TCP	2,4,5-Trichlorphenol
2,4,6-TCP	2,4,6-Trichlorphenol
2,4/2,5-CP	2,4/2,5-Dichlorphenol
3,4,5-TCP	3,4,5-Trichlorphenol
3-Cp	3-Chlorphenol
4-Cp	4-Chlorphenol
Anth	Anthracen
AOX	Halogenierte Verbindungen
aust	austauschbar
B(a)a	Benzo(a)anthracen
B(a)p	Benzo(a)pyren
B(b)f	Benzo(b)fluoranthen
B(e)p	Benzo(e)pyren
B(k)f	Benzo(k)fluoranthen
BGBI.	Bundesgesetzblatt
BK	Biokompost
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
Chcis	Chlordan cis
Chtrans	Chlordan trans
Cyflu	Cyfluthrin
Delta	Deltamethrin
EPA	Environmental Protection Agency
EU	Europäische Union
FluA	Fluoranthen
FS	Frischsubstanz

---

HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
Ind	Indeno(1,2,3-c,d)pyren
k.A.	keine Angabe
KAK	Kationenaustauschkapazität
KSn	Naßschlamm
Lambda	Lambda-Cyhalothrin
LGBL	Landesgesetzblatt
lyo	lyophilisierte Probe
NWG	Nachweisgrenze
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane
PCP	Pentachlorphenol
PFS	Pflanzenfrischsubstanz
Phen	Phenanthren
SU_CP	Summe aller untersuchten Chlorphenolverbindungen
SU_HCH	Summe der Hexachlorcyclohexanverbindungen $\alpha$ -HCH, $\beta$ -HCH, $\gamma$ -HCH (Lindan) und $\delta$ -HCH
SU_PAH	Summe aller untersuchten PAH-Verbindungen
SU_PCB	Summe der PCB-Verbindungen PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 153, PCB 138 und PCB 180
TEQ (ITEF)	Toxizitätsäquivalent
TetraCP	2,3,4,6/2,3,5,6-Tetrachlorphenol
Thiab	Thiabendazol
Triph	Triphenylen
TS	Trockensubstanz

## 7 TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1:	Zulässige Ausgangsmaterialien für die Herstellung von Biokompost (KOMPOSTVERORDNUNG, Entwurf Oktober 1998).	5
Tab. 2:	Qualitätsanforderungen an kompostierbare biogene Abfälle (ÖNORM S 2201): Glühverlust, Wassergehalt, Leitfähigkeit.	6
Tab. 3:	Anforderungen an physikalische Parameter von Biokompost gemäß ÖNORM S 2200 für Typ A und B.	6
Tab. 4:	Österreichische Biokomposte (ZETHNER et al., 1999): Glühverlust sowie physikalische Parameter nach ÖNORM S 2200: Wassergehalt bei 105 °C, Wasserkapazität, Feuchtdichte, Leitfähigkeit und pH-Wert. Zusätzlich wurde der Trockenrückstand <sub>1y0</sub> bestimmt.	6
Tab. 5:	Anforderungen an die Nährstoffe im Biokompost gemäß ÖNORM S 2200 für Typ A.	7
Tab. 6:	Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphat sowie die C/N und N/NH <sub>4</sub> -N - Verhältnisse. Im Vergleich dazu die mittleren Analysedaten der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1995) für 75 % der Proben.	8
Tab. 7:	Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Makronährstoffe Calciumoxid, Magnesiumoxid und Kaliumoxid sowie Natrium. Angehängt werden die mittleren Analysedaten der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1995) für 75 % der Proben.	8
Tab. 8:	Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Mikronährstoffe Eisen, Mangan, Bor <sub>hwl</sub> , Fluorid sowie Chlorid <sub>hwl</sub> .	9
Tab. 9:	Qualitätsanforderungen an kompostierbare biogene Abfälle (ÖNORM S 2201): Schwermetallgehalte sind in % der Grenzwerte der Kompostklasse II gemäß ÖNORM S 2200 anzugeben.	10
Tab. 10:	Grenzwerte der Schwermetalle im Biokompost für die Kompostklasse I und II (ÖNORM S 2200) sowie für die Qualitätsklassen A, B und I (KOMPOSTVERORDNUNG, Entwurf Oktober 1998) in Abhängigkeit des möglichen Anwendungsbereiches. Im Vergleich dazu die Anforderungen der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA, 1995) für die Kategorie I und Kategorie II.	10
Tab. 11:	Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Schwermetalle: Zink, Kupfer, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei, Quecksilber, Arsen, Kobalt und Molybdän.	12
Tab. 12:	Biokompostdaten für Wien sowie Deutschland aus der Literatur.	12
Tab. 13:	Anforderungen an Lindan in kompostierbaren biogenen Abfällen (ÖNORM S 2201).	13
Tab. 14:	Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): AOX und EOX. Ausgewählte Chlorphenole.	14
Tab. 15:	Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Ausgewählte Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH).	15
Tab. 16:	Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Ausgewählte Chlorinsektizide und Pyrethroide sowie Thiabendazol.	15

- Tab. 17: Österreichische Biokompostproben (ZETHNER et al., 1999): Schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe: PCB,  $\gamma$ -HCH, SU\_HCH und HCB. Dioxine und Furane: Summe von PCDD/F sowie TEQ (ITEF). 16
- Tab. 18: Pflanzenverträglichkeit (ÖNORM S 2200) für die Anwendungsbereiche A und B: Pflanzenfrischsubstanz, Keimverzögerung sowie Keimrate. 17
- Tab. 19: Vergleich der mittleren Nährstoffgehalte und der pH-Werte für Naßschlamm (SCHARF et al., 1997), Biokompost (ZETHNER et al., 1999) sowie Holzaschengemische aus Grob- und Zyklonflugasche, getrennt nach Rinde, Hackgut und Sägespäne (OBERNBERGER, 1994). Die Nährstoffgehalte im Naßschlamm von AICHBERGER (1991) beziehen sich auf den Modalwert. 20
- Tab. 20: Vergleich der mittleren Gehalte von Schwermetallen und Aluminium für Naßschlamm (SCHARF et al., 1997), Biokompost (ZETHNER et al., 1999; KÖCHL, 1994) sowie Holzaschengemische aus Grob- und Zyklonflugasche, getrennt nach Rinde, Hackgut und Sägespäne (OBERNBERGER, 1994). Die Schwermetallgehalte im Naßschlamm von AICHBERGER (1991) beziehen sich auf den Modalwert. 22
- Tab. 21: Vergleich der mittleren organischen Schadstoffgehalte für Naßschlamm (SCHARF et al., 1997), Biokompost (ZETHNER et al., 1999) sowie Holzaschengemische aus Grob- und Zyklonflugasche, getrennt nach Rinde und Hackgut (OBERNBERGER, 1994). 23
- Tab. 22: Nährstofffrachten im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO-Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. 30
- Tab. 23: Schwermetallfrachten im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO-Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. 32
- Tab. 24: Frachten von AOX, EOX und Chlorphenolen im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO-Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. 34
- Tab. 25: Frachten verschiedener polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAHs) im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO-Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. 36
- Tab. 26: Frachten von PCB-Verbindungen; Hexachlorbenzol; Lindan; der Summe der HCH-Verbindungen; der Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie TEQ (ITEF) im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO-Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. 38
- Tab. 27: Frachten ausgewählter Insektizide (Endrin,  $\beta$ -Endosulfan) und ausgewählter Pyrethroide (Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin) sowie von Thiabendazol im Biokompost: Die Biokompostmengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha<sup>-1</sup>-N-Gabe (26 %ger N-Dünger), eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gabe, 100 kg.ha<sup>-1</sup>-K<sub>2</sub>O-Gabe, eine 100 kg.ha<sup>-1</sup>-MgO-Gabe sowie eine 400 kg Kalkammonsalpeter.ha<sup>-1</sup>-Gabe. 40

Tab. 28: Aufstockung der Schwermetallgehalte im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	43
Tab. 29: Aufstockung der Schwermetallgehalte im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	44
Tab. 30: Gehaltsklassen für die Beurteilung der Schwermetallbelastung österreichischer Waldböden (FBVA, 1992).	44
Tab. 31: Schwermetallgehalte im Auflagehumus karbonatbeeinflusster und karbonatfreier Waldböden Österreichs (FBVA, 1992).	45
Tab. 32: Schwermetallgehalte im Auflagehumus ausgewählter Waldböden Österreichs (FBVA, 1992).	46
Tab. 33: Aufstockung der Gehalte von AOX, EOX und Chlorphenolen im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	47
Tab. 34: Aufstockung der Gehalte von AOX, EOX und von Chlorphenolen im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	48
Tab. 35: Aufstockung der Gehalte ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	49
Tab. 36: Aufstockung der Gehalte ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	50
Tab. 37: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im Auflagehumus österreichischer Waldhintergrundgebiete (WEISS, 1998).	51
Tab. 38: Gehalte ausgewählter PAH-Verbindungen im Biokompost, in der L-Schicht sowie in der F- und H-Schicht vor der Ausbringung des Biokomposts (DESCHAUER, 1995).	51
Tab. 39: Aufstockung der Summenparameter der PCB-Verbindungen; von Hexachlorbenzol, von Lindan, der Summe aller untersuchten Hexachlorcyclohexane; der Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie der TEQ (ITEF) im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	53

---

Tab. 40: Aufstockung der Summenparameter der PCB-Verbindungen; von Hexachlorbenzol, von Lindan, der Summe aller untersuchten Hexachlorcyclohexane; der Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie der TEQ (ITEF) im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	54
Tab. 41: Hexachlorbenzol, Lindan, Summe der Hexachlorcyclohexane sowie Summe der PCB-Verbindungen im Auflagehumus österreichischer Waldhintergrundgebiete (WEISS, 1998).	54
Tab. 42 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane im Auflagehumus österreichischer Waldhintergrundgebiete (WEISS, 1998).	55
Tab. 43: Aufstockung der Gehalte ausgewählter Pyrethroide (Endrin, $\beta$ -Endosulfan) und Insektizide (Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin) sowie von Thiabendazol im Mullhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	55
Tab. 44: Aufstockung der Gehalte ausgewählter Pyrethroide (Endrin und $\beta$ -Endosulfan) und Insektizide (Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin) sowie von Thiabendazol im Rohhumus durch eine einmalige Biokompostgabe. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t BK.ha <sup>-1</sup> TS auf Basis der aktuellen Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999).	56
Tab. 45: Aufstockung der Gehalte von Schwermetallen innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schwermetallfracht in den Mineralboden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.	58
Tab. 46: Gehaltsklassen für die Beurteilung der Schwermetallgehalte in österreichischen Waldböden (FBVA, 1992).	58
Tab. 47: Schwermetallgehalt in karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Waldböden (0-10 cm Bodentiefe) Österreichs (FBVA, 1992).	59
Tab. 48: Schwermetallgehalte in ausgewählten Waldböden (0-10 cm Bodentiefe) Österreichs (FBVA, 1992).	60
Tab. 49: Aufstockung der AOX und EOX; von Chlorphenolen innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schadstofffracht in den Mineralboden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.	61
Tab. 50: Gehalte ausgewählter PAH-Verbindungen im Biokompost, 0-5 cm Bodentiefe und 15-30 cm Bodentiefe (DESCHAUER, 1995).	62



- Tab. 51: Aufstockung der Gehalte ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schadstofffracht in den Mineralboden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet. 63
- Tab. 52: Aufstockung der Gehalte von PCB; von Lindan, von Hexachlorbenzol, der Summe aller untersuchten Hexachlorcyclohexane; der Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie der TEQ (ITÉF) innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schadstofffracht in den Mineralboden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet. 64
- Tab. 53: Aufstockung der Gehalte ausgewählter Pyrethroide (Endrin und  $\beta$ -Endosulfan) und Insektizide (Lambda-Cyhalothrin, Cyfluthrin, Deltamethrin) sowie von Thiabendazol innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0-10 cm Tiefe nach Verwendung von Biokompost und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schadstofffracht in den Mineralboden (Worst-Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Maximalgehalte aktueller Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet. 65
- Tab. 54: Frachten von Makro- und Mikronährstoffen einer 10 t BK.ha<sup>-1</sup>-Gabe auf Basis aktueller österreichischer Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999). 66
- Tab. 55: Frachten von Makro- und Mikronährstoffen einer 10 t KSn.ha<sup>-1</sup>-Gabe auf Basis aktueller österreichischer Klärschlämmdaten (SCHARF et al., 1997). 67
- Tab. 56: Vorräte von Makro- und Mikronährstoffen in Derbholz und Rinde eines 122jährigen Buchenbestandes im Solling (ELLENBERG et al., 1986). 67
- Tab. 57: Vorräte von Makro- und Mikronährstoffen in Derbholz und Rinde eines 84jährigen Fichtenbestandes im Solling (ELLENBERG et al., 1986). 67
- Tab. 58: Vorräte von Makro- und Mikronährstoffen in Derbholz und Rinde eines 130jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde im Südschwarzwald (RAISCH, 1983). 68
- Tab. 59: Vorräte von Makro- und Mikronährstoffen in Derbholz und Rinde eines 75jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde im Südschwarzwald (RAISCH, 1983). 68
- Tab. 60: Vorräte von Makronährstoffen für Derbholz und Rinde eines Fichten-Modellbestandes (10. Absolutbonität und 100jähriger Umtrieb) für den Endbestand sowie für die Summe aller Durchforstungen (KRAPFENBAUER und BUCHLEITNER, 1981). 70
- Tab. 61: Schwermetallfrachten einer 10 t BK.ha<sup>-1</sup>-Gabe auf Basis aktueller österreichischer Biokompostanalysen des Umweltbundesamtes (ZETHNER et al., 1999). 72
- Tab. 62: Schwermetallfrachten einer 10 t KSn.ha<sup>-1</sup>-Gabe auf Basis aktueller österreichischer Klärschlämmdaten des (SCHARF et al., 1997). 72

---

Tab. 63: Schwermetallvorräte in Derbholz und Rinde eines 122jährigen Buchenbestandes im Solling (ELLENBERG et al., 1986).	72
Tab. 64: Schwermetallvorräte in Derbholz und Rinde eines 84jährigen Fichtenbestandes im Solling (ELLENBERG et al., 1986).	72
Tab. 65: Minimale und maximale Schwermetallvorräte in Derbholz und Rinde eines 130jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde im Südschwarzwald (RAISCH, 1983).	73
Tab. 66: Minimale und maximale Schwermetallvorräte in Derbholz und Rinde eines 75jährigen Fichtenbestandes der Bärhalde im Südschwarzwald (RAISCH, 1983).	73