



lebensministerium.at

# Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden

Literaturstudie







lebensministerium.at

# EVALUIERUNG DER NACHHALTIG POSITIVEN WIRKUNG VON KOMPOST AUF DIE FRUCHTBARKEIT UND PRODUKTIVITÄT VON BÖDEN

Literaturstudie

## IMPRESSUM

### **Medieninhaber und Herausgeber:**

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

**Autoren:** Florian Amlinger, Stefan Peyr, Jutta Geszti; Kompost - Entwicklung & Beratung

Peter Dreher, Karlheinz Weinfurter; Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie

Stephen Nortcliff, University of Reading, Department of Soil Science

**Fotos Titelseite:** Robert Tulnik, Bio Forschung Austria, Florian Amlinger

12.9.06

Für die wertvolle Unterstützung bei der Literaturerhebung und -auswertung sei  
Christof Weissteiner sehr herzlich gedankt.

Dank gebührt auch all jenen Kollegen und Kolleginnen, die für diese Arbeit Literatur zur  
Verfügung gestellt haben, insbesondere Jacques Fuchs vom Forschungsinstitut für  
biologischen Landbau, Frick, Schweiz.

# Inhaltsverzeichnis

<b>ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN</b> .....	<b>1</b>
<b>1 DIE FRAGESTELLUNG</b> .....	<b>11</b>
1.1 Zur Ausgangslage .....	11
1.2 Zur Frage von Bodenverbesserung und Bodenfruchtbarkeit .....	13
1.2.1 Was heißt im Zusammenhang mit der (wiederholten) Kompostdüngung „Bodenverbesserung“?.....	13
1.2.2 Die zentrale Funktion des Bodens in der Landwirtschaft: Bodenfruchtbarkeit.....	13
<b>2 VERHALTEN UND VERÄNDERUNGEN DES HUMUSNIVEAUS IN ABHÄNGIGKEIT VON KLIMA, BODEN UND BEWIRTSCHAFTUNG</b> .....	<b>16</b>
2.1 Boden und Organische Bodensubstanz (OBS) .....	16
2.1.1 Bedeutung der OBS für Boden und Bodeneigenschaften.....	17
2.1.2 Formen organischer Bodensubstanz .....	19
2.1.3 Umsetzung organischer Substanz im Boden .....	20
2.1.4 Modelle, die den Umsatz von organischen Substanzen in Böden simulieren.....	22
2.1.5 Bodenkundliche Einflussfaktoren auf den Gehalt an organischer Substanz im Boden .....	25
2.1.5.1 Textur, Ausgangssubstrat .....	25
2.1.5.2 Durchlüftung, Grundwassereinfluss .....	25
2.1.5.3 pH-Wert .....	26
2.1.5.4 Art und Menge der OBS, mikrobielle Aktivität.....	26
2.1.6 Planung der Materialausbringung .....	27
2.2 Exkurs: Die Bildung von Ton-organischen Verbindungen.....	27
2.3 Klimatische Einflüsse auf die organische Bodensubstanz .....	29
2.4 Topographie, Relief .....	33
2.5 Bodenbewirtschaftung und Düngung – Ergebnisse von Langzeitexperimenten.....	33
<b>3 WIRKUNGEN DER KOMPOSTDÜNGUNG AUF DAS BODENÖKOSYSTEM UND DIE PFLANZENPRODUKTION</b> .....	<b>37</b>
3.1 Einfluss der Kompostdüngung auf den Humushaushalt .....	37
3.1.1 Beispiele zur Humusreproduktion durch Kompostdüngung .....	37
3.1.2 Zusammenfassung unter Berücksichtigung der Beiträge zum Symposium “Applying Compost – Benefits and needs” .....	42
3.1.3 Kompostwirkung auf den Humusgehalt – tabellarische Übersicht.....	44
3.2 Exkurs zur Bewertung der Kohlenstoffsenke Kompost als Beitrag zum Klimaschutz .....	48
3.2.1 Das Europäische Klimaschutzprogramm (ECCP – European Climate change Programme; Europäische Kommission, 2001).....	48

3.2.2	Weitere Überlegungen zu einer umfassenderen Betrachtung der klimawirksamen Begleiteffekte .....	49
<b>3.3</b>	<b>Die Ertragswirkung der Kompostdüngung .....</b>	<b>51</b>
3.3.1	Grundsätzliche Bedingungen zur Feststellung der Ertragswirkung der Kompostdüngung .....	51
3.3.2	Überblick und Beispiele zur Ertragswirkung der Kompostdüngung .....	52
3.3.3	Ökonomische Bewertung bzw. Kosten-Nutzenbetrachtung der Kompostverwertung .....	54
3.3.4	Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse zur Ertragswirkung von Kompost .....	56
3.3.5	Ertragswirkung von Kompost im Feldversuch – tabellarische Übersicht .....	57
3.3.6	Ertragswirkung von Kompost im Gefäßversuch – tabellarische Übersicht .....	68
<b>3.4</b>	<b>Die Nährstoffwirkung von Kompost .....</b>	<b>75</b>
3.4.1	Phosphor, Kalium und Magnesiumkonzentrationen in Komposten.....	75
3.4.2	Nährstoff-Substitutionspotenzial durch Kompost .....	79
3.4.3	Ergänzende Schlussfolgerungen aus dem Symposium 2001 .....	80
3.4.4	Die Wirkung von Kompost auf Haupt- und Spurennährstoffhaushalt – tabellarische Übersicht.....	82
<b>3.5</b>	<b>Puffereigenschaften, Kationenaustauschkapazität und pH-Wert .....</b>	<b>86</b>
3.5.1	Allgemeines.....	86
3.5.2	Kompostwirkung auf pH und KAK – tabellarische Übersicht .....	88
<b>3.6</b>	<b>Bodenphysikalische Eigenschaften .....</b>	<b>91</b>
3.6.1	Allgemeine Grundlagen.....	91
3.6.1.1	Bodenstruktur, Aggregatstabilität, Gefüge .....	91
3.6.1.2	Wasserleitfähigkeit .....	94
3.6.1.3	Infiltration und Erosion.....	94
3.6.1.4	Feldkapazität .....	95
3.6.1.5	Lufthaushalt.....	96
3.6.1.6	Bodentemperatur.....	96
3.6.2	Beispiele zur Kompostwirkung auf bodenphysikalische Parameter .....	96
3.6.3	Zusammenfassung von Beiträgen aus dem Symposium 2001 .....	101
3.6.4	Die Wirkung von Kompost auf physikalischen Bodeneigenschaften – tabellarische Übersicht.....	102
3.6.4.1	Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf Bodenstruktur, Aggregatstabilität und Gefüge.....	103
3.6.4.2	Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Wasserleitfähigkeit.....	107
3.6.4.3	Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf Infiltration und Erosion.....	108
3.6.4.4	Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Feldkapazität .....	110
3.6.4.5	Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf den Lufthaushalt .....	113
3.6.4.6	Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Bodentemperatur .....	114
<b>3.7</b>	<b>Schwermetalle – Anreicherung, Löslichkeitsverhalten, Aufnahme durch die Pflanze .....</b>	<b>115</b>
3.7.1	Schwermetalle – Sorption und Löslichkeit .....	115
3.7.2	Metalladsorptionsraten der OBS .....	115
3.7.3	Konzepte zur nachhaltigen Kompostverwertung.....	115
3.7.3.1	Mögliche Wege der Risikobewertung.....	117
3.7.3.2	Eine nutzen- und vorsorgeorientierte Annäherung an europäische Grenzwerte für Komposte .....	118

3.7.3.3	Ergebnisse der Anreicherungsszenarien auf der Basis vorhandener Kompostqualitäten in Europa .....	124
3.7.3.4	Konzept für Kompost-Grenzwerte .....	124
3.7.4	Einige experimentelle Ergebnisse zur Beeinflussung der Schwermetallmobilität durch Kompostdüngung .....	126
3.7.5	Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf den SM-Gehalt in Boden und Pflanze – tabellarische Übersicht .....	132
<b>3.8</b>	<b>Pestizide und organische Schadstoffe .....</b>	<b>140</b>
3.8.1	Verhalten organischer Schadstoffe während der Kompostierung und in Kompostgedüngten Böden .....	140
3.8.2	Abschätzung der möglichen Akkumulation von Umweltschadstoffen höherer Persistenz (PCB, PCDD/F und PAK) durch regelmäßige Kompostanwendung .....	144
3.8.3	Versuchsergebnisse zum Verhalten von Pestiziden und anderen Schadstoffen durch Kompost – tabellarische Übersicht .....	149
<b>3.9</b>	<b>Bodenbiologie .....</b>	<b>153</b>
3.9.1	Allgemeines .....	153
3.9.2	Die Funktionen der Bodenorganismen .....	154
3.9.3	Methoden zur quantitativen Beschreibung der biologischen bzw. mikrobiellen Aktivität von Böden .....	156
3.9.4	Genereller Zusammenhang: Organische Substanz – Organische Düngung – Mikrobiologie .....	158
3.9.5	Kurzer Exkurs zur Mikrobiologie der Kompostierung .....	159
3.9.6	Versuchsergebnisse zur Auswirkung der Kompostdüngung auf das Bodenleben und die mikrobielle Aktivität .....	159
3.9.6.1	Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Bodenmikrobiologie .....	164
3.9.6.2	Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Bodenfauna .....	173
<b>3.10</b>	<b>Antiphytopathogenes Potenzial .....</b>	<b>175</b>
3.10.1	Allgemeines .....	175
3.10.2	Wirkungsmechanismen .....	176
3.10.2.1	Mikrobiologische Parameter .....	176
3.10.2.2	Chemische und physikalische Parameter .....	177
3.10.2.3	Anregung der bodenmikrobiologischen Aktivität .....	177
3.10.3	Unterschied zwischen Kompost und anderen organischen Düngern .....	177
3.10.4	Faktoren, die die Suppressivitätseigenschaften der Komposte beeinflussen ....	178
3.10.4.1	Bedeutung der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien .....	178
3.10.4.2	Applikationsmenge .....	179
3.10.4.3	Reifezustand des Kompostes .....	180
3.10.5	Massnahmen, um die Suppressivitätspotenzial von Komposten zu erhöhen ....	181
3.10.6	Langfristige Wirkungen / praktische Anwendung .....	181
3.10.7	Kompost und induzierte Resistenz .....	182
3.10.8	Ausblick und Schlussfolgerung .....	184
3.10.9	Versuchsergebnisse zum antiphytopathogenen Potenzial des Kompostes – tabellarische Übersicht .....	185
<b>4</b>	<b>ÜBERBLICK ZU DEN ANWENDUNGSREGELUNGEN FÜR KOMPOST ..</b>	<b>190</b>
<b>4.1</b>	<b>Bundesrechtliche Regelungen .....</b>	<b>190</b>

<b>4.2</b>	<b>Normen und Richtlinien .....</b>	<b>193</b>
<b>4.3</b>	<b>Landesrechtliche Regelungen zum Bodenschutz (Bodenschutzgesetze, Klärschlamm- und Kompostverordnungen der Länder) .....</b>	<b>195</b>
4.3.1	Oberösterreich .....	195
4.3.2	Niederösterreich .....	196
4.3.3	Kärnten .....	196
4.3.4	Burgenland .....	197
4.3.5	Salzburg .....	197
4.3.6	Tirol .....	198
4.3.7	Steiermark .....	198
4.3.8	Vorarlberg .....	198
4.3.9	Wien .....	198
<b>4.4</b>	<b>Europäische Vorgaben .....</b>	<b>199</b>
4.4.1	Tierische Nebenprodukte Verordnung (EG) Nr. 1774/2002 .....	199
4.4.2	Wichtige Elemente des Kommissionsentwurfes zur Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie .....	199
4.4.3	Die thematische Strategie für Abfallvermeidung und -recycling (KOM(2005) 666 ) .....	201
4.4.4	Die Bodenschutzstrategie .....	203
<b>5</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>206</b>
	<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>231</b>
	<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>233</b>



## ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die vorliegende Studie fasst den aktuellen Stand des Wissens zur Wirkung der Kompostdüngung auf das Ökosystem Boden-Pflanze auf Basis einer Literaturlauswertung zusammen.

Nach einer Übersicht zur grundlegenden Bedeutung der Menge und der Qualität der organischen Substanz für den Aufbau und die Erhaltung der Bodenfunktionen, der Bodengesundheit und Bodenfruchtbarkeit (Kapitel 2) werden Studien und experimentelle Untersuchungen, systematisch gegliedert nach den Nutzwirkungen auf einzelne Bodeneigenschaften, ausgewertet (Kapitel 3). Jedes Kapitel beinhaltet drei Abschnitte:

1. Einführung zur grundlegenden Bedeutung oder Funktion des jeweiligen Parameters (zB organische Bodensubstanz, Ertragswirkung, Nährstoffwirkung, physikalische Bodeneigenschaften, Bodenleben, antiphytogenes Potenzial)
2. Beispielhafte Darstellung und Zusammenfassung einzelner Untersuchungsergebnisse aus der Literatur
3. Tabellarische Übersicht der ausgewerteten Literaturzitate mit einer Kurzbeschreibung der Versuchsanstellung und der wesentlichen Ergebnisse

Schließlich wurden die wichtigsten Beiträge und Schlussfolgerungen aus dem 2001 in Brüssel auf Initiative des BMLFUW gemeinsam mit der Europäischen Kommission abgehaltenen Symposium „Applying Compost – Benefits and Needs“ (Amlinger et al., 2003c) zusammengefasst.

Weil bei der Verwertung von biogenen ‚Abfällen‘ auf Böden der Vorsorgeanspruch, also die Abwendung einer „Bodenverschlechterung“ hinsichtlich der Erhaltung der Produktivität und der vielfältigen ökosystemaren Umweltfunktionen von Böden ein zentraler Faktor der Gesamtbeurteilung ist, wurden der Schadstofffrage zwei Kapitel gewidmet (Kapitel 3.7 ‚Schwermetalle‘ und Kapitel 3.8 ‚Pestizide und organische Schadstoffe‘).

Schließlich folgen in Kapitel 4 eine Übersicht zu den bestehenden rechtlichen Rahmenbedingungen der Kompostverwertung auf EU-, Bundes- und Landesebene sowie ein Überblick zu aktuellen Richtlinien und Normen.

Der gesamte Komplex der Stickstoffwirkung der Kompostdüngung wurde in dieser Arbeit nicht behandelt. Hierzu hat das BMLFUW bereits 2003 eine eigene Studie herausgegeben (Amlinger et al., 2003a; <http://www.umwelt.net.at/article/archive/6954>)

Die genaue Kenntnis des Nutzens bzw. der kurz-, mittel und langfristigen Wirkung einer kontinuierlich angewandten Bodenbewirtschaftung ist die Voraussetzung für eine Wirkungsoptimierung im Sinne der nachhaltigen Stärkung des Bodenökosystems.

An dieser Kenntnis müssen sich sinnvollerweise auch die rechtlichen oder förderpolitischen Rahmenbedingungen und Regelungen orientieren. Dabei spielen umweltpolitische (Nachhaltigkeits-)Ziele neben wirtschaftlichen Aspekten die zentrale Rolle.

### Die wesentlichen Ergebnisse zu den einzelnen Nutzwirkungen

#### Humushaushalt und Humusproduktion (Kapitel 3.1)

Sämtliche langjährige Kompostanwendungsversuche bewirken einen Anstieg der organischen Bodensubstanz (OBS). Die wesentlichen Einflussfaktoren für das Maß der OBS-Anreicherung sind Menge, Art und Humifizierungsgrad des Kompostes und die Bodeneigenschaften (an erster Stelle die Bodenart). Fertigkompost erzielt einen höheren OBS-Anstieg als junger Frischkompost. Es gibt nur vereinzelt Versuche, die bei unterschiedlichen C-Quellen (Stroh, Mist, Kompost) keine signifikanten Unterschiede in der OBS-Veränderung zeigen. Die

Mehrzahl der Untersuchungen ergeben die höchste Humusreproduktionsleistung für kompostierte Materialien. Der Anteil des humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs am gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff beträgt bei Fertigkompost mit mehr als 50 % den höchsten Wert. Der durchschnittliche Anstieg des Humusgehaltes in den Kompostparzellen der diversen Versuche beträgt 0,1 – 1,9 %-Punkte, während ohne organische Düngung ein Rückgang des Humusgehaltes festzustellen ist. Der Humusbedarf unter verschiedenen Boden- und Kulturbedingungen kann bei jährlichen Kompostgaben zwischen 7 und 10 Mg ha<sup>-1</sup> TM in der Regel gedeckt werden. Zu berücksichtigen ist aber auch die Art und Menge der Ernterückstände, die am Feld verbleiben.

Unter Laborbedingungen beträgt die mittelfristige C-Mineralisierung nur zwischen 1 und 20% des zugeführten Kompost C<sub>org</sub>. Damit wird auch nachgewiesen, dass Kompostdüngung mittelfristig ein Beitrag zur Kohlenstoffsенke im Boden und damit zum Klimaschutz darstellt (siehe hierzu Kapitel 3.2).

Auf der anderen Seite zeigen Langzeit-Düngungsversuche nur eine relativ geringe Variabilität des abbaubaren C<sub>org</sub> zB bei Mistdüngungsvarianten zwischen 0,2 und 0,6%. Dies steht v.a. im Zusammenhang mit dem Tongehalt der Böden. In Tonböden beträgt die Humifizierungsrate das doppelte als in Sandböden, wobei die OBS-Zusammensetzung und -Stabilität aber noch ungenügend erforscht ist.

Für eine weitere Optimierung der Humuswirtschaft muss die Frage nach dem speziellen kurz- und langfristigen Motiv der Aufbringung von organischem Kohlenstoff mit Blick auf die zu verbessernden Bodenfunktionen gestellt werden. Diese spezifischen Nutzwirkung bedürfen sicherlich noch weiterer Grundlagen- und angewandter Forschung, um die Wechselwirkungen im Spannungsfeld zwischen kurzfristiger Nährstoffwirkung und langfristige Bodenverbesserungsanspruch besser und gezielter steuern zu können.

Zur Steigerung der Effizienz des Komposteinsatzes bedarf es auch einer besseren Kenntnis der wirkungsspezifischen Eigenschaften von Komposten in Abhängigkeit der Komposition der Ausgangsmaterialien und des Rotteprozesses. Unter anderem besteht hier ein Bedarf an innovativen analytischen Methoden zur Charakterisierung des Verhaltens der mit Kompost zugeführten organischen Substanz (Beitrag zur mittelfristigen Humusreproduktion, Mineralisierungspotenzial vor allem von Stickstoff unter verschiedenen standörtlichen und Nutzungsbedingungen).

### **Ertragswirkung und ökonomische Bewertung** (Kapitel 3.3)

Die meisten Untersuchungen ergeben eine positive Ertragswirkung. Dies jedenfalls gegenüber ungedüngten, zum Teil aber auch – vor allem in längerfristigen Feldversuchen – im Vergleich mit reinen Mineraldüngerparzellen. Ein weiteres Ergebnis mehrjähriger Kompostdüngung ist eine ausgleichende Wirkung auf witterungsbedingte Jahresschwankungen gegenüber mineralischen Düngesystemen. Kompost bewirkt also über die Jahre eine Vergleichmäßigung des standörtlichen Ertragspotenzials und erhöht die Ertragsicherheit.

Untersuchungen zur ökonomischen Bewertung von Kompostdüngesystemen ergeben vor allem im Gemüsebau eine Überkompensierung des erhöhten Aufwands für die Kompostausbringung durch stabilere Erträge vermarktbarer Ernteware.

Die Ergebnisse sind jedoch sehr vom Ertragspotenzial des Standortes und der Fruchtfolge abhängig. Kulturen mit einer längeren Vegetationsphase zeigen eine bessere Ausnutzung der Kompost-Nutzwirkung. Kompost kann als organischer Mehrnährstoffdünger angesprochen werden und ersetzt neben der vorwiegend bodenverbessernden (Humus, basisch wirkende Bestandteile) als solcher eine Phosphor- und Kalidüngung.

Grundsätzlich wird der Ertrag von folgenden Faktoren wesentlich beeinflusst:

- Menge und Häufigkeit der Kompostausbringung
- Fruchtfolge
- standortbedingtes Ertragspotenzial
- ergänzende mineralische N-Düngung

Wie viele Versuche zeigen stellt sich bei praxisüblichen Aufwandmengen die ertragsfördernde Wirkung in der Regel erst mittelfristig ein, d.h. bei regelmäßiger Kompostanwendung nach etwa 3 bis 6 Jahren. Kurzfristige Versuchsanstellungen (bis zu 3 Jahren) sind deshalb wenig aussagekräftig.

Einige Arbeiten belegen zwar keinen Einfluss der Kompostdüngung auf den Ertrag von Feldfrüchten, wohl aber auf qualitätsbestimmende Inhaltsstoffe (z.B. Ölkürbis, Kartoffeln, Grünland, Gemüse). Die meisten Gemüsekulturen zeigen generell eine positive Reaktion auf Kompost.

Einige Versuche zeigten beste Ergebnisse in kombinierten Düngesystemen mit mineralischer N-Ergänzung. Auch zeigten sich häufig bessere Resultate, wenn in den Anfangsjahren größere Kompostgaben alle 2 bis 3 Jahre verabreicht wurden gegenüber der jährlichen Düngung mit geringen Mengen (zB  $< 7 - 10 \text{ Mg TM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ).

### **Nährstoffwirkung** (Kapitel 3.4)

Längerfristige Kompostwirtschaft führt zur Anhebung des gesamten und verfügbaren Gehaltes an Hauptnährstoffen (Phosphor, Kalium, Magnesium) sowie Kalk im Boden.

Unter Beachtung dieser Tatsache kann die gesamte Düngeneffizienz (d.h. der ertragswirksame Nährstoffeffekt) der Kompostdüngung mit 30 - 50 % für die Phosphorversorgung und mit 40 - 60 % für die Kaliversorgung angenommen werden.

Über eine dreijährige Fruchtfolge kann im Durchschnitt bei *Phosphor* und *Kalium* bei einer Kompostmenge von  $30 \text{ Mg TM ha}^{-1}$  in 3 Jahren mit einer ausgeglichenen Bilanz gerechnet werden. Die Grunddüngung in der Fruchtfolge ist damit sichergestellt. Die Kalkzufuhr über Kompost zwischen ca. 600 und 1600 kg entspricht (standortabhängig) einer „Erhaltungskalkung“.

Aufgrund der in Kompost enthaltenen Pflanzennährstoffe können entsprechende Mengen mineralischer Düngemittel substituiert werden. Das Substitutionspotenzial wird für Deutschland mit 8 bis 10 % beziffert. Ähnliche Werte können für Österreich angenommen werden. Europaweit kann bei Ausschöpfung des gesamten Bioabfallpotenzials über getrennte Sammlung und Kompostierung mit einer Substitution von 500.000 Mg N, ca. 300.000 Mg  $\text{P}_2\text{O}_5$  und knapp 600.000 Mg  $\text{K}_2\text{O}$  gerechnet werden.

Für *Schwefel* wurde eine kurzfristige Verfügbarkeit – ähnlich dem Stickstoff – von 5 bis 10 % des Gesamtschwefeleintrags festgestellt. Längerfristig wird jedoch die S-Mineralisierung verbessert und dadurch ggf. der Bedarf an einer ergänzenden Schwefeldüngung reduziert.

Hinsichtlich der Versorgung mit Spurenelementen und Mikronährstoffen lassen sich die Versuchsergebnisse wie folgt zusammenfassen

- Stofffrachten aus Kompost haben i.d.R. keine messbaren Auswirkung auf die Gesamtgehalte an Spurennährstoffen in den Böden
- Es erfolgt jedoch eine Steigerung der Aufnahme von Cu, Mn, Zn durch die Nährstoffzufuhr
- Komposte stellen jedenfalls eine wertvolle Multinährstoffquelle für Böden mit Spurennährstoffmangel dar.

Durch die Versuche und auch in der Expertendiskussion im Rahmen des Symposiums wurde bestätigt, dass Kompost keinesfalls ausschließlich nach seinem kurzfristigen Düngeeffekt über die zugeführten Pflanzennährstoffe bewertet werden kann. Kompost stellt die Nährstoffe in den verschiedenen Bindungsformen für die Bodenmatrix bereit und verändert die Bodenerhaltungs- und -bildeprozesse sowie die Austauschdynamik für Nährstoffe. Dies steht in engem Zusammenhang mit den Eigenschaften der humifizierten organischen Substanz, der Kolloidalstruktur der Huminstoffe (nicht zu unterschätzen ist hier die Bedeutung von Aminosäuren und Aminoazuckern in der Huminstoff- und Aggregatbildung) sowie dem dadurch veränderten Wasserhaushalt und der Stofftransformation.

Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit eines umfassenderen und längerfristiger konzipierten System-Ansatzes in der Kompostbewertung als bei mineralischer, rein nährstoffbezogener Düngung.

### **Puffereigenschaften, Kationenaustauschkapazität und pH-Wert** (Kapitel 3.5)

Grundsätzlich ist eine wesentliche Nutzwirkung der Kompostdüngung die Zufuhr von sogenannten *basisch wirksamen Stoffen*, im wesentlichen in Form von Kalziumkarbonat. Damit kann mithilfe von Kompost auch die Kalkversorgung sichergestellt werden (Erhaltungskalkung).

Der pH-Wert des Bodens wird durch regelmäßige Kompostgaben zumindest erhalten bzw. überwiegend allmählich angehoben; es existieren nur vereinzelt auch Berichte über eine Absenkung des pH-Wertes

Die theoretisch anzunehmende Erhöhung der Kationenaustauschkapazität gegenüber Varianten ohne Kompost wird in den ausgewerteten Untersuchungen bestätigt.

### **Bodenphysikalische Eigenschaften** (Kapitel 3.6)

Die wichtigsten bodenphysikalischen Parameter, die als Indikatoren der Bodenqualität dienen, sind die Aggregatstabilität und -verteilung, die Wasserleitfähigkeit, die Infiltration von Sickerwasser, der Erosionswiderstand, die Feldkapazität (oder Wasserrückhaltekapazität), der Lufthaushalt bzw. Volumen und Verteilung der Bodenporen. Dies sind alle Parameter, die eng mit der Menge und Qualität der OBS verknüpft sind.

Es besteht ein direkter Zusammenhang mit der mikrobiellen Aktivität, die über Stoffwechselprodukte die Aggregatstabilität positiv beeinflusst.

Grundsätzlich lässt sich schlussfolgern, dass die Vergrößerung des umsetzbaren OBS-Vorrates durch die Zufuhr externer organischer Stoffe die Bodenstruktur vor allem in bindigeren (tonigen) Böden bzw. in Sandböden fördern kann. Dabei können sich einerseits stark humifizierte (Mikroaggregate), vor allem aber frische, niedermolekulare Stoffe (Makroaggregate) positiv auswirken.

Die *Aggregatstabilität* ist wohl der wichtigste und am häufigsten untersuchte Indikator hinsichtlich der physikalischen Bodeneigenschaften. Durchwegs bewirkt Kompost eine Verbesserung der Aggregatstabilität. Eine Änderung ist in der Regel nur bei Makroaggregaten und Mikroaggregaten  $> 20 \mu\text{m}$  festzustellen. Dies ist bedingt durch die langsame Umsatzrate jener organischen Komponenten, die für die Stabilität der kleineren Partikel verantwortlich sind und die über Kultivierungsmaßnahmen nicht direkt beeinflusst werden können. Es zeigt sich auch dass die Kompostzufuhr am effektivsten die Bodenstruktur auf sandigen oder tonigen Böden verbessert.

Genauso wird vorwiegend der *Porenanteil*  $> 50 \mu\text{m}$  v.a. in lehmigen Böden sowohl in kurz- wie in längerfristigen Untersuchungen erhöht. *Erosionsversuche* zeigten: Gemeinsam mit der

Verringerung der Raumdichte und der Erhöhung der OBS bewirkt Kompost eine signifikante Reduktion des Bodenabtrags und des Oberflächenabflusses.

Der dynamische Charakter von Infiltrations- und Erosionseigenschaften lässt vermuten, dass letztere sich erst über einen längeren Zeitraum ändern als die Infiltrationsrate.

Es besteht durchaus noch ein mangelhaftes Wissen über den Zusammenhang zwischen den verschiedenen organischen Fraktionen („pools“) des Bodens und den physikalischen Bodeneigenschaften. Hier ist ein entsprechender Forschungsbedarf gegeben, um Komposte unterschiedlicher Qualität gezielter für Bodenverbesserungsmaßnahmen unter den verschiedenen Bodenbedingungen einsetzen zu können.

Gerade im Zusammenhang mit den strukturbildenden Effekten der Kompostverwertung wurde festgestellt, dass es nicht ausreicht einen Parameter als Indikator zu betrachten, sondern dass es eine Reihe von Bodeneigenschaften sind, die eine Aussage zur bodenverbessernden Wirkung von Kompost zulassen.

Im Symposium wurde angeregt, durch gemeinsame Nutzung mit mineralischen Komponenten (Gesteinsmehl, Tonschiefer etc.) das Aggregatbildungspotenzial von Kompost noch zu verstärken. Auf diese Weise können durch die Einbindung in den Bodenbildungsprozess „Kompostierung“ mineralische Bodenhilfsstoffe veredelt werden und u.U. der Marktwert von Kompost gehoben werden.

Die Versuchsergebnisse zum Einfluss von Kompost auf die Bodenphysik lassen sich in folgenden Aussagen zusammenfassen

- Verringerung die Lagerungsdichte in den meisten Untersuchungen
- Erhöhung der Aggregatstabilität
- Erhöhung des Porenvolumens und der gesättigten Leitfähigkeit
- Anstieg der Grobporen, v.a. bei höheren Kompostgaben.
- Mit der Verbesserung der Bodenstruktur (Aggregatstabilität, Grobporenanteil) in der Regel auch Erhöhung der Wasserinfiltration der Böden.
- Reduktion des Bodenabtrages durch die erhöhte Stabilität der Bodenaggregate und das verbesserte Infiltrationsvermögen
- kein einheitlicher Trend zu einem Anstieg der nutzbaren Feldkapazität
- Ergebnisse sind zT abhängig von Boden, Kompostreife und Ausbringungsmengen
- Bodentemperatur:
  - Erhöhung der Bodentemperatur durch dunklere Färbung
  - Verringerung von Temperaturschwankungen bei sehr hohen Kompostgaben
  - Durch Bodenmulch einerseits langsamere Erwärmung im Frühjahr und kühlender Effekt im Sommer.

### **Schwermetalle** (Kapitel 3.7)

Organische Substanzen im Kompost (insbesondere die komplexen Polymerisate der mehrbasischen Säuren der Huminstoffe) werden von der Bodenmatrix adsorbiert. Somit verändert der Komposteintrag die gesamte Sorptions- und Austauschdynamik des Bodens für Mineralstoffe und damit auch für potenziell toxische Elemente wie Schwermetalle.

Die mit Kompost zugeführten zusätzlichen Sorptionsflächen für Metalle können natürlich nur bei „sauberer“, nicht bereits mit Metallen belegter organischer Substanz gewährleistet werden. Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit der Herstellung von möglichst gering belasteten Komposten aus qualitätsgesicherten, reinen organischen Ausgangsmaterialien.

Der Kompostierungsprozess und insbesondere der Ausreifungs- bzw. Humifizierungsgrad bestimmt die Verfügbarkeit und Mobilität von Schwermetallen. Hiervon sind insbesondere die Komplexierungsprozesse betroffen. Generell zeigt sich, dass mit zunehmender Reifung und Humifizierung und damit mit der Abnahme von löslicher organischer Substanz auch die löslichen Anteile von Schwermetallen zurückgehen.

Bei der Ableitung von Grenzwerten für Komposte als Voraussetzung für eine langfristig nachhaltige Kompostanwendung wird ein Konzept vorgeschlagen, dass eine systematische Abwägung des Nutzens und möglicher negativer Auswirkungen auf das Bodenökosystem vorsieht. Zusammengefasst heißt das Prinzip: Anwendung der guten landwirtschaftlichen Praxis (GLP) unter Optimierung der angestrebten Nutzwirkungen (Humusreproduktion, Bodenverbesserung, Nährstoffregime etc.) bei gleichzeitiger Beachtung, dass ökologisch abgeleiteten kritische Vorsorge-Konzentrationen für Schwermetalle im Boden langfristig nicht überschritten werden. Als Orientierung im Sinne der Vorsorge dienen Schwellenwerte, wie sie zum Beispiel in der Bundesbodenschutzverordnung in Deutschland für Sand-, Schluff/Lehm- und Tonböden abgeleitet wurden. Erst ab deren Überschreitung eine Frachtbegrenzung für Schwermetalle vorgesehen.

Bedingung ist selbstverständlich die ausschließliche Verwendung von sauberen Ausgangsmaterialien aus der getrennten Sammlung und die Anwendung eines Qualitätsmanagements in der Kompostierung nach dem Stand der Technik, um den Eintrag jedenfalls so gering als irgend möglich zu halten. Die unter diesen Bedingungen erzielbare Bandbreite an Kompostqualität garantiert langfristig die Einhaltung des o.a. Vorsorgezieles. Unter dieser Voraussetzung (Aufwandmengen begrenzt durch GLP hinsichtlich Nährstoff- und Humuswirtschaft, konsequente getrennte Sammlung und Qualitätssicherung) kann eine mittelfristige leichte Anreicherung im Rahmen des genannten Vorsorgekonzeptes toleriert werden und es besteht kein wissenschaftlich und umweltpolitisch nachvollziehbarer Grund Grenzwerte so niedrig anzusetzen, das dies unter den derzeit gegebenen Möglichkeiten der getrennten Sammlung zu einem Ausschluss eines hohen Anteils der Komposte von der Nutzung als Humusressource führen würde.

Bei der Grenzwertfestlegung müssen Variationskoeffizienten, die sich aus saisonalen und räumlichen Schwankungen, der Inhomogenität von Beprobungschargen sowie den Beprobungs- und analytischen Varianzen ergeben, berücksichtigt werden. Es wurde errechnet dass ein Grenzwert auf Basis des 90-Perzentilwertes aus zehntausenden Bioabfallkomposten aus Europa plus einer Toleranz von 50% dem Anspruch sowohl der Vorsorge als auch der Machbarkeit (im Sinne der Verwertungssicherheit) gerecht würde. Die erhaltenen Werte stimmen auch ausgezeichnet mit statistischen Abschätzungen für über 350 Kompostanlagen in Deutschland zur Einhaltung von Grenzwerten auf Betriebsbasis überein.

### **Pestizide und organische Schadstoffe** (Kapitel 3.8)

In dieser Studie stehen nicht die Gehaltspotenziale an organischen Schadstoffen sondern deren Bindungs- und Abbauverhalten während der Kompostierung und in kompostgedüngten Böden im Vordergrund.

Kompostanwendung auf Böden kann in Bezug auf organische Schadstoffe verschiedene Effekte haben. Komposte sind aufgrund ihres hohen Gehalts an organischer Substanz in der Lage Schadstoffe zu binden und damit ihre Verfügbarkeit und Toxizität zu verringern. Weiters herrschen durch die erhöhte Aktivität von Bodenorganismen bessere Bedingungen für einen biologischen (oxidativen) Abbau von Schadstoffen. Beide Mechanismen werden vielfach bestätigt.

Auch während der Kompostierung ist in der Frage der Nutzwirkung vor allem der mikrobielle Abbau von Bedeutung, für welchen optimale Bedingungen (Sauerstoffverfügbarkeit, Feuchtigkeit, Temperatur, organische Substanz) erforderlich sind. Abiotische (Photolyse,

Hydrolyse) und biologische Transformationsprozesse finden parallel statt, biologische Prozesse werden jedoch als die wichtigsten angesehen.

Mit höherem Ausreifungsgrad geht eine verstärkte organische Bindung von Schadstoffen einher. Einige Untersuchungen zeigen, dass eine effektive Mineralisierung nur in Boden-Kompostmischungen auftritt, wenn ausgereifter, gut stabilisierter Kompost zugesetzt wurde.

Dies lässt darauf schließen, dass insbesondere die während der Kompostreifung und Humifizierung aktive mikrobiologische Gemeinschaft dazu befähigt ist, organische Schadstoffe, wie PAKs und andere Kohlenwasserstoffe abzubauen. Frischkompost führt zu einer geringeren Abbauleistung.

Für PCBs werden Abbauraten während der Kompostierung von bis zu 45% gefunden. Aber es erfolgt auch eine Aufkonzentrierung ähnlich den mineralischen Komponenten. Die Möglichkeit des biologischen Abbaus und der Volatilisierung betrifft im wesentlichen Kongenere mit einem niedrigen Chlorierungsgrad.

Auch PCDD/F tendieren während der Kompostierung aufzukonzentrieren. Die bisweilen berichtete Entstehung von Dioxinen und Furanen während der Kompostierung tritt nur bei ungünstigen Temperaturen  $> 70^{\circ}\text{C}$  auf und wenn die entsprechenden Vorläufersubstanzen wie *Trichlorphenol* und *Pentachlorphenol* vorhanden sind. Auch hier gilt, ein Abbau tritt nur bei niedrigem Chlorierungsgrad auf.

AOX and Pestizide werden zum Teil deutlich besser während der Kompostierung abgebaut als im Boden. Das trifft vor allem auf den thermophilen Prozessabschnitt zu. Chlorierte Pestizide sind weitgehend in Europa verboten. Hintergrundbelastungen in Kompost unterschreiten durchwegs bestehende Richt- und Grenzwerte von Düngemittelregelungen.

LAS, NPE, DEHP werden unter oxidativen Bedingungen fast vollständig abgebaut.

Akkumulationsszenarien persistenter Schadstoffe (PAK, PCB, PCDD/PCDF) zeigen, dass unter Berücksichtigung realistischer Halbwertszeiten in Böden der durchschnittliche Eintrag durch Deposition und Kompost (mit Ausnahme einer leichten Anreicherung von PAKs im Fall von sehr geringen Boden-Hintergrundwerten) im Boden zu keiner Anreicherung im Boden führen würde. Der natürliche Abbau überkompensiert somit den Eintrag. Wesentlich ist wieder, dass die tatsächliche Veränderung im Boden immer im Verhältnis zu wissenschaftlich begründbaren Vorsorgewerten für die nachhaltige Lebens- und Futtermittelproduktion und im Sinne des Grundwasserschutzes betrachtet wird.

Weitere wesentliche Ergebnisse:

- Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass es bei Verwendung sauberer Ausgangsmaterialien aus der getrennten Sammlung zu keiner bedenklichen Anreicherung von Pestiziden oder anderen organischen Schadstoffen im Zuge der Kompostierung und Kompostverwertung kommt. Die Kompostierung selbst ist zum Teil durch die Hitzeeinwirkung, zum Teil durch mikrobiologische und biochemische, oxidative Vorgänge ein Prozess, der zum Abbau von organischen Verbindungen beiträgt.
- Die Schadstofffrachten fallen selbst bei überhöhten Kompostgaben so gering aus, dass mittelfristig keine messbare Anhebung der Bodengehalte zu erwarten ist.
- Die Kompostanwendung verstärkt sowohl den Herbizidabbau als auch die Stabilisierung von Herbizidrückständen im Boden

### **Bodenbiologie** (Kapitel 3.9)

Das Bodenleben hat die Schlüsselrolle für das „Funktionieren“ des Bodenökosystems inne, der Erfolg jedoch ist abhängig von der Anwesenheit von ausreichend verfügbaren Kohlenstoffquellen. Das heißt, falls über Pflanzenrückstände und Organismen (und deren

Ausscheidungen) selbst zu wenig Kohlenstoff zur Verfügung steht, muss zur Erhaltung des Systems externe organische Substanz (Wirtschaftsdünger, Kompost) auf einem befriedigenden Niveau zugeführt werden.

Die organische Düngung im allgemeinen und die Einbringung von Kompost im speziellen spielt für die Entwicklung der mikrobiellen Leistungsfähigkeit (das Stoffwechselgeschehen) eines Bodens in dreierlei Hinsicht eine Rolle:

- Optimierung des Lebensraumes (Wasser und Lufthaushalt, Vergrößerung der spezifischen Oberflächen für die Bildung von Haftwasserfilmen als Lebensraum für Bakterienkolonien u.a.)
- Einbringung von Nahrungssubstrat, das das bakterielle Wachstum und in der Folge die enzymatische Aktivität fördert
- Direktes Einbringen von Mikroorganismenpopulationen in den Boden.

Für die Höhe der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität sind daher zwei Formen der organischen Substanz entscheidend. Kurzfristig kann sie durch die Zufuhr organischen Materials mit einem hohen Anteil leicht abbaubarer Fraktionen stark erhöht werden. Dieser Effekt ist jedoch nur temporär. Eine langfristige Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität ist jedoch nur möglich wenn durch (langfristige) organische Düngung der Gehalt an organischer Substanz im Boden erhöht wird, da diese eine ständige Nahrungsquelle für die Mikroorganismen darstellt und die physikalischen Bedingungen des Lebensraumes verbessert.

Die Versuchsergebnisse zur Auswirkung der Kompostwirtschaft auf das Bodenleben und die biologische Aktivität lassen sich in folgenden Aussagen zusammenfassen:

- Generelle Erhöhung der biologischen Aktivität
- Erhöhung der mikrobiellen Biomasse
- Erhöhung der Dehydrogenaseaktivität
- meist Erhöhung der Proteaseaktivität
- meist Steigerung der Urease
- Substratinduzierte Respiration (SIR) und  $\beta$ -Glucosidase: Stufenförmige Erhöhung gegenüber ungedüngten Parzellen mit steigenden Kompostgaben
- Respiration: signifikante Aktivitätserhöhung
- Höhere Artenzahl und Abundanz der Mesofauna
- Höherer Regenwurmbesatz

### **Unterdrückung von Pflanzenkrankheiten (antiphytopathogenes Potenzial)** (Kapitel 3.10)

Das Phänomen, dass Kompost bodenbürtige Pflanzenkrankheiten unterdrücken kann, ist seit Anfang der 60er Jahre bekannt. Unterdrückende Wirkungen von Komposten gegenüber bodenbürtigen Schaderregern werden seit den 70er-Jahren systematisch untersucht.

Die Mechanismen der biologischen Kontrolle basieren auf

- Konkurrenz,
- Antibiose und
- Hyperparasitismus.

Zu unterscheiden ist außerdem zwischen einer "allgemeinen" und einer "spezifischen" (auf bestimmte Krankheitserreger wirkende) Suppressivität.

Von besonderer Wichtigkeit ist die Stabilität des Kompostes: In unreifen Komposten vermehren sich zunächst die Pathogene, in reifen Komposten werden sie unterdrückt. Extrem



stabilisiertes organisches Material unterstützt die Aktivität biokontrollierender Stoffe wiederum nicht. Der Zeitpunkt der Kompostapplikation im Verhältnis zum Pflanzzeitpunkt ist ebenso wie der Salzgehalt und die Freisetzung von Nährstoffen in Betracht zu ziehen. Die Wirkung der Kompostierung auf die Pflanzengesundheit begrenzt sich nicht allein darauf, die Krankheitserreger zu vernichten. Es gibt zahlreiche Beispiele von Komposten, die in der Lage sind, unterschiedliche Pflanzenarten vor diversen Krankheitserregern zu schützen. Diese Effekte beschränken sich nicht bloß auf Laborbeobachtungen, sondern lassen auch in der Praxis nachweisen. Die Wirkung im Feld ist jedoch nicht immer spezifisch, sondern fördert generell Wachstum und Gesundheit der Pflanzen.

Die physiologische Reife der Komposte, die unterschiedliche mikrobiologische Zusammensetzung sowie die Stickstoffverfügbarkeit scheint dabei eine größere Rolle zu spielen als das Ausgangsmaterial.

Allgemein gilt: je ärmer ein Substrat an Mikroben ist, umso geringer ist die Bedeutung im Hinblick auf dessen Suppressivitätseffekt. Daher ist die suppressive Wirkung von Komposten meist proportional zur Menge der Kompostgabe.

Als Schlussfolgerung möge jene dienen, die Bruns (2003) auf dem Symposium „Applying compost– benefits and needs“ am Ende seines Beitrages präsentierte:

- Krankheitsunterdrückende Wirkungen von Bioabfall- und Grünkomposten gegen *P. ultimum* konnten sowohl im Modell- wie im kommerziellen Praxisversuch im Gartenbau nachgewiesen werden
- Für die serienmäßige Nutzung krankheitsunterdrückender Komposte müsste die der Kompostierungsprozess entsprechend standardisiert und eine Qualitätsbeurteilungsschema entwickelt werden, um eine die kontinuierliche Produktion von Komposten mit konstanten Eigenschaften sicherzustellen.
- Hierzu müssten Bewertungsmaßstäbe für die Kompostreife/stabilität aber auch die Wechselwirkungen zwischen Pflanzen, Pflanzenkrankheiten und antagonistischen Mikroorganismen weiter entwickelt werden
- Die existierenden Studien über phytosanitäre Eigenschaften von Komposten in Böden sind vielversprechend. Die Forschung in diesem Bereich, vor allem um die Wirkmechanismen besser verstehen zu können, müssten intensiviert werden. Dies würde die gezielte Vermarktung von Bioabfallkomposten aus der getrennten Sammlung biogener Abfälle stärken.

#### **Beurteilung der bestehenden Rahmenbedingungen (Kapitel 4) vor dem Hintergrund der Studienergebnisse**

Betrachtet man die bestehenden Regelungen und Richtlinien zur Kompostverwertung wird auch unter Berücksichtigung anderer humusschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Gründdeckung etc.) der zT gewährte Spielraum vor allem zur Erreichung kurzfristigen Effekte (zB Steigerung der mikrobiologischen Umsatzleistung) zu eng gesetzt.

Die in der Kompost-VO vorgesehenen 8 Mg TM Kompost ha<sup>-1</sup> im Durchschnitt von 5 Jahren, werden zwar von einigen neueren Landesregelungen als fixe Obergrenze mit aufgenommen, stehen jedoch im Widerspruch zu den Bewilligungsgrenzen für Jahres-Stickstoffeinträgen des Wasserrechts. Sachlich ist eine Gleichbehandlung des Humusdüngers Kompost, dessen N-Gehalt zu 80% für die Humusreproduktion verbraucht wird, mit anderen stickstoffhaltigen Düngemitteln mit vorwiegend leichtlöslichen Stickstoffformen nicht gerechtfertigt (ausführliche Grundlagen hierzu siehe Amlinger et al., 2003a).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine Aufbringung von bis zu 10 t TM ha<sup>-1</sup> im Mittel von einem Durchrechnungszeitraum von bis zu 5 Jahren, aufgeteilt auf mindestens 2

Gaben innerhalb dieser Periode, die ausreichende Flexibilität für eine auf Humuserhaltung bzw. -steigerung abzielende Kompostwirtschaft garantieren würde.

Ein Grundsatz, der jedoch immer zu gelten hat ist: die örtlichen Bedingungen (Bodeneigenschaften, Klima, Wasserhaushalt, Bodennutzung und Fruchtfolge, angepasstes Düngeregime) müssen ausreichend berücksichtigt werden.

In diesem Sinne wäre eine Harmonisierung zwischen Düngerichtlinien, Kompost-VO, Wasserrecht, Aktionsprogramm zur Nitratrichtlinie und Landes-Bodenschutzrecht dringend anzuraten.

# 1 DIE FRAGESTELLUNG

## 1.1 Zur Ausgangslage

In der EU-weit geführten Diskussion über die ökologische Nützlichkeit der Kompostanwendung auf Böden, die gleichzeitig z.B. in Deutschland nach aktueller Rechtslage die notwendige Voraussetzung für die Verwertung darstellt, werden häufig die Qualitäten von Kompost als Düngemittel gekennzeichnet. Somit ist die Nützlichkeit der Kompostverwertung in dieser Sichtweise mit der Nährstoffwirkung verbunden. Im Österreichischen Düngemittelrecht wird die Unterscheidung zwischen einem *Düngemittel* und einem *Bodenhilfsstoff* an dem Vorhandensein eines *wesentlichen Gehaltes an pflanzenaufnehmbaren Nährstoffen* festgemacht. Unter der Typenbezeichnung „*Organischer Dünger*“ werden für Dünger aus dem Kompostbereich neben einem Mindestgehalt an organischer Substanz von 20% i.d. TM auch Mindestgehalte für  $N_{\text{ges}}$  von 0,6%,  $P_2O_5_{\text{ges}}$  von 0,3% und für  $K_2O_{\text{ges}}$  von 0,5% i.d. TM vorgeschrieben. Für die Bezeichnung als *Volldünger* müssen die Gehalte an  $N_{\text{ges}}$ ,  $P_2O_5_{\text{ges}}$  und  $K_2O_{\text{ges}}$  jeweils 1% i.d. TM betragen. Bereits in der Rechtssetzung wird hier ein gewisser Widerspruch zwischen Anspruch und Umsetzung deutlich, da in der Frage der Zulässigkeit eines Kompostes als organischer Dünger auf Gesamtgehalte abgestellt wird, für die grundsätzliche Definition eines Bodenhilfsstoffes (also eines *Nicht-Düngemittels*) jedoch die Abwesenheit wesentlicher Gehalte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen ins Treffen geführt wird. Hier wird die Problematik einer pauschalen nährstoffbezogenen Grenzziehung deutlich, denn beides, sowohl die kurz- und mittelfristige Nährstoff-, wie auch eine mittel- bis langfristige bodenverbessernde Wirkung treffen im Falle von Kompost in einem relativ weiten Schwankungsbereich an absoluten Nährstoffgehalten zu.

Gerade in dieser Hinsicht stellt sich auch in der Praxis die Frage, welche wesentlichen Wirkungen sich der Landwirt von der Kompostanwendung in der Bodenbewirtschaftung und pflanzlichen Produktion erwartet. Vorauszusetzen für die Festlegung einer „richtigen“ Anwendung, insbesondere sinnvoller Auftragsmengen, ist hierbei die klare Definition der Nützlichkeit.

Die Anerkennung der Nützlichkeit drückt sich dann auch in der Bewertung des Kompostes als Bewirtschaftungsmittel aus. In der Vermarktungs- oder Abgabep Praxis in der Landwirtschaft sehen wir das Spannungsfeld in der Einordnung von Kompost als *Verwertungsproblem eines Abfalls* oder eines *nutzbringenden Bewirtschaftungsmittels* in der weit gestreuten monetären Bewertung (Zahlung eines *Verwertungsbeitrags* oder Erzielung eines *Erlöses*) aus. Der Nützlichkeitsanspruch ist jedenfalls vorauszusetzen, unabhängig davon, ob man in erster Linie auf eine Dünge- oder eine bodenverbessernde Wirkung abzielt.

Die teils geringe Nährstoffwirkung von Kompost (insbesondere bei N) lässt dessen Einstufung als Düngemittel in Fachdiskussionen immer wieder in Frage stellen. Ins Treffen wird geführt, dass der Wert eines Düngemittels grundsätzlich an dessen Dünge- (Nährstoff-) Wirkung zu beurteilen und dementsprechend auch die Schadstofffrage in Relation zum Nährstoffgehalt – hier zu Phosphor – zu bewerten sei. In diesem Fall wird für Kompost eine deutliche Schlechterstellung gegenüber anderen organischen Düngern konstituiert.

Bei einer einseitigen Nährstoffbetrachtung tritt sehr rasch das Ungleichgewicht zwischen den unterschiedlichen Ansprüchen von Vorsorge- und Nährstoffbetrachtungen zutage.

Stellt man die theoretische Überlegung an, eine Kompostgabe am N-Bedarf der Kultur und dem durchschnittlich pflanzenverfügbaren (mobilisierbaren) Kompost – N Anteil von 5 - 10% zu orientieren, so würde dies zu Aufwandmengen führen, die eine für die meisten Standorte weit überhöhte Phosphorfracht bedingen würde. Dies ist vor dem Hintergrund der steigenden Gefahr lateraler und zunehmend auch vertikaler P-Austräge in angrenzende Gewässer zu sehen. Und hier tut sich ein weiterer Widerspruch auf: nämlich das Argument, dass der Gehalt

an P die Nützlichkeit markiert, wird konterkariert durch die Tatsache, dass dieser in vielen mit P übersorgten Böden Mitteleuropas gar nicht gebraucht wird. Bei diesen Betrachtungen handelt es sich vorwiegend um eine kurzfristige kultur- und nährstoffbetonte Einordnung der Kompostdüngung.

Eine zweite sich hiervon deutlich unterscheidende Bewirtschaftungsphilosophie hat ihren Ausgangspunkt beispielsweise im Bereich des *ökologischen Landbaus*, wo Düngung stets als Teilaspekt der Bodenernährung, Bodenbelebung oder genereller Bodenbewirtschaftung angesprochen wird, die der *Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit* dient.

Diese Zielrichtung gibt auch das Motiv für den Einsatz von Kompost vor.

Wenn heute von einer Düngeplanung mit Kompost gesprochen wird, so stehen neben der Nährstoffversorgung vor allem zwei Hauptaspekte der Bodenverbesserung im Mittelpunkt:

- die Humusversorgung (oder auch der Beitrag zur *Humusreproduktion* durch die Zufuhr an stabilen Humusformen)
- die Kalkversorgung (durch die Zufuhr an *basisch wirksamen Substanzen*)

Die folgende Übersicht aus der Broschüre „Organische Düngung“ der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK, 2005) fasst die mit einer regelmäßigen Kompostdüngung assoziierten Vorteilswirkungen zusammen:



ABBILDUNG 1-1: DIE VIELFÄLTIGEN DEN BODEN UND DIE BODENFUNKTIONEN VERBESSERNDEN EFFEKTE DER KOMPOSTANWENDUNG (AUS BGK, 2005)

Das Problem ist, dass die messbaren Effekte bzw. Untersuchungen zur Abschätzung *langfristig* bodenverbessernder Wirkungen nicht in ausreichender Dichte und Konsequenz für eine wissenschaftlich fundierte Beurteilung erfasst und diskutiert werden. Kritiker dieser Argumentation führen ins Feld, dass außerdem die durch die notwendige Begrenzung der Nährstofffrachten (Grundwasser- und Gewässerschutz) vorgegebenen maximalen Kompost-Aufwandmengen zu gering sind, um die potenziell erzielbaren Nutzeffekte einer Humuserhaltung oder -anreicherung realisieren zu können.

Eine zweite Frage ist die Interpretation von messbaren Effekten auf einzelne Bodenparameter, die als direkte (Bodenumusgehalt) oder indirekte (Wassergehalt bei Feldkapazität oder Erhöhung der Aggregatstabilität) Indikatoren für eine tatsächliche Nützlichkeit (z.B. höhere Infiltrationsleistung und damit geringere Erosionsschäden) im Sinne von

- Nachhaltigkeit
- Bodenschutz
- Ressourceneinsparung und
- Bodenfruchtbarkeit

dienen.

Zentrale Aufgabe der Literaturstudie war es demnach, neben der effektiven kurz- und langfristigen Nährstoffwirkung letztgenannte Fragestellung, nämlich die Erfassung von boden- und bodenfruchtbarkeitsverbessernden Wirkungen sowohl auf Basis allgemeinen bodenkundlichen Wissens aber vor allem auch auf Grundlage der experimentellen Feldforschungen durcharbeiten und die in der Literatur präsentierten Antworten und Diskussionsbeiträge zusammenzustellen.

Zu Fragen des Einflusses der Kompostdüngung auf den **Stickstoff-Haushalt**, d.h. auf organische Bindung, Auswaschungsrisiko, N-Aufnahme durch die Kulturpflanze, sei auf die Literaturstudie „*Kenntnisstand zur Frage des Stickstoffaustrags in Kompost-Düngungssystemen*“ (ZL. 34 2500/48-III/4/99; <http://www.umwelt.net.at/article/archive/6954>; Amlinger et al. 2003a<sub>[FA1]</sub>) verwiesen. Dort werden neben der effektiven kurz- und langfristigen Stickstoffwirkung in Kompostdüngungssystemen vor allem das N-Auswaschungsrisiko in das Grundwasser auf Grundlage der experimentellen Feldforschungen abgehandelt.

## **1.2 Zur Frage von Bodenverbesserung und Bodenfruchtbarkeit**

### **1.2.1 Was heißt im Zusammenhang mit der (wiederholten) Kompostdüngung „Bodenverbesserung“?**

Grundsätzlich wohnt dem Anspruch auf Verbesserung die Steigerung von qualitativen Zustands- oder Entwicklungskomponenten des pflanzenbaulich produktiven Bodenkörpers inne. Um eine Bodenverbesserung feststellen zu können, bedarf es der Definition und Quantifizierung von Parametern, die die Bodenqualität beschreiben. Sogleich stellt sich die Frage: Wie lässt sich Bodenqualität beschreiben?

### **1.2.2 Die zentrale Funktion des Bodens in der Landwirtschaft: Bodenfruchtbarkeit**

Ein erster Ansatz besteht in der Beschreibung von funktionellen Zielgrößen. Das heißt, es müssen die Anforderungen an Böden in Abhängigkeit der Funktionen, die sie in der Landschaft und im Sinne der jeweiligen Nutzung erfüllen sollen, abgegrenzt werden. Hiermit wird schon deutlich, dass es nicht den einen allumfassenden Boden-Qualitäts- oder Boden-Funktions-Parameter geben kann.

Ein zentraler Begriff beschäftigt seit Beginn einer gezielten (naturwissenschaftlich begründeten) landwirtschaftlichen Bodennutzung beginnend mit dem 18. Jh. die Bodenbewirtschaftler und -forscher: *die Bodenfruchtbarkeit*. Zweierlei ist in diesem Ausdruck für bäuerlichen Wohl- oder Notstand verborgen:

- Die *Produktivität*, das heißt die Hervorbringung von durch den Menschen kultivierten Pflanzen pro Flächen- und Zeiteinheit
- Die *Nachhaltigkeit oder Dauerhaftigkeit* dieser Produktivität über längere zeitliche Produktionsperioden (Vegetationsperioden, Fruchtfolgen, Generationen)

In dem Wort Fruchtbarkeit erkennen wir, dass wir es bei Böden mit einem belebten und mit seiner Umwelt intensiv in Wechselwirkung stehenden System zu tun haben, dessen Wesensmerkmale durch Prozesse gekennzeichnet sind, die unter anderem den *Gesetzmäßigkeiten lebender Systeme* unterworfen sind (Stoffwechsel, Atmung, Wachstum und Vermehrung, Auf- und Abbauvorgängen u.a.)

In der Bemessung des Flächenertrages (der *Biomasseproduktion*) über größere Zeiträume bestünde eine Möglichkeit, Bodenfruchtbarkeit indirekt zu erfassen. Allerdings ist hierbei zu berücksichtigen, dass hohe Flächenerträge auch in ökologisch relativ stark degradierten Systemen bis hin zu Hydrokulturen als Extremfall denkbar sind, so dass die Ertragsleistung zwar eine wichtige Bewertungskomponente darstellen kann, aber für sich genommen nicht immer aussagekräftig ist.

Ertragspotenzial und Flächenproduktivität ist nach heutigem Verständnis als Teilfunktion des Bodens (Lebensraumfunktion → Boden als Pflanzenstandort) anzusehen. Die Bemessung der Nachhaltigkeit dieser Funktion kann dann als Parameter für den Bodenfruchtbarkeitsbegriff dienen. Wird durch bestimmte Maßnahmen der Bodenbewirtschaftung – zB. auch durch eine Humus konservierende Bewirtschaftung – auf eine generelle Förderung der Bodens abgezielt, dann stellt auch die Produktivität für sich genommen einen relevanten Faktor dar.

Will man das Niveau der Bodenfruchtbarkeit anhand von *Bodenkenngrößen* direkt erfassen, so können wir jene Bodeneigenschaften heranziehen, die – in Kombination – die erwünschten Funktionen und Leistungen eines Standortes oder Bodens direkt beeinflussen und mit Hilfe deren Quantifizierung das Maß des *Erfüllens der Bodenfunktionen* abgeschätzt werden kann.

Im Rahmen einer naturwissenschaftlich-ökologieorientierten Landwirtschaft und Bodenbewirtschaftung werden neben der nachhaltigen, das Potenzial eines Standortes auf möglichst hohem Niveau ausschöpfenden Biomasse-Produktivität zwei weitere ökologische Kriterien an den Boden als funktionelles Landschaftselement gestellt. Es sind dies die

- Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion sowie
- die Funktion des Bodens als biologisches Habitat und Genreserve im Sinne der Erhaltung der Biodiversität, zusammenfassend auch als Lebensraumfunktion bezeichnet.

Die Entwicklung dieser funktionellen Betrachtung des Bodens leitet sich aus den Betrachtungsweisen des *vorsorgenden Bodenschutzes* ab. Die Einbindung der Produktivität von Böden als (zentraler) Teilaspekt der natürlichen Bodenfunktionen gewährleistet die gleichzeitige Berücksichtigung von unerwünschten Nebeneffekten einer auf Bodenfruchtbarkeit abzielenden Wirtschaftsweise. Der Schutz der Bodenfunktion „Puffer, Stoffausgleich“ (z.B. Vermeidung einer übermäßigen Beanspruchung der Pufferleistungen gegenüber Stickstoffeinträgen zum langfristigen Schutz vor Nitratauswaschung ins Grundwasser) wird so gleichberechtigt neben der Forderung nach Bodenfruchtbarkeit und Produktivität gestellt.

Im Rahmen einer stark auf eine hohe Flächenproduktivität abzielenden intensiven land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung kann es insbesondere durch bestimmte Produktionsmethoden (hohe Viehdichten, hohe Nährstoffbilanzsalden, großflächige Monokulturen, Kahlschläge u.a.) zur Konkurrenzierung der genannten ökologischen Funktionen kommen.

Die Minderung der Filter-, Puffer- und Transformationsfähigkeit des Bodens für mineralische und organische Stoffe durch intensive und humuszehrende Bewirtschaftungsmethoden können bei entsprechenden Standortvoraussetzungen damit einhergehende Auswirkungen auf die Menge und Qualität des Grundwassers haben. Damit kann der Erhaltung dieser Funktionen weit über die Frage der nachhaltigen Bodenfruchtbarkeit hinaus gesamtwirtschaftliche und ökologische Bedeutung zukommen. Durch diese Sichtweise hat der traditionelle Fruchtbarkeitsbegriff eine neue Einordnung erfahren

Mit obigen Überlegungen gehen zwei weitere wesentliche Qualitäten von Böden einher:

- die *Widerstandskraft gegen Erosion* (Bodenabtrag durch Wind oder Wasser)
- die dauerhafte *Erhaltung eines standort- und nutzungsangepassten Gehaltes an organischer Substanz* entgegen der Tendenz unter bestimmten klimatischen und Nutzungsbedingungen vollständig zu mineralisieren, also die Hintanhaltung der in Südeuropa und den subtropischen und tropischen ariden und semiariden Regionen sich mehrenden *Desertifikation* (Wüstenbildung)

Gerade die mit der Menge und Qualität der organischen Bodensubstanz (OBS) eng verknüpften physikalischen Eigenschaften (Aggregation, Porenvolumen und Porengrößenverteilung) und die damit verbundenen Oberflächenstrukturen können dramatische Auswirkungen auf den Wasserhaushalt gesamter Landschaften haben. Zusätzlich zu einer unausgewogenen räumlichen Landschafts- bzw. -Bodennutzung (Verbauung/Versiegelung; Strukturverarmung der landwirtschaftlichen Flächen) trägt die über ganze Landschaften verbreitete „physikalische Degradierung“ der Böden zu den nunmehr jährlich wiederkehrenden Überflutungen in den Flussunterläufen bei. Hierbei spielt die aktive spezifische Oberfläche der Partikel und Aggregate als Wasserspeicher und Infiltrationsmedium eine zentrale Rolle.

Entsprechend der Ausschreibung werden sich die in der Literaturstudie vorgenommenen Betrachtungen auf den mitteleuropäischen Klimaraum beschränken.

## **2 VERHALTEN UND VERÄNDERUNGEN DES HUMUSNIVEAUS IN ABHÄNGIGKEIT VON KLIMA, BODEN UND BEWIRTSCHAFTUNG**

### **2.1 Boden und Organische Bodensubstanz (OBS)**

Der Begriff „OBS“ wird in dieser Studie für die Gesamtheit der festen organischen Bodensubstanz einschließlich Huminstoffe und abgestorbene Gewebe verwendet. Inwieweit es sich bei OBS um mikrobiologisch inerte oder umsetzbare, chemisch stabile, labile, aktive, lösliche oder unlösliche, rein organische oder mineral-organische Verbindungen, Huminsäuren oder Fulvosäuren, hydrophile oder hydrophobe, aliphatische oder aromatische Substanzen usw. handelt, bleibt bei dieser Definition offen. Entsprechend ist auch die Abtrennung und Charakterisierung von Humus relativ unscharf.

Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass Boden aus vier Hauptkomponenten besteht:

1. Mineralische Stoffe
2. Organische Stoffe
3. Luft
4. Wasser

Die Mengenrelationen dieser Stoffe sind unterschiedlich, aber auf volumetrischer Basis kann in einem landwirtschaftlich genutzten Oberboden mittlerer Beschaffenheit von folgender Verteilung ausgegangen werden:

45% mineralische Stoffe; 5% organische Stoffe und 50% Porenraum. Der Porenraum wird von Wasser und Luft gefüllt, je nach Feuchtigkeitsgehalt des Bodens. Die organische Fraktion besteht aus lebender pflanzlicher und tierischer Substanz, toter pflanzlicher und tierischer Substanz, bei der die Herkunft der Substanz klar erkennbar ist, und stark zersetzter organischer Substanz, die ‚organische Bodensubstanz‘ genannt wird.

Diese *organische Bodensubstanz (OBS)* besteht hauptsächlich aus:

1. teilweise zersetzten Pflanzenrückständen (nicht mehr als Pflanzensubstanz erkennbar)
2. Mikroorganismen und Mikroflora im Zersetzungsprozess
3. Nebenprodukten von mikrobiellem Wachstum und Zersetzung
4. der ‚Humus‘-Fraktion, bei der sich die Nebenprodukte zu im allgemeinen stabileren Formen verändert haben

Die ‚Humus‘-Fraktion bzw. die stabilisierte organische Substanz besteht in der Regel aus 50-55% Kohlenstoff, 4-5% Stickstoff und zirka 1% Schwefel. Sie ist ein relativ stabiler Bestandteil der organischen Fraktion, der für einige Jahre im Boden bestehen bleiben kann, besonders wenn er in enger Verbindung mit feinerkörnigen Bestandteilen der mineralischen Fraktion (Schluff, Ton) steht. Tabelle 2-2 gibt Hinweise über die Stabilität der Substanzen und ihr Verbleiben im Boden. Die leichte Fraktion kann grob als Mittelstadium oder Übergangspool zwischen frischen Rückständen und der gut humifizierten, stabilen organischen Substanz beschrieben werden. Sie besteht hauptsächlich aus Pflanzenresten, aber sie kann auch Pilzhyphen, Sporen, Samen und tierische Reste enthalten.



## 2.1.1 Bedeutung der OBS für Boden und Bodeneigenschaften

Die Zufuhr organischen Materials in die Böden wird schon seit langer Zeit als wichtig für das Erhalten der Qualität von natürlichem und unter Nutzung stehendem Boden erachtet, in erster Linie wegen der Rolle als Lieferant von Nährstoffen und durch den Einfluss auf die biologischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens. Vor der Einführung von künstlich hergestellten Düngern waren in der Landwirtschaft organische Rückstände die einzige Möglichkeit, den Boden mit Nährstoffen, besonders Stickstoff, zu versorgen. Es ist davon auszugehen, dass sich in nicht kultivierten Böden mehr als 95% des Stickstoffs und des Schwefels und ca. 25% des Phosphors in der organischen Bodensubstanz befindet.

Mit dem Aufkommen des *Kunstdüngers* und seiner breiten Verwendung in der Landwirtschaft nahm die Abhängigkeit von organischen Rückständen als Quelle von Nährstoffen für das Wachstum von Pflanzen ab. Es gibt jedoch grundlegende Unterschiede zwischen organischen und anorganischen Nährstoffquellen. Insbesondere enthalten organische Nährstoffquellen oft einen beträchtlichen Pool von sich nur relativ langsam abbauenden Substanzen. Die Freisetzung von Nährstoffen aus diesem 'langsam freisetzenden Pool' ist sehr unbeständig und wird durch a.) die Art der organischen Substanzen und b.) die Bedingungen, die im Boden vorherrschen, bestimmt. Niedrige Massenverhältnisse von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N) und Kohlenstoff zu Phosphor (C/P) resultieren bei organischen Düngern oft in einer schnelleren Freisetzungsrates von diesen organischen Quellen. Die organische Substanz der Böden kann dagegen auch bei engen Kohlenstoff-/ Nährstoffverhältnissen sehr stabil sein.

Besonders aus der biologischen Landwirtschaftsbewegung verbreitete sich die Erkenntnis, dass die OBS eine wichtige Rolle für die Erhaltung der Bodenqualität spielt und dass der Boden ohne einen ausreichenden Gehalt von OBS seine natürlichen Schutz- und Produktionsfunktionen nicht optimal erfüllen kann. In den letzten Jahren wurde auch erkannt, dass der Boden ein wichtiges Speichermedium für Kohlenstoff im globalen Kohlenstoffzyklus ist, und dass es möglicherweise einen bedeutenden Einfluss auf den globalen Kohlenstoffetat hat, ob der Kohlenstoffgehalt in Böden gleich gehalten oder erhöht wird. Tabelle 2-1, die in veränderter Form auf Stevenson (1994<sup>[SP2]</sup>) basiert, listet einige weitere positive Wirkungen auf, die der OBS zugesprochen wird.

TABELLE 2-1: DIE ROLLE DER ORGANISCHEN SUBSTANZ IM BODEN

<b>Eigenschaft</b>	<b>Bemerkungen</b>	<b>Effekte auf den Boden</b>
<b>Farbe</b>	Die typische dunkle Farbe vieler Böden ist oft durch organische Materialien hervorgerufen.	Kann die Erwärmung im Frühling fördern.
<b>Biodiversität</b>	Die organische Fraktion im Boden als Futterquelle für verschiedene Organismenarten. Die Zusammensetzung und Verteilung der organischen Materialien spiegelt sich in der Zusammensetzung der Bodenorganismen wieder.	Viele Funktionen der organischen Bodensubstanz stehen in Beziehung zu den Aktivitäten von Flora und Fauna.
<b>Wasserhaltevermögen</b>	Die organische Substanz hat eine Wasserhaltefähigkeit bis zum 20-fachen ihres Gewichts.	Beugt Austrocknung und Schrumpfung vor. Kann in sandigen Böden eine signifikante Verbesserung des Feuchtehalts bringen.
<b>Kombination mit Tonmineralien</b>	Baut Bodenpartikel in Struktureinheiten (Aggregaten) ein.	Ermöglicht Gasaustausch; stabilisiert die Struktur; erhöht die Durchlässigkeit.

<b>Eigenschaft</b>	<b>Bemerkungen</b>	<b>Effekte auf den Boden</b>
<b>Reduktion der Dichte mineralischer Böden</b>	Organische Materialien haben in der Regel eine geringe Dichte, folglich „verdünnen“ sie Mineralböden.	Geringere Bodendichte geht mit einem Anstieg der Porosität einher (wegen der Interaktionen zwischen organischen und anorganischen Fraktionen).
<b>Komplex- bzw. Chelatbildung</b>	Bildet mit Cu <sup>2+</sup> , Mn <sup>2+</sup> und Zn <sup>2+</sup> und anderen polyvalenten Kationen stabile Komplexe.	Kann die Verfügbarkeit von Mikronährstoffen für höhere Pflanzen erhöhen.
<b>Wasserlöslichkeit</b>	Organische Substanz auf Grund ihrer Verbindung mit Tonen unlösbar; ebenfalls Salze zwei- und dreiwertiger Kationen mit organischer Substanz. Isoliertes organisches Material teilweise wasserlöslich.	Verringerung der Auswaschungsverluste.
<b>Pufferkapazität</b>	Organische Substanz puffert in schwach sauren, neutralen und alkalischen Bereichen.	Hilft gleichmäßige Bodenreaktion aufrechtzuerhalten.
<b>Kationenaustauschkapazität (KAK)</b>	Gesamtsäuregehalt isolierter Fraktionen von organischem Material reicht von 33 bis 1400 cmolc kg <sup>-1</sup> .	Kann KAK des Bodens erhöhen. 20 bis 70 % der KAK vieler Böden steht in Verbindung zur Organischen Substanz.
<b>Mineralisation</b>	Beim Abbau organischer Substanz entsteht CO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>3</sub> <sup>4-</sup> und SO <sub>2</sub> <sup>4-</sup>	Nahrungsquelle für Pflanzenwachstum.
<b>Stabilisierung und Abbau von organischen Verunreinigungen</b>	Stabilisierung organischer Verunreinigungen in Humussubstanz (einschließlich flüchtiger organischer Bestandteile).	Stabilität hängt von Persistenz des Bodenhumus und der Erhaltung bzw. dem Anstieg des C-pools im Boden ab.

Obwohl die Versorgung mit Nährstoffen wichtig ist, zeigt die Tabelle deutlich, dass es viele andere Bodeneigenschaften gibt, besonders im Bezug auf die physikalischen Bedingungen im Boden, die von der Existenz der OBS beeinflusst werden und vom Vorkommen und der Menge an OBS kontrolliert werden können. So senkt das Vermischen von organischer Substanzen mit geringer Dichte mit der mineralischen Fraktion die Lagerungsdichte des Bodens. Großen Einfluss üben größere Mengen an OBS auf die Bildung und die Stabilität der Bodenaggregate und die damit verbundenen porenbezogenen Eigenschaften wie die Durchlüftung des Bodens und den Wasserfluss durch den Boden aus. Die Speicherung und die Abgabe von Wasser und die Fähigkeit, geladene Oberflächen zu bilden, an denen Ionen in einer Form gespeichert werden können, die Pflanzen zur Verfügung steht, sind weitere bedeutende Wirkungen von OBS auf Böden und Bodeneigenschaften.

Organische Verbindungen in Böden werden seit langem mit der Komplexbildung von Schwermetallen in Verbindung gebracht. Die Environment Protection Agency in den USA berichtete, dass die Zufuhr von kompostiertem Material zu Böden zu einer erheblichen Erhöhung der *Bioremediation* von Böden, die mit organischen Verbindungen (einschließlich Herbiziden, Kohlenwasserstoffprodukten und volatilen organischen Verbindungen) verunreinigt sind, führt (EPA, 1998). Diese Erhöhung ist erstens auf die erhöhte Menge von vorhandenen organischen Stoffen und zweitens auf die erhöhte biologische Aktivität aufgrund der Zufuhr von leicht abbaubarer OBS im Boden zurückzuführen.

Somit prägt der Gehalt und die Qualität von OBS wesentlich die Eigenschaften von Böden. Zahlreiche mit dem Humus verbundenen Reaktionen tragen zur Aufrechterhaltung der natürlichen Bodenfunktionen (Produktionsfunktion, Lebensraumfunktion, Transformatorfunktion) bei. Die hinter diesen Funktionen stehenden Reaktionen wie die Nährstofffreisetzung, der Beitrag zur Sorptions- und Pufferfähigkeit der Böden oder der Einfluss auf bodenphysikalische und hydrologische Eigenschaften sind auf der Ebene von Grundlagenuntersuchungen weitgehend beschrieben. Erhebliche Unklarheit besteht dagegen auf der Ebene der Beurteilung und Bewertung von Humusgehalten von landwirtschaftlich und forstlich genutzten Böden. Hier stellt sich die Frage nach der Herstellung und Erhaltung von standort- und nutzungsspezifisch optimalen Humusgehalten, d.h. nach Richtwerten für Humusgehalte, die in Beratung und landwirtschaftlicher Praxis angestrebt werden sollten. In Abhängigkeit von Standort, Boden und Nutzung könnte eine Wertespanne bzw. ein oberer und unterer Schwellenwert definiert werden. Unterhalb dieser Wertespanne wäre nach dieser Vorstellung beispielsweise mit der Beeinträchtigung bodenphysikalischer Eigenschaften zu rechnen, oberhalb besteht ein erhöhtes Risiko von Nährstoffverlagerungen (v.a. Nitrat) oder unerwünschten Milieuveränderungen (Redoxschwankungen).

Die Einhaltung solcher bislang noch nicht definierter Richtwerte könnte grundsätzlich mit den Mitteln der landwirtschaftlichen Bodennutzung (Bodenbearbeitung, Fruchtfolgegestaltung, Düngung) sichergestellt werden. Vor allem auf defizitären Böden oder in Bewirtschaftungsformen mit negativer Humusbilanz stellt sich die Frage nach Möglichkeiten und Grenzen einer Unterstützung durch externe organische Dünger oder Abfälle / Produkte wie Kompost zur Bodenverbesserung.

In der Diskussion um die Bedeutung des OBS-Gehaltes von Böden ist deutlich zwischen der Bewertung der OBS-Konzentration einerseits und des OBS-Vorrats im Profil oder den relevanten Horizonten andererseits zu unterscheiden. Diese Unterscheidung wird häufig nicht ausreichend klar vorgenommen. Sie ist beispielsweise relevant für Parameter wie die Ertragswirkung oder die Nährstoffnachlieferung von kompostgedüngten Böden, die in Feldversuchen ermittelt werden.

### **2.1.2 Formen organischer Bodensubstanz**

Wie bereits ausgeführt ist die organische Fraktion des Bodens vielfältig und reicht von frischer, klar erkennbarer Pflanzen- und Tiersubstanz bis zu Humus, bei dem es keine sichtbaren Anzeichen gibt, die auf die Pflanze oder das Tier hinweisen, von denen die Substanz abstammt. Die Zersetzung von organischen Stoffen ist vielleicht der Schlüsselfaktor von vielen Funktionen, die mit der OBS in Böden verbunden sind. Die Umsatzraten von organischen Substanzen sind sehr unterschiedlich. Tabelle 2-2 gibt Informationen über Umsatzzeiten für einige der Hauptfraktionen der OBS.

TABELLE 2-2: UMSATZZEIT ORGANISCHER FRAKTIONEN IN BÖDEN

Organische Substanz	Umsatzzeit (Jahre)
Abfall-/Anbaurückstände	0.5 bis 2
Mikrobielle Biomasse	0.1 bis 0.4
Makroorganismen	1 bis 8
Partikuläre org. Substanz	5 bis 20
Leichte Fraktion	1 bis 15
Stabiler Humus	20 bis 1000

Allerdings ist eine Unterscheidung zwischen den sich im Zersetzungsprozess befindenden organischen Rückständen, den die Zersetzung durchführenden Bodenorganismen und den aus diesen Prozessen entstandenen humosen Bestandteilen oft schwer.

### 2.1.3 Umsetzung organischer Substanz im Boden

Die Zersetzung von organischen Substanzen in Böden hängt ab von:

- Kohlenstoffgehalt, Kohlenstoff : Stickstoff-Verhältnis (C/N)
- Bodentemperatur
- Bodenfeuchtigkeit
- der Beschaffenheit des Bodens einschließlich der Nährstoffe im Boden und des pH-Werts
- Methode der Abfallzugabe (in die Erde eingearbeitet ⇔ auf die Oberfläche aufgetragen, gemulcht)
- Höhe der Zugabe

Die Zersetzung von organischen Substanzen in Böden ist unabhängig davon, ob die Substanzen dem Boden auf natürliche oder auf künstliche Weise zugefügt werden. An den Zersetzungsprozessen ist eine breite Palette von Organismen beteiligt. Zu Beginn reduzieren die größeren Organismen wie Würmer und die Makro- und Mesofauna die Menge der Substanz, anschließend wird die Zersetzung von den Mikroorganismen weitergeführt. Die erste Phase mikrobiellen Angriffs ist durch den schnellen Abbau von leicht zersetzbaren organischen Substanzen charakterisiert. Abhängig von der Mikroflora des Bodens und den synthetisierten mikrobiellen Produkten variiert der Anteil des dabei verbrauchten Kohlenstoffs zwischen 10 – 70%. Bei weiten C/N-Verhältnissen liegt der verarbeitete Kohlenstoffanteil am unteren Ende dieser Spannweite. Eines der Produkte, die in dieser Phase verloren werden, ist Kohlendioxyd. Dann folgt eine weitere Zersetzung der restlichen Nebenprodukte durch eine komplexe Reihe von Mikroorganismen. Das Endprodukt ist eine stabile Humussubstanz, die einem langsamen Aufbau und einer langsamen Zersetzung ausgesetzt ist. Die Beschaffenheit des zugeführten Materials und die Beschaffenheit des Bodens beeinflussen stark die Zersetzungsrate der Rückstände und die Art der organischen Umwandlungsprodukte. Wenn das Ausgangsmaterial einen hohen Kohlenstoffgehalt hat, ist die Zersetzungsrate langsam, und es gibt wahrscheinlich eine erhebliche Anreicherung von relativ wenig veränderten Substanzen. Zusätzlich zu der Wirkung der hinzugefügten organischen Substanzen haben auch die Bedingungen im Boden einen bedeutenden Einfluss. Im Idealfall sollte der Boden feucht, aber nicht gesättigt sein, und sollte einen annähernd neutralen pH-Wert besitzen. Wenn diese Bedingungen bestehen und der Boden warm ist, sollten optimale Bedingungen für die Zersetzung herrschen.

Neben der Beschaffenheit des Materials ist die Art der Aufbringung für den Ab-/Umbau und die potenziell positiven Wirkungen der OBS im Boden von Bedeutung. Idealerweise sollte das organische Material in den Boden eingearbeitet werden, um einen engen Kontakt zwischen Boden und organischem Material herzustellen. Bei oberflächlicher Aufbringung ist die Vermischung nur gering und bei sehr großen Zugaben besteht die Gefahr einer ‚abdichtenden‘ Wirkung des aufgebracht Materials, die den Wasser- und Luftfluss zwischen Boden und Atmosphäre begrenzt.

In jedem Boden mit seinen spezifischen Standort- und Bodeneigenschaften stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Anlieferung und Abbau von organischer Substanz ein. In ungestörten Ökosystemen befindet sich der OBS-Gehalt auf einem Gleichgewichtsniveau, das von Faktoren wie Klima, Topographie, Vegetation, Fauna, Ausgangsgestein, Bodeneigenschaften und Zeit sowie deren Zusammenwirken bestimmt wird. Wenn in Folge der landwirtschaftlichen Nutzung die vorhandenen Gleichgewichte gestört werden bzw. die bewirtschaftungsbedingten Einflussfaktoren zum Tragen kommen, verringern sich die Humusgehalte der Böden (Jarvis et al., 1996<sup>[SP3]</sup>). Aus diesem Grund weisen nichtkultivierte Böden mit natürlicher Vegetation die höchsten Humusgehalte auf, unter Dauergrünland sind die Böden wiederum humusreicher als unter Ackernutzung.

Das sich neu einstellende Gleichgewicht wird bestimmt durch folgende grundlegende Prozesse:

1. der Eintrag von organischer Substanz zusätzlich zur bereits vorhandenen OBS in Form von abgestorbener pflanzlicher und tierischer Biomasse im Boden, Düngern und Bodenverbessern
2. die Mineralisierung von OBS
3. die Abfuhr von organischen Stoffen, die andernfalls in den Boden gelangen, v.a.: Abfuhr von Erntegut, Abfuhr von Ernterückständen oder Nebenprodukten wie Stroh oder Rübenblätter

Die unter 1. und 2. genannten Punkte sind von natürlichen Faktoren wie Klima und Bodeneigenschaften sowie von Bewirtschaftungseinflüssen wie Bodenbearbeitung und Düngung abhängig. Hierbei steht die Förderung oder Hemmung biologischer Prozesse v.a. das Pflanzenwachstum und die mikrobiologische Aktivität im Boden im Mittelpunkt. Sowohl die Entstehung pflanzlicher Biomasse als auch die Intensität der Umsetzung organischer Bodensubstanz hängt wesentlich von der Versorgung der beteiligten Organismen mit Wasser, Luft, Nährstoffen und Wärme (bei Pflanzen zusätzlich Licht) ab. Über die mehr oder weniger optimale Bereitstellung dieser Lebensgrundlagen wirken die unten beschriebenen Boden- und Standortfaktoren direkt oder indirekt auf den Humusgehalt von Böden. Punkt 3. (Abfuhr von organischer Substanz) stellt dagegen eine ausschließlich kulturtechnische Einflussgröße dar.

Die Betrachtung der C- und N-Dynamik in Böden erfordert eine vereinfachte Differenzierung (im Vergleich zur stofflichen Fraktionierung siehe weiter oben) der OBS in Fraktionen unterschiedlicher Umsetzungsraten. Häufig wird in der Literatur zwischen zwei oder mehr C- bzw. Humusfraktionen unterschieden. Diese Fraktionen dienen als Gedankenmodell, sie sind allerdings weder strukturell noch operationell eindeutig zu charakterisieren. Vielfach findet sich eine Zweiteilung in die „inerte“ und die „umsetzbare“ OBS (Körschens et al., 1998<sup>[SP4]</sup>), traditionell auch als „Dauerhumus“ und „Nährhumus“ bezeichnet. Erstere ist an den relativ schnell ablaufenden Umsetzungsprozessen im Boden nicht beteiligt, letztere stellt den mineralisierbaren Anteil des Bodenhumus dar. Der inerte C bleibt bei Berechnungen zur C-Dynamik unberücksichtigt, da messbare Veränderungen in überschaubaren Zeiträume auf den umsetzbaren Anteil beschränkt bleiben. Die Gehalte an inerte OBS sind durch Bearbeitungs- und Düngungsmaßnahmen nicht wesentlich zu beeinflussen. Andere Autoren geben auf Grundlage unterschiedlicher Umsetzungsraten (Halbwertszeit) eine Differenzierung in fünf und mehr Teilfraktionen an, deren methodische und ökologische Signifikanz nicht allgemeingültig belegt ist. Hierauf soll daher nicht weiter Bezug genommen werden.

## 2.1.4 Modelle, die den Umsatz von organischen Substanzen in Böden simulieren

Um die Einbringung von frischer organischer Substanz in den Boden und die Dynamik, mit der dieses Material den organischen Bodenpool aufrechterhält, darzustellen, wurden verschiedene Simulationsmodelle entwickelt. Diese Modelle vereinfachen häufig den Prozess des Abbaus und der Zugabe zum Bodenpool und arbeiten mit der Annahme einer ganzen Reihe von OBS-Fractionen. Diese Fraktionen sind weitgehend theoretisch und werden von einer Anzahl von chemischen, physikalischen und biologischen Faktoren kontrolliert, die von Umweltänderungen oder durch das Bodenmanagement beeinflusst werden. Obwohl die in den verschiedenen Phasen des Zersetzungsprozesses identifizierten Fraktionen eine stark vereinfachte Vorstellung von den einzelnen Formen organischer Stoffe und von den Prozessen, die an den Transformationen zwischen den Fraktionen beteiligt sind, liefern, scheinen sie durchaus geeignet zu sein, die Umsatzrate von frischer organischer Substanz, die relativen Größen der Hauptfraktionen und den Einfluss von Eingriffen durch die Bewirtschaftung sowie von Umweltveränderungen annähernd vorherzusagen.

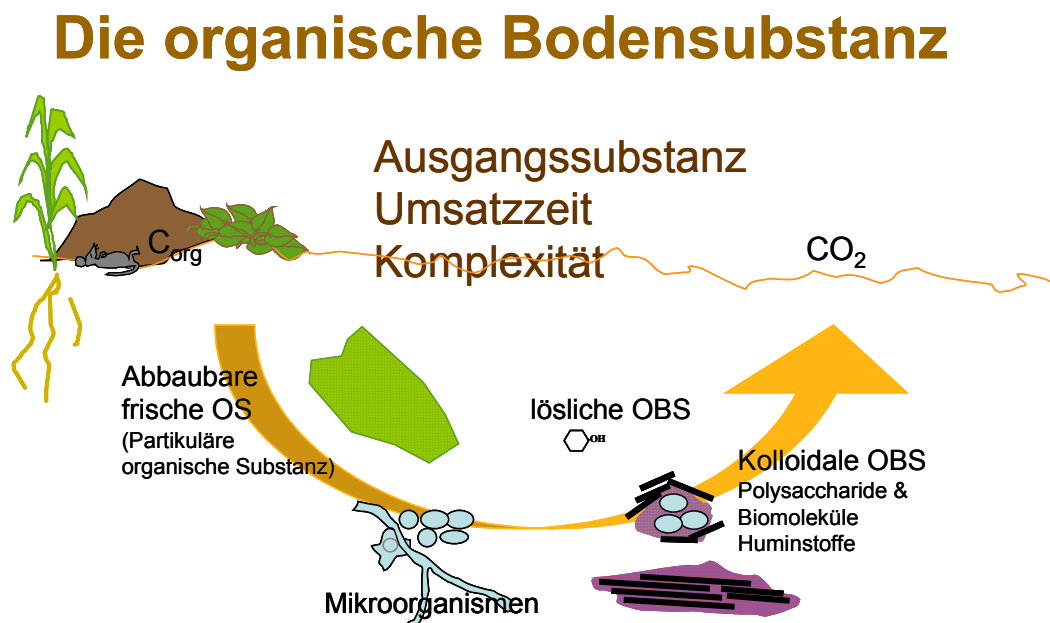


ABBILDUNG 2-1: DER WEG VON DEN ORGANISCHEN AUSGANGSSTOFFEN (ERNTERRÜCKSTÄNDEN, KOMPOST, ABGESTORBENE BODENTIERE UND MIKROBIELLE BIOMASSE ETC.) ÜBER MIKROBIELLE UMSETZUNGSPROZESSE ZU KOMPLEXEN KOLLOIDALEN STRUKTUREN DER HUMINSTOFFE. (aus Chenu und Robert, 2003<sup>[FA5]</sup> zit. In Van-Camp et al., 2004)

Das von Jenkinson und seinen Mitarbeitern von der Rothamsted Experimental Station in Großbritannien (siehe z.B. Jenkinson & Rayner, 1977<sup>[SP6]</sup>; Jenkinson, 1990<sup>[SP7]</sup>) vorgeschlagene Modell ist ein einfaches Modell, das den Bodenkohlenstoff in drei Pools (aktiv, langsam, und passiv) mit verschiedenen Umsatzzeiten (2, 50 und 1980 Jahre) einteilt. Das Modell unterscheidet zersetzbare Pflanzensubstanzen und resistente Pflanzensubstanzen, in späteren Stadien definiert es Fraktionen von mikrobieller Biomasse und Humus und schließlich gibt es eine Fraktion von inerten organischen Stoffen.

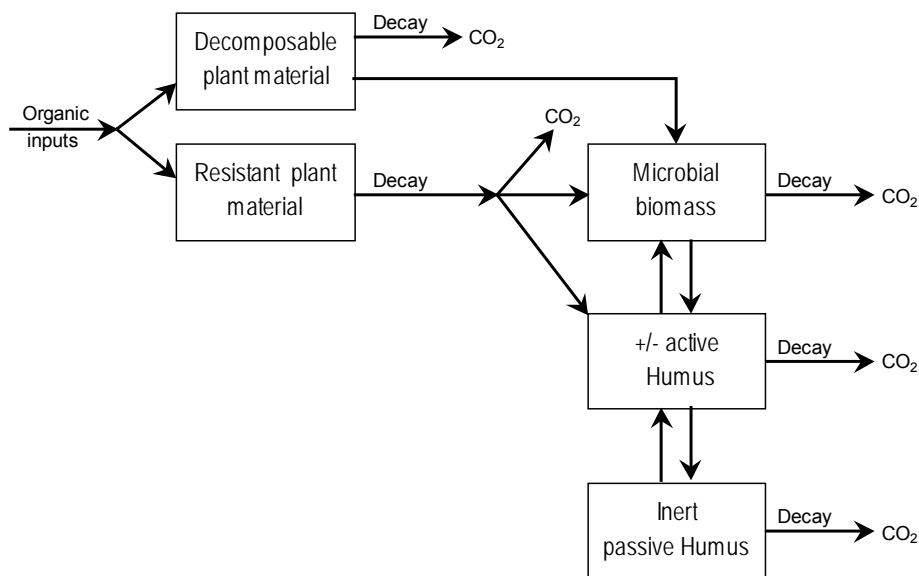


ABBILDUNG 2-2: FLUSS-DIAGRAMM DES "SOIL ORGANIC MATTER MODEL" (NACH JENKINSON, 1990[SP8]; VERÄNDERT).

Paul und van Veen (siehe z.B. Paul & van Veen, 1978[SP9]; van Veen & Paul, 1981[SP10]) entwickelten dieses einfache Modell weiter, indem sie das Konzept der physikalisch geschützten organischen Bodensubstanzen einbezogen haben. Physikalisch geschützte organische Bodensubstanzen haben eine viel niedrigere Zersetzungsrate als nicht physikalisch geschützte. Paul und van Veen stellten weiterhin zur Diskussion, dass die Störung des Bodens als Ergebnis von Kultivierung oder anderen Beeinflussungen die physikalisch geschützten organischen Bodensubstanzen reduzieren und zu einer nur schwer umkehrbaren Abnahme des gesamten Gehaltes an OBS führen könnte.

Das 'Century soil Organic Matter Model', das von Parton et al. (1993[SP11]) entwickelt wurde, benutzt ähnliche Fraktionen wie das Rothamsted-Modell und das Modell von Paul und van Veen, ergänzt diese aber um die Wirkung der Bodentextur auf die Zersetzungsprozesse und den Aufbau von bodenorganischen Substanzen. Die Autoren gehen davon aus, dass der Umsatz von OBS in Böden aus sandigem Material größer ist, und dass die Stabilisierung von aktiven organischen Bodensubstanzen in langsam zersetzbare organische Substanzen in Böden mit feinerer Textur größer ist.

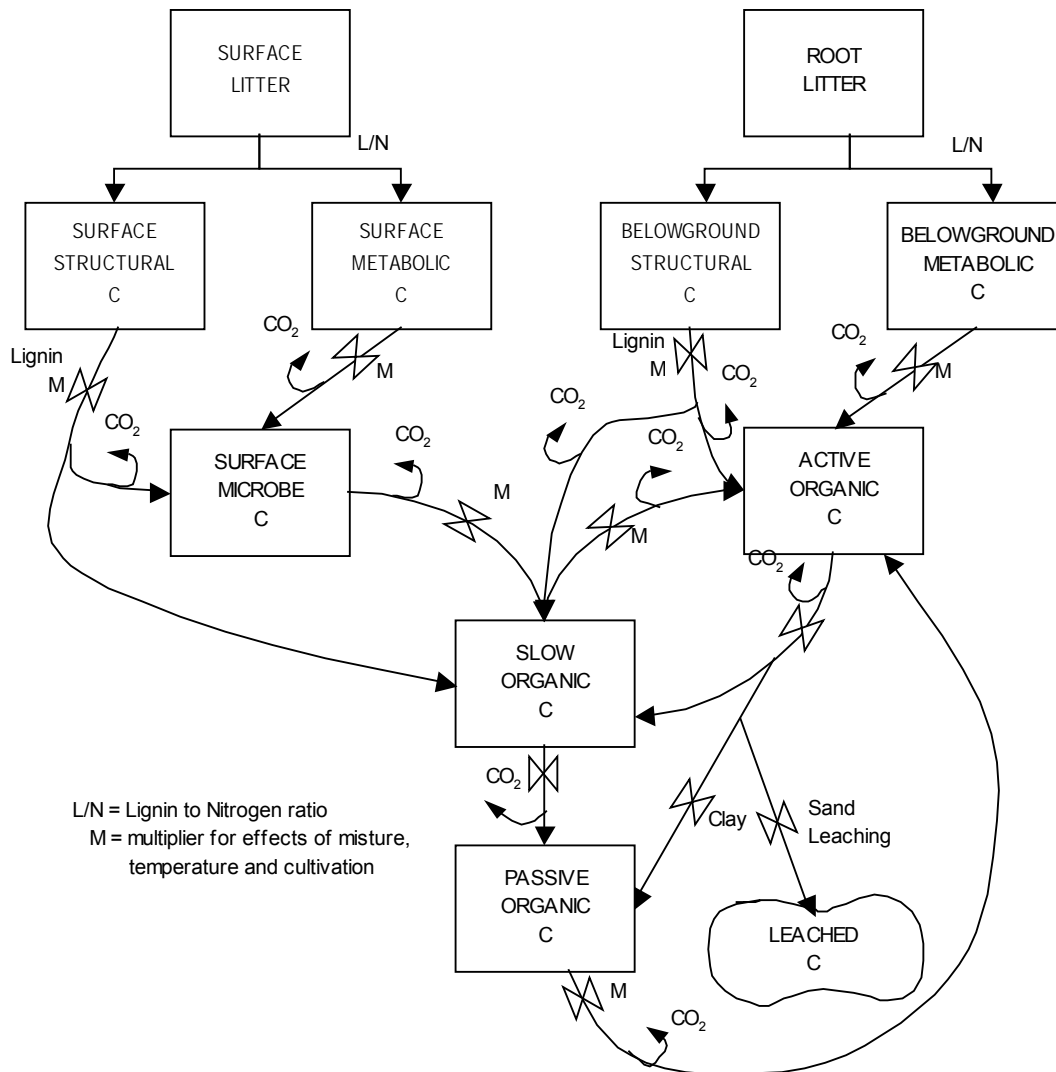


ABBILDUNG 2-3: FLUSSDIAGRAMM DES CENTURY MODELS FÜR DIE ORGANISCHE SUBSTANZ DES BODENS (VERÄNDERT NACH PARTON ET AL. (1993[SP12]))

Diese zwei Modelle, das von Jenkinson und das Century Modell, sind, was die Komplexität betrifft, deutlich unterschiedlich. Das Modell von Jenkinson ist besser geeignet, um die allgemeinen Prozesse zu beschreiben, wobei durch die Vereinfachung für eine Quantifizierung Stoffflüsse u.U. verloren gehen können. Häufig jedoch werden die Voraussagen, die das Jenkinson Modell liefert, durch die zusätzliche Komplexität des Century Modells und anderer, noch komplexerer Modelle nicht verbessert.



## 2.1.5 Bodenkundliche Einflussfaktoren auf den Gehalt an organischer Substanz im Boden

### 2.1.5.1 Textur, Ausgangssubstrat

Der Textur (Bodenart, Korngrößenverteilung) von Böden wird erheblicher Einfluss auf den OBS-Gehalt von Böden beigemessen (Kuntze et al., 1988<sup>[SP13]</sup>; Scheffer & Schachtschabel et al., 1998<sup>[SP14]</sup>). Die Bedeutung des Ausgangssubstrates für den OBS-Gehalt ist mittelbar in der Prägung der Textur der Böden und ihrer spezifischen, teils vom Substrat „ererbten“ Tonmineralassoziation zu sehen.

- Feinkörnige, d.h. tonig/lehmmige (schwerere) Böden sind häufig humusreicher als leichte/sandige Böden. Hierfür sind folgende mögliche Gründe zu nennen:
- In feinkörnigen Böden ist der Gasaustausch und damit die Versorgung der OBS-abbauenden Organismen weniger ausgeprägt, es treten häufiger Zeiten mit anaeroben Bedingungen auf.
- Schwere Böden neigen zu langsamer Erwärmung und dann zu geringer biologischer Aktivität.
- Im Inneren der sich in feinkörnigen Böden ausbildenden stabilen Aggregate ist die OBS vor der Zersetzung durch Mikroorganismen geschützt.
- Die Eigenschaft von Tonmineralen und Aluminium- und Eisenoxiden OBS zu sorbieren oder in die Struktur einzulagern verzögert deren Abbau („organo-mineralische Verbindungen“).
- Tonminerale, insbesondere Dreischichtminerale, können mikrobiell erzeugte Enzyme binden und deren Wirksamkeit für den OBS-Abbau deutlich reduzieren.

Die OBS-Gehaltsunterschiede von Böden sind nach Körschens et al. (1998<sup>[SP15]</sup>) hauptsächlich eine Funktion des Bodengehaltes an inertem C (und N), der wiederum hochsignifikant mit dem Tongehalt korreliert ist. Der Gehalt an inertem C wurde von den genannten Autoren anhand von Nullparzellendaten ( $C_{org}$ ) von Dauerfeldversuchen in Abhängigkeit des Tongehaltes ermittelt. Nach der dargestellten linearen Regression sinken die C-Gehalte in langjährig nichtgedüngten, intensiv bearbeiteten Sandböden auf Werte um 0,5 %. Bei Tongehalten von größer 30 % sinkt der C-Gehalt nicht unter 2 – 2,5 %. Gleichzeitig ist auch der umsetzbare Kohlenstoff vom Tongehalt abhängig. Der Spanne an inertem C von tonarmen bis tonreichen Böden von < 0,5 – 2,5 % steht eine Spanne der umsetzbaren Fraktion von 0,1 – 0,6 % gegenüber, bedingt durch die Tatsache, dass sich mit der Zunahme des Tongehaltes die Umsetzungsrate der umsetzbaren Fraktion verringert. Die Verringerung des OBS-Abbaus in Gegenwart von Ton zeigt sich auch in Inkubationsversuchen, bei denen der Abbau von Humus assoziiert mit Ton deutlich langsamer abläuft, als OBS assoziiert mit Sand (Dalal & Mayer, 1986<sup>[SP16]</sup>; Hassink, 1992<sup>[SP17]</sup> und 1997<sup>[SP18]</sup>).

### 2.1.5.2 Durchlüftung, Grundwassereinfluss

Der OBS-Abbau ist über einen breiten Bereich relativ unabhängig vom Wassergehalt des Bodens. Eine starke Hemmung ist bei Wassersättigung (Sauerstoffmangel) und extremer Austrocknung zu verzeichnen. Befördert wird der OBS-Abbau durch einen Wechsel trockener und feuchter Phasen. Ein verzögerter OBS-Abbau findet sich in Böden mit ausgeprägtem Haftwasser (tonreiche Böden), Stauwasser (Böden mit wasserundurchlässigen Schichten oder Horizonten) oder in grundwasserbeeinflussten Böden.

### 2.1.5.3 pH-Wert

Grundsätzlich begünstigt ein neutrales Bodenmilieu ( $\text{pH} \pm 7$ ) die biologische Aktivität von Böden und damit den Um- und Abbau von OBS. Im üblichen pH-Bereich der Ackerböden zwischen pH 5,5 und 7,5 besteht jedoch keine Beziehung zwischen OBS-Abbau und pH-Wert (Scheffer & Schachtschabel et al., 1998<sup>[SP19]</sup>), d.h. die pH-Erhöhung durch Kalkung führt i.d.R. zu keiner Verminderung der OBS-Gehalte. Die Förderung des OBS-Abbaus wird durch eine höhere Förderung der pflanzlichen Biomasseproduktion (Wurzelmasse, Ernterückstände) in Folge der Kalkung kompensiert.

### 2.1.5.4 Art und Menge der OBS, mikrobielle Aktivität

Die OBS stellt das Substrat der mikrobiellen Aktivität dar. OBS-reiche Böden sind in der Regel aktiver, Umsetzungsprozesse laufen mit höheren Raten ab (Rowell, 1997<sup>[SP20]</sup>). Grundsätzlich ist die Mineralisierung umso größer je enger das C/N-Verhältnis des betrachteten Materials ist. Schnell wird beispielsweise Leguminosenstroh ( $\text{C/N} = 15 - 25$ ), langsam Getreidestroh ( $\text{C/N} = 50 - 100$ ) mineralisiert. Dabei sind organische Abfälle und leicht zersetzbare biologische Materialien (Pflanzenrückstände, abgestorbene mikrobielle Biomasse usw.) separat von Böden bzw. deren OBS-Bestandteilen zu betrachten.

Frisch zugesetzte pflanzliche Materialien werden etwa 7 mal schneller umgesetzt als bodeneigene organische Substanz (Shen et al., 1989<sup>[SP21]</sup>). Frische Pflanzenmaterialien gelangen als abgestorbene Pflanzenteile (Blätter, Wurzeln) oder als Wurzelausscheidungen während der Vegetationszeit kontinuierlich in den Boden oder sie werden zu bestimmten Zeitpunkten als Gründüngung (Zwischenfrüchte, Untersaaten) oder Ernterückstände in den Boden eingearbeitet.

Ein Teil der Huminstoffe der Böden kann als langjährig umgesetztes und stabilisiertes Material bei einem relativ engen C/N-Verhältnis sehr geringe Mineralisierungsraten aufweisen. Nachfolgend sind typische C/N-Verhältnisse von verschiedenen Bodentypen zusammengestellt, denen eine deutlich Anreicherung von OBS im Oberboden gemeinsam ist.

Schwarzerden und Mullrendzinen:	C/N = 10-12
Podsole:	C/N = 30-40
Niedermoor:	C/N = 15-30

Anhand dieser Zahlen lässt sich erkennen, dass für den Gehalt bzw. den Abbau von Huminstoffen das C/N-Verhältnis nicht von vorrangiger Bedeutung ist. Für die Frage des Einflusses des C/N-Verhältnisses auf den OBS-Abbau wäre es darüber hinaus korrekter, das C/N-Verhältnis der organischen Substanz zu interpretieren. Besonders in tonreichen und humusarmen Böden kann auf Grund der Ammoniumfixierung in Tonmineralen eine erhebliche Diskrepanz zum C/N-Verhältnis des (Gesamt-)bodens auftreten.

Während der Mineralisierung erfolgt eine kontinuierliche Umwandlung von abgestorbener organischer Substanz zu Huminstoffen. Die Huminstoffbildung kann in die mikrobielle Resynthese, die selektive Anreicherung schwer abbaubarer Stoffe (z.B. Wachse, Harze, Gerbstoffe) und die direkte Umwandlung untergliedert werden. Dieser Anteil der organischen Bodensubstanz kann dem „inerten“ Kohlenstoff bzw. der inerten OBS zugerechnet werden (Körschens et al., 1998<sup>[SP22]</sup>). Die OBS stellt ein Kontinuum an verschiedener Materialien dar, das in unterschiedlichem Maß gegenüber der Mineralisierung stabilisiert ist und der sich in verschiedene Pools mit ähnlichem Verhalten einordnen lässt. Die unterschiedliche Stabilität der Materialien begründet sich in molekular-strukturellen Materialeigenschaften, einer möglichen physikalischen Separierung (Inneraggregatbereich, Feinporen) gegenüber der mikrobiellen Biomasse im Boden oder durch Bindung an Oberflächen anorganischer Bodenbestandteile (v.a. Tonminerale).

Durch chemisch-physikalische Fraktionierungstechniken gelingt es, Stoffgruppen mit bestimmten Eigenschaften zu trennen bzw. zu definieren, eine Beziehung zwischen diesen Fraktionen und dem C- und N-Umsatz konnte dennoch bislang nicht nachgewiesen werden (Paul, 1984<sup>[SP23]</sup>). Aussichtsreicher scheint die physikalische Trennung in Korngrößenfraktionen zu sein. Organischer C assoziiert mit Sandfraktionen ist deutlich schneller mineralisierbar als solcher assoziiert mit Ton (Dalal & Mayer, 1986<sup>[SP24]</sup>; Hassink, 1992<sup>[SP25]</sup> und 1997<sup>[SP26]</sup>).

### **2.1.6 Planung der Materialausbringung**

Bei Art und Menge der Ausbringung von organischen Stoffen muss berücksichtigt werden, welche Wirkungen diese verursachen:

- Eine schnelle Freilassung von Nährstoffen mit sofortiger Verfügbarkeit für das Pflanzenwachstum
- Einen Pool von sich langsam freisetzenden Nährstoffen
- Bildung eines Substrats für mikrobielle Aktivitäten für die Freisetzung von Nährstoffen und für die Entwicklung von organischen/anorganischen Bedingungen, die für die Ausbildung von bodenphysikalischen Funktionen wichtig sind.

Bei der Ausbringung muss darauf geachtet werden, dass die schnell verfügbaren Nährstoffe auch von Pflanzen aufgenommen werden können und dass geeignete Bedingungen für den Umsatz des organischen Materials (Temperatur, Feuchtigkeit) herrschen. Die Ausbringungsmenge und -häufigkeit hängt von der Zielsetzung ab. Bei Renaturierungen besteht oft die Notwendigkeit einer einmaligen Ausbringung von großen Mengen. Generell ist aber die mehrmalige Zufuhr kleinerer Mengen häufig sinnvoller, da diese die Aktivität des Bodens aufrechterhalten und eine kontinuierlichere Nachlieferung von Nährstoffen gewährleisten.

## **2.2 Exkurs: Die Bildung von Ton-organischen Verbindungen**

Ein Teil der organischen Substanz bildet mit den mineralischen Bodenbestandteilen stabile organo-mineralische Verbindungen. Von besonderer mengenmäßiger Bedeutung sind dabei Ton-organische Verbindungen, d. h. Verbindungen aus Tonmineralen sowie Eisen- und Aluminiumoxiden mit organischen Substanzen unterschiedlicher Struktur und Molekülgröße. Bei den Ton-Humus-Komplexen handelt es sich um Verbindungen aus Tonmineralen sowie Eisen- und Aluminiumoxiden mit Huminstoffen wie Fulvo-, Huminsäuren und Humine.

Die als feine Blättchen ausgebildeten Tonminerale bestehen aus Stapeln von Silicatschichten, die, je nach Mineraltyp, durch Kationen oder Wasserstoffbrückenbindungen zusammengehalten werden. In den Schichtzwischenräumen und an den äußeren Oberflächen können Stoffe gebunden und durch Austausch mit anderen Stoffen wieder in die Bodenlösung freigesetzt werden. Dadurch spielen sie eine wichtige Rolle beim Verhalten von Nähr- und Schadstoffen in Böden. Von besonderer ökologischer Bedeutung sind die sogenannten Dreischicht-Tonminerale, die auf Grund von negativen Ladungen an inneren (Schichtzwischenräume) und äußeren Oberflächen Kationen wie Schwermetalle (z. B. Kupfer oder Zink) und Pflanzennährstoffe (z.B. Kalium oder Magnesium), aber auch organische Kationen (z.B. kationische Tenside oder Pflanzenschutzmittel) binden können. Die in die Grundtypen Illite, Vermiculite und Smectite (mit zahlreichen Unterformen) unterteilten Dreischicht-Tonminerale prägen auch deswegen die Eigenschaften verschiedener Böden, da sie in sehr unterschiedlichen Mengen in Böden vertreten sind. Neben den Dreischicht-Tonmineralen enthalten Böden weitere Tonminerale (z.B. Kaolinite, Chlorite), die hinsichtlich

der Menge und des Beitrages zu den Bindungseigenschaften mitteleuropäischer Böden meist weniger bedeutend sind.

Illite, Vermiculite und Smectite unterscheiden sich durch eine unterschiedliche negative Schichtladung (Anzahl der negativen Ladungen pro Mineralstruktureinheit) und die Art der Zwischenschicht-Kationen. Aus diesen Merkmalen resultiert die unterschiedliche Quellfähigkeit der Schichtzwischenräume und das unterschiedliche Vermögen Kationen einzulagern und auszutauschen. Smectite und Vermiculite sind quellfähig und können Kationen in großem Ausmaß austauschbar binden (Vermiculit > Smectit). Illite können nur an der Randzone aufgeweitet werden und tragen nur in geringerem Maß zur Austauschkapazität der Böden bei.

Neben den Tonmineralen können auch Eisen- sowie Aluminium- und Manganoxide von Bedeutung sein, da sie erheblich zur Bindung von Schwermetallen, Phosphat und organischen Verbindungen in den Böden beitragen. Wie bei den Tonmineralen sind dabei nicht nur die Gesamtgehalte von Bedeutung, sondern auch die Struktur der Oxide, da davon die aktive Oberfläche der Oxide abhängt. Besonders reaktiv sind schlecht kristallisierte (amorphe) Eisenoxide, die über große Oberflächen und damit viele Sorptionsstellen verfügen.

Die Verbindungsformen zwischen Ton und organischer Substanz in den Böden lassen sich aufgrund der Komplexität der beteiligten Stoffe nicht im einzelnen festlegen. Durch Untersuchungen mit definierten organischen Verbindungen und Referenz-Tonmineralen können jedoch eine Reihe von möglichen Verbindungstypen abgeleitet werden (Jasmund & Lagaly, 1993<sup>[SP27]</sup>; Scheffer & Schachtschabel et al., 1998<sup>[SP28]</sup>; Stevenson, 1994<sup>[SP29]</sup>). Ton-organische Komplexe können unter anderem gebildet werden durch:

- Ionenbindung zwischen negativen Ladungen von Tonmineralen und organischen Kationen wie Alkyl-Gruppen, Aminosäuren und -säuren an Tonmineraloberflächen
- Ionenbindung zwischen Metallkomplexen von Humin- und Fulvosäuren an Seitenflächen der Tonminerale bzw. an Eisen- und Aluminiumoxiden.
- Physikalische Adsorption über van-der-Waals-Kräfte
- Verdrängung von Wassermolekülen im Schichtzwischenraum durch neutrale organische Moleküle (Solvation) mit hohem Dipolmoment
- Austausch von anorganischen Zwischenschicht-Kationen durch organische Kationen
- Bindung größerer organischer Moleküle (Polymere) durch Wasserstoffbrücken über H<sub>2</sub>O-Moleküle der austauschbaren Kationen.

Ziechmann & Müller-Wegener (1990<sup>[SP30]</sup>) unterscheiden Ton-Huminstoff-Komplexe in drei verschiedene Varianten die in ihrer Entstehung zeitlich aufeinander abfolgen:

- Sektkorkenartige Strukturen in Zwischenschichten und an der Tonmineraloberfläche als Ergebnis einer Umsetzung von Huminsäure-Vorstufen mit Tonmineralen in den Zwischenschichten und nachfolgende Verlagerung der Humifizierung an die Tonmineraloberflächen
- Organische Substanz nur in den Zwischenschichten als Ergebnis einer Abtrennung der Huminstoffe von der Tonmineraloberfläche
- Organische Substanz an äußeren Oberflächen der Tonminerale nach erneuter Umsetzung mit Huminsäuren, denen Eindringen in Zwischenschichten verwehrt ist.

Neben Huminstoffen können auch einfachere organische Verbindungen wie Zucker, Alkohole, Aminosäuren, Phenole etc. gebunden werden. Die Stärke der Bindung ist abhängig vom Ort (Mineraloberfläche oder Zwischenschichttraum), Ladung, pKs-Wert, pH, Salzgehalt, Gehalt an austauschbaren Kationen etc.. Die Bildung Ton-organischer Verbindungen wird durch eine hohe biologische Aktivität gefördert, da dadurch ständig reaktionsfähige Stoffe gebildet und mit dem anorganischen Bodenmaterial vermischt werden. Die Zufuhr von organischer

Substanz fördert die Bildung von Ton-organischen-Verbindungen indirekt durch die Förderung der biologischen Aktivität und das Bereitstellen von umsetzbarem Material.

Ton-organische Verbindungen haben einen Einfluss auf zahlreiche Bodeneigenschaften. So leisten sie einen wichtigen Beitrag zur Bodenaggregation und beeinflussen damit alle davon abhängigen physikalischen Bodeneigenschaften (ausführliche Erläuterungen dazu in Kapitel 3.6). Die Ton-organischen Verbindungen stabilisieren auch die organische Substanz im Boden, da diese im Inneren von Aggregaten besser gegen Oxidation und Abbau durch Mikroorganismen geschützt ist (physikalischer Schutz) und die Bindung an Tonminerale und Eisen- und Aluminiumoxide einen besseren chemischen Schutz gegen Abbau bietet (Oades, 1995<sup>[SP31]</sup>; Tisdall, 1996<sup>[SP32]</sup>). Diese „Schutzfunktion“ wird verstärkt, weil die Tonminerale auch Enzyme adsorbieren können und diese in ihrer Aktivität hemmen (Gianfreda & Violante, 1995<sup>[SP33]</sup>). Haider (1995<sup>[SP34]</sup>) weist daraufhin, dass ca. 50 % der organischen Substanz in organo-mineralischen Verbindungen vorliegt, wobei der überwiegende Teil davon in Ton-organischen Verbindungen zu finden ist. Dadurch sind Ton-organische Verbindungen eine bedeutende Quelle für die Kohlenstoff- und vor allem für die Stickstoff-Mineralisation, da das C/N-Verhältnis in der Tonfraktion deutlich enger ist als im übrigen Boden.

Der Einfluss von Ton-organischen Verbindungen auf die Sorption von Schadstoffen muss differenziert betrachtet werden. Die Untersuchungen von Rützel et al. (1997<sup>[SP35]</sup>) zeigten unterschiedliche Ergebnisse bei der Adsorption von Cadmium. Während die Cd-Adsorption bei Illit-Humus-Komplexen im Vergleich zum reinen Illit sank, stieg sie bei Montmorillonit-Humus-Komplexen an. Celis et al. (1997<sup>[SP36]</sup>) fanden eine Verringerung der Adsorption des Herbizids Thiazofluron bei Montmorillonit-Humus-Komplexen gegenüber dem reinen Tonmineral.

Inwieweit eine Erhöhung des Anteils an ton-organischen Komplexen im Boden die Adsorption von Schadstoffen fördert oder hemmt, kann deshalb nicht eindeutig beantwortet werden. Dies hängt sowohl von den im Boden vorkommenden Tonmineralen und ihrem Mischungsverhältnis, unterschiedlichen Bodeneigenschaften wie pH-Wert, Salzgehalt usw. ab, als auch von den zu betrachtenden Schadstoffen und deren Eigenschaften.

Aussagen über die Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Düngung und unterschiedliche Bodenbearbeitung und -nutzung auf Ton-organische Komplexe lassen sich in der Literatur kaum finden. Dies lässt sich zum einen darauf zurückführen, dass die Untersuchungen jeweils mit dem Schwerpunkt Humuschemie bzw. Tonmineralogie durchgeführt wurden, zum anderen auf die schwierige Erfassung der ton-organischen Verbindungen. Es lässt sich allerdings vermuten, dass die Zufuhr von organischer Substanz eine positive Wirkung auf die Bildung von Ton-organischen Verbindungen hat und eine intensive Bewirtschaftung mit häufiger Bodenbearbeitung sich negativ auf die Ton-organischen Komplexe auswirkt. Durch die Entwicklung neuer Analysetechniken, v. a. der CPMS-<sup>13</sup>C-NMR Technologie ist für die Zukunft allerdings eine wesentlich Erweiterung des Wissenstandes über die Art, Bildung und Umsetzung von Ton-organischen Verbindungen zu erwarten.

### **2.3 Klimatische Einflüsse auf die organische Bodensubstanz**

Schon seit langer Zeit ist bekannt, dass die Beschaffenheit von Böden und die Bodenbildung von bodenbildenden Faktoren abhängt, wie sie von Jenny (1942<sup>[SP37]</sup>) umrissen wurden. Ebenso werden die Bodenbestandteile einschließlich der organischen Substanz in gleicher Weise beeinflusst. Einer der wichtigsten Einflussfaktoren auf Bodenart und Bodenentwicklung und damit auf die OBS ist das Klima.

Das Klima kontrolliert die biologische Produktivität des Bodens, die ihrerseits wiederum den Input von organischem Material in das Bodensystem beeinflusst. Ist das frische organische Material im Boden einmal eingebracht, unterliegen dessen Abbaurate sowie die Art der

Abbauprodukte und deren Stabilität den klimatischen Einflüssen, im Speziellen der Niederschlagshöhe (oder korrekter ausgedrückt der Dauer der feuchten Phasen des Bodens) und der Temperatur. In einer Untersuchung globalen Ausmaßes über den Kohlenstoffpool fanden Post et al. (1982<sup>[SP38]</sup>) eine positive Korrelation zwischen dem organischen Kohlenstoffgehalt und der Niederschlagshöhe und – ab einer gewissen Niederschlagshöhe – eine negative Korrelation zur Temperatur. Leith (1973<sup>[SP39]</sup>) verweist auf eine weitreichende Beziehung mit der Temperatur unter der Annahme, dass eine durchschnittliche Jahrestemperatur von 15 °C den Schwellenwert darstellt. Bei niedrigeren Temperaturen wird vermutet, dass ein Anstieg der Temperatur die Zersetzung stärker fördert als die primäre Nettoproduktivität. Carter (1996<sup>[SP40]</sup>) bespricht die Beziehungen zwischen Klima, Gehalt und Umsatz der OBS. Er weist darauf hin, dass nasses und kühles Klima den Umsatz der OBS verlangsamt und damit die Akkumulation im Boden fördert, während feuchtes, warmes oder heißes Klima den Abbau begünstigt. Natürlich sind das verallgemeinerte Verhältnisse, die durch Umweltfaktoren und Bearbeitungsbedingungen modifiziert werden.

Burke et al. (1995<sup>[SP41]</sup>) untersuchten die Beziehung zwischen Klima und OBS in einem kleinräumigeren Ausmaß in Colorado, USA. Sie zeigen, dass der Anstieg der Durchschnittstemperaturen zu geringerer Pflanzenproduktion, höheren Abbauraten, verminderter Speicherkapazität für organisches Material und damit zu einer geringeren Mineralisationsrate führt.

Ähnliche Unterschiede wurden in einem bestimmten Gebiet bei Böden unterschiedlicher Art gefunden: grobkörnigere Böden spiegeln temperaturbedingte Veränderungen deutlicher im Vergleich zu feinkörnigeren. Ergebnisse aus einem weit gestreuten Klimabereich für südaustralische Böden (Ladd et al., 1985<sup>[SP42]</sup>) sowie Böden in UK und Nigerien (Jenkinson & Ayanaba, 1977<sup>[SP43]</sup>) lassen darauf schließen, dass sich die Mineralisierungsrate von substratgebundenem Kohlenstoff bei einem Anstieg der Jahresdurchschnittstemperatur von 8-9 °C verdoppelt. Die Beziehung zwischen der Verminderung des organischen Boden-C-Gehaltes und dem Anstieg der Temperatur lässt vermuten, dass sowohl der Abbau als auch die primäre Netto-Produktivität von der Temperatur beeinflusst werden, wobei der Abbau scheinbar empfindlicher reagiert. Wie dem auch sei ist zu erwähnen, dass das Verhältnis möglicherweise ebenso vom Feuchtezustand des Bodens sowie von der Menge und Qualität des Substrates beeinflusst wird. Abbildung 2-4 zeigt deutlich die Geografisch-klimatische Abhängigkeit der OBS mit einem deutlichen Gefälle in Europa von Nord(West) nach Süd(Ost).

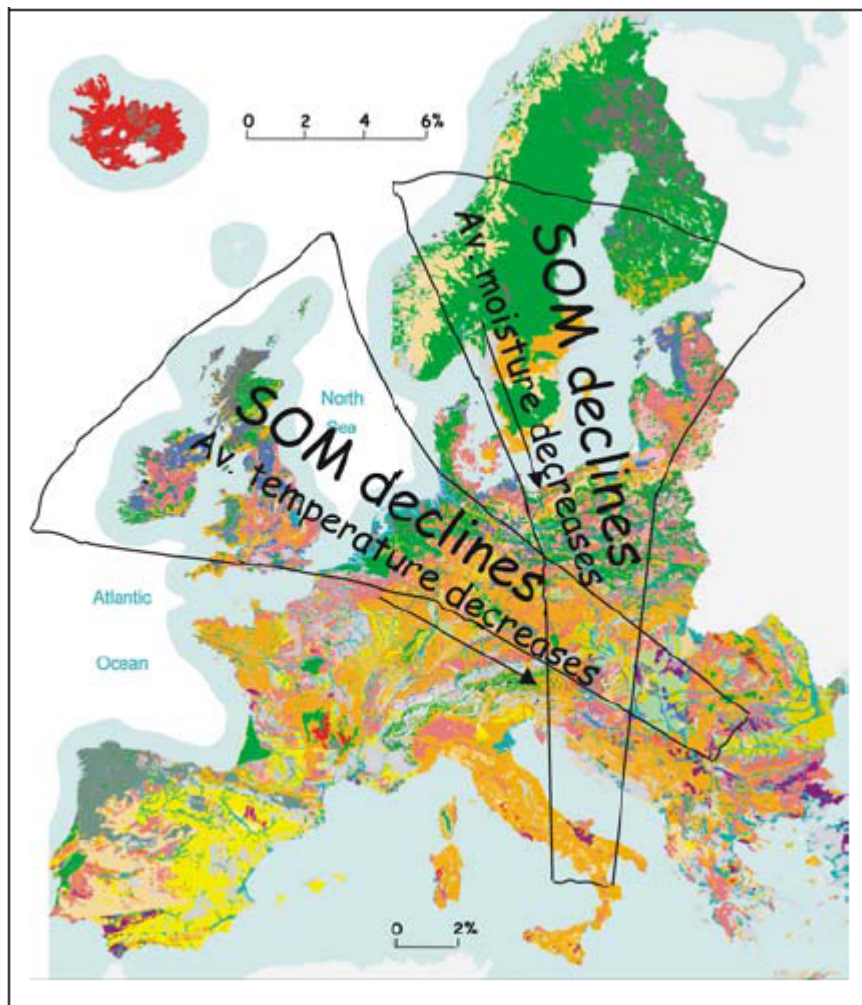


ABBILDUNG 2-4: EINFLUSS VON TEMPERATUR UND FEUCHTIGKEIT AUF DEN GEHALT AN OBS IN EUROPA (AUS VAN-CAMP ET AL., 2004)

Folgende Graphik des European Soil Bureau zeigt die Verteilung der organischen Kohlestoffgehalte in europäischen Oberböden. 45% der untersuchten Landfläche gehört mit weniger als 2,0% der Gehaltsklasse „Niedrig“ („Low“), 13% der Klasse „Sehr Niedrig“ („Very Low“ = <1,0 %) an.

Hieran kann man die Dringlichkeit kontinuierlicher Aufklärungsarbeit über effektive und nachhaltige Maßnahmen zu Erhaltung bzw. Anhebung der OBS in der Landwirtschaft ablesen.

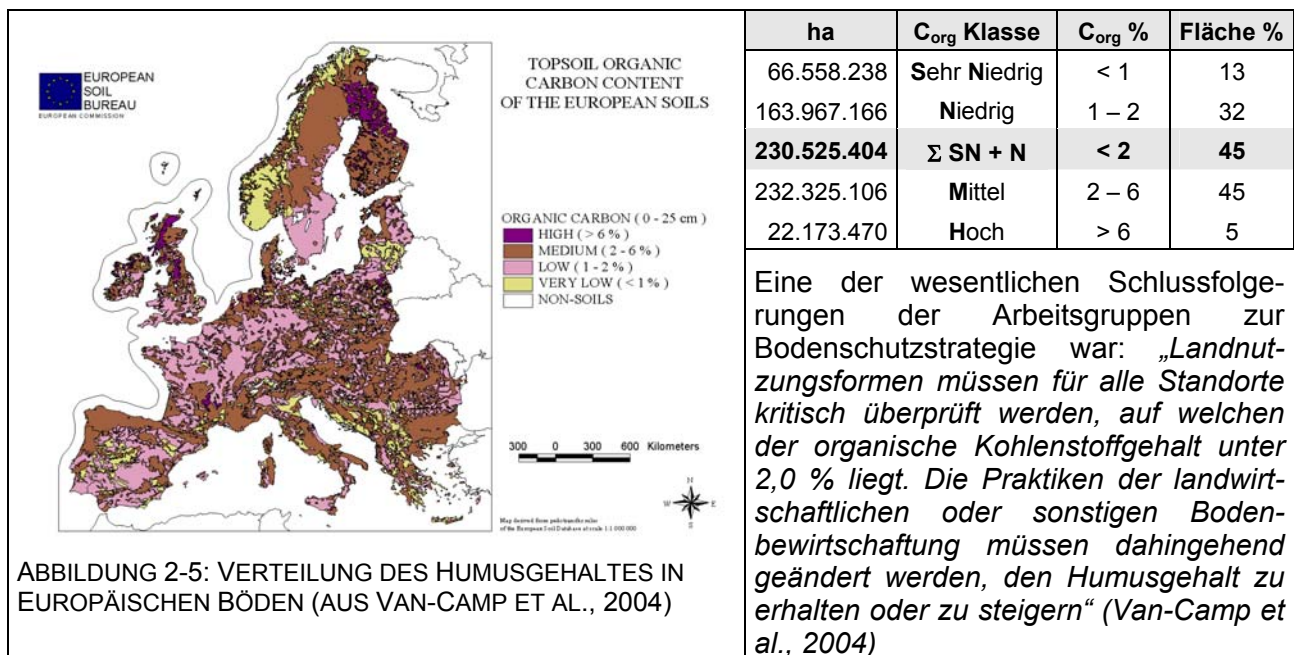


ABBILDUNG 2-5: VERTEILUNG DES HUMUSGEHALTES IN EUROPÄISCHEN BÖDEN (AUS VAN-CAMP ET AL., 2004)

Dass, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß, in sämtlichen europäischen Staaten Maßnahmen zur Humuserhaltung erforderlich sind, zeigt auch eine weitere Erhebung des European Soil Bureau. Auch wenn die Erhebungsmethoden und damit die Resultate nicht immer eindeutig vergleichbar sind, wird doch eine Tendenz aufgezeigt, die zur erhöhten Achtsamkeit ermahnt.

TABELLE 2-3: ANTEIL LANDWIRTSCHAFTLICHER FLÄCHEN MIT SEHR NIEDRIGEM (< 2%) UND NIEDRIGEM (2 - 4 %) OBS GEHALT IN EINIGEN EUROPÄISCHEN LÄNDERN (NACH UTERMANN ET AL., 2004 [FA44])

Land:	% der Landfläche entsprechend den Gehaltsklassen an OBS		
	< 2 % OBS (= <1.2 % C <sub>org</sub> )	2 - 4 % OBS (= 1.2 – 2.4 % C <sub>org</sub> )	Σ < 4 % OBS (= <2.4 % C <sub>org</sub> )
Österreich	14.4	8.2	22.6
Frankreiche	11.6	25.4	37.0
Deutschland	41.6	8.9	50.5
Irland	4.6	3.0	7.6
Niederlande	20.0	23.1	43.1
Estland	---	73.2	73.2
Lettland	---	35.1	35.1
Rumänien	62.5	11.3	73.8



## **2.4 Topographie, Relief**

Im Kapitel 2.3 wurde der direkte Einfluss von klimatischen Parametern auf den Umsatz der organischen Substanz von Böden dargestellt. Die Faktoren Topographie und Relief wirken überwiegend indirekt auf Umsetzungsprozesse ein, indem sie die Wirksamkeit klimatischer Faktoren wie Temperatur und Feuchte durch Ausprägung mikroklimatischer Bedingungen beeinflussen. Beispielsweise unterliegen Böden in höheren Lagen tendenziell eher kühl-humiden Bedingungen als Böden in benachbarter Tallage der gleichen klimatischen Region. Dies kann bereits bei relativ geringer Höhendifferenz wirksam werden. Böden an Südhängen zeigen auf Grund höherer Bodentemperaturen meist einen intensiveren Humusabbau als Böden an Nordhängen (z.B. Tangelrendzinen an Nordhängen im Hochgebirge). Andererseits kann der Abbau auf Grund höherer Verdunstung an Südhängen durch Wassermangel limitiert werden, so dass sich dann die Verhältnisse abhängig von den jeweiligen Gesamtklimabedingungen umgekehrt darstellen (Kuntze et al., 1988<sup>[SP45]</sup>; Scheffer & Schachtschabel et al., 1998<sup>[SP46]</sup>; Rowell, 1997<sup>[SP47]</sup>).

In Hanglagen kann der Humusgehalt von Ackerböden auch durch die Erosion verändert werden. Der Abtrag feinkörniger und humoser Bodenbestandteile kann den Humusvorrat am Oberhang durch Verringerung der Mächtigkeit des humosen Ap-Horizontes verkleinern. Am Hangfuß bildet sich meist ein Kolluvium mit einem entsprechend mächtigeren humosen Oberboden aus. Dies wird weiterhin gefördert, wenn am Hangfuß relativ zum erodierten Mittel- und Oberhang günstigere Wuchsbedingung und eine höhere Pflanzenbiomasseproduktion zu einer weiteren Anreicherung von organischer Substanz in Form von Wurzelmasse und Ernterückständen führt (Burke et al., 1995<sup>[SP48]</sup>).

In Senken oder Tallagen findet unter Einfluss von hoch anstehendem Grundwasser und entsprechend verringerter Sauerstoffzufuhr eine Akkumulation von Humus statt. Die entstehenden Moor- und Anmoorböden werden teilweise landwirtschaftlich kultiviert.

## **2.5 Bodenbewirtschaftung und Düngung – Ergebnisse von Langzeitexperimenten**

Es ist bekannt, dass Böden sich mit der Zeit verändern und ebenso, dass Böden sich durch landwirtschaftliche Bearbeitung verändern. Deshalb ist es nicht überraschend, dass Böden auch durch langfristige landwirtschaftliche Bearbeitung Veränderungen aufweisen. Diese Veränderungen können je nach der Art der Bearbeitung, der Länge der Bearbeitung mit einer besonderen Methode oder der Kombination von verschiedenen Bearbeitungsmethoden variieren. An einer Vielzahl von Plätzen rund um den Erdball gibt es langfristige landwirtschaftliche Versuche, bei denen der Boden seit vielen Jahren auf die gleiche Art bearbeitet wird. Mitchell et al. (1991<sup>[SP49]</sup>) haben über den Stand und die Ergebnisse von Langzeitversuchen berichtet. Zu Beginn vieler dieser Experimente war Wirtschaftsdünger die Hauptnährstoffquelle für den Anbau, und die Bearbeitungssysteme zogen häufig Brachejahre und Leguminosen in die Fruchtfolge mit ein, um die Zufuhr von Stickstoff zu erhöhen.

Die Morrow Plots an der Universität von Illinois wurden 1876 eingerichtet, um verschiedene Fruchtfolgen und Bearbeitungssysteme zu untersuchen. Die Ergebnisse der ersten 64 Jahre wurden 1940 von Stauffer et al.<sup>[SP50]</sup> veröffentlicht. Tabelle 2-4 zeigt die Veränderungen in der OBS nach drei Fruchtfolgen mit zwei verschiedenen Bearbeitungssystemen sowie einen Vergleich mit dem angrenzenden unbebauten Land.

TABELLE 2-4: VERÄNDERUNGEN DER OBS NACH DREI FRUCHTFOLGEN MIT ZWEI UNTERSCHIEDLICHEN BEARBEITUNGSSYSTEMEN AUF DEN MORROW-PLOTS AN DER UNIVERSITÄT VON ILLINOIS

Fruchtfolge	Düngungsvariante	% OBS nach 64 Jahren	% Veränderung
Mais	0	2.99	-45.6
	org. Dünger – Kalk - Phosphor	3.59	-34.7
Mais - Hafer	0	3.68	-33.1
	org. Dünger – Kalk - Phosphor	4.20	-23.6
Mais – Hafer - Klee	0	3.92	-28.7
	org. Dünger – Kalk - Phosphor	5.76	+4.0
Unbearbeitetes Land		5.50	0.0

Diese Zahlen zeigen, dass ohne Düngung eine deutliche Verminderung der OBS eintritt. Ebenso wird deutlich, wie verschiedene Fruchtfolgen die Reaktion auf Organische Dünger-Kalk-Phosphordüngung beeinflussen. Guernsey et al. (1969<sub>[SP51]</sub>) kamen darüber hinaus zu dem Schluss, dass die Maismonokultur ohne Zusatz von organischem oder synthetischem Dünger nicht nur den Rückgang der OBS zur Folge hat, sondern auch weniger Ertrag, erhöhte Bodendichte, geringeres Porenvolumen und eine verminderte Aggregatstabilität in diesem schluffig-lehmigen Boden verursacht. Diese Veränderungen beschränkten sich jedoch auf die oberen 25 Zentimeter.

In einer ähnlichen Studie eines langfristigen Anbauexperimentes bei Sanborn Field an der Universität von Missouri, das 1888 begonnen wurde, haben Buyanovsky et al. (1996<sub>[SP52]</sub>) festgestellt, dass es eine deutliche Beziehung zwischen dem Rückgang der OBS und der Anzahl der Bodenbearbeitungen gibt. Ebenso berichten sie, dass eine Gabe von organischem Dünger in der Höhe von  $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ohne mineralische Zusatzdüngung in einer Mais-Weizen-Fruchtfolge die OBS-Werte aufrechterhalten kann. Buyanovsky und seine Mitarbeiter beobachteten auch eine Erholung des OBS-Gehalts, nachdem im Zuge einer Bewirtschaftungsänderung die Pflanzenrückstände nach 36 Jahren, in denen sie vollständig entfernt worden waren, dem Boden wieder zugeführt wurden. Diese Anzeichen einer Erhöhung der OBS waren bis zu 50 Jahre nach der Bewirtschaftungsänderung nachweisbar.

Ein ähnliches Langzeitexperiment über die Umwandlung von Grünland in Ackerland und Dauerackerland ist seit dem 19. Jahrhundert bei der Rothamsted Experimental Station in England im Gange. Johnson (1991<sub>[SP53]</sub>) berichtet über folgende generelle Trends in der OBS. Im umgepflügten Grünland sanken die OBS-Werte gleichmäßig, waren aber nach 36 Jahren immer noch nicht auf dem niedrigen Wert wie im langjährigen Ackerland, das als solches weiterbearbeitet worden war. Im Ackerland, das zu Grünland umgewandelt wurde, waren die OBS-Werte selbst nach 36 Jahren noch niedriger als die im Dauergrünland. Schätzungen besagen, dass es auf dem schluffig-lehmigen Boden mindestens 100 Jahre dauert, bis die OBS-Werte in dem von Ackerland zu Grünland umgewandelten Boden denen im Boden der Dauergrünlandflächen angeglichen sind. Außerdem bemerkt Johnson, dass die OBS-Werte in den sandigen Böden des Woburn Experiments in der Nähe von Rothamsted in allen Varianten niedriger waren als die in den schluffig-tonigen Böden bei Rothamsted. Dreißig Jahre kontinuierlicher Ackerbewirtschaftung führten in allen Varianten zu einem bemerkenswerten Rückgang der OBS-Werte, obwohl der OBS-Gehalt schon zu Beginn des Experiments weniger als 2 % betrug. Interessanterweise wurden keine Ertragsrückgänge beobachtet.

In den Dauerversuchen von Rothamstead zeigt sich, dass ausschließlich die Rückfuhr von Wirtschaftsdünger zu einer Erhaltung bzw. Erhöhung der OBS führt.

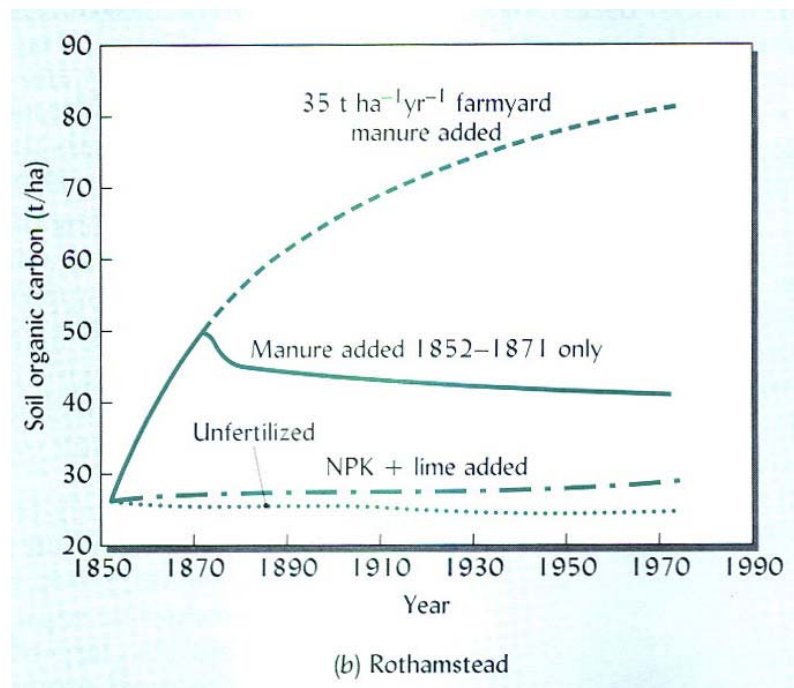


ABBILDUNG 2-6: DAUERVERSUCHE ROTHAMSTEAD: EINFLUSS DES DÜNGESYSTEMS AUF DIE ENTWICKLUNG DES ORGANISCHEN KOHLENSTOFFGEHALTES

Unter Verwendung von Daten 13 europäischer Standorte beschrieben Körschens et al. (1998<sup>[SP54]</sup>) die Umsetzung der OBS. Sie kamen zu dem Schluss, dass es wichtig ist, mindestens zwei Fraktionen der organischen Substanz im Boden zu unterscheiden, eine relativ inerte Fraktion, deren Beteiligung an der Dynamik der organischen Substanz sich nur über Zeiträume von vielen Jahren abspielt, und eine abbaubare Fraktion. Das Verhalten dieser abbaubaren Fraktion wird einerseits vom Boden und andererseits von dessen Bearbeitung abhängen. Im allgemeinen zeigen sich die OBS-Verluste während der Kultivierung in sandigen Böden schneller als in lehmigen Böden. Umgekehrt zeigen sandige Böden im allgemeinen einen schnelleren Anstieg der OBS-Werte, wenn in die Bearbeitung die Zugabe organischer Materialien einbezogen wird, seien es organische Dünger, Komposte oder Pflanzenrückstände. Außerdem berichten die Autoren von einer Beziehung zwischen OBS-Werten und Pflanzenerträgen. Zur Vermeidung der laufenden Stickstoffverluste durch Auswaschung ins Grundwasser und durch gasförmige Emissionen in die Atmosphäre empfehlen Körschens und Mitarbeiter bei Böden mit hohen OBS-Gehalten eine besonders schonende Bewirtschaftung.

Jedoch nicht alle Veränderungen der OBS als Resultat von Bodenbearbeitung waren negativ. Nieder & Richter (2000<sup>[SP55]</sup>) verfolgten C- und N-Gehalte in deutschen Böden im Zeitraum von 1970 bis 1998, während dessen eine planmäßige Erhöhung der Pflugtiefe von ursprünglich <25 cm auf <35 cm stattfand. Diese Erhöhung der Pflugtiefe verhinderte die Auswaschung überschüssigen Stickstoffs und anderer Nährstoffe, indem das OBS-Gleichgewicht in 0-35 cm Bodentiefe wiederhergestellt wurde. Nieder und Richter vermuten, dass für die Mehrzahl der Lössböden das Gleichgewicht am Anfang des 21. Jahrhunderts erreicht werden wird, und dass ab diesem Zeitpunkt besondere Vorsicht in der Applikation von Nährstoffen geboten sein wird, weil der Boden dann nicht mehr länger die Pufferkapazität des „Aufbauprozesses“ haben wird. Ab diesem Zeitpunkt wird eine sorgfältige Bewirtschaftung dafür sorgen müssen, dass der Input von Stickstoff und anderen Nährstoffen und der Export durch geerntete Feldfrüchte einander die Waage halten. Speziell auf Böden mit gröberer Textur ist das von Wichtigkeit, da dort die Veränderungen schneller stattfinden und die Anfälligkeit gegenüber Auswaschung größer ist.

In Therwil, Schweiz, verglich der DOK-Versuch (Bio-Dynamisch, Bio-Organisch, Konventionell) zwischen 1978 und 1998 drei Landbewirtschaftungssysteme, die sich prinzipiell durch Höhe und Art des Düngeraufwands sowie die Pflanzenschutzstrategie unterschieden, mit einer ungedüngten sowie einer konventionellen, mineralisch gedüngten Variante (Fließbach et al., 2000a; Fließbach et al., 2000b). Die Bodenbearbeitungsvorgänge waren in allen Varianten standardisiert und die siebenjährige Fruchtfolge bestand aus folgenden Gliedern: 2 Jahre Gras/Klee –Kartoffeln - Winterweizen - Kohl/rote Beete - Winterweizen – Wintergerste (nach zwei Rotationen durch Gras/Klee ersetzt)

Die drei Hauptvarianten wurden einer ungedüngten (**NOFERT**) und einer konventionellen, ausschließlich mineralisch gedüngten Variante (**CONMIN**) gegenübergestellt.

Die Hauptvarianten sind:

**Bio-Dynamisch (BIODYN):** Kein mineralischer Dünger, Mist und Gülle: 1,2 GVE/ha\*a (ab 1994 1,4 GVE/ha\*a), aerob kompostierter Stallmist, mechanische Unkrautkontrolle, indirekte Pflanzenkrankheitskontrolle, Schädlingsregulierung mit biologischen Pflanzenextrakten, biodynamische Pflanzenschutzpräparate

**Bio-Organisch (BIOORG):** Geringer Mineraldüngeraufwand, Mist und Gülle: 1,2 GVE/ha\*a (ab 1994 1,4 GVE/ha\*a), verrotteter Stallmist, mechanische Unkrautkontrolle, indirekte Pflanzenkrankheitskontrolle (bis 1992 Kupfer), Schädlingsregulierung mit biologischen Pflanzenextrakten

**Konventionell (CONFYM):** Mineraldünger: 1978-91 120 % der empfohlenen Düngepraxis, ab 1991 100%, Mist und Gülle: 1,2 GVE/ha\*a (ab 1994 1,4 GVE/ha\*a), verrotteter Stapelmist, Unkrautkontrolle mechanisch und mit Herbiziden, Pflanzenkrankheitskontrolle mit Fungiziden bis zum Grenzbereich, Schädlingsbekämpfung mit Insektiziden und biologischen Pflanzenextrakten, Wachstumsregulatoren bei Getreide

Nach drei Rotationen zeigten sich deutliche Unterschiede im pH-Wert, dem organischen C und der mikrobiellen Biomasse. Die Ergebnisse der Proben aus einer Bodentiefe von 0 – 20 cm werden als pH (CaCl<sub>2</sub>), organischer Kohlenstoff (%) und mikrobielle Biomasse (relativ zum Durchschnittswert für CONFYM ausgedrückt) in Tabelle 2-5 dargestellt.

TABELLE 2-5: PH, ORGANISCHER C UND MIKROBIELLE BIOMASSE IM DOK FELDVERSUCH NACH DREI 7-JÄHRIGENFRUCHTFOLGEN (1998; FLIEßBACH ET AL., 2000A; FLIEßBACH ET AL., 2000B)

	pH (CaCl <sub>2</sub> )	%Organischer C	Mikrobielle Biomasse relativ zu CONFYM
<b>NOFERT</b>	5.27	1.30	80.4
<b>CONMIN</b>	5.11	1.41	75.8
<b>BIODYN</b>	6.12	1.69	138.6
<b>BIOORG</b>	5.83	1.55	123.0
<b>CONFYM</b>	5.56	1.49	100.0

Die Ergebnisse zeigen eine deutliche Tendenz zur Erhöhung der OBS und der mikrobiellen Biomasse bei den Varianten, die den Kreislauf zugeführter organischer Materialien miteinbeziehen, und bestätigen damit die Trends von früheren Versuchsstadien.

### 3 WIRKUNGEN DER KOMPOSTDÜNGUNG AUF DAS BODENÖKOSYSTEM UND DIE PFLANZENPRODUKTION

#### 3.1 Einfluss der Kompostdüngung auf den Humushaushalt

##### 3.1.1 Beispiele zur Humusreproduktion durch Kompostdüngung

Über die zentrale Rolle der organischen Bodensubstanz für Ökosystem und Pflanzenwachstum wurde in Kapitel 2 bereits ausführlich gesprochen. Die Erhöhung des Humusgehaltes durch Kompostgaben wird in zahlreichen Arbeiten belegt (z.B. Bohne et al., 1996<sup>[SP56]</sup>; Buchgraber, 2000<sup>[SP57]</sup>; Hartl et al., 1999<sup>[SP58]</sup>; Parkinson et al., 1999<sup>[SP59]</sup>). Bei Zufuhren von durchschnittlich 5 – 10 t TM Kompost entsprechend 1,5 – 3 t organische Substanz lässt sich der ackerbaulich bedingte Humusabbau ausgleichen, bzw. wird durch eine langfristige Kompostanwendung der Boden-C-Gehalt angehoben (Gutser, 1999<sup>[SP60]</sup>). Gutser (1996<sup>[SP61]</sup>) errechnete aus einem 6-jährigen Feldversuch auf sandigem Lehm für Kompost den höchsten Humus-Reproduktions-Koeffizienten ( $K_{HR} : t \text{ Humus-C} / t\text{-Dünger-C}$ ) von 0,4 gegenüber anderen organischen Düngemitteln. Im gleichen Versuch wurde der  $C_t$ -Gehalt von 1,36 um 0,5 %-Punkte auf 1,86 % gesteigert.

TABELLE 3-1: ORGANISCHE SUBSTANZ UND C/N-VERHÄLTNIS IN KOMPOSTEN [EIGENE ERHEBUNGEN AN ÖSTERREICHISCHEN BIOKOMPOSTEN]

	Einheit	Anzahl der Proben	10% Perzentil	25% Perzentil	MEDIAN	75% Perzentil	90% Perzentil
org. Substanz	OS % TM	220	20,6	25,1	<b>31,0</b>	36,3	44,2
organischer Gesamtkohlenstoff	TOC % TM	219	11,9	14,6	<b>17,9</b>	21,1	25,7
C/N-Verhältnis		201	10,9	11,7	<b>12,9</b>	14,4	16,0

Aufgrund der meist differierenden Eigenschaften der organischen Substanz von Kompost und der organischen Bodensubstanz führt eine nachhaltige Kompostdüngung zu einer qualitativen Veränderung der organischen Bodensubstanz. Die Anteile an aromatischem C und Lignin steigen. Der Humifizierungsgrad der organischen Bodensubstanz sinkt allerdings nach Kompostanwendung und kann auch zu einer verringerten Stabilität der organischen Bodensubstanz führen (Mayer 2003<sup>[SP62]</sup>).

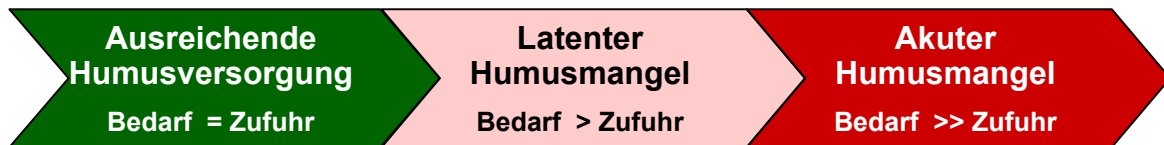
TABELLE 3-2: HUMUSREPRODUKTIONSLEISTUNG VERSCHIEDENER ORGANISCHER RESTSTOFFE

Reststoffe	K <sub>HR</sub> <sup>1)</sup>	org. Subst. Reststoff		gesamter Reststoff	
		C/N	C/P <sup>2)</sup>	C/N	C/P <sup>2)</sup>
<b>Klärschlamm</b>	<b>0.15</b>	7 - 10	80	3 - 9	14
<b>Ri Gülle</b>	<b>0.20</b>	14 - 16	170	7 - 9	35
<b>Stallmist</b>	<b>0.30</b>	14 - 18	450	12 - 15	90
<b>Kompost</b>	<b>0.40</b>	15 - 23	800	13 - 20	80

<sup>1)</sup> K<sub>HR</sub> : t Humus-C/ t Dünger-C; Kundler, 1986 [SP63];

<sup>2)</sup> Orientierungswerte (∅)

Der Frage der Humusreproduktion durch Kompostdüngung ging in Zusammenarbeit mit der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK e.V.) in Deutschland Reinhold & Körschens (2004) und Reinhold (2005<sub>[FA64]</sub>) nach. Die Ergebnisse sind in „Organische Düngung – Grundlagen der guten fachlichen Praxis“ aus der Schriftenreihe *Kompost für die Landwirtschaft* herausgegeben von der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. und der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) zusammengefasst (BGK e.V., 2005<sub>[FA65]</sub>). Neben der Beurteilung der humuszehrenden oder -mehrenden Wirkung von Fruchtfolgen und einer reduzierten oder schonenden Bodenbearbeitung stehen zum Ausgleich des Humusbedarfes die *Ernterückstände* oder die *Zufuhr von organischen Dünge- oder Bodenverbesserungsmittel (Kompost)* zur Verfügung. Es wird postuliert, dass sich die Frage der Düngung zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit an dem Maß der Humusversorgung orientieren sollte.



Ein weiteres Kriterium ist die Humusreproduktionsleistung. Humifizierte organische Substanz trägt im besonderen Maße zum Humusaufbau bei.

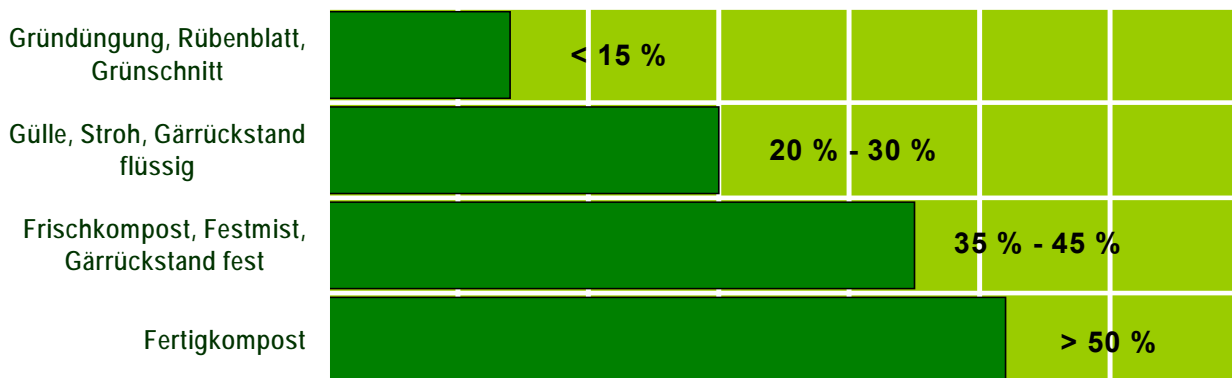


ABBILDUNG 3-1: ANTEIL DES HUMUSREPRODUKTIONSWIRKSAMEN KOHLENSTOFFS AM ORGANISCH GEBUNDENEN KOHLENSTOFF (BGK E.V., 2005)

Hieraus ergibt sich, dass für die Humusreproduktionsleistung eines organischen Düngemittels der Gehalt an sogenanntem Humus-C von entscheidender Bedeutung ist. Das ist dann jener Anteil der für die Humusbildung bzw. den Humusersatz angerechnet werden kann. Die

folgende Tabelle charakterisiert den Humus-C Anteil und die daraus resultierende Humus-C Reproduktion.

TABELLE 3-3: HUMUS-C GEHALT ORGANISCHER DÜNGER (BGK E.V., 2005)

Organischer Dünger	Organische Substanz <sup>1)</sup>	Organischer Kohlenstoff <sup>2)</sup>	Anteil Humus-C <sup>3)</sup>	Humus-C Reproduktion <sup>4)</sup>
Fertigkompost	36%	21%	51%	2,6 t ha <sup>-1</sup>
Gülle (Schwein)	75%	43%	21%	0,1 ha <sup>-1</sup>
Stroh (Getreide)	85%	49%	21%	0,6 ha <sup>-1</sup>
Gründüngung, Rübenblatt	90%	52%	14%	0,5 ha <sup>-1</sup>

- <sup>1)</sup> Glühverlust in % der Trockenmasse (organische Trockensubstanz)
- <sup>2)</sup> Organisch gebundener Kohlenstoff in % der Trockenmasse (rechnerisch aus Glühverlust x 0,58), genauer aus direkter C-Analytik zu bestimmen
- <sup>3)</sup> Anteil an wirksamen Humus-C am organisch gebundenen Kohlenstoff, nach Reinhold, (2005)
- <sup>4)</sup> Humusreproduktion bei mittleren Aufwandmengen von: Kompost 40 t, Schweinegülle 30 m<sup>3</sup>, Stroh 7 t, Gründüngung/Rübenblatt 60 t/ha. Annahme durchschnittlicher Trockenmassegehalte.

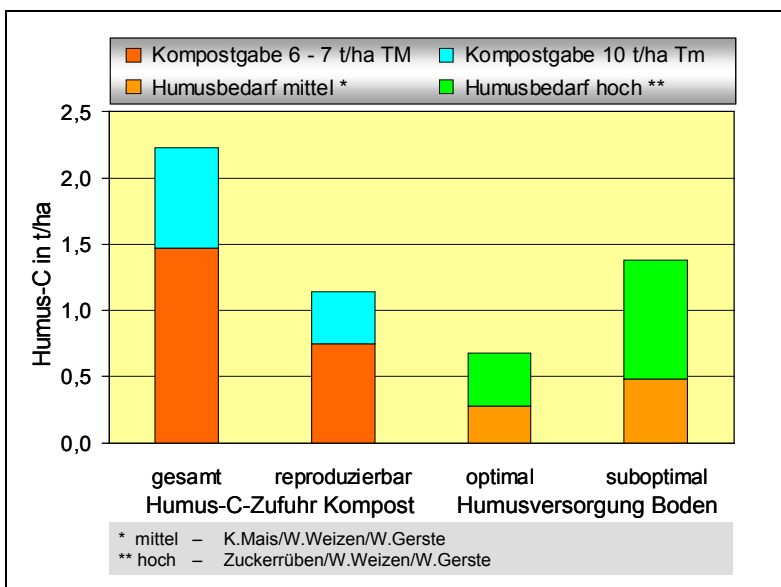


ABBILDUNG 3-2: GEGENÜBERSTELLUNG DER ZUFUHR AN KOMPOST-C ZU BEDARF DES BODENS BEI MITTLEREM UND HOHEM HUMUSBEDARF IN ABHÄNGIGKEIT DER FRUCHTFOLGE UND DER HUMUSVERSORGUNG (KLUGE, 2006)

nungen von 9 – (478) % berichtet. Der durchschnittliche Anstieg des Humusgehaltes in den Kompostparzellen der diversen Versuche betrug 0,1 – 1,9 %-Punkte, während ohne organische Düngung ein Rückgang des Humusgehaltes festzustellen war. Einige Beispiele sind hier eingehender beschrieben.

Aichberger et al. (2000<sup>[SP66]</sup>) stellten nach 9 Versuchsjahren mit 4 unterschiedlichen Komposten (jährliche Kompostgaben entsprechend 175 kg N-Zufuhr) einen Humusanstieg von ursprünglich 1,9 % auf 1,98 bis 2,13 % fest. Der maximale Erhöhung betrug gegenüber einer rechnerisch zu erwartenden Steigerung um 0,5 bis 0,8%-Punkte im Einzelfall 0,3 Prozentpunkte. Daraus wird geschlossen, dass die Differenz im Laufe der Jahre mineralisiert wurde. Bei reiner mineralischer N-Düngung stellte sich ein Humusabbau von 0,06, 0,12 und

Die Deckung des Humusbedarfes, der sich aus dem Saldo aus Humusverbrauch und –zufuhr errechnet kann mit folgender Grafik zusammengefasst werden (nach Kluge, 2006). Hieraus ergibt sich, dass bei Kompostgaben zwischen 7 und 10 Mg TM pro Jahr im Durchschnitt ein ausgeglichenes bis positives Humussaldo erzielt werden kann.

Regelmäßige Kompostgaben heben den Humusgehalt des Bodens zwar langsam, aber auf Dauer messbar an. In den unter Punkt 3.1.3 zusammengefassten Versuchen wird abhängig vom Boden, den Ausbringungsmengen, den Betrachtungszeiträumen und den Bewirtschaftungsformen von relativen Anreicherungen

0,2 % bei 40, 80 resp. 120 kg N/ha\*a ein. Die Autoren schließen daraus, dass sich Kompost als humusstabilisierender bzw. humusfördernder Dünger anbietet.

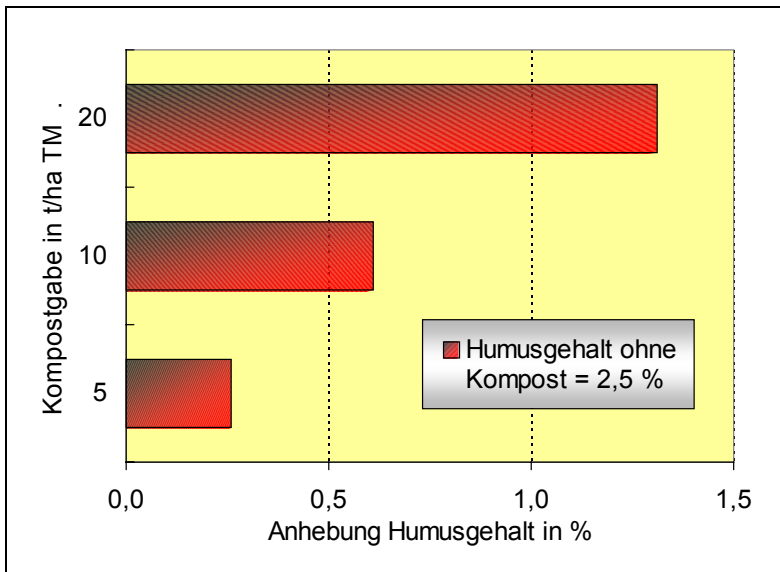


ABBILDUNG 3-3: ANHEBUNGEN DER HUMUSGEHALTE NACH 9 BZW. 12 VERSUCHSJAHREN MIT KOMPOSTAUFBRINGUNG IM MITTEL ALLER STANDORTE BEI KOMPOSTGABEN VON JÄHRLICH 5, 10 BZW. 20 T/HA TM (KLUGE (2006<sup>[FA67]</sup>))

Kluge (2006<sup>[FA68]</sup>) stellte in einem Zeitraum von 9 bzw. 12 Versuchsjahren im Mittel verschiedener Versuchsstandorte bei Kompostgaben von jährlich 5, 10 bzw. 20 t ha<sup>-1</sup> TM eine Anhebungen der Humusgehalte von 0,26, 0,61 bzw. 1,31 % fest. Das sind Steigerungen gegenüber der Variante ohne Kompostgaben um 10%, 24% oder 52%. Bei Kompostgaben von durchschnittlich 6 bis 7 t TM pro ha und Jahr wurde eine Humuszufuhr von 2,5 bis 3 t ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> errechnet.

Dieser Anstieg der OBS durch Kompostdüngung wird von vielen Autoren bestätigt (zB Bohne et al., 1996, Buchgraber, 2000 Hartl, 1999, Parkinson et al., 1999).

In Übereinstimmung der meisten Langzeituntersuchungen (zB Diez & Krauss 1997<sup>[SP69]</sup>, Gutser & Ebertseder 2002<sup>[SP70]</sup>, Buchgraber 2002<sup>[SP71]</sup>) kann mit einer mittleren Anhebung der Humusgehalte von 0,1 - 0,2 % gerechnet werden. Verantwortlich ist im wesentlichen die Zufuhr an organischer Substanz, die bei nachhaltigen Kompostgaben von jährlich 6 - 7 bzw. maximal 10 t/ha TM im Mittel mit etwa 2,5 - 3,0 bzw. 3,5 - 4,5 t/ha TM zu veranschlagen ist. Mit Zufuhren in dieser Größenordnung wird nach Timmermann et al., 2003<sup>[SP72]</sup> die Reproduktion der organischen Substanz des Bodens auf jeden Fall gewährleistet, in der Regel besteht sogar ein Positivsaldo, der sich in der allmählichen Anhebung des Humusgehaltes niederschlägt.

Ein klares Bild der Wirkung von Kompostdüngung zeigt sich auch in dem Schweizer Langzeitversuch, in dem konventionelle mit biologisch-dynamischen und organisch-biologischen Düngesystemen verglichen wurden (siehe Tabelle 2-5).



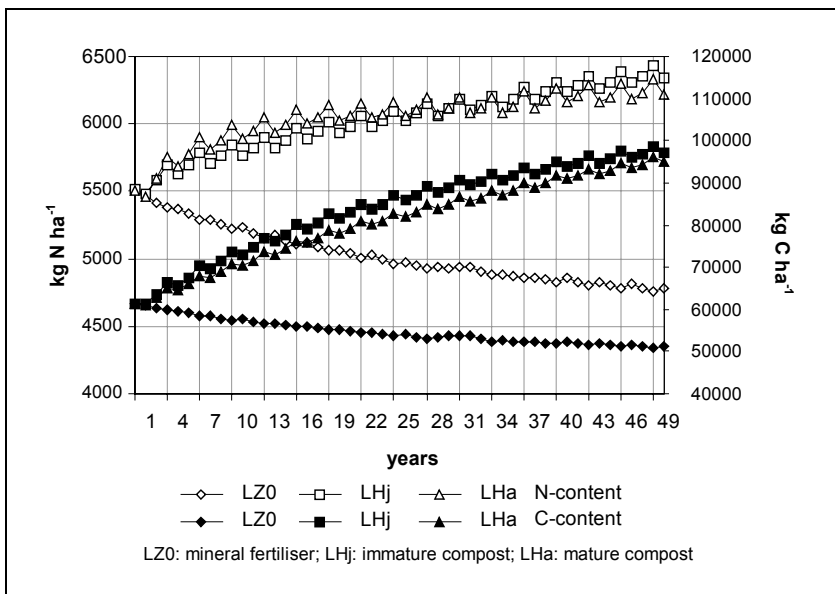
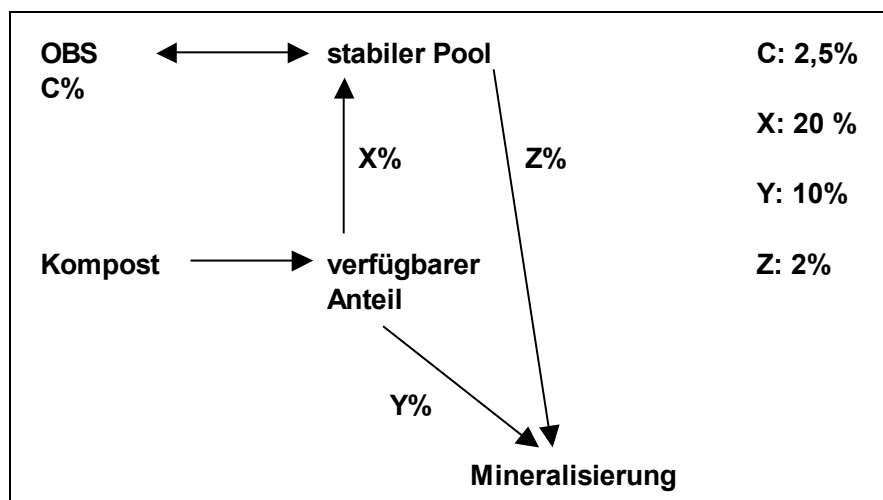


ABBILDUNG 3-4: MODELLBERECHNUNG (DAISY) DER C AND N VERÄNDERUNG WÄHREND 50 JAHREN MIT UND OHNE KOMPOSTDÜNGUNG (30 T F.M. HA<sup>-1</sup>3A<sup>-1</sup>) (STÖPPLER-ZIMMER ET AL., 1999)

In einem Computer Simulationsmodell (DAISY, Stöppler-Zimmer et al., 1999<sup>[FA73]</sup>) führen 50 Jahre 30 t TM ha<sup>-1</sup> 3y<sup>-1</sup> auf lehmigem Boden (Fruchtfolge: Zuckerrübe – Winterweizen – Wintergerste + Winterraps) im Vergleich zu rein mineralischer Düngung, zu einem kontinuierlichen Anstieg des OBS-Niveaus und zu einer Aufweitung des C/N-Verhältnisses (Abbildung 3-4)

Hogg et al. (2002<sup>[FA74]</sup>) entwickelten ebenfalls ein vereinfachtes Modell zur Berechnung der potenziellen C-Anreicherung in Kompostgedüngten Böden. Folgende Annahmen wurden getroffen:



C% ... Ausgangswert der Organischen Bodensubstanz

X% ... Der mit Kompost eingebrachte, verfügbare Kohlenstoffanteil, der in die stabile organische Bodensubstanz übergeht

Y% ... Der mit Kompost eingebrachte, verfügbare Kohlenstoffanteil, der mineralisiert wird

Z% ... Kohlenstoffanteil, des „stabilen OBS-Pools, der mineralisiert wird, jedoch zu einem deutlich geringeren Anteil als jener, der aus der Kompostzufuhr gebunden wird.

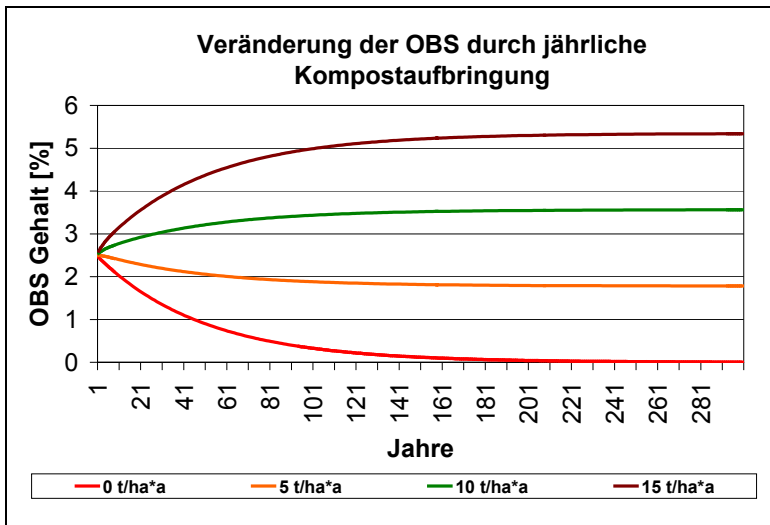
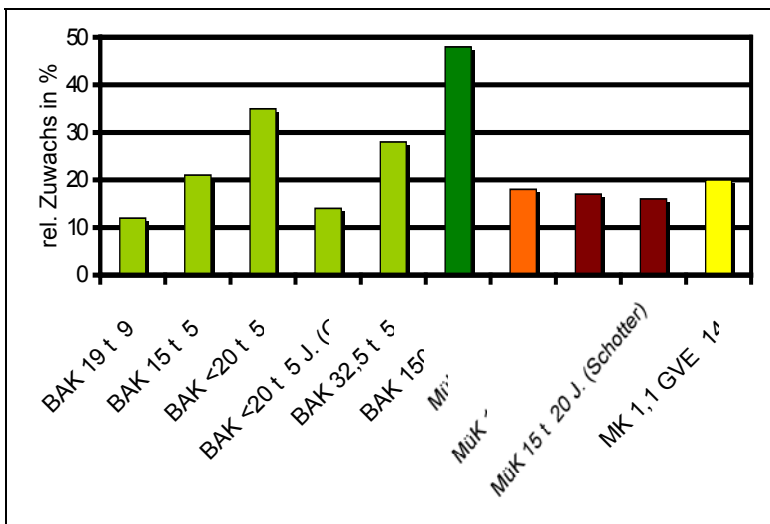


ABBILDUNG 3-5: AN- ODER ABREICHERUNG DES GEHALTES AN ORGANISCHER BODENSUBSTANZ (OBS) DURCH LANGJÄHRIGE AUFBRINGUNG VERSCHIEDENER MENGEN AN KOMPOST (MODELLRECHNUNG NACH HOGG ET AL., 2002)



BAK ... Bioabfallkompost; MüK ... Müllkompost; MK ... Mistkompost; 19 t ... 19 t FM Kompost per ha\*Jahr

Daten von Aichberger et al., 2000[SP75]; Bragato et al., 1998[SP76]; Buchgraber, 2000[SP77]; Hartl & Wenzl, 1997[SP78]; Diez & Krauss, 1997[SP79]; Businelli et al., 1996[SP80]; Alföldi et al., 1995[SP81]

ABBILDUNG 3-6: RELATIVER ANSTIEG DES HUMUSGEHALTES DURCH DIE KOMPOSTDÜNGUNG IN VERSUCHEN MIT VERSCHIEDENEN DÜNGEREGIMEN

Die Veränderung der OBS, die eine regelmäßige Kompostdüngung über die Jahre bewirkt, ist folglich von den getroffenen Annahmen für die Parameter X, Y und Z, von der Ausgangskonzentration und der verabreichten Kompostmenge abhängig.

Für die Mineralisierungsrate (Z) werden Halbwertszeiten für Boden-Humus von wenigen Jahrzehnten bis mehrere 1.000 Jahre angegeben. Hierdurch erhält man verschiedene Werte für die jährliche Mineralisierungsrate.

In unserem Beispiel haben wir typische Werte für den gemäßigten kontinentalen Klimaraum gewählt: X = 20%, Y = 10%, Z = 2% (Halbwertszeit ca. 35 Jahre.), bei einer relativ niedrigen Ausgangssituation von 2,5% OBS. Der Organikgehalt im Kompost beträgt 35 %. Weiters werden verschiedene Aufbringungsmengen gegenübergestellt: 0, 5, 10 and 15 Mg TM ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> über einen Zeitraum von 300 Jahren. Unter den getroffenen Annahmen kommt es erst ab ca. 10 Mg TM ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> zu einer leichten Anhebung und Stabilisierung des OBS.

Abbildung 3-6 fasst einige Beispiele des relativen Anstieges des Humusgehaltes durch die Kompostdüngung in Versuchen mit regelmäßiger Kompostdüngung noch einmal grafisch zusammen.

### 3.1.2 Zusammenfassung unter Berücksichtigung der Beiträge zum Symposium "Applying Compost – Benefits and needs"

Sämtliche langjährige Kompostanwendungsversuche bewirken einen Anstieg der OBS. Die wesentlichen Einflussfaktoren für das Maß der OBS-Anreicherung sind Menge, Art und Humifizierungsgrad des Kompostes und die Bodeneigenschaften (i.w. die Bodenart). Fertigungskompost erzielt einen höheren OBS-Anstieg. Es gibt sowohl Versuche, die keine

signifikanten Unterschiede in der OBS zeigen bei unterschiedlichen C-Quellen (Stroh, Mist, Kompost) als auch Ergebnisse, die eine bessere Humusreproduktion eindeutig für kompostierte Materialien nachweisen (zB DOK-Versuch Schweiz; Mäder, 2003). Zu Berücksichtigen ist aber auch die Art und Menge der Ernterückstände, die am Feld verbleiben. Unter Laborbedingungen beträgt die mittelfristige C-Mineralisierung nur zwischen 1 und 20% des zugeführten Kompost  $C_{org}$ . Damit wird auch nachgewiesen, dass Kompostdüngung mittelfristig ein Beitrag zur Kohlenstoffsenke im Boden und damit zum Klimaschutz darstellt (siehe hierzu Kapitel 3.2).

Man findet häufig eine positive Korrelation der Kompostdüngung und der damit verbundenen Anhebung der OBS zu erhöhten mikrobiologischen Aktivität des Bodens (Mäder, 2003).

Die Auswertung von Langzeit-Feldversuchen zeigt nach Körschens (2003) nur eine relativ geringe Variabilität des abbaubaren  $C_{org}$  zB bei Mistdüngung von 0,2 bis 0,6%. Das Ergebnis steht v.a. im Zusammenhang mit dem Tongehalt der Böden. In Tonböden beträgt die Humifizierungsrate das doppelte als in Sandböden, wobei die OBS Zusammensetzung und Stabilität aber noch ungenügend erforscht ist.

Somit stellt sich die Frage nach dem speziellen Motiv der Aufbringung von organischem Kohlenstoff mit dem Ziel eines kurz- und langfristigen Nutzens für die Bodenfunktionen. Die spezifischen Nutzwirkung bedürfen sicherlich noch weiterer Grundlagen- und angewandter Forschung

In Frankreich wurde in einer landesweiten Untersuchung unter Annahme eines  $C_{org}$  Mindestgehaltes im Boden von 1,1 bis 1,5% neben der Rückführung von Ernterückständen und Wirtschaftsdünger Kompost als ergänzende C-Quelle gefordert (Le Villio et al., 2003<sup>[FA82]</sup>).

Regelungen zur Kompostverwertung in der Landwirtschaft sollten in jedem Fall genügend Spielraum gewähren, um sowohl die kurzfristigen Effekte (zB Steigerung der mikrobiologischen Umsatzleistung) als auch die langfristigen Ziele (Bodenverbesserung durch Erhaltung und Steigerung des Humuspools) zu erreichen. Die örtlichen Bedingungen (Bodeneigenschaften, Klima, Wasserhaushalt, Bodennutzung und Fruchtfolge, angepasstes Düngeregime) müssen ausreichend berücksichtigt werden.

Zur Steigerung der Effizienz des Komposteinsatzes bedarf es aber noch eines besseren Verständnisses der wirkungsspezifischen Eigenschaften von Komposten in Abhängigkeit der Komposition der Ausgangsmaterialien und des Rotteprozesses. Unter anderem besteht hier ein Bedarf an innovativen analytischen Methoden zur Charakterisierung des Verhaltens der mit Kompost zugeführten organischen Substanz (Beitrag zur mittelfristigen Humusreproduktion, Mineralisierungspotenzial unter verschiedenen Bedingungen)

Im folgenden werden die Ergebnisse der recherchierten Feldversuche tabellarisch zusammengefasst.

### 3.1.3 Kompostwirkung auf den Humusgehalt – tabellarische Übersicht

	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Aichberger et al., 2000[SP83]	Feldversuch 1991 – 1999; FF: KM-SW-WG; random. Block, 4 Wh mittelschwerer lehmiger Schluff	BAK, GSK, MKR, KLSK; Basis: 95 bzw. 175 kg N/ha; + 80 kg N/ha aus NAC (Nitramoncal) bei KM, 60 kg bei Getreide, 0-40-80-120 kgN/ha mineralisch (NAC), Standard = 80 kg N/ha	Durchschnittliche Anstieg des Humusgehaltes in den Kompostparzellen 0,1 – 0,3 %-Punkte (entspricht 12 % relative Anreicherung gegenüber dem Ausgangsgehalt). Rechnerische Erhöhung wäre 0,5 – 0,8 %-Punkte.	Humus ↑
Alföldi et al., 1995[SP84]	Langzeit Feldversuch seit 1978; Vergleich biologisch-dynamische (D), organische (O) konventionelle (K) und Mineralische (M) Bewirtschaftung (DOK-Versuch) random. Block; 3 Schläge (3 Kulturen parallel angebaut; 4 Wh. 4 Bewirtschaftungssysteme, 2 Düngestufen (96 Parzellen) Parabraunerde auf Löß FF: Ka, WW, RoRü, WW, Ge, 2x KG	Zufuhr an org. Substanz über 7 Jahre (2. FF-Periode): (D1): 1010 kg/ha; (D2): 2.020 kg/ha in Form von MK <sub>R</sub> Ergebnisse am Ende der 2. FF-Periode; (O1) & (O2): RoM; (K1) & (K2): StaM jeweils ca 1.000 bzw. 2.000 kg/ha	Oberboden (0-20cm): D2 (MK <sub>R</sub> 2. Stufe) weist über die 2 FF-Perioden im Mittel der 3 Schläge jeweils die höchsten C-Gehalte auf. Am Ende der 2. FF-Periode (nach 14 Jahren ) unterscheiden sich D1, D2 und O2 signifikant von allen anderen Verfahren. D2 mit knapp 20% höherem C-Gehalt als K2.  Im Unterboden erhöhte sich nach 2 FF-Perioden der relative Unterschied von D2 zu K2 um 9%.	Humus ↑
Bohne et al., 1996[SP85]	Feldversuch; 1992 – 1993; Tiefgründige, Acer pseudoplatanus; random. Block, 4 WH; entkalkte Parabraunerde aus Löß über Terrassenkies	BAK 78,5 t/ha, 300 t/ha, Pferdemit 53,5 t/ha (FM); einmalige Anwendung; Kontrolle ohne Düngung	Humusgehalt wurde nur durch höhere Kompostvariante (300 t FM ~ ca. 10 Masse% auf 20 cm !!!) von 1,78 – 1,93 % auf 2,75 % erhöht (relative Erhöhung ca. 50 %).	Humus ↑ (extrem hohe Kompostmenge)
Bragato et al., 1998[SP86]	Feldversuch, 5 Jahre FF: M, WW, ZR random. Block, 4 Wh. schluffiger Lehm;	KISK, KS jährlich 7,5 und 15 t FM/ha; Kontrolle: min. N-Düngung	Durch entwässerten KIS und KIS-Kompost wurde der TOC-Gehalt des Bodens <u>gleichermaßen</u> angehoben (von 0,71 auf 0,86 %; relative Erhöhung 21 %); <b>nicht signifikant</b>	Humus ↑
Buchgraber, 2000[SP87]	6 Feldversuche, auf verschiedenen Standorten, 1994 – 1998; M, WW, WG, SG, Kü, Ra, ZF; 1 Versuch random. Block, 6 Wh; Grünland	BAK 7,5 – 20 t/ha; MK 10-25 t/ha, bei M und Ra 54 kg/ha min. N - Ergänzung, Granulierter BAK	Humusgehalt wurde am Ackerstandort durchschnittlich um 1,1 % (von 3,1 auf 4,2 %;), am Grünlandstandort um 0,9 % (von 6,3 auf 7,2 %) erhöht; entspricht einer relativen Anreicherung um 35 resp. 14 %.	Humus ↑

	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Businelli et al., 1996[SP88]	Feldversuch, 6 Jahre, Mais Monokultur; random. Block; 4 Wh; toniger Lehm, pH 8,3; Corg 0,76%,	MüK, 25 – 30 cm eingearbeitet, 1) 30 und 90 t FM/ha und Jahr 2) je 30 t/ha im 1. und 4. Jahr min. NPK-Ergänzung 3) Kontrolle: NPK ohne Kompost	Signifikanter, proportionaler Anstieg des TOC im Boden nach 6 Jahren in beiden Düngestufen (von 0,76 auf ca. 0,9 bei 30 t und knapp 1,5 % bei 90 t/ha*a) (relative Erhöhung bei 30 t-Variante 18 %, bei 90 t-Variante 97 %).	Humus ↑
Delschen, 1999[SP89]	Langzeitversuche, Rekultivierung nach Bergbau, seit 1969 bzw. 1981 – 1996, Löß	Mist, Müllkompost, Klärschlamm, NPK im regionalüblichen Ausmaß	Zunahme der OBS zwischen 0,02 und 0,08% pro Jahr, Anstieg sinkt mit den Jahren. Art der organischen Düngung hat weniger Einfluss als Düngungsstufe.. Leichter Anstieg der Mikroschadstoffe, jedoch weit unter Hintergrundbelastung.	
Diez & Krauss, 1997[SP90]	Feldversuch, 20 Jahre, 2 Standorte: FF: ZR-WW-SG sandiger Lehm, FF: K-WW-SG Lößlehm; keine Angaben zur Statistik	MüK, Jahr 1 – 12: jedes 3. Jahr 40 – 45 t TM/ha, Jahr 13 – 20: jährlich 15 t TM/ha, mit und ohne min. NPK-Ergänzung; Kontrollen: ohne Düngung und NPK ohne Kompost	Bei mittlerer Zufuhr an organischer Substanz von 4,4 t/ha*Jahr Anstieg des Humusgehaltes um 0,4 – 0,5 %-Punkte (entspricht ca. 17 % relative Anreicherung) auf beiden Standorten, ohne organische Düngung: 0,5 %-Punkte Verringerung (relative Abnahme 16 – 19 %)	Humus ↑
Hartl & Wenzl, 1997[SP91]; Hartl et al., 1999[SP92] Hartl & Erhart, 2001[SP93]	Feldversuch „STIKO“ bisher 9 Jahre; FF: WR, Kart, WW, Ha, Di, Kart, WW, WG lateinisches Rechteck, 6 Wh kalkhaltiger grauer Auboden, sandig/lehmiger Schluff wasserlösliche organische Substanz (WOS), NIRS-Analytik für N u. C.	kombinierte Düngung: 3 Kompost- + 3 min.N-Ergänzungsstufen Kompostdüngung gesamt 1992-1996: BAK 669, 1139 und 1610 kg N/ha, in verschied. Kombinationen mit mineralischer Düngung BAK 1(12,5), BAK 2 (22,5) und BAK 3 (32,5 t FM/ha und Jahr),	Humusgehalt 1997: BAK 1: 3,51; BAK 2: 3,94 (sign.); BAK 3: 3,99 % (sign.) im Vergleich zu 3,23 % bei ungedüngter Var., relative Anreicherung 9 % bis 24 %. Bereits nach 4 Jahren bei steigender Kompostzufuhr Änderungen im Huminstoffsystem: wasserlöslicher organischer N sowie wasserlös. org. C gestiegen, ebenfalls C <sub>tot</sub> (von 2,31 auf 2,95 2,66 % = rel. Anreicherung max. +28 %) und N <sub>tot</sub> ( von 0,26 auf 0,29 und 0,28 %).	Humus ↑
Klaghofer et al., 1990[SP94]	Feldversuch, 4 Jahre, Weingarten, 5 – 8 ° Hangneigung, lateinisches Quadrat, 4 Wh.; seichtgründig, kalkhaltig, hoher Sandanteil, erosionsgefährdet, Regensimulationsversuche	0-Parzelle, NPK, BMK 75 t/ha, 150 t/ha (einmalig, 1983)	Humusgehalt im Oberboden 1983: 2,0%; 1986: 0-Parz: 1,7%, NPK:1,6%, MK75t: 2,0%; MK150t: 2,2%. Anreicherung um 0,3 – 0,5%	Humus ↑
Leifeld et al., 1998[SP95]	Feldversuch, 10 Jahre, Parabraunerde aus Löß	MK 60 t FM/ha, BAK 60 t FM, NPK, Kontrolle ohne Düngung	2 Jahre nach letzter Düngung Corg-Anstieg gegenüber Kontrolle von 1,17 auf 1,4 % (rel. Anreicherung 32 %).	

	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
	bodenkundliche Grundparameter, Humifizierungsgrad von Polysacchariden, Lignin und Lipide, Zusammensetzung des C-pools		höchste C- und N-Anreicherung zeigte sich in der Tonfraktion; BAK wirkt stärker als MK. Abbaugrad der Polysaccharide und Gehalt an Lignin durch MK erhöht. Organische Dünger wirken sich auf Gehalt an organ. Substanz aus, weniger auf Zusammensetzung.	
Maynard & Hill, 2000[SP96]	Feldversuch, 3 Jahre, Zwiebel, 3 Wh. (1994 nur 1)	Blattkompost 50 T/A, NPK in beiden Varianten	Ernteschwankungen zwischen den Jahren auf Grund wechselhaften Niederschlags in Kompostvarianten sign. niedriger (3 % Variation) als in Variante ohne Kompost (52%). Nach 3 Jahren Ertrag in Kompostvarianten signifikant höher, ebenso erhöhtes Zwiebelgewicht. Verringerung der bakteriellen Nassfäule durch Kompostgabe. Anstieg der OBS von 3,4 auf 4,3% nach 3 Jahren.	
Parkinson et al., 1999[SP97]	Feldversuch, 3 Jahre, 10-jährige FM-Monokultur random. Block, 3 Wh; humoser (8,8% OS) schluffiger Lehm	GSK: 0, 15, 30, 50 t FM/ha*a mit und ohne min. NPK-Ergänzung (125:27:56 kg/ha)	Humusgehalt steigt nach 3-maliger Anwendung von Kompost in allen Kompostvarianten. <i>Signifikanter</i> Anstieg jedoch nur ab 50 t FM/ha (insgesamt 150 t in 3 Jahren; von 8,9 auf > 11% TM, das entspricht einer relativen Anreicherung von 24 %).	Humus ↑
Tenholtern, 1997[SP98]	Großparzellenanlage 3 Jahre, ohne Wh., Kultsol, einmalige Aufbringung	SMC 0, 20, 40, 80 t /ha feucht mit und ohne NPK; 0, 40, 120 und 360 t/ha Frischsubstanz	Humusgehalt im Oberboden (0-15 cm): 0: 0,40 %; 40: 0,81%; 120: 0,90%; 360: 2,31%; rel. Humusanreicherung von 102% (40); 125% (120) und 478% (360).	Humus ↑
Schwaiger & Wieshofer, 1996[SP99]	Feldversuch, 1989 – 1996, Langparzellen, 3 Wh. FF: WW, WR, WR kalkhaltiger grauer Auboden; sandig/lehmiger Schluff,	BAK: 20, 40, 80 t/ha; MK <sub>P</sub> : 20 t/ha; 3x 1989 – 1996; Zwischenergebnis 1992	Prozentuale Abweichung von der Kontrolle Corg: BAK 20: +6%, BAK 40: +13%, BAK 80: + 44%	Humus ↑
Timmermann et al., 2003[SP100]	Kompost-Dauerversuch (8 bzw. 5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartellen je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL, sL FF: Mais – WW - WG	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N-Gabe Stufe N2: 100 % der optimalen N-Gabe auf Basis der Nmin-Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte wie Verfruchtungs...	Humus-Ausgangsgehalt wurde durch Kompostgaben von 5, 10 bzw. 20 t/ha TM im Mittel um 0,23 %, 0,46 % bzw. 0,92 % angehoben.  Huminstofffraktionierung: Trend zu einem deutlichen Anstieg der Huminsäuren und einen geringen Anstieg der Fulvosäuren mit steigender Kompost- und damit C-Gabe, während die jeweiligen Anteile standortspezifisch verschieden sind.  Somit zeigen diese Ergebnisse einen Trend zu einer	Humus ↑

	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
		Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationsdienst - NID).	„reiferen“ organischen Substanz.	
Weissteiner, 2001[SP101]	8-jähriger Feldversuch (1993–1999), FF: KM-Soja-WW-WG-FE-WRa-KM-WW 4 Wh mittelschwerer lehmiger Schluff	BAK/MK z.T. +/- Kompoststarterbakterien [MK <sub>B</sub> ], 12,5 – 24 t TM/ha (= 21 – 38,4 t FM) und Jahr, 7 Varianten; (mit und ohne min. NPK-Ergänzung, mit und ohne Einsatz von chemisch-synthetischen Betriebsmitteln), Standard=landesüblich, konventionell NPK	Bei einer durchschnittlichen Zufuhr von 3 t/ha*a an organischer Substanz Anstieg der Humusgehalte seit 1993 von ca. 1,9 % um ca. 0,3 bis 0,4 %. (relative Anreicherung 16 – 21 %)	Humus ↑
Zinati et al., 2001[SP102]	Feldversuch seit 1996, Kalkboden mit 67 % Kieselanteil (>2mm); Gemüse	BAK (100 %), Bedminster Co-Compost (75% BAK und 25% KSLK) und KLSK (100%); Ausbringung 1996 und 1998, 72, 82,7 und 15,5 t/ha TM, = 168 kg N/ha*a; Kontrolle 0 und NPK;	19 Monate nach Applikation: Erniedrigung des pH, Erhöhung der elektr. Leitfähigkeit, C <sub>org</sub> -Gesamtgehalt war in BAK, Bedminster Cocompost und KLSK 4-, 3- und 2-mal höher als in Kontrolle und NPK, BAK erhöhte C <sub>org</sub> -Gesamtgehalt in der Kiesfraktion um das 4- (0-10 cm) bzw. 3-fache (10 – 22 cm), mehr als die anderen Komposte. C <sub>org</sub> -Anreicherung nahm mit zunehmender Tiefe in allen Varianten in der Bodenfraktion (<2mm) ab, nicht so in Kiesfraktion (>2mm), signifikanter Anstieg des C <sub>org</sub> -Gehaltes in Humus, Humin- und Fulvosäuren durch BAK	

## 3.2 **Exkurs zur Bewertung der Kohlenstoffsenke Kompost als Beitrag zum Klimaschutz**

### 3.2.1 **Das Europäische Klimaschutzprogramm (ECCP – European Climate change Programme; Europäische Kommission, 2001<sup>[FA103]</sup>)**

Das Europäische Klimaschutzprogramm (The European Climate Change Programme / ECCP) wurde im Juni 2000 eingerichtet, um die effizientesten zusätzlichen Maßnahmen zu entwickeln um das EU Reduktionsziel des Kyoto Protokolls für Klimagase von 8% während der ersten Reduktionsperiode 2008 – 2012 zu erreichen (Ratsentscheidung, 2002/358/EG).

Berechnungen der Europäischen Umweltagentur (EEA) ergaben für das –8%Kyoto-Ziel eine zu reduzierende Menge von 336 Mt CO<sub>2</sub>eq an.

Der Endbericht der Arbeitsgruppe Landwirtschaft des ECCP (2002<sup>[FA104]</sup>) schätzt die potenzielle C-Senke mit 60-70 Mt CO<sub>2</sub> y<sup>-1</sup> (EU15 in der ersten Periode des EU Reduktionszieles; das sind 1,5-1,7 % der anthropogenen CO<sub>2</sub> Emissionen in der EU.).

Die wichtigsten Maßnahmen sind:

- Förderung des C-Eintrags durch organische Bodenverbesserungsmittel/Dünger (Wirtschaftsdünger, Kompost, Ernterückstände, Klärschlamm)
- Ökologischer Landbau
- Bodenschonende Bodenbearbeitung (conservation tillage)
- permanente Kultivierung von Stilllegungsflächen mit mehrjährigen Gräsern
- Energiewälder statt Rotationsbrachen

1990 betragen die CH<sub>4</sub> Emissionen aus der Landwirtschaft 41% aller CH<sub>4</sub> Emissionen. Für N<sub>2</sub>O betrug dieser Anteil 51%. Der landwirtschaftliche Anteil sämtlicher Klimagasemissionen (inklusive CO<sub>2</sub>) betrug 11%.

Die Bonner Klima Konferenz anerkannte landwirtschaftliche Böden als gültige C-Senken. In der Folge nahm die DG Umwelt 20 % der landwirtschaftlichen Böden in der EU als potenzielle Senken an. Dies ergäbe ein Sorptionspotenzial von 7,8 Mt C, das entspricht wiederum 8,6% des gesamten EU Reduktionszieles von –8 %. Der ECCP Bericht der Arbeitsgruppe ‚Landwirtschaftliche Böden‘ (ECCP, 2002) entwirft Szenarien der Kohlenstoffspeicherung im Boden unter realistischen „*machbaren*“ Rahmenbedingungen. Für die *Kompostierung* wird ein Potenzial von 60 bis 105 Mt an kompostierbaren Abfällen aus Haushalten (ohne Agrarindustrie, Klärschlamm etc.) entsprechend 21 – 37 Mt Kompost a<sup>-1</sup>, (i.e. 13-22 Mt a<sup>-1</sup> TM) geschätzt. Bei durchschnittlichen Aufbringungsmengen von 10 Mg TM ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ergibt das einen Nutzflächenbedarf von 1,3 . 2,2 Mio ha. Hiervon wurde ein realistisches, mittelfristiges Speicherpotenzial von 11 Mt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> abgeleitet. Auf einen ha bezogen stellt dies einen Beitrag von 1,38 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> bei einem geschätzten Unsicherheitsfaktor von >50% dar.



TABELLE 3-4: ABSCHÄTZUNG DER KOHLENSTOFFSPEICHERUNG DURCH KOMPOSTIERUNG UND KOMPOSTANWENDUNG (ECCP, 2002)

Maßnahme	Potenzielle C-Speicherung je ha [t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Potenzielle C-Speicherung in EU-15; 1. Periode [Mt CO <sub>2</sub> a <sup>-1</sup> ]	Weitere Umweltauswirkungen	Einfluss auf das landwirtschaftliche Einkommen
Förderung des C-Eintrags durch organische Bodenverbesserungsmittel (Dünger (Wirtschaftsdünger, Kompost, Ernterückstände, Klärschlamm))	1-3	20	<p>Teilweiser Ersatz von Mineraldünger reduziert N<sub>2</sub>O Emission und Nitratauswaschung.</p> <p>Berechnung von zusätzlichem N-Input um Überdosierung zu verhindern.</p> <p>Erosionskontrolle und verminderte Nitratauswaschung unter Zwischenfrüchten.</p> <p>Gefahr des Schadstoffeintrags; biologische Sicherheit sind auf EU und nationaler Ebene geregelt. Verringerte Krankheitsdruck bei Verwendung von Kompost.</p>	<p>Positiver Langzeiteffekt aufgrund verbesserter Bodenfruchtbarkeit. Einfache Umsetzung aber evtl. höhere Kosten (Transport, Markt von organischer Materialien und Kompost). Zusätzliches Einkommen in der landwirtschaftlichen Kompostierung.</p> <p>Kapital und Betriebskosten für Landwirtschaftliche Kompostierung können gedeckt werden über:</p> <p>(1) Übernahmegebühr für organische Abfälle (2) Verkaufspreis für Kompost (3) Einsparungen für Düngemittel, Bewässerung, Pflanzenschutz.</p>

### 3.2.2 Weitere Überlegungen zu einer umfassenderen Betrachtung der klimawirksamen Begleiteffekte

Hinsichtlich der möglichen Einsparungen von Klimagasen müssten nach Hogg et al. (2002<sup>[FA105]</sup>) in ökobilanziellen Betrachtungen insbesondere berücksichtigt werden:

- die Kohlenstoffsenke der organischen Bodensubstanz (OBS) und des zugeführten Kompostes, der in die OBS eingebaut wird
- die verbesserte Bereitstellung von Pflanzennährstoffen durch die Zufuhr von Kompost
- der verringerte Energieverbrauch äquivalent dem eingesparten Mineraldünger (Substitutionseffekt)
- die Verringerung der Lachgasemissionen (N<sub>2</sub>O) durch die Reduktion verfügbarer N-Überschüsse aus leicht-löslichen N-Quellen (zB aus Mineraldünger)

Aber auch sekundäre nur langfristig quantifizierbare Effekte müssten einbezogen werden, um ein komplettes Bild der ökologischen Leistung der Kompostverwertung zu erhalten:

- Reduktion des Krankheitsdruckes in den Pflanzenbeständen (hierdurch Reduktion des Energiebedarfes für die Herstellung und die Anwendung von Pestiziden)
- Geringere Anfälligkeit der Böden für Erosion (hier besteht die Frage, wie Bodenverluste ökobilanziell zu bewerten wären)
- Verringerung des Beregnungsbedarfes bzw. der Beregnungsintensität (geringerer Energiebedarf hierfür)
- Bessere mechanische Bearbeitbarkeit des Bodens (geringerer Energiebedarf für Pflügen, Eggen, Grubbern, Sähen etc.)

Grontmij (2005<sup>[FA106]</sup>) zählt zu klimarelevanten Funktionen von Kompost noch den Torfersatz und den Ersatz von Wirtschaftsdünger. Ausgehend von einem C-Gehalt von etwa 50% enthält 1 m<sup>3</sup> Torf bei einem Volumengewicht von ca. 300 kg/m<sup>3</sup> ca. 150 kg C. Nimmt man eine 90%ige Mineralisierung des Torfs nach dessen Abbau an, so könnten 222 kg CO<sub>2</sub> für jeden m<sup>3</sup> Torf, der durch Kompost ersetzt würde, eingespart werden.

Grontmij (2005) schätzten die CO<sub>2</sub> Äqu -Bilanz der Kompostierung biogener Abfälle (VFG = *Vegetable Fruit and Garden Waste*) und der Kompostanwendung. Ohne Berücksichtigung der Torfsubstitution (-40,2 Kg CO<sub>2</sub> Äqu Mg<sup>-1</sup>) und für zwei Szenarien für die Substitution von

mineralischem Dünger berechneten die Autoren eine Emissionsreduktion zwischen -26,2 und -54,7 Kg CO<sub>2</sub> Äqu Mg<sup>-1</sup> biogener Abfälle. Unter Annahme von 40% Kompost-Output entspricht das einer Einsparung von ca -66 und -137 Kg CO<sub>2</sub> Äqu Mg<sup>-1</sup> Kompost (Details siehe Tabelle 3-5).

TABELLE 3-5: CO<sub>2</sub> ÄQU -BILANZ DER KOMPOSTIERUNG BIOGENER ABFÄLLE (VFG = VEGETABLE, FRUIT AND GARDEN WASTE) UND DER KOMPOSTANWENDUNG, NACH GRONTMIJ (2005)

	Netto Emission [Kg CO <sub>2</sub> Äqu Mg <sup>-1</sup> biogene Abfälle]
1. Energieverbrauch der Kompostierung	+ 17,4
2. Emission Klimagase (vorwiegend N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> )	+ 35,4
3. Kompostfunktionen	
3a. Substitution von Torf	[-40,2; nicht berechnet]
3b. Substitution von mineralischem Dünger niedrig (hoch)	- 28,7 (- 57,2)
3c. Substitution von Wirtschaftsdünger	0
3d. Kohlenstoff-Senke im Boden	- 24,2
4. Verminderte N <sub>2</sub> O Emissionen gegenüber mineralischer Düngung	- 22,9
5. Entsorgung der Reststoffe aus der Kompostierung (MBA/Verbrennungs-Mix)	- 3,2
<b>Gesamt</b>	<b>- 26,2 (- 54,7)</b>
<b>Gesamt [Kg CO<sub>2</sub> Äqu Mg<sup>-1</sup> Kompost]</b>	<b>- 66 (- 137)</b>

Die Autoren betonen, dass die zusätzlichen positive Effekte (i) Widerstandsfähigkeit gegen Pflanzenkrankheiten, (ii) Ertrag, (iii) langfristige Steigerung der Bodenfruchtbarkeit (Bodenfunktionen) in Zukunft mit einbezogen und die entsprechenden Berechnungsmodelle entwickelt werden müssten.

Umgelegt auf einen ha Ackerland bei einer Aufwandmenge von 16 Mg FM ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ergäbe das eine Einsparung zwischen 1.066 Kg und 2.192 Kg CO<sub>2</sub> Äqu ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Im Vergleich hierzu kommen Schubert et al. (2004<sup>[FA107]</sup>) in der Gegenüberstellung zwischen reinen Verbrennungs- bzw. MBA-Optionen und getrennter Sammlung und Kompostverwertung auf Basis von Düngeäquivalenten auf ein Reduktionspotenzial an Treibhausgasen zwischen 13,5 und 22 %.

Auf die Fläche bezogen errechneten die Autoren ein Reduktionspotenzial für das ausschließliche Kompost-Szenario (ohne Anaerob-Stufe) zwischen 6.700 Kg und 8.500 Kg CO<sub>2</sub> Äqu ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

**Je nach getroffenen Annahmen bzw. dem gewählten Referenz-Szenarien schwanken die Ergebnisse noch in einem weiten Bereich. Aber alle Studien und Modelle kommen zu dem Ergebnis, dass getrennte Sammlung, Kompostierung und Kompostverwertung in der Landwirtschaft zu erheblichen Reduktion von Treibhausgasemissionen führt. Dies führt zu der Forderung, dass Europaweit die durch die Kompostierung geschaffene C-Senke für den Handel mit Emissionszertifikaten anerkannt werden sollte.**

### **3.3 Die Ertragswirkung der Kompostdüngung**

#### **3.3.1 Grundsätzliche Bedingungen zur Feststellung der Ertragswirkung der Kompostdüngung**

Die meisten Arbeiten der ausgewerteten Literatur beschäftigen sich mit der Ertragswirkung. Der Beitrag der Kompostanwendung zur Biomasseproduktion oder Ertragsbildung ist ein wesentlicher Erfolgsindikator im land- und betriebswirtschaftlichen Sinn. Die Kosten-Nutzen-Betrachtung stellt die Frage: zahlt sich der „Aufwand“ der Kompostdüngung anhand konkreter Ertragszahlen aus? Spätestens jetzt muss jedoch zwischen der kurzfristigen „Jahreswirkung“ und der langfristigen „Bodenverbesserungswirkung“ unterschieden werden. Letztere ist jedoch, wie jede langfristige Investition, nicht unbedingt in unmittelbaren Erfolgszahlen messbar und bedarf eines vorausschauenden betriebswirtschaftlichen oder besser bodenwirtschaftlichen Denkens im Sinne der nachhaltigen Wirtschaft.

Es müssen Arbeiten unterschieden werden, die

1. Kompost – auch hinsichtlich der Nährstofffrachten – in praxisrelevanten Mengen einsetzen (im Durchschnitt bis ca.  $10 \text{ t TM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ )
2. im Sinne der experimentellen Effizienz überdurchschnittliche Mengen im Rahmen des Versuches aufbringen (zB  $20 \text{ t TM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  und mehr)
3. eine langfristige Auswertung und damit die Nachwirkung mehrjähriger, wiederholter Kompostgaben oder einmalige große Meliorationsgaben untersuchen

Weiters muss berücksichtigt werden, dass die Feldversuche in einer großen Bandbreite an standörtlichen Rahmenbedingungen (Boden und Klima) stattfinden, sowie die allgemeinen Bewirtschaftungsbedingungen wie

- Fruchtfolge
- Ausbringungszeitpunkt
- Ausbringungstechnik (Einarbeiten, Mulchen)
- Kombination mit anderen Düngungsmaßnahmen
- Qualität und Art des Kompostes (C/N-Verhältnis, Nährstoffniveau, Art der Ausgangsmaterialien – Klärschlamm, Grünschnitt, Mistkompost)

stark variieren.

Diese hohe Variabilität an Bewirtschaftungs- und Standortfaktoren und deren jeweils spezifische Kombination schließt eine Auswertung, in der kausale Zusammenhänge zu Einzelfaktoren (zB einer bestimmten Nährstofffracht) zugeordnet werden können, aus.

Die Wirkung einer Kompostdüngung auf den Ertrag wurde einerseits in Topfversuchen (siehe Abschnitt 3.3.6), andererseits in Feldversuchen (Abschnitt 3.3.5) untersucht. Eine Übertragung der Erkenntnisse aus Topfversuchen auf Feldverhältnisse ist schwierig. Die für Topfversuche oft typischen hohen Kompostanteile lassen die aus diesen Versuchen gewonnenen Erkenntnisse – eher für den Einsatz von Fertigsubstraten im Zierpflanzen- und intensiven Gartenbau verwerten.

Neben Stickstoff spielen die Hauptnährstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium eine wesentliche Rolle für die Pflanzenernährung.

In diesem Zusammenhang sind die folgenden Fragen für die Ertragswirkung relevant:

- Wie hoch ist die Nährstoffkonzentration?
- Wie Verhält es sich mit der kurz- und mittelfristigen Verfügbarkeit der Kompostnährstoffe?

- Wie hoch ist die tatsächliche kurz- und langfristige Ertragswirkung von Kompostgaben?
- Beeinflusst Kompost die Qualität der Ernteprodukte?
- Kann Kompost insgesamt mit mineralischen oder anderen herkömmlichen Düngesystemen konkurrieren (im Sinne einer Kosten-Nutzenbetrachtung bzw. der Düngeeffizienz)?

### 3.3.2 Überblick und Beispiele zur Ertragswirkung der Kompostdüngung

Trotz der hohen Variabilität an Versuchsbedingungen können doch einige generelle Wirkungsgesetzmäßigkeiten der Kompostdüngung zusammengefasst werden

Zunächst ergeben die meisten Untersuchungen eine positive Ertragswirkung. Dies einerseits gegenüber ungedüngten, andererseits – vor allem in längerfristigen Feldversuchen – auch im Vergleich mit reinen Mineraldüngerparzellen.

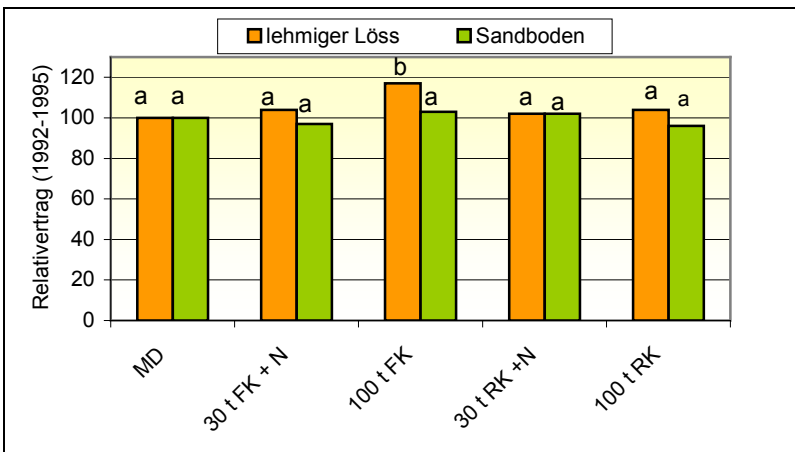


ABBILDUNG 3-7: RELATIVVERTRAG ÜBER 4 JAHRE (1992-1995)  
MD ... MINERALDÜNGER; FK ... FRISCHKOMPOST; RK ...  
REIFKOMPOST (NACH PETERSEN & STÖPPLER-ZIMMER (1996)

Die Gegenüberstellung von sogenannten Frisch- und Reif- oder Fertigkomposten ergibt für Frischkompost etwas höhere verfügbare Konzentrationen an Hauptnährstoffen (N-P-K). *Frischkompost* bewirkte in dem 4-jährigen Versuch von Petersen & Stöppler-Zimmer (1996) eine etwas bessere Ertragswirkung als Fertigkompost. Hinsichtlich langfristiger Humusreproduktion und Bodenverbesserung ist jedoch Fertigkompost überlegen (siehe 3.1.1).

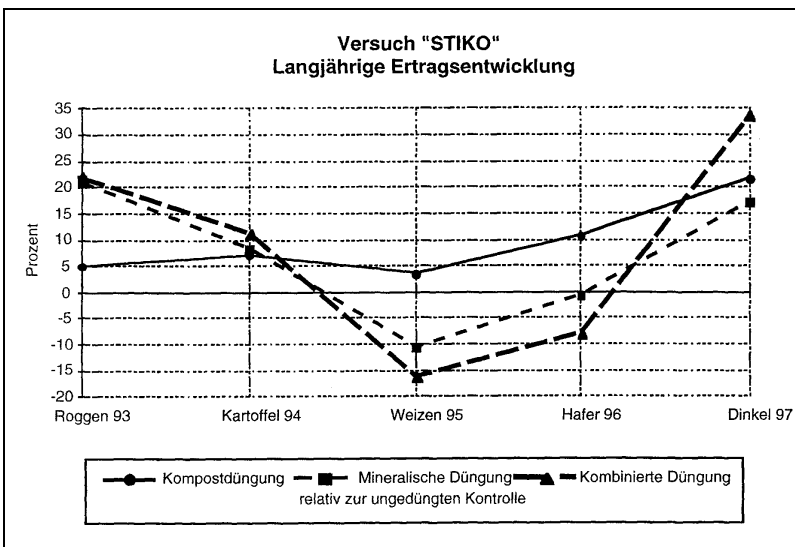


ABBILDUNG 3-8: ERTRAGSENTWICKLUNG BEI VERSCHIEDEN DÜNGUNGSVARIANTEN (STIKO-VERSUCH, HARTL & ERHART, 1998[SP108])

In dem 4 Jährigen Versuch zeigten sich gegenüber mineralischer Düngung nur auf lehmigem Boden eine signifikanter Unterschied bei Frischkompost und rel. hohen Kompostmengen (25 t FM pro Jahr; siehe Abbildung 3-7)

Hartl & Erhart, 1998[SP109]) stellten in einem Kompost-dauerversuch fest, dass durch die Düngung mit Biotonnenkomposten eine größere Ertrags-sicherheit gegeben ist als mit mineralischer Düngung. Eine Nährstoffunterversorgung trat nur zu Versuchsbeginn auf (siehe Abbildung 3-8). Nach den ersten beiden Jahren sorgte der Kompost für eine gleichmäßige Stickstoffversorgung. Entgegen den anfäng-

lichen Befürchtungen, es könnte zu unkontrollierten Stickstoffschüben kommen, führte Kompostdüngung im Gegensatz zur Mineraldüngung in ungünstigen Jahren zu keiner Überernährung der Kulturpflanzen. Bei Stickstoffdüngung zu Kompost ist allerdings Vorsicht geboten und eine gute Abstimmung mit der Fruchtfolge notwendig.

Klasnik & Steffens (1995<sup>[FA110]</sup>) fanden im Vergleich verschiedener Kompostmengen und N-Ergänzungsraten zu einer P-K Standarddüngung mit steigenden Kompostgaben eine Ertragssteigerung bei Triticale von 1,5 bis 2,5 t ha<sup>-1</sup>. Die Autoren führen dies auf den Stickstoffeffekt zurück, auch wenn bei extremen Gaben von 120 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> die N-Effizienz noch immer unter jener einer 100 kg mineralischer Stickstoffgabe blieb. Andererseits erzielten steigende Kompostgaben eine Qualitätsverbesserung des Getreides. Der Rohproteingehalt konnte mit steigenden Kompostmengen von 10,6 % auf 13,2 % angehoben werden.

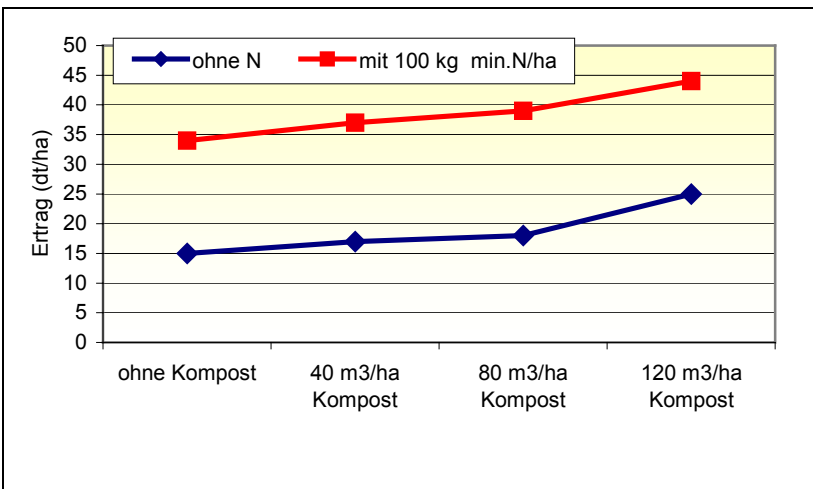


ABBILDUNG 3-9: EINFLUSS VON KOMPOST MIT UND OHNE MINERALISCHER STICKSTOFF-ERGÄNZUNGSDÜNGUNG AUF DEN ERTRAG VON TRITICALE (KLASNIK & STEFFENS, 1995)

Auch Hartl et al. (1998<sup>[FA111]</sup>) fanden steigende Glutengehalte in Weizen aufgrund der Kompostdüngung. Warman & Harvard (1997<sup>[FA112]</sup>) wiesen keine direkt auf Kompost zurückzuführenden Unterschiede im Vitamingehalt in Karotten und Kraut nach. Diese werden von den Sorteneigenschaften überdeckt.

Direkte Vergleiche von Kompost- mit mineralischen Düngesystemen und deren Kombination wurden in mehreren Feldversuchen angestellt (Diez & Krauss, 1997<sup>[FA113]</sup>; Aichberger et al., 2000; Buchgraber, 2002; Reider et al., 2000<sup>[FA114]</sup>; HDRA Consultants, 1999). In sämtlichen Untersuchungen bewirkt Kompost gegen die ungedüngte Kontrollfläche signifikante Ertragszuwächse, während gegenüber den mineralischen Varianten zumindest mittelfristig geringere Erträge zu erwarten sind. Bei mittlerer bis guter Ertragslage zeigt sich mitunter (trotz einer direkten N-Wirksamkeit der Komposte zwischen 5 und 20 %) keine Ertragseinbußen auf den Kompostparzellen. Im direkten Vergleich leichter und bindigerer Böden zeigen letztere Standorte eine

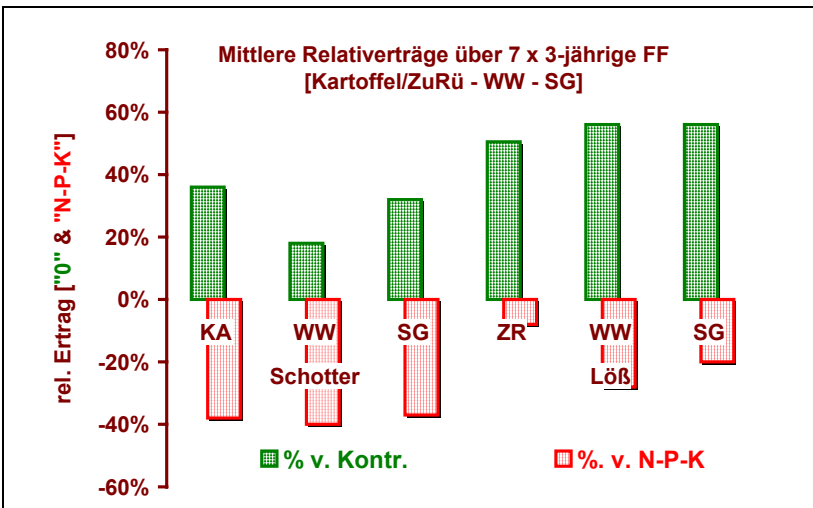
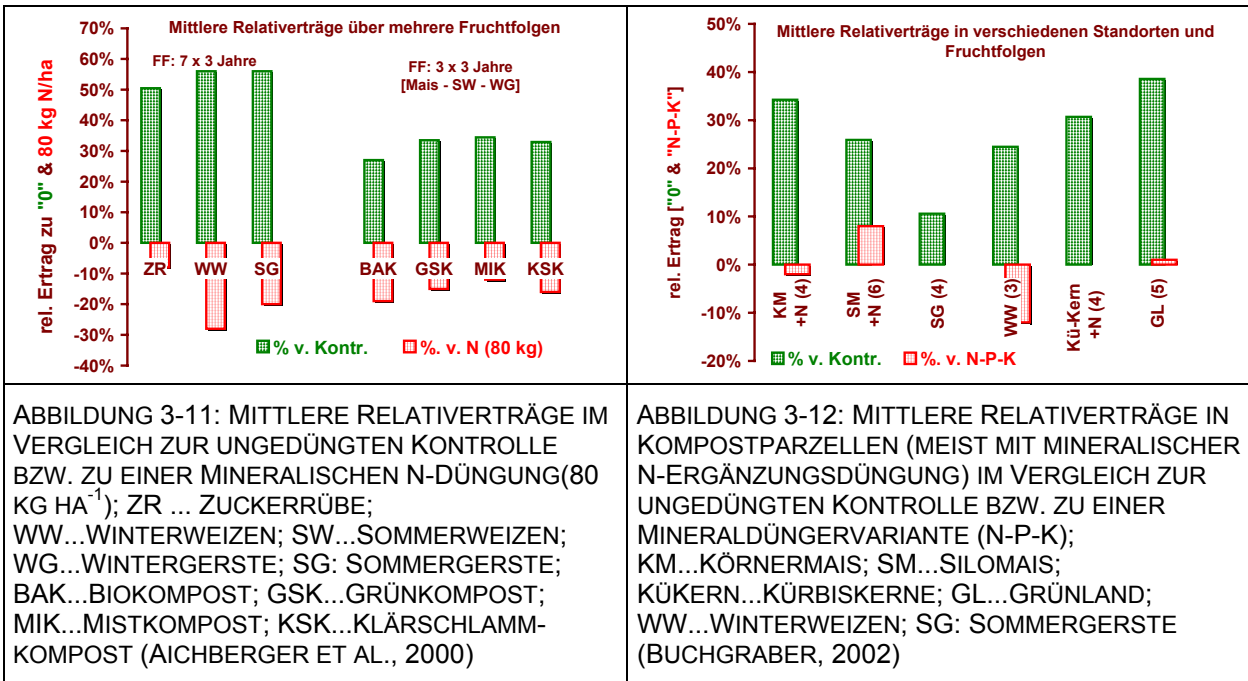


ABBILDUNG 3-10: WIRKUNG VON KOMPOST AUF DEN ERTRAG IM VERGLEICH ZUR UNGEDÜNGTEN OFFIZIELL EMPFOHLENE MINERALISCH GEDÜNGTEN (N-P-K) KONTROLLE (KA...KARTOFFEL; WW...WINTERWEIZEN; SG...SOMMERGERSTE; ZR...ZUCKERRÜBE; DIEZ & KRAUSS, 1997)

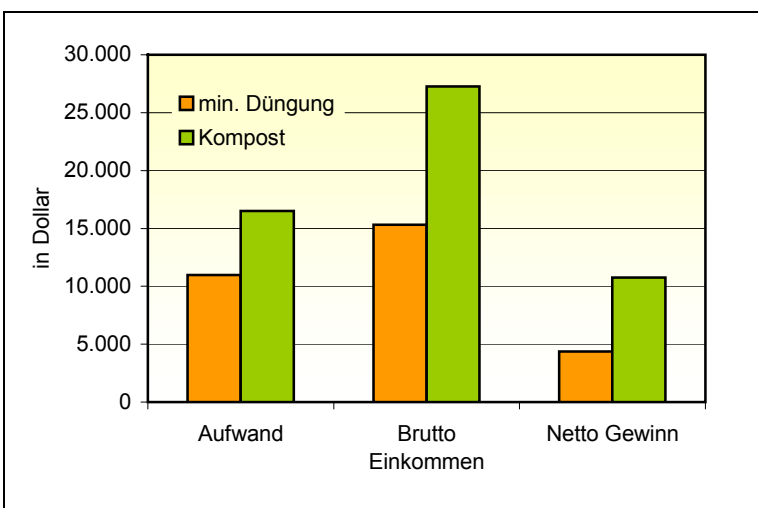
bessere Nutzung der Kompostgaben. Eine eindimensionale Gegenüberstellung der mineralischen und Kompostdüngung rein auf der Basis der unmittelbaren Dünge- oder

Ertragswirkung, ist aufgrund der völlig unterschiedlichen Nährstoffbindung und -dynamik nicht zielführend.



### 3.3.3 Ökonomische Bewertung bzw. Kosten-Nutzenbetrachtung der Kompostverwertung

Mit der wirtschaftlichen "Wettbewerbsfähigkeit" von Kompost gegenüber mineralischen Düngesystemen beschäftigen sich nur wenige Arbeiten.



Steffen et. al. (1994<sup>[FA115]</sup>) verglichen Aufwand, Bruttoeinkommen und Nettogewinn einer Tomatenproduktion mit Kompost-, bzw. Mineraldüngung. Die um 1/3 höheren Aufwände des Kompostsystems wurden deutlich überkompensiert durch höhere Erträge und bessere Qualität der vermarkteten Ernteware (Abbildung 3-13).

HDRA Consultants (1999) berechneten das Nettoeinkommen für Wintergetreide und Ölraps und kamen zu negativen Ergebnissen aufgrund der hohen Ausbringungskosten für Kompost und keinen Mehrerträgen in den Kompostvarianten. Hier ist kritisch

ABILDUNG 3-13: AUFWAND, BRUTTOEINKOMMEN UND NETTOGEWINN EINER TOMATENPRODUKTION MIT KOMPOST-, BZW. MINERALDÜNGUNG (STEFFEN ET AL., 1994)

anzumerken, dass eine ökonomische, rein ertragsorientierte Bewertung von

Kompostdüngesystem über eine 3-Jährige Fruchtfolge-Periode nicht adäquat ist, da Kompost als multifunktionaler Humusdünger vor allem langfristig bodenverbessernd und ertragsstabilisierend denn unmittelbar düngend wirkt.

TABELLE 3-6: NETTO EINKOMMEN IN £ VERSCHIEDENER DÜNGESYSTEME (HDRA CONSULTANTS, 1999[FA116])

	Winterweizen	Wintergerste	Ölraps
NPK	952	201	276
39 t Kompost + NPK	635	-42	89
117 t Kompost + P	-241	-424	-119
117 t Kompost + NK-reduced	16	-352	-155

Die folgende Darstellung aus der Broschüre *Organische Düngung* (BGK e.V., 2005) fasst die ökonomische Bewertung der Kompostverwertung wie folgt zusammen.

Der monetäre Wert organischer Dünger ergibt sich v. a. aus

- den Gehalten an Pflanzennährstoffen und basisch wirksamen Stoffen (Kalk),
- den Gehalten an organischer Substanz.

Als Wert für die Mineraldüngeräquivalenz werden der für die Düngung anrechenbare Gehalt an Stickstoff, sowie die Gesamtgehalte an Phosphat, Kalium, Magnesium und Kalk berechnet.

TABELLE 3-7: WERT DER NÄHRSTOFFE (ABWEICHUNGEN JE NACH NÄHRSTOFFGEHALT UND TROCKENMASSE)

Organischer Dünger	Nährstoffe (N, P, K, CaO)	
	EUR Mg <sup>-1</sup> FM <sup>1)</sup>	EUR ha <sup>-1</sup> 2)
Kompost	5,80	230
Gärprodukt flüssig	4,50	140

<sup>1)</sup> Äquivalente Kosten mineralischer Dünger. N 0,60; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 0,51; K<sub>2</sub>O 0,26; CaO 0,03 EUR kg<sup>-1</sup>; Magnesium, Schwefel, Mikronährstoffe und organische Substanz sind nicht berücksichtigt. [Landwirtschaftskammern Hannover und Weser Ems. *Mineraldüngerpreise (Richtpreise) in EUR je kg Reinnährstoff*].

<sup>2)</sup> Wert je ha bei mittleren Nährstoff- und Trockenmassegehalten der Dünger. Aufwandmengen Kompost 40 t 3a<sup>-1</sup>, Gärprodukt flüssig 35 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

Der ökonomische Wert der *organischen Substanz* ist wesentlich komplexer. Er zeigt sich z. B. in der Stabilisierung und Erhöhung von Deckungsbeiträgen, die sich bei guter Humuswirtschaft aufgrund der Förderung der Bodenfruchtbarkeit und der leichteren Bewirtschaftung der Flächen ergeben. Hier hat Kompost im Vergleich zu anderen organischen Düngern seine besondere Stärke. Der Effekt wird v. a. langfristig wirksam.

TABELLE 3-8: ERHÖHUNG DES DECKUNGSBEITRAGES IN MARKTFRUCHTBETRIEBEN BEI GUTER HUMUSWIRTSCHAFT (AUS BGK E.V., 2005; ANGABEN IN EUR HA<sup>-1</sup>; LUFA AUGUSTENBERG, 2003[FA117]; SCHREIBER, 2005[FA118])

	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr	5. Jahr	6. Jahr	7. Jahr
15 t TM Kompost ha <sup>-1</sup> 3a <sup>-1</sup>	38	48	52	53	54	55	55
30 t TM Kompost ha <sup>-1</sup> 3a <sup>-1</sup>	53	78	90	97	102	106	108

Betriebswirtschaftlicher Systemvergleich, in den alle Kostenfaktoren eingegangen sind und eine Kompostlieferung frei Feldrand angenommen wird.

Nach Berechnungen der FAO reichen die weltweiten *Phosphatvorräte* noch für ca. 90 Jahre. Lagerstätten für das derzeit genutzte cadmiumarme Phosphat gehen deutlich schneller zur Neige. Das Schließen von Phosphatkreisläufen ist daher nicht nur wegen des Bodenschutzes, sondern v. a. auch wegen der langfristigen Versorgungssicherheit der Landwirtschaft von elementarer Bedeutung. Pflanzennährstoffe begrenzen die Nahrungsmittelproduktion absolut. Preise für Phosphat werden daher mittelfristig steigen.

### **3.3.4 Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse zur Ertragswirkung von Kompost**

Die Anwendung von Kompost stabilisiert und erhöht das Ertragspotenzial und zum Teil auch qualitative Merkmale der Ernteprodukte. Die Ergebnisse sind jedoch sehr vom Ertragspotenzial des Standortes und der Fruchtfolge abhängig. Kulturen mit einer längeren Vegetationsphase zeigen eine bessere Ausnutzung der Kompost-Nutzwirkung. Kompost kann als organischer Mehrnährstoffdünger angesprochen werden und ersetzt neben der vorwiegend bodenverbessernden (Humus, basisch wirkende Bestandteile) als solcher eine Phosphor und Kalidüngung.

Die ertragsfördernde Wirkung stellt sich – wie viele Versuche eindeutig zeigen – in der Regel erst mittelfristig ein, bei regelmäßiger Kompostanwendung in der 2. oder 3. Fruchtfolgeperiode, d.h. nach etwa 3 bis 6 Jahren. Kurzfristige Versuchsanstellungen (bis zu 3 Jahren) sind deshalb wenig aussagekräftig (Ebertseder 1997<sup>[SP119]</sup>, Gutser 1999<sup>[SP120]</sup>, Buchgraber 2002<sup>[SP121]</sup>, alle zit. in Timmermann et al., 2003<sup>[SP122]</sup>).

Einige Arbeiten belegen zwar keinen Einfluss der Kompostdüngung auf den Ertrag von Feldfrüchten, wohl aber auf qualitätsbestimmende Inhaltsstoffe (z.B. Ölkürbis, Kartoffeln, Grünland, Gemüse). Die meisten Gemüsekulturen zeigen generell eine positive Reaktion auf Kompost.

In längerfristigen Feldversuchen zeigt sich die Jahresschwankungen ausgleichende Wirkung von Kompost. Es stellt sich somit eine größere Ertragssicherheit als bei rein mineralischer Düngung ein.

Grundsätzlich wird der Ertrag von folgenden Faktoren wesentlich beeinflusst:

- Menge und Häufigkeit der Kompostausbringung
- Fruchtfolge
- Standortbedingten Ertragspotenzial
- Ergänzende mineralische N-Düngung

Einige Versuche zeigten beste Ergebnisse in kombinierten Düngesystemen mit mineralischer N-Ergänzung. Auch zeigten sich häufig bessere Resultate, wenn in den Anfangsjahren größere Kompostgaben alle 2 bis 3 Jahre verabreicht wurden gegenüber der jährlichen Düngung mit geringen Mengen (< 10 t TM).

Somit wurde durch die Versuche und auch in der Expertendiskussion im Rahmen des Symposiums bestätigt, dass Kompost keinesfalls ausschließlich nach seinem kurzfristigen Düngeeffekt über die zugeführten Pflanzennährstoffe bewertet werden kann. Kompost stellt die Nährstoffe in den verschiedenen Bindungsformen für die Bodenmatrix bereit und verändert die Bodenerhaltungs- und -bildeprozesse sowie die Austauschdynamik für Nährstoffe. Dies steht in engem Zusammenhang mit den Eigenschaften der humifizierten organischen Substanz, der Kolloidalstruktur der Huminstoffe (dies steht auch im Zusammenhang mit der Bedeutung von Aminosäuren und Aminoazuckern in der Huminstoff- und Aggregatbildung; Scheller et al., 1997<sup>[FA123]</sup>) sowie dem dadurch veränderten Wasserhaushalt und der Stofftransformation.



Hieraus ergibt sich ein umfassender und längerfristiger System-Ansatz in der Kompostbewertung als bei mineralischer, rein nährstoffbezogener Düngung.

### 3.3.5 Ertragswirkung von Kompost im Feldversuch – tabellarische Übersicht

TABELLE 3-9: LISTE DER VERWENDETEN ABKÜRZUNGEN

Kompost	K	Mais	M
Biomüllkompost, Bioabfallkompost, Biotonnekompost, Biokompost	BAK	Silomais	SM
Müllkompost	MüK	Körnermais	KM
Granulierter Biokompost	gr.BK	Futtermais	FM
Grünschnittkompost	GSK	Weizen	W
Mistkompost Rind	MK <sub>R</sub>	Winterweizen	WW
Mistkompost Pferd	MK <sub>P</sub>	Gerste	G
Mistkompost Schwein	MK <sub>S</sub>	Sommergerste	SG
Klärschlammkompost	KLSK	Wintergerste	WG
Spent Mushroom Kompost	SMC	Hafer	H
Stroh	St	Roggen	R
Strohmulch	StMu	Zuckerrübe	ZR
Frischmist	FM	Futterrübe	FR
Stallmist	StaM	Raps	Ra
Stapelmist	StM	Kürbis	Kü
Tiefstallmist	TSM	Zwischenfrüchte	ZF
Rindermist	RM	Kleegras	KG
Rottemist	RoM	Dinkel	Di
Gülle	Gü	Kohl	Ko
Jauche	Jau	Rote Rübe	RR
NPK-Dünger	NPK	Tomaten	To
PK-Dünger	PK	Örettich	ÖR
Großvieheinheit	GVE	Kartoffeln	Kart
Fruchtfolge	FF	Futtererbse	FE
		Sojabohne	So
		Sonnenblume	SB

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
Aichberger et al., 2000[SP124]	Feldversuch 1991 – 1999; mittelschwerer lehmiger Schluff FF: KM-SW-WG; random. Block, 4 Wh	BAK, GSK, MKR, KLSK; Basis: 95 bzw. 175 kg N/ha; + 80 kg N/ha aus NAC (Nitramoncal) bei KM, 60 kg bei Getreide, 0-40-80-120 kgN/ha mineralisch (NAC), Standard = 80 kg N/ha	Durchschnittliche Ertragsminderung im Vergleich zum Standard im Mittel aller Komposte, Kulturen und Versuchsjahre: -15,5 % (entspricht ca. 40 kg Mineral-N-Äquivalenten). Beste Ertragswirkung bei MK <sub>R</sub> , GSK 3 % weniger, KLSK 4 % weniger, BAK 7 % weniger.
Amlinger & Walter, 1993[SP125]	Langparzellen, 3 Wh. FF: WW, WR kalkhaltiger grauer Auboden; sandig/lehmiger Schluff,	BAK: 40, 80; MKP: 20 t/ha; 3x 1989 – 1996; Zwischenergebnis 1992	1. Jahr, W → 0: 1750 kg; BAK/20t: 1880 kg; BAK/80t: 2760 kg (+39,5% > ,0'); BAK/40: 2450 kg (+27,8% > ,0', p<5%); insgesamt niedriges Ertragsniveau 2. Jahr, R → □ > 4000 kg; BAK40t und 80t +10% von ,0'; 3. Jahr, R → BAK40 t +26 %, 80 t +31% von ,0' (sign. p<5%)
Amlinger et al., 2000[SP126]	Tastversuch Schipistenrekultivierung 1800 m Seehöhe, Tonschiefer, Braunlehm, Almweide (Pflagedüngung) Schutthalde (Neubegrünung); Ertragswirkung, Futterqualität, Pflanzensoziologie, Bodenphysik	Biotonne-Häckselgut-Mistkompost bzw. Häckselgut-Mistkompost, 1998:(20, 40, 80 t FM/ha bzw. 15, 30, 60 t FM/ha auf Almweide), 0, Biosol	Keine statistische Auswertung, jedoch deutliche Ertragszuwächse durch Kompostgaben gegenüber 0- und Biosolvariante auf allen Böden; deutliche Förderung des Leguminosenanteils im Vergleich zum Gräseranteil.
Asche et al., 1994[SP127]	2-jähriger Feldversuch 7 Standorte auf Löß-Parabraunerde; FF: ZR-WW-	7 verschiedene BAK, Frisch & Fertigkompost; BAK: je 30 t TM/ha min. N: nach N <sub>min</sub> -Methode BAK <sub>frisch</sub> & BAK <sub>fertig</sub> +min.N nach N <sub>min</sub> -Methode	1. Jahr, ZR → <i>keine signifikante</i> Wirkung auf Ertrag → mögliche Wirkung durch hohe „Fruchtbarkeit“ der Standorte überdeckt; 2. Jahr, → WW: <i>signifikante Erhöhung</i> der Kornerträge gegenüber ,0' im Mittel über 7 Standorte (p ≤ 5%) nur bei BAK <sub>frisch</sub>
Baldwin & Shelton, 1999[SP128]	2 Jahre, <i>Nicotiana tabacum</i> 1994 & 1995; Tonboden → gekalkte & nicht gekalkter Bodenproben und Blattproben 3 mal / Jahr	MÜK, KLSK und MÜK/KLSK 2 Jahre; Kompostgabe nur 1994: 0, 25, 50 und 100 t TM/ha; 0 und 4000 kg Kalk entspr. pH 5,8 & 6,5; 224 kg N, 56 kg P; 1995: nur Kalk, N und P	1. Jahr (1994) → + Kalkung: MÜK/KLSK im □ aller Varianten -21% von ,0' (hoher Salzgehalt des Kompostes (!), 50% Ausfall (Nekrosen)) 1. Jahr (1994) → - Kalkung: KLSK im □ aller Varianten +16% von ,0' 2. Jahr (1995) → keine Unterschiede; niedrige Erträge wegen <i>Peronospora tabacina</i>
Boguslawsky & Lieres, 1997[SP129]	Dauerversuch 42 Jahre; tiefgründige Parabraunerde auf Löß; ZR – SW-H	St 6t/ha; K 25 t/ha; FM 20 t/ha; StM 30 t/ha; TSM 25 t/ha; Schafpferch 17 Stunden; Kombination mit ,0'- und 3 N-Stufen (N <sub>0</sub> , N <sub>1</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>3</sub> )	ZR Mittelwerte: Wirkung organ. Düpnger in N <sub>0</sub> -Variante besonders deutlich, abnehmend mit steigender N-Stufe. W-Ertrag auch durch Stroh positiv beeinflusst. H reagiert im 2. Jahr besonders positiv auf Kompost, und – wie W – auf StM. Nur Absolutzahlen, keine Stat.

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
		org. Düngung alle 3 Jahre zu ZR	Angaben
Bohne et al., 1996[SP130]	Entkalkte Parabraunerde aus Löß, <i>Acer pseudoplatanus</i> (2-jährig)	BAK1: 75,8 t FM/ha; BAK2: 300 t/ha, StaM (Pferd, 9 Mon. gelagert) 53,5 t/ha einmalige Gabe	Frischmasse der Neutriebe → Stärkster Zuwachs BAK2 (+ 51%); BAK1 und Kontrolle ähnlich hoch; <i>stat. sign.</i> nur StaM (deutlich geringer, -17%; $p = 0,05$ ) Angaben Neutriebe in g FM/Pflanze
Buchgraber, 2000[SP131]	6 Feldversuche, auf verschiedenen Standorten, 1994 – 1998; M, WW, WG, SG, Kü, Ra, ZF; 1 Versuch random. Block, 6 Wh; Grünland	BAK 7,5 – 20 t/ha; MK 10-25 t/ha, bei M und Ra 54 kg/ha min. N - Ergänzung, Granulierter BAK	<u>M</u> → Trockenkornenertrag: BAK+54N: 114,1 dt/ha; +25 % von ,0' ( <i>stat. sign.</i> ), Vergleichsvarianten keine Unterschiede; höhere Energiegehalte bei BAK- und MK. <u>SM</u> → BAK und MK+54N: 177,0 dt bzw. 174,6 dt/ha, +20 % <i>signifikant</i> von ,0'. Qualitätsertrag BAK 104 % gegenüber anderen Varianten, 20 % über Kontrolle. <u>SG</u> und <u>WG</u> → 43,9 bzw. 40,5 dt/ha, gleich mit NPK, allerdings geringere Lagerung. <u>WW</u> → ca. 52,4 dt/ha, -12 % von NPK., 0-Variante -30 % von NPK. <u>Ra</u> → 30 dt/ha trotz Hagelschlag, BAK -10%, 0-Variante -20 % von NPK. Rapskornenertrag mit BAK 7% unter NPK, Rapsölertrag mit BAK 5% über NPK. <u>Kü</u> → Kernölertrag: BAK +12 % von NPK, +17 % von MK+200 kg/ha Vollkorn gelb, +38 % von 0-Variante. <u>ZF/ÖR</u> → NPK: 886 kg TM/ha, BAK: 44 – 76 %, 0-Variante 20%. <u>KG</u> → ,0': 1000 kg TM/ha, NPK 1400 kg/ha, Kompostvarianten -20 bis 25% von NPK. <u>GL</u> → PK (3 Schnitte) 54,9 dt TM/ha, BAK 55,7 dt TM/ha StaM: 61,7 dt/ha, 0-Variante -25% von BAK.
Businelli et al., 1996[SP132]	Feldversuch, 6 Jahre, Mais Monokultur; random. Block; 4 Wh; toniger Lehm, pH 8,3; Corg 0,76%,	MüK, 25 – 30 cm eingearbeitet, 1) 30 und 90 t FM/ha und Jahr 2) je 30 t/ha im 1. und 4. Jahr min. NPK-Ergänzung 3) Kontrolle: NPK ohne Kompost	Im 3. und 6. Jahr glichen die Erträge der 90t/Jahr Variante der von NPK, im 6. Jahr auch die der 30 t/Jahr Variante.
Fauci et al., 1999[SP133]	Kompostqualität bei verschiedenen Ausgangsstoffen; WW	10 verschiedene Klärschlamm (KSK)- und Mistkomposte (MK) mit variierenden Anteilen an Asche (0 + 11% v/v), Holzhäcksel und Stroh (44, 50, 67, 75 % v/v) ca. <u>70 t TM</u> Kompost/ha	<u>WW</u> → Kompostgedüngte Varianten im Frühling robuster und dunkler, Ertrag: 5,1 t/ha in Kontrolle, 5,8 t/ha in Kompostvarianten, <i>kein statistischer Unterschied</i> zwischen den einzelnen Komposten (KSK & MK), tendenziell höherer Ertrag in W bei geringerem Häckselanteil.

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
			<u>Achtung:</u> Hohe einmalige Gabe von 70 t TM/ha
Gagnon et al., 1997[SP134]	2-jähriger Feldversuch auf 2 Böden (Ton + sandiger Lehm) SoW	RoM <sub>R</sub> , MK <sub>R</sub> , Torf/Mist-Kompost (CC1), Torf/Schrimps-Abfall-Kompost (CC2): Gaben auf N-Äquivalent Basis: 0, 90, 180, 360 kg N/ha; min. N-Düngung (0, 45, 90, 180 kg/ha) Kompost (90 kg N) +. min. N-Ergänzung	Unterschiedliche Ergebnisse in den beiden Versuchsjahren. Linearer Anstieg des Ertrags und der N-Aufnahme mit steigenden Kompostgaben (CC1). Im 1. Jahr deutlich geringerer Ertrag in Kompostvarianten gegenüber min. N. Durch min.N-Ergänzung Mehrertrag von 100 – 1500 kg/ha (p<0,05). Höchste Kompostgaben (entspr. 360 kg N/ha) und min. N Düngung (180 kg) führten tw. zur Lagerung des SoW.
Gent et al., 1998[SP135]	Spent Mushroom Compost (SMC) und Strohmulch (StMu) mit und ohne Räucherungsmittel i.d. Kartoffelproduktion	SMC (aus Pferdemit) 15 Mt/ha, StMu, SMC. + StMu, 0	Vegetatives Wachstum durch SMC angeregt, Ertrag nicht erhöht. Synergistischer Effekt zwischen Kompostausbringung und Strohmulch auf die Pflanzenernährung nur auf ungeräuchertem Boden. Ertragsangaben in kg/m <sup>2</sup>
Hartl, 1996[SP136]	Feldversuch, Kompostmenge- und Häufigkeit Dauerroggen 1992 – 1997 kalkhaltiger grauer Auboden; sandig/lehmiger Schluff	BAK; ,0‘; jährlich 20 t; 2-jährlich 40 t; 2x60 bzw. 70 t; 1x 60 bzw. 70 t FM/ha in 6 Jahren Keine Angaben zur Statistik	Höhere Kompostgaben im Herbst (40 oder 60 t FM/ha) erzielen Ertragszuwächse im 2. oder 3. Folgejahr. Jährliche geringe Kompostgaben (20t FM/ha) bewirken keinen Unterschied zur Kontrolle
Hartl & Erhart, 1998[SP137] Hartl et al., 1999 a[SP138]	STIKO-Versuch seit 1992; FF: WR, Kart, WW, H, Di kalkhaltiger grauer Auboden; sandig/lehmiger Schluff	BAK 12,5, 22,5 und 32,5 t FM/ha und Jahr, NPK nach Kulturbedarf/Düngemittlempfehlung, kombinierte Düngung Kompost+min.N-Ergänzung	Ab dem dritten Versuchsjahr höchste Erträge bei Kompostvarianten. Halmlänge (H) bei 32,5 t FM Kompost entsprechend 30 kg mineralischer N-Düngung Keine konkreten Ertragsangaben
Erhart et al., 1999 a[SP139] Erhart & Hartl, 2000	2-jähriger Feldversuch; Kompostmulch; Apfelproduktion (Games Grieve) Sandig, schluffiger Lehm	BAK-Mulch: 28 t TM/ha in der Reihe (1); 56 t TM/ha in der Reihe (2); 56 t TM/ha flächig (3); Kontrolle ohne Düngung (0) BAK: 1,06% N; 0,78% K <sub>2</sub> O; 0,64% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ; 21,8% OM; 11,9 C/N.	<u>Zuwachs des Stammumfangs:</u> bei 56 t Reihenumulch gegenüber (0)erhöht (p=0,05) <u>Apfelertrag:</u> <b>1. Jahr</b> keine sign. Unterschiede; <b>2. Jahr:</b> Reihenumulch (1) und (2) signifikant (p=0,05) > (0); positive Korrelation zwischen N <sub>heißwasserlöslich</sub> im Boden und Apfelertrag (r=0,76); sign. Höhere Anzahl der Blütenknäuel in (2) gegenüber (0).
HDRA Consultants, 1999[SP140]	HDRA-Research Grounds.; ökolog. bewirtschaftet, FF: Kart-Zwiebel-Kohl-Karotte-	3 verschiedene GSK, Basis: 250 kg N/ha, x2 und x3, Mist, Geflügelmist, Gülle	<u>Kartoffel 1997</u> → <i>Kein signifikanter</i> Unterschied im Ertrag zwischen den Varianten, jedoch höchste Erträge bei Gülle, niedrigste bei Varianten ohne organische Düngung.

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
	Gras/Klee sandiger Lehm		<u>Zwiebel 1998</u> → Geringste Erträge bei ungedüngt, leichter Anstieg bei niedrigen und mittleren Kompostraten, <i>statistisch nicht signifikant</i> .
HDRA Consultants, 1999[SP141]	Shepton Farms Ltd.; 7 Standorte; Lehm, Ton und Kalkstein ; ökolog. bewirtschaftet, verschiedene FF; ein Versuchsjahr	GSK 30 t/ha (=250 kg N/ha) ein Versuchsjahr	Ertragsmessungen bei Kart, Schwedenklee und FR: sehr unterschiedliche Ergebnisse: In einem Fall positive Kompostwirkung auf Kartoffel, in allen anderen Fällen keine oder negative Wirkung.
HDRA Consultants, 1999[SP142]	Staple Farm, schwerer Lehm, schwer bearbeitbar, konventionell bewirtschaftet; FF: WW-WG-Ra; vier Versuchsjahre, Boden: 3,5 – 6 % OS	GSK, 4 Varianten: kein Kompost + übliche Düngung; wenig Kompost (302 kg N/ha) + wenig NPK; viel Kompost (605 kg N/ha); viel Kompost (605 kg N/ha) + wenig NPK;	<u>WW und WG (1996, 1997)</u> → Niedrigste Erträge bei in Varianten ohne NPK, <i>statistisch nicht gesichert</i> . Akzeptable Erträge bei kombinierter Düngung und NPK allein. Raps 1998: kaum Ertragsunterschiede zwischen den Varianten.
Hein, 2000[SP143]	sandiger Schluff FF: SM – SG mit Kleegrasesaat - KG – Kart – SR. 6 Jahre	MK, RoM, Gü, NPK, PK je 2 GVE-Äquivalent/ha.	<u>SM</u> und <u>SG</u> mit Kleegrass → NPK>Gü>RoM>MK. <u>KG</u> → unterschiedlich für die Jahre 1993-98. Höchste Erträge 93: Gü, 94, 95, 97 und 98: MK, 96: RoM. <u>K</u> → NPK>Gü, dann RoM und MK. Stärke%: MK, RoM>Gü>NPK. <u>SR</u> → Gü>RoM, MK. NPK führte zu starken Lagerungsverlusten bei Getreide. Nur geringe Unterschiede zw. MK- und RoM-Düngung. Bei <u>KG</u> ist <i>kompostierter Mist</i> beste Variante.
Klasnik & Steffens, 1996[SP144]	Feldversuch, 3 Jahre, humus- und nährstoffarmer Podsol, WR, M, Kart.	GSK 0, 30, 60 m <sup>3</sup> /ha; min. N-Düngung 0, 30, 60, 90, 120, 150 kg N/ha	Geringe Ertragswirkung, bei Mais Mindererträge bei reiner Kompostdüngung, 0-15 % Mineraldüngungsäquivalente, (vorübergehende N-Festlegung)
Kluge et al., 1997[SP145]	Feldversuch seit 1995, 1995 M, 1996 WW	BAK und GSK → 0, 50, 100, 200 % und N-Düngung → 0, 50, 100 % der „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“, knapp 10 t TM Kompost/ha in der „Optimalvariante“	Keine signifikante Wirkung der Kompostgaben im Anlagejahr, im 2. Jahr signifikanter Ertragszuwachs auf den Kompostvarianten (K <sub>100%</sub> & K <sub>200%</sub> ) von 250 bzw. 320 kg/ha TM bei Weizenkorn. Kompost <sub>100%</sub> ; Bei min.N-Ergänzung Ertragseffekt abgeschwächt → ausgeglichene N-, und P-Bilanz bei Kompost <sub>100%</sub>
Lindner, 1995[SP146]	Feldversuch seit 1994, sandiger Lehm, Kohlrabi,	400 dt/ha Fertigkompost aus Kompostwerk pro Jahr	Kohlrabi und Porree keine statistisch nachweisbaren Ertragsunterschiede

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
	Porree		
MacLeod et al., 2000[SP147]	Feldversuch, 7 Standorte, randomisierter Block, 4 Wh., FF: G-Rotklee, K, feiner sandiger Lehm	BAK mit oder ohne Einwegwindeln, Ausbringung vor Gerste, 15 t/ha TM	G: Kornertrag keine sign. Änderung an 4 Standorten, an 3 Standorten Ertragsverminderung, an einem davon durch Windelkompost (wegen Mangan-Toxizität); erhöhte P, Na, Cu und Zn-Werte im Pflanzengewebe der kompostgedüngten Pflanzen in Vergleich zur Kontrolle, P, K, Ca und Mg-Werte in Windelkompostvariante höher. Durchschnittliche Blätterträge im Schnitt aller Standorte 25% höher in Kompostvarianten. Anstieg der Hauptnährstoffe N, P, K, im Blatt, Deutlichere Erhöhung von P und K durch Windelkompost. Kein Einfluss auf Ca, Mg und B.
Madejón et al., 2001[SP148]	Feldversuch, 2 Jahre, random. Block, 4 Wh., Mais, Zuckerrübe, Sonnenblume; kalkhaltiger, lehmiger Sandboden	3 verschiedene Zuckerrüben-Vinasse-Co-Komposte, 1.Jahr: 15 t/ha, 35 t/ha, 7,5 t/ha ,2. Jahr: 14, 22 und 14 t/ha plus 600 kg NPK; 3. Jahr Nachwirkungen, NPK (1000 kg/ha N-15 P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -15 K <sub>2</sub> O), 0; 300 kg Urea (ausgenommen 0-Variante);	Erhöhte Mais-Erträge aller Kompostvarianten und der NPK-Variante gegenüber der Kontrolle, sign. nur für einen Kompost, bei der nächsten Frucht (Zuckerrübe) Ertragserhöhung im Vergleich zur Kontrolle bei allen Varianten signifikant. Kompostgedüngte Zuckerrübe besserer Ertrag als mineralisch gedüngte. Sonnenblume: Kompostgedüngte höherer Ertrag als 0 und mineralische Varianten.  Boden: kein Effekt auf pH; leichter Anstieg des Salzgehaltes, OBS-Gehalt in den meisten Fällen signifikant angehoben durch Kompostgaben, gleicher Trend bei durchschnittlichen C-Gehalten des Humusextraktes; beständiger sign. Anstieg der Huminsäurefraktion.  KAK-Anstieg nach 2. Frucht, Abfall nach 3. Frucht, jeweils höher als in Kontrolle und mineralischer Variante.  N (Kjehldahl) am Ende der Versuchsperiode in Kompostparzellen höher als mineral. und 0, teilw. signifikant. P-Gehalte in allen Varianten ziemlich ähnlich.
Marinari et al., 1996[SP149]	Feldversuch, M, grün geerntet nach 150 Tagen Kalkhaltiger, humoser Boden	NPK. (100 kg N/ha), StaM (30 t/ha) sowie MK <sub>R</sub> (60 t/ha) (beide eingearbeitet 10-15 cm). Kompostmengen äquivalent zu min.N-Varianten. Kombination. MK <sub>R</sub> + NPK (30 t MKR + 145 kg NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> /ha (50 kg ReinN). 1 Kontrolle. Alle Düng.varianten auch mit und ohne Anwendung von Herbiziden.	Generell ca. 30% Ertragsverlust ohne Atrazin durch Unkrautkonkurrenz, bei StaM-Variante -58%, kein Steigerungseffekt durch NPK.

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
Maynard, 2000[SP150]	Feldversuch an 2 Standorten, 2 Jahre, Tomate, sandiger Lehm, sandiger Terrassenboden, random. Block, 4 Wh.	Blattkompost, 50 T/A TM, NPK: 0, 650 und 1300 lb/A, Kontrolle 1300 lb/A, Baumwollsamenschrotmehl 2166 lb/A	1995: Ertragsunterschiede nur signifikant verglichen zu Kompostparzellen ohne NPK, 1996: Erträge in Kompostparzellen mit voller und halber NPK-Ergänzung 34% bzw. 19% größer als Kontrolle (Anzahl Früchte/Pflanze), gleiches Fruchtgewicht wie in Kontrolle. An einem Standort keine stat. Ertragsunterschiede zwischen Kontrolle und Kompostvariante ohne NPK. Reine Kompostvarianten hatten weniger blossom-end rot (Blütenfäule).
Maynard & Hill, 2000[SP151]	Feldversuch, 3 Jahre, Zwiebel, 3 Wh. (1994 nur 1)	Blattkompost 50 T/A, NPK in beiden Varianten	Ernteschwankungen zwischen den Jahren auf Grund wechselhaften Niederschlags in Kompostvarianten sign. niedriger (3 % Variation) als in Variante ohne Kompost ( 52%). Nach 3 Jahren Ertrag in Kompostvarianten signifikant höher, ebenso erhöhtes Zwiebelgewicht. Verringerung der bakteriellen Nassfäule durch Kompostgabe. Anstieg der OBS von 3,4 auf 4,3% nach 3 Jahren.
Ouédraogo et al., 2001[SP152]	2 Feldversuche in Burkina Faso, random. Block, 4 Wh., Sorghum bicolor mit Aussaatverspätung; lehmiger Sand (0-20 cm) bzw. sandig-toniger Lehm (40 cm);	Kompost aus Haushaltsabfällen, Mist, Pflanzenrückständen und Asche, kompostiert in der Regenzeit, 0 und 10 t/ha bzw. 0 und 5 t/ha.	Ertragsanstieg 45% (5t/ha), sign. Anstieg um das dreifache bei 10 t/ha. In kompostgedüngten Parzellen keine Ertragseinbußen trotz Saatverspätung um 1 Monat.
Pape & Steffens, 1998[SP153]	5-jähriger Feldversuch, 6 Standorte (4 erodierte Prabraunerde aus Löss, 1 Braunerde aus Buntsandstein, 1 Rendzina aus Tonschiefer)	BAK <sub>frisch</sub> , BAK <sub>reif</sub> je 30 t TM/ha 1. und 3. Jahr, min.N-Düngung, BAK+min.-N-Ergänzung	<i>Signifikant</i> geringerer Ertrag in BAK+min.N-Ergänzung gegenüber min.N-Düngung nur im 3. Jahr (WG → Lager); Reine BAK-Parzellen entsprachen auf 6 Standorte und über 5 Jahre der min.N-Düngung.
Parkinson et al., 1999[SP154]	Feldversuch, 3 Jahre, FM-Monokultur seit 10 Jahren Humoser (8,8% OS) schluffiger Lehm;	GSK: 0, 15, 30, 50 t FM/ha mit und ohne Ergänzung (125:27:56 kg/ha)	Ertragswirkung gegenüber ,0' schwanken von Jahr zu Jahr. Im Mittel der Jahre: GSK pur → 15 t/ha: +11,9%; 30t/ha: +9%; 50 t/ha: +13,6% GSK+min.NPK → 0 t/ha: 54,6%; 15 t/ha: +51,6%; 30t/ha: +71,3%; 50 t/ha: +74,8% (gegenüber reiner min.NPK: +20%)
Petersen & Stöppler-Zimmer, 1996[SP155]	Feldversuch; 4 Jahre, Weißkohl, Kart, RR, Wintergetreide lehmiger Sand, mittellehmiger	BAK <sub>frisch</sub> (12 – 21 Tage), BAK <sub>fertig</sub> (3 Monate)	<i>Keine statistischen</i> Ertragsunterschiede auf Sandboden (96 - 103% der Kontrolle). Auf Löss im Durchschnitt der Jahre ein Mehrertrag in allen Kompostvarianten (102 - 114%). - Rote Beete → positiver Ertragseffekt mit Frischkompost

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
	Schluff		Kartoffel → positiver Ertragseffekt mit Reifkompost. Wintergetreide → keine Unterschiede.
Petersen et al., 1996[SP156]	Feldversuch; 10 Jahre; ökol. Bewirtschaftung; FF → RR/Ko-WW-K-SW/WG- KG-KG Parabraunerde aus Löss, lehmgiger Schluff	3 verschiedene MK <sub>R</sub> , 1 BAK, je 30 t FM/ha und 60 t FM/ha; Kontrolle [,0'], NPK, Hornmehl [HM]+P+K, MK <sub>R</sub> +HM; MK <sub>R</sub> + $\frac{1}{6}$ HM Kompostgabe; org. Düngung jeweils zur Hackfrucht	Alle gedüngten Varianten übersteigen das Ertragsniveau der ungedüngten Kontrolle. Jegliche Kompostdüngung führte zu Mehrerträgen (108 - 121 % von ,0'). Die höhere Düngungsstufe (60 t FM/ha) führte nicht zu bedeutend höheren Erträgen. Nur geringe Ertragsunterschiede zwischen den MK <sub>R</sub> -varianten. BAK in beiden Düngungsstufen geringer Abfall gegenüber Mistkompost ( <i>statistisch nicht signifikant</i> ). Im Durchschnitt aller Versuchsjahre erreichte MK <sub>R</sub> mit N-Ergänzung 131%, die NPK 123 % und die organisch gedüngte 122 % . -
Peveryly & Gates, 1994[SP157]	2-jähriger Feldversuch mit Mais Schluffig-toniger Lehm	MüK: 0, 46, 92 und 184 t TM/ha Mü-KLSK mit Hackschnitzel: 0, 31, 62, 124 t TM/ha 1 Wo. vor dem Anbau; min.N-Ergänzung: 26 kg; NPK: 114-105-105 kg/ha	1. Jahr → ,0': 3,5 t/ha; NPK: 5,4 t/ha; Mü-KLSK <sub>124</sub> : 7,5 t/ha, MüK <sub>184</sub> : 6 t/ha, 2. Jahr → ,0': 3,5 t/ha NPK: 5,6 t/ha; Mü-KLSK <sub>124</sub> : 7,9 t/ha, MüK <sub>184</sub> : 8,5 t/ha; Mü-KLSK <sub>31</sub> und MüK <sub>46</sub> ≥ NPK-Variante mit 114 kg N/ha. N war augenscheinlich der begrenzende Faktor, keine toxischen Effekte der Komposte auf Keimung und Wachstum des Mais.
Pötsch, 2000[SP158]	Feldversuch 1992-1998, Grünlandwirtschaft mit Rindermist/Jauche/Gülle/MK <sub>R</sub> 3 Schnitte/Jahr; lehmgiger Sand	Wirtschaftsdünger: Niveau → jeweils 1,5 GVE und 3 GVE: NPK; PK; verdünnte Gü unbehandelt mit (1:0,5 mit Wasser); MK <sub>R/A</sub> (Anbindehaltung + Jauche); MK <sub>R/T</sub> (Tretmist + Jau), RoM (Anbindehaltung + Jau)	1,5 GVE → 65,4 – 73,9 dt TM/ha, <i>keine sign. Unterschiede</i> zw. Düngungssystemen, tendenziell zeigten MK <sub>R/A</sub> und MK <sub>R/T</sub> die höchsten Erträge. 3,0 GVE: → 80,4 – 93,5 dt TM/ha, NPK-Variante <i>sign. höher</i> (außer zur RoM + Jau Variante). MK <sub>R/A</sub> und MK <sub>R/T</sub> ertragsmäßig etwas höher als Gü und RoM+Jau sowie PK. N-Effizienz der MK <sub>R/A</sub> und MK <sub>R/T</sub> (7,6 –10,7% von N <sub>tot</sub> )
Roe et al., 1993[SP159]	Feldversuch mit Kompostmulch, random. Blockanlage, 4 Wh. and	Teil I.: <i>Capsicum annuum</i> (Paprika); MüK: 13, 40, 121 t/ha; PE-Folie (ohne Kompost); + min.NPK-Ergänzung: in Der Reihe und flächig Teil II: <i>Cucurbita pepo</i> L. (Spagetti-Kürbis) MüK; getrockneter Klärschlamm; Holzhäcksel, 1 Jahr gelagert: 224 und 336 t/ha	<u>Paprika</u> → signifikant höhere Erträge auf PE-Folie (8,9 t/ha; p<0,01) auch größere Früchte bei zugleich höherem krankheitsbedingtem Ausfall aufPE-Folie; <u>mit MüK</u> Erträge 1,9; 4,6; und 7,2 t/ha mit steigenden Gaben an Kompostmulch <u>Kürbis</u> → Auf PE-Folie höchster Ertrag/Pflanze und größte Einzelfrüchte; jedoch geringerer Gesamtertrag als in MüK und getrocknetem Klärschlamm; höchster Ausfall durch Krankheiten auf PE-Folie(79% [!])



Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
Roe et al., 1997[SP160]	Feldversuch, Gemüsebau, random. Blockanlage, 5 Wh. Lehmiger Sand und Sand	Teil I.: Capsicum annuum (bell pepper), KSK (mit Gartenabfällen): 0 und 134 t/ha mit min.NPK-Ergänzung von 0, 50 % und 100% der gartenbaulichen Standardgabe. Folgefrucht: Gurke, ohne erneute Düngung.  Teil II: 0 und 134 t/ha KSK (a. Papierabfällen; b. Gartenabfälle refuse-derived fuel) mit NPK 0, 50 und 100 % der gartenbaulichen Standardgabe.	<u>Capsicum</u> → <u>mit Kompost</u> Erträge 30, 35, 31 t/ha bei 0, 50 und 100% min.NPK-Ergänzung, <u>ohne Kompost</u> 19, 31 und 32 t/ha bei 0, 50 und 100 % NPK. <u>Gurke</u> (Folgefrucht) → Erträge höher in Kompostparzellen (+ 18 %). Bei 50 % min.NPK-Ergänzung waren die Erträge vergleichbar für beide Komposte. Kompost kombiniert mit niedrigen NPK-raten erbrachte generell höhere Erträge (pepper) als andere Behandlungen. Auch in <u>Teil II</u> höhere Erträge bei Gurke (keine erneute Düngung!)
Roe & Cornforth, 2000[SP161]	Feldversuch, feiner sandiger Lehm, Cucumis melo, danach Brokkoli	Rindermistkompost, 22, 45, 90 t/ha, zusätzlich 23N-14P-0K	Ertragserhöhung in allen Düngungsstufen
Selivanovskaya et al., 2001[SP162]	Feldversuch, randomisierter Block, 4 Wh., Gerste, grauer Waldboden	Unbehandelter Klärschlamm, anaerob behandelter KLS (jeweils 10 t/ha TM), KLSK (30 t/ha TM); Kontrolle	Signifikanter SM-Gehalt-Anstieg in allen behandelten Varianten im Vergleich zur Kontrolle, jedoch unterhalb der russischen u. europäischen Grenzwerte.  Signifikanter Ertragsanstieg aller Varianten im Vergleich zur Kontrolle.
Shindo, 1992[SP163]	Inkubationsversuch, 7 Wochen, Hochlandboden	Rindermist-Reisstroh-Kompost	Adenosindeaminase, Protease, $\beta$ -Acetylglucosaminidase durch fortdauernde Kompostapplikation bemerkenswert erhöht. Hohe Korrelation zwischen mineralisiertem Stickstoff und Protease bzw. Acetylglucosaminidase.
Smith, 1996[SP164]	Landesweites Untersuchungsprogramm in Florida	Verschiedene MüK bzw. BAK mit und ohne KLS	Erträge erhöht (z.B. Kartoffel, Tomate, Wassermelone bis zu 30 %)
Steffen et al., 1994[SP165]	3-jähriger Feldversuch; FF: Tomaten-Zuckermis-Bohne-Brokkoli/Kohl; 3 Wh. schluffiger Lehm	Einmalige Gabe 1990: 64 t TM/ha SMC; 57 t TM/ha RoM (= je 2.700 kg N/ha [!]), NPK. Einarbeitung 20 cm, NPK mit schwarzer PE-Folie; SMC und RoM mit 10 cm Stroh gemulcht. In den Folgekulturen wurde nur in NPK-Parzellen nach Kulturbedarf gedüngt.	<u>To (1990)</u> → SMC und RoM +73 % gegenüber NPK (p=0,05); <u>Nutzen/Kosten-Relation</u> → SMC und RoM: 1,68; NPK: : 1,40 <u>M (1991)</u> → SMC und RoM +75 % gegenüber NPK (p=0,05); <u>Bo (1992)</u> → keine Ertragsunterschiede, <u>Bro (1992)</u> → Erträge +13% gegenüber NPK <u>Kohl (1992)</u> → keine Ertragsunterschiede.
Stewart et al., 1998a[SP166]	4-jähriger Feldversuch, FF: M-Ko-Kart-Ko Split-Plot-Design; 4 Wh.	SMC: zu jeder Kultur 0, 20, 40, 80 t FM/ha mit und ohne min. NPK-Ergänzung	M- und Ko-Erträge wurden durch SMC-Gabe in Abwesenheit anorg. Dünger erhöht (Ausnahme Mais bei 20t SMC/ha), Kart-Erträge stiegen unabhängig von min. N-Ergänzung (Anstieg von 38%, 82 –

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
	Feiner, sandiger Lehm		96% und 26-46 % bei Maiskolben, Kohlkopf und Knollenfrischgewicht; $p=0,05$ ). Anorg. Dünger erhöhten Erträge deutlicher als SMS. Ein Mangel an anorg. Boden N war der wichtigste begrenzende Faktor für das Pflanzenwachstum nach SMS-Ausbringung.
Stoffella & Graetz, 2000[SP167]	Feldversuch, Pflanzbeete, randomisierter Block, 4 Wh., feiner Sand, Tomate	Zuckerrohrfilterkuchenkompost 188 t/ha, NPK 0 und zwei Stufen	22 Tage nach dem Umsetzen waren kompostgedüngte Pflanzen größer als 0-Variante, nicht so bei höheren Düngungsstufen. Unabhängig von Düngungsstufen zeigten kompostgedüngte Varianten mehr Ertrag: kg/Pflanze, dickere Stängel, Anzahl der Früchte (gesamt und frühreif), Fruchtgewicht, Fruchtgröße.
Stopes et al., 1989[SP168]	3 Salatsorten, Ertrag und Nitratanreicherung random. Blockanl.; 4 Wh. toniger Lehm auf Ton	MK <sub>R</sub> (13,2 und 26,4 t FM) und NPK, Düngenniveau → N-äquivalent bei 0, 80 und 160 kg N/ha	<u>Kopfgewicht</u> → MK <sub>R</sub> Ertragsanstieg gegenüber Kontrolle (bei 160 kg N sign.; $p=0,05$ ); min. NPK Ertragsanstieg gegenüber ,0' und MK <sub>R/80</sub> kg N signifikant ( $p=0,05$ ) <u>NO<sub>3</sub>-Gehalt im Salat FM</u> → 12% Anstieg in MK <sub>R</sub> gegenüber ,0' (nicht sign.); 30% Anstieg in min. NPK Variante gegenüber ,0', 20% gegenüber MK <sub>R</sub> ( $p=0,05$ )
Timmermann et al., 2003[SP169]	Kompost-Dauerversuch (8 bzw. 5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartellen je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL, sL FF: Mais – WW - WG	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N-Gabe Stufe N2: 100 % der optimalen N-Gabe auf Basis der Nmin-Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationsdienst - NID). Komplette Abfuhr der Ernteprodukte	Erträge nehmen mit steigender Kompostgabe spürbar zu, auch bei Kompostgaben von 20 t/ha TM (K3), die nach „guter fachlicher Praxis“ auf Grund des positiven Nährstoffsaldos als überhöht anzusehen sind.  Die mittleren Ertragssteigerungen betragen bei Kompostgaben von 5 bis 10 t/ha TM (Stufen K1 und K2) und reduzierter N-Ergänzungsdüngung (zwischen Stufen N1 und N2) etwa 5 – 8 %. Neben der Düngewirkung kommen dafür, vor allem auf mittleren und schweren Böden, die „bodenverbessernden“ Kompostwirkungen auf die Struktur und Biologie der Böden infrage. Auf leichten Böden stehen die Verbesserung des Wasserhaushaltes und die Minderung von Trockenstress im Vordergrund.  Unter Bedingungen regulärer Pflanzenproduktion, unter denen Stroh über den Boden zum Ausgleich der Humusbilanz genutzt wird, sind solche deutlichen Ertragswirkungen des Komposteinsatzes weniger zu erwarten.
Vogtmann & Fricke,	1-jähriger Feldversuch Kohlrabi	BAK 60t/ha (=60 – 90 kg N/ha); NPK 70 kg N/ha; 0; mit 0, 25, 50 und 100% Zugabe an	<i>Signifikante</i> Ertragserhöhung ( $p=0,05$ ) gegenüber der ,0', kein Unterschied zwischen BAK und NPK (weder bei Knollen- noch bei

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
1989[SP170]	random. Blockanlage Boden: ???	gehäckselter Rinde	Blattertrag).
Warman & Havard, 1997[SP171]	3-jähriger Feldversuch 2 Früchte Kohl, Karotte, 5 Wh. sandiger Lehm, Ertrag, Vitamin- und Mineralstoffgehalt	Reifer MK <sub>R</sub> und MK <sub>H</sub> von Rind oder Huhn, 170 kg N/ha für Karotten, 300 kg N/ha für Kohl (Annahme: 50 % verfügbar). NPK-Parzellen nach konventioneller Düngeempfehlung	<u>Karotte</u> → Sign. Höherer Ertrag in MK <sub>R</sub> nur im 1. Jahr <u>Kohl</u> → Sign. Höherer Ertrag in MK <sub>R</sub> nur im 1. Jahr Über 3 Jahre betrachtet kein Unterschied in Ertrag und Vitamingehalt
Warman, 1998[SP172]	7-jähriger Feldversuch 1990 – 1996 (fortgesetzt), FF: Ko-Zwiebel-M-Kart- Karotten-M-Brokkoli keine Statistik sandiger Lehm	MK und/oder, BAK, GSK + Stroh; Mengenberechnung auf Basis angenommener 50 % N-Verfügbarkeit; NPK – konventionelle Bewirtschaftung	Seit 1993 sind die Erträge auf Kompostparzellen höher oder gleich wie NPK. Pflanzen mit hohen N-Ansprüchen (Brokkoli, Zwiebeln, Karfiol) kamen besser mit NPK zurecht, Tomaten und Karotten eher mit Kompost. Höherer vermarktungsfähiger Anteil von Karotten mit Kompost (Kompost: 76%; NPK: 67 %).
Warman, 2003[SP173]	Fortsetzung des obigen Versuches (1999-2000)	MK und/oder, BAK, GSK + Stroh; Mengenberechnung auf Basis angenommener 50 % N-Verfügbarkeit; NPK – konventionelle Bewirtschaftung	Erträge bei Zwiebel sind bei Kompostdüngung signifikant höher (Gegensatz zu Warmann, 1998); Unterschiede bei übrigen Früchten inkonsistent.
Weissteiner, 2001[SP174]	8-jähriger Feldversuch (1993–1999), FF: KM-Soja-WW-WG-FE- WRa-KM-WW keine statistische Anlage mittelschwerer lehmiger Schluff	BAK/MK z.T. +/- Kompoststarterbakterien [MK <sub>B</sub> ], 12 – 24 t TM/ha und Jahr, 7 Varianten; (mit und ohne min. NPK-Ergänzung, mit und ohne Einsatz von chemisch-synthetischen Betriebsmitteln), Standard = landesüblich, konventionell (NPK ohne Kompost) Sehr hohe Kompostmengen!	<u>1. Jahr KM</u> → kein Unterschied zwischen den Varianten. <u>3. Jahr WW</u> und <u>4. Jahr WG</u> → Varianten mit Kompost ohne Einsatz chem.-synthetischer Hilfsmittel zeigen Ertragsabfall, <u>5. Jahr FE</u> : wieder ausgeglichen. <u>6. Jahr WRa</u> , <u>7. Jahr M</u> und <u>8. Jahr WW</u> → ähnliches Bild wie WW und WG.
Whyatt & Putwain, 2003[SP175]	2 Jahre, 2 Standorte, 3 Wh, FF1: Kartoffel-Bohne; FF2: Gerste-Hafer	Jahr 1: 0, 20, 40 t/ha + übliche Düngung, 40 t/ha ohne zusätzl. Düngung; Jahr 2: Kompostgabe um 50 % erhöht	Jahr 1: Kartoffelertrag: -29,3% ohne anorg. Düngung, -8,11% mit anorg. Düngung; N-Gehalt der Knollen bei reiner Kompostdüngung – 25%. Keine Unterschiede im Gerstenertrag. 11% weniger N-Gehalt in der Gerste bei reiner Kompostdüngung. Jahr 2: Bohnen: Ertrag –6%, N-Gehalt + 5%; Hafer: Ertrag – 18% (ohne anorg. Dünger) bzw. –10% (mit anorg. Dünger). N-Gehalt – 2% (nicht signifikant).
Wong et al.,	Chinakohl, M, lehmiger Boden	MK, 0, 10, 25, 50 und 75 t/ha	Teilweise <i>signifikante</i> Ertragserhöhung, höchste Erträge bei 25 t/ha

Autoren	Versuchsanlage Feldfrucht	Düngung	Ergebnisse
<b>Ertragswirkung Feldversuche</b>			
1999[SP176]			für M, 50 t/ha für Chinakohl. Sign. Anstieg der Porosität und hydr. Leitfähigkeit, Abnahme der Schüttdichte. Erhöhung der org. Substanz, Makro- und Mikronährstoffe (Cu, Zn, Mn) im Boden gemäß Düngungsstufen.

### 3.3.6 Ertragswirkung von Kompost im Gefäßversuch – tabellarische Übersicht

Ertragswirkung Topfversuche			
Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
Abou-Hadid et al., 2001[SP177]	Glashaus, 2 Jahre, random. Block, 5 Wh., Gurke	Hühnermist und GGK (Gurkenabfälle), 50 kg/Parzelle (12x1m), Kontrolle	Kompostgabe bewirkte: Anstieg der N-Konzentration in der Gurke: Frühstadium 34%, Spätstadium 86% über der Kontrolle. P-Konzentration: 73% bzw. 260% über Kontrolle. K-Konzentrationen: 93% bzw. 99% über Kontrolle.  Ertragsanstieg während der gesamten Entwicklung : 17,6% (Frühstadium) und 15 % im Spätstadium (Frischgewicht).
Bernal et al., 1998[SP178]	Glashausexperiment fünf Varianten  Boden (kalkhaltige schluffige Lehme)  C und N-Mineralisierung in verschiedenen Reifestadien,  Lolium perenne	(S) ohne Düngung, (S+F) 20-20-20 NPK min.Düng., (S+I) Bd. mit (I), (S+E) Bd. + E, (S+M) Bd. mit M.,  Kompost: Kompost aus Klärschlamm mit Baumwollabfällen (46:54 FM), 3 verschiedenen Stadien: (I) initiale Mixtur, (E) Ende der aktiven Phase, (M) Reifer Kompost (mature).	N-Immobilisierung bei unreifem Kompost (N-Defizienzen in den Pflanzen). Diese Komposte können allerdings zu einem späteren Zeitpunkt wiederum N re-mineralisieren (aus dem immobilisierten Pool). Die höchste N-Effizienz wurde für Reifkompost gefunden (hoher NO <sub>3</sub> -Gehalt).
Fauci & Dick, 1994[SP179]	(4x4x4), Boden x organische Abfälle (im Glashaus) x N-Düng. (im Glashaus)  Töpfe mit PE-Säcken (2kg TS)	Bd. haben W.Stroh + eine der ff. Behandlungen in 2jährigem Abstand genossen: (i) anorg. N (34 kg bis 1966 und 90 kg/ha ab 1967 – 1989), (ii) strohiger Rindermist (22,4 t TM/ha), (iii) Erbsen/Reben-Abfälle (2,24 t TM/ha) oder (iv) Stroh allein (Kontrolle).	Ohne zusätzliches min. N, waren die Bd., welchen lange Zeit org. Abfälle zugeführt wurden (Mist oder Erbsen-Reben-Abfälle) produktiver und hatten höhere C und N-Gehalte als Bd. mit min. Düng oder keiner Düngung. Obwohl Erbsen-Wein-Abfälle und Rindermist ähnliche C/N-Gehalte hatten (21 und 24 resp.), immobilisierte Rindermist N, während Erbsen-Wein-Abf. eine nachhaltige Netto-N-Mineralisierungsrate aufwies. Das C/N-Verhältnis mag nicht immer der ideale Indikator für die N-Verfügbarkeit sein. in

Ertragswirkung Topfversuche			
Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
	Mais Ernte 35 Tage nach Pflanzung.	organische Abfälle (a) Erbsen/Reben-Abfälle, (b) MKR (c) MKG.  Unterschiedliche N-Düngung mit 0, 200, 400 und 400 mg N/2kg Bd zur Pflanze 1, aber in Summe (kumulativ) 0, 400, 800 und 1600 mg N/2 kg Bd (3 Pflanzen wurden hintereinander kultiviert)	mag nicht immer der ideale Indikator für die N-Verfügbarkeit sein, in diesem Falle beachte man auch den Lignin-Gehalt (6 % für Erbsen-Wein, 28 % für Rindermist). Unter Glashausbedingungen konnte bei Rücknahme der min N-Düngung die Produktivität am besten durch Übergang auf Geflügelmist bzw. Erbsen-Wein-Abfälle gesichert werden.
Gajdos, 1997[SP180]	Glashaus, (Tag 16°C, Nacht 12°C, 90 % rel LF, 16.000 bis 20.000 Lux, 16 Std Tag)  Lactuca sativa, Lepidium sativum, Lolium perenne, Raphanus sativus und Tagetes tenuifolia  ..., Ertrag (FM und TM) nach 31 Tagen,	MüK, BAK, 8 – 12 Wochen  Mischung mit handelsüblichem Torfsubstrat 0, 10, 20, 30 und 40 % vol., 60 – 70 % TM  flüssiger Mikronährstoffdünger	Keimung: Salat- und Rettich im Vergleich zu konventionellen Wachstumsmedien vor allem bei MüK verzögert, Lolium perenne, Gartenkresse und Tagetes unbeeinflusst.  Frisch- und Trockenmasseanalysen: Torfsubstrat mit BAK nach einem Monat gleiche oder höhere Erträge, insbesondere bei Zugabe flüssiger Dünger.  Torfsubstrat mit MüK deutlich niedrigere Erträge  Kompost als „unausgeglichener Hauptlieferant“ von Nährstoffen braucht nur geringe Menge an zusätzlichem flüssigen Mikronährstoffdünger
Greilich & Jänicke, 1988[SP181]	6 Monate Gefäßversuch (5,5 kg Boden <sup>3</sup> Bodenarten: Schlufflehm, sandiger Lehm, Sand) „FF“: Grünhafer, Perko Sonnenblume  Beurteilung über den Gesamtertrag der 3 Fruchtarten	MüK (Hausmüll:Gülle = 4:1), 4 Monate, 3 mal umgesetzt  StaM (gut verrottet), min N-Erg. (0,5 + 0,4 g)  Min PK –Ergänzung für alle  Org. Düngung bezogen auf C-Gehalt, <u>Varianten</u> : O, MüK 20, StaM 20, MüK 40, StaM 40, MüK 20+N, StaM 20+N, MüK 40+N, StaM 40+ N,	N-Ausnutzung = N-Entzug (Entzug ist Differenz aus Gesamtentzug minus Entzug des ungedüngten Prüfgliedes) / N-Gabe 100:  für Kompost alleine (jeweils einfache und doppelte Aufwandmenge): höchste Ausnutzung bei Sandboden: zw. 45 bzw. 37%; bei sandigem Lehm: 21 bzw. 24%; bei Schlufflehm: 30 bzw. 26%.  bei kombinierter Düngung (Kompost+mineralisch; jeweils einfache und doppelte Aufwandmenge): Ausnutzung bei Sandboden: 42 bzw. 36%; bei sandigem Lehm: 32 bzw. 18%; bei Schlufflehm: 44 bzw. 33%.  bei MüK 40, StaM 40 wurde N aus StaM 40 besser genutzt  Im Mittel der drei Böden und der 2 Aufwandmengen an MüK: MüK um 90% höherer Gesamttrockenmasseertrag als ungedüngten Variante, erreicht 85% der Mineral-N-Variante und 66% der Stalldüngervariante  überwiegend signifikant bessere Stalldungwirkung durch 50% höheren

Ertragswirkung Topfversuche			
Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
			<p>Eintrag an Nges. mit Stalldunggabe und durch intensivere Mineralisierung von Stalldung</p> <p>Bei niedriger Kompostgabe ist sowohl mit als auch ohne min N-Erg. die N-Ausnutzungsrate mit dem Niveau der N-Ausnutzungsraten der niedrigen Stalldunggabe vergleichbar</p>
Herrero et al., 1998[SP182]	<p>Glashaus, (4 Monate)</p> <p>Gefäß</p> <p>Boden: sandig-lehmiger Bd., pH 8,38, 2,27% OM,</p> <p>Raygras (<i>Lolium perenne</i>)</p>	<p>14 versch. organische Produkte (Komposte, Schlämme und Mist) bei Anwendungsraten von 25 und 50 t/ha Kompost und C= 0-Variante mit 4 Raten an min.Düng. N1 50, N2 100, N3 200 N4 300 kg N/ha als Ammonsulfat,</p> <p><u>Produkte:</u> E1: (roher RM), E2 (MK<sub>R</sub>), E3 (roher GM), E4 (MK<sub>G</sub>), E5 (KLSK), E6, E7 (MüK), E8 (MK<sub>S</sub> und Trestern), E9 (Kompost von Zitrusfruchtzweigen), E10 (Handelskompost haupts. aus Kakao), E11 (Handelskompost haupts. aus Trestern), E12 (Handelskompost haupts. MK<sub>R</sub>), E13 (Wurmkompost), E14 (Handelsprodukt GSK).</p>	<p>Erntegewichte waren sig. höher als Kontrolle C bei N2, N3, N4, E1-E5, E7, E10-E13 (25 u 50 t/ha), E8, 9, 14 (50t/ha).</p> <p>Behandlung mit org. Produkten erhöhte generell den Ertrag, aber nicht immer entsprechend der Aufwandmenge. Die min. Düng. erhöhten auch den Ertrag, am meisten N3 und nicht N4, aber N3 war niedriger als der höchste Ertrag mit org. Produkten.</p>
Hountin et al., 1995[SP183]	<p>Glashaus</p> <p>Topf-Versuch</p> <p>(20 Var., 4 Wh.)</p> <p>lehmiger Sand, gekalkt, geringer Humusgehalt</p> <p>Gerste (<i>Hordeum vulgare</i>)</p>	<p>Torf/Schrimps-Abfall-Kompost</p> <p>0, 60, 120, 240, 480 t/ha (feucht), 4 NPK-Ausbringungsmengen: Ammoniumnitrat (33 % N), Triple Superphosphat (45,8 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) und Kaliumchlorid (60 % K<sub>2</sub>O) in folgenden Mengen: 0, 0,25x, 0,5x und 1x wobei x=70 kg N/ha, 80 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha und 90 kg K<sub>2</sub>O/ha.</p>	<p>Kompostgaben erhöhten Wachstum von Gerste.</p> <p>Hochsignifikanter Einfluss der Kompostrate auf Stroh- und Kornertrag.</p> <p>Ab Kompostgaben von 240 t/ha keine weitere Ertragserhöhung mehr.</p> <p>Die Ernteerträge wurden durch Kompost + NPK generell mehr erhöht als durch vergleichbare Gaben eines der beiden Düngerarten allein.</p>
Hue & Sobieszcyk, 1999[SP184]	<p>Glashaus</p> <p>Boden: 58 % Ton, 35 % Schluff, 1,85 % Corg, 0,15 % Nt</p>	<p>pelletierter Hühnermist, Klärschlamm, unbearbeitete Bioabfälle, unreifer GSK, „ground fresh corn stovers“ und kommerzieller Torf.</p> <p>Boden-Bioabfallmischung: für pflanzliche Abfälle 25 und 50 % vol. für tierische Abfälle 2,5 und 5</p>	<p>Wachstumsmedien mit biogener Abfällen (C/N-Verhältnis von &lt;15), entließen anorganischen N und bewirkten eine Erhöhung des Trockenmasseertrages um das Mehrfache der Kontrolle.</p> <p>Wachstumsmedien mit einem C/N-Verhältnis von &gt; 20 hingegen immobilisierten hingegen anorganischen Stickstoff, reduzierten das</p>

Ertragswirkung Topfversuche			
Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
	Tomaten (42 Tage)	25 und 50 % vol, für tierische Abfälle 2,5 und 5 % gew. Harnstoff von 0, 70 und 210 mg N/kg.	Pflanzenwachstum und verursachten einen N-Mangel in den Tomaten (N-Konzentrationen von < 2,0 %) und Chlorosen
Lopez et al., 1998[SP185]	Glashaus, Topf-Versuch Pelargonium zonale, je 8 Stück pro Variante Pflanzenhöhe am Tag 45 und 100, Frisch- und Trockengewicht von 4 Pflanzen am Tag 45, Wiegung, Trocknung und Analyse am Tag 100.	(C), kommerzielles Substrat aus Torf und Mineraldünger, (M) kommerzielles Substrat aus MK und komp. Abfällen aus der Baumwollentkernung, (M2P1) M und Weißtorf 2:1 (vol), (M1SW1P1) M, MüK (49 Tage in offenen Mieten mit 6x Umsetzen, danach 60 Tage Reifung) und Weißtorf 1:1:1 (vol), (M1B1) M und Rinde (2 Jahre gereift, jedoch nicht kompostiert) 1:1 (vol). Mist und Baumwollabfälle separat kompostiert, ein Jahr gereift; Ab Tag 45 Beregnung mit 150 mgN/l-Lösung,	Alle Kompostsubstrate verursachten eine Unterentwicklung der Geranien im Vergleich zur Kontrolle (ev. verschlechterten physikalische Eigenschaften, N-Immobilisation auf Grund des hohen C/N-Verhältnisses der Rinde und vielleicht einem Mangel an verfügbarem P wegen dem hohen Ca-Gehalt und hohem pH) Die N-Düngung und die Verlängerung der Kultivierungsperiode verringerte die Unterschiede.
Lütke-Entrup et al., 1989[SP186]	Langzeit (2 Jahre) Kick-Brauckmann (9 Liter) Welsches Weidelgras, Winterraps, Hafer, Phacelia, Kopfsalat und Kohlrabi; Zierpflanzen (Keimfähigkeit)	BAK: (Miete, 16 Wochen, C/N ca. 20:1, 0,4-0,6 % N <sub>tot</sub> , davon rd. 10 % NO <sub>3</sub> und NH <sub>4</sub> , 0,28-0,41 % P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> verf. 29 mg/100g, 0,5-0,7 % K <sub>2</sub> O, K <sub>2</sub> O <sub>verf.</sub> 194 mg/100g, 0,41-0,62 % MgO. Arsen- erhöht Min N-Ergänzung KAS: 120 kg N/ha, Welsch. Weidelgras + 60 kg N/ha nach 1. Schnitt, Harnstoff: 20, 60 und 100 kg N/ha. Min PK -Ergänzung	Mit <60 % Kompost generell Ertragszunahmen. Zudüngung von P- und K-Einzeldüngern hatte keinen Effekt auf TS-Ertrag, außer bei Weidelgras im zweiten Schnitt. Steigende N-Gaben brachten nur bei <40 % Kompost deutliche Ertragssteigerungen. Ähnliche Wirkung auch von Trockengülle: <50 % Kompost sowie 10 und 20 % Trockengülle führte zu deutlicher Ertragssteigerung. Ähnlich auch Zugabe von Flüssigdünger Basfoliar 12-4-6. Rindenmulch und Rindenkompost führten zu Abnahme des TS-Ertrages. Positiv war 5 % Stroh. Nicht eingetreten sind die neg. Wirkungen von Rindenmulch und – Kompost bei Zugabe von Weißtorf. Keinen Effekt hatte Bentonit. Reiner Kompost: Stickstoffversorgung aber auch PK (?) reicht nicht aus. NPK-Dünger soll zugemischt werden.
Madrid et al., 1998[SP187]	Glashaus, sandiger Boden Tomaten	Kontrolle ohne org. Dünger MüK: OM 26 %, N 0,6 %, P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> 0,62 %, K <sub>2</sub> O	Das durchschnittliche Fruchtgewicht und der Ertrag stieg bei Düngung mit kommerz. Kompost beträchtlich (204 g, 104,6 t/ha), während es bei MüK-Gaben nur leicht (180 g, 92,3 t/ha) gegenüber der Kontrolle (166 g, 90,7

Ertragswirkung Topfversuche			
Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
	Blattproben nach 30, 87 und 192 Tagen; Fruchtproben nach 127 und 185 Tagen.  Ertragsbestimmung: Anzahl, Gewicht und durchschnittliches Fruchtgewicht alle drei Tage.	0,55%; 21 t TM ha <sup>-1</sup>  Kommerzieller K. aus Schafsmist: OM 52 %, N 3,4 %, P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> 0,5 %, K <sub>2</sub> O 2,39 %; 5 t TM ha <sup>-1</sup>  NPK für alle Varianten: 181 kg/ha N, 22 kg/ha P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , 108 kg/ha K <sub>2</sub> O.	Gaben nur leicht (180 g, 92,3 t/ha) gegenüber der Kontrolle (166 g, 90,7 t/ha) anstieg.  Die organische Düngung verursachte einen Anstieg der OM und der löslichen Nährstoffe im Boden im Vergleich zur Kontrolle.  Durch die Kompostgaben wurden die K-, Mg- und Ca-Gehalte in Tomatenfrüchten und –blättern und damit die EC des Tomatensaftes erhöht. Auf die N- und P-Gehalte in Blättern und Früchten hatten die Kompostgaben keinen Einfluss.
Maher, 1994[SP188]	Glashaus (5 Monate) Töpfe (4 Liter) graubrauner Podsol, mit tonig-lehmige Textur  Lolium perenne, 4 Erntezeitpunkte	SMS Spent Mushroom Substrate (4,5 bis 72 kg TM m <sup>-3</sup> = 25 bis 400 t FS ha <sup>-1</sup> )  Begleitexperimente: Zusatzdünger (PK sowie Calcium Ammonium Nitrat)	<u>Erste Ernte</u> : positiver Einfluss der Zumischungen (bis 50 t FS ha <sup>-1</sup> ), darüber negativ wahrscheinlich aufgrund der erhöhten Leitfähigkeit;  <u>Gesamtertrag</u> (TS aus 4 Schnitten): positiver Effekt bis zur höchsten Zumischung (400 t FS ha <sup>-1</sup> ), Reduktion der Leitfähigkeit durch Pflanzenentzug und Auswaschung(  Kein Einfluss von P,K-Zusatzdüngung,
Marcos et al., 1995[SP189]	Gefäßversuch, schluffiger Ton, Tomaten	4 Komposttypen, gute chem. Eigenschaften	3 der 4 Komposte (Kompost 1 hat Verdacht auf Phytotoxine) erhöhten Ertrag im Vergleich mit Kontrollvariante.
McCallum et al., 1998[SP190]	Glashaus, leichter sandiger Lehm; N-Index 0.  Sommerweizen (seit 1980)  Drei Wiederholungen in Kästen (23 x 16,5 x 5 cm), 24 Samen pro Kasten. Keimrate am 20. Tag, Trockenmasseertrag am 36 Tag.	Kontrolle: nur Erde  2 GSK: <u>17 Monate, stabil</u> , OM 54,36 %, Nt 1,38%, Ct 31,78 %, C/N 22,78; <u>7 Wochen, instabil</u> , OM 28,09%, Nt 1,38 %, Ct 16,3%, C/N 22,78;  3 Applikationen (100, 200, 300 t/ha),  3 Intervalle zwischen Applikation und Saat (0, 1 und 2 Wochen), Kontrolle.	<u>Unreifer Kompost</u> : Höhere <u>Keimrate</u> aufgrund eines Kälteschutzeffektes während eines Kälteeinbruches.  <u>Reifkompost</u> : Leichte, nicht konstante Erniedrigung der Keimung. Signifikante Verbesserung der Keimung durch gesteigerte Aufbringungsmengen. Aufgrund eines Kälteeinbruches war in allen Varianten die Keimung beim 1-Wochen Intervall zwischen Applikation und Saat erniedrigt, wobei die Samen mit Frischkompost signifikant weniger vom Klima beeinflusst waren als die anderen.  Reifkompost erhöhte den <u>Trockenmasseertrag</u> in allen Varianten, Frischkompost erniedrigte ihn. Die Ausbringungsmenge hatte keinen Einfluss auf TM-Ertrag. Aufgrund des relativ niedrigen C/N-Verhältnisses vom Frischkompost wird der Einfluss auf den TM-Ertrag auf die Anwesenheit von Phytotoxinen zurückgeführt.
Negro et al.,	Freiland, 32 l-Töpfe,	Zuckerhirserückstand (SB), Schweinemist (PM),	SBPM (30 t/ha): höchste Erträge (total und TM) in beiden



Ertragswirkung Topfversuche			
Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
1996[SP191]	magerer Boden Sorghum bicolor vr. Dale	Klärschlamm (SS) SBSS (15 t/ha) und SBPM (15 t/ha und 30 t/ha) aus gewendeten Mieten, NPK-Ergänzung auf gleiche Dosen NPK min alleine Kontrolle ohne Düngung 2 Bewässerungsvarianten	Bewässerungsvarianten, höher als Variante NPKmin (37%ige Erhöhung der luftgetrockneten TM); SBPM (15 t/ha): ähnliche Erträge wie die Variante NPKmin; SBSS (15 t/ha): niedrigste Erträge abgesehen von der Kontrolle ohne Düngung; Keine Unterschiede in der Zuckerausbeute
Prasad & Maher, 2001[SP192]	2 Experimente, 11 cm Töpfe, Temp >15°C; Torf, Tomate	1: 7 Mischungsstufen von 5 – 50% Grüngutkompost/Torf v/v; 100% GGK, 100% Torf 2: 3 verschiedene GGK, Mischungen: 0, 10, 20, 50% v/v	GGK-Zugabe erhöhte Schüttdichte und erniedrigte Porenvolumen. 50%-Zugabe erniedrigte den Gehalt an leicht verfügbarem Wasser. Durchgehend pH-Erhöhung des Wachstumsmediums. Exp. 1: 50%-Rate beeinflusst nicht das Anfangswachstum, wohl aber das spätere (verminderte N-Verfügbarkeit); Exp.2: bei 50%-Rate leichte Wachstumsbeeinträchtigung im Anfangsstadium, bei 2 der GGK, starke beim dritten, 20% Zumischung beeinträchtigt nicht die Pflanzenentwicklung
Shiralipour et al., 1996[SP193]	Glashaus, Plastiktöpfe, drei typisch kalifornischen Böden Brokkoli, Salat	Grünabfall mit Bioabfällen 1:1 vol ; 3,32 % N, pH 6,4, C/N 10 0, 15, 30 und 60 t TM/acre	Alle Kompostgaben erhöhten auf allen Böden den Ertrag und die Höhe des Brokkolis und das Trockengewicht der Salatschösslinge. Auf Lehm und tonigem Lehmboden waren die optimalen Ausbringungsraten 30 und 60 tTM/acre für Brokkoli und 15 und 30 tTM/acre für Salat, im lehmigen Sandboden zwischen 30 und 15 t. Brokkoli zeigte möglicherweise auf Grund einer höheren Salztoleranz weniger phytotoxische Symptome als Salat bei den hohen Kompostgaben.
Stoffela & Graetz, 1996[SP194]	Glashaus, Plastiktöpfe 3,7 l 10 Wh. Tomate 25 Tage Teilexperiment 2	Komp. Filterkuchen aus der Zuckerrohrverwertung; Kompost Sandige Erde Kompost: Erde 1:1 (vol)	Dickere Stämme, höhere Pflanzen, höhere Spross- und Wurzelmasse sowie größeres Spross: Wurzelverhältnis bei (a) und (c)
Valdrighi et al., 1996[SP195]	Plastiktöpfe, 1,8 kg Bd., sandiger Boden, pH 7,6; Humus 1,43 %; N 0,11 %	K-Huminstoffe in Dosen 0, 250, 500, 1000, 2000, 4000, 8000 mg/kg Boden.	Kompost-Huminstoffe >1000 mg/kg erhöhten Erntegewicht sign., was nicht allein auf den K-Gehalt der Huminsäuren zurückzuführen war. (KCl-Varianten zeigten im Vergleich zu 0-Var. unverändert). Grund dafür

Ertragswirkung Topfversuche			
Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
	Humus 1,43 %; N 0,11 %, K 0,2 %, Kverf. 63 mg/kg  Zichorie	Block mit KCl-Lösung in denselben Dosen der Kompost-Huminsäuren.  Tween 80 mit 0, 100, 200, 1000, 2000 mg/kg Boden.  Tween 80 kombiniert mit Hoagland's Minerallösung im Verhältnis 10:100.  Kompost-Huminsäuren 0, 1000, 2000 mg/kg Bd. mit 10 % Hoagland's Minerallsg.	könnten veränderte Membrandurchlässigkeiten sein, welche durch Huminstoffe verändert werden.  Ähnlich hohe Erträge auch bei Tween 80 in Raten von 100 und 200 mg/kg.  Tween 80 mit Hoaglands Lsg. erbrachte keine Veränderung in Zichorien- Biomasse.
Vogtmann et al., 1993[SP196]	Container-Kulturen (40 und 80 l) unter Glas  Tomaten	Topferde (60 % BAK, 25 % Torf, 15 % lehmiger Sand) (KKS-O)  kommerzielle Topferde (40 % Ton, 60 % Torf) (EE)  Düngung:  Harnstoff mit Bewässerung, (KKS-O)  15-5-25-5 mit Bewässerung, (EE)  (KKS-O) ohne N-Bewässerung aber mit Hornmehlzugabe	Düngung mit (a): niedrigste Erträge u. vermarktbar Erträge, Erträge von (c) im Bereich von (b);  Sensorik Tomate: (a) vor (c) und (b)
Zachariakis et al., 2001[SP197]	Topfversuch, Freiland, 2 Sorten Weinstöcke, kalkhaltiger lehmiger Sand,	Humusbestandteile isoliert aus reifem Olivenblätterkompost, 50 bzw. 500 ppm Humussubstanzen, Kontrolle	Durch Zugabe von Humussubstanzen Förderung des Pflanzenwachstums, (Wurzel- und Schössling-Trockengewicht) sowie des Blattchlorophyllgehaltes. Nährstoffanreicherung in Wurzeln und Blättern P, K und Ca (meist signifikant), ebenso Fe, Mn und Zn.

### 3.4 Die Nährstoffwirkung von Kompost

#### 3.4.1 Phosphor, Kalium und Magnesiumkonzentrationen in Komposten

Bei den Nährstoffgehalten in Komposten ist vor allem das Verhältnis der mit starker Säure extrahierten Gesamtgehalte und den unmittelbar oder im Laufe einer bis drei Vegetationsperioden pflanzenverfügbaren Anteile interessant. Letztere werden in der Regel in wässrigem oder Neutralsalz-Auszug bestimmt oder mittels anderer „Austauscher“, die den Ionenaustausch zwischen Bodenlösung und Ton-Humuskomplex simulieren.

TABELLE 3-10: PHOSPHOR UND KALIUM – MEDIANE UND HÄUFIGKEITSSCHWERPUNKTE IN BIOABFALL- UND GRÜNGUTKOMPOST, KLÄRSCHLAMM- UND MISTKOMPOST

		BAK	GK	KSK	Mistkompost
		[% TM]			
ZAS (2002[p198]) n = 17500	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> gesamt	0,65 0,34 – 1,08 (10%-90%il)			
Zethner et al. (2001[SP199])	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> gesamt	1,0 0,6 – 1,2	0,65 0,48 – 0,8		
Peyr (2000[p200])	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> gesamt	0,95 0,70 – 1,3			
Charonnat et al. (2001[p201])	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> gesamt	0,94 (n=41)	0,69 (n=272)	3,25 (n=153)	2,45 (n=27)
ZAS (2002[p202]) n = 17500	K <sub>2</sub> O gesamt	1,08 0,55 – 1,68 (10%-90%il)			
Zethner et al. (2001[SP203])	K <sub>2</sub> O gesamt	1,5 1,25 – 1,75	1,1 0,8 – 1,5		
Peyr (2000[p204])	K <sub>2</sub> O gesamt	1,31 0,99 – 1,6			
Charonnat et al. (2001[p205])	K <sub>2</sub> O gesamt	1,5 (n=39)	1,25 (n=272)	0,62 (n=153)	3,55 (n=27)
ZAS (2002[p206]) n = 17500	MgO gesamt	0,71 0,34 – 1,31 (10%-90%il)			
Zethner et al. (2001[SP207])	MgO gesamt	2,2 1,8 – 2,8			
Peyr (2000[p208])	MgO gesamt	1,52 1,0 – 2,1			
Charonnat et al. (2001[p209])	MgO gesamt	0,88 (n=38)	0,56 (n=268)	0,51 (n=141)	1,28 (n=26)
Zethner et al. (2001[SP210])	CaO gesamt	9,9 7,9 – 12,3			
Peyr (2000[p211])	CaO gesamt	6,6 4,0 – 8,6			
ZAS (2002[p212]) n = 17500	CaO gesamt	4,0 2,0 – 7,6 (10%-90%il)			
Charonnat et al. (2001[p213])	CaO gesamt	7,55 (n=37)	4,97 (n=278)	4,58 (n=132)	5,36 (n=22)
Zethner et al. (2001[SP214])	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> CAL	0,26 0,18 – 0,31			
Amlinger (1997[SP215])	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> CAL	0,44 – 0,53	0,33 – 0,48		
Peyr (2000[p216])	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> CAL	0,29 0,21 – 0,41			
Zethner et al. (2001[SP217])	K <sub>2</sub> O CAL	0,6 0,5 – 0,75	0,4 0,25 – 0,6		
Amlinger (1997[SP218])	K <sub>2</sub> O CAL	1,07 – 1,39	0,84 – 1,1		
Peyr (2000[p219])	K <sub>2</sub> O CAL	0,96 0,66 – 1,3			

TABELLE 3-11: TYPISCHEN BEREICHE VON PFLANZENVERFÜGBAREN HAUPTNÄHRSTOFFEN IN BIOABFALL- UND GRÜNGUTKOMPOST (MG/L FM) (STÖPPLER-ZIMMER ET AL., 1993[SP220]; ZAS, 2002[p221])

Nährstoff		Biokompost	Grüngutkompost
		mg l <sup>-1</sup> FM	mg l <sup>-1</sup> FM
N <sub>lös</sub>	ZAS (2002[p222]) median; n = 17500	216 (Med) 24 – 655 (10% - 90% Perzentil)	
N (CaCl <sub>2</sub> )	Stöppler-Zimmer et al. (1993[SP223])	100 - 400	50 - 200
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (CAL)	ZAS (2002[p224]) median; n = 17500	934 (Med) 409 – 1644 (10% - 90% Perzentil)	
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (CAL)	Stöppler-Zimmer et al. (1993[SP225])	1000 - 2000	500 - 1400
K <sub>2</sub> O <sub>lös</sub>	ZAS (2002[p226]) median; n = 17500	3306 (Med) 1490 – 5655 (10% - 90% Perzentil)	
K <sub>2</sub> O (CAL)	Stöppler-Zimmer et al. (1993[SP227])	3000 - 7000	1000 - 3000
MgO <sub>lös</sub>	ZAS (2002[p228]) median; n = 17500	216 (Med) 137 – 343 (10% - 90% Perzentil)	
Mg (CaCl <sub>2</sub> )	Stöppler-Zimmer et al. (1993[SP229])	150 - 300	150 - 300

Es liegt auf der Hand, dass die Nährstoffbereiche aufgrund der großen Bandbreite an Ausgangsmaterialien und dem unterschiedlichen Reife und Ausbiegungsgrad der Untersuchten Komposte in einem weiten Bereich schwanken. Trotz dieser Tatsache kann man aber aufgrund der gemachten Erfahrungen gerade bei den Hauptnährstoffen gute Voraussagen und Abschätzungen für deren Wirksamkeit machen. Die Datenübersicht in Tabelle 3-10 und auch andere Untersuchungen (zB Boisch,1997[FA230]) weisen für Bioabfallkomposte höhere Nährstoffkonzentrationen als für Grüngutkompost aus. Kompost aus Klärschlamm besitzen aufgrund der Phosphatfällung eine deutlich höhere P-Konzentration jedoch sehr geringe Kaliumgehalte.

Im Gegensatz zu Stickstoff wird bei Phosphor und Kalium von den meisten Autoren im Zuge von bis zu 3 Vegetationsperioden von einer nahezu vollständigen Anrechenbarkeit der Düngewirkung ausgegangen. Tabelle 3-12 zeigt zusammenfassend die Konzentrationsbereiche der gesamten und verfügbaren Nährstoffe in Bioabfall- und Grünkompost.

TABELLE 3-12: KONZENTRATIONSBEREICHE VON GESAMTEN UND VERFÜGBAREN NÄHRSTOFFGEHALTEN IN BIOABFALL- UND GRÜNKOMPOSTEN

	Gesamtgehalte (mg kg <sup>-1</sup> TM)	Eintrag mit 20 t Kompost ha <sup>-1</sup> (kg ha <sup>-1</sup> )	Pflanzenverfügbare Gehalte (mg kg <sup>-1</sup> DM)	Eintrag mit 20 t Kompost ha <sup>-1</sup> (kg ha <sup>-1</sup> )
Phosphor	1000-5000	20-100	200-2000	4-40
Kalium	5000-12000	100-250	1600-10000	32-200
Magnesium	1200-4000	25-80	100-600	4-15

Nur wenige Untersuchungen befassen sich explizit mit der Bedeutung der mit Kompost ausgebrachten Spurennährstoffe. Eine Übersicht zu den Gehalten an einigen Spurennährstoffen enthält Tabelle 3-13.

TABELLE 3-13:

SPURENNÄHRSTOFFE – MEDIANE UND HÄUFIGKEITSSCHWERPUNKTE IN  
BIOABFALL- UND GRÜNGUTKOMPOST, KLÄRSCHLAMM- UND MISTKOMPOST

		BAK	GK [mg kg <sup>-1</sup> TM]	KLS	Mistkompost
Kehres 1991	Fe		12000	---	---
Charonnat et al. (2001[p231])	Fe	11640 (n=12)	6600 (n=27)	8450 (n=25)	---
Kehres 1991	Mn		580	---	---
Charonnat et al. (2001[p232])	Mn	430 (MW) (n=10)	262 (n=32)	294 (n=26)	---
Kehres 1991	B		26	---	---
Charonnat et al. (2001[p233])	B	---	52 (n=15)	21 (n=13)	---
Kehres 1991	Mo		3	---	---
Charonnat et al. (2001[p234])	Mo	1,8 (MW) (n=9)	1,6 (n=19)	1,2 (n=10)	---
Charonnat et al. (2001[p235])	Se	0,5 (n=14)	0,4 (n=32)	2,8 (n=12)	---
ZAS (2002[p236])	Zn		183	---	---
Charonnat et al. (2001[p237])	Zn	242 (n=27)	170 (n=119)	294 (n=99)	600 (n=22)
ZAS (2002[p238])	Cu		45	---	---
Charonnat et al. (2001[p239])	Cu	89 (n=25)	44 (n=120)	119 (n=99)	215 (n=22)

In Abhängigkeit von Komposttyp und Bodeneigenschaften kann also die Nährstoffwirkung (-effizienz) in einem weiten Bereich schwanken.

Ebertseder (1997<sub>[FA240]</sub>) zeigte zB, dass die P-Effizienz auf leicht sandigen Böden bis zu 70%, jedoch auf Böden mit pH Werten > 7 nur ca. 20% betrug.

Eine Reihe von Arbeiten wiesen steigende verfügbare Anteile an Phosphor und Kalium in Kompostgedüngten Böden nach (zB Martins & Kowald, 1988<sub>[FA241]</sub>, v. Fragstein et al., 1995<sub>[FA242]</sub>, Hartl et al., 1998<sub>[FA243]</sub>, Pinamonti, 1998<sub>[FA244]</sub>). Berücksichtigt muss aber werden, dass in diesen Versuchen, experimentell bedingt, oft überhöhte Kompostmengen ausgebracht wurden, z.T. um die niedrige N-Verfügbarkeit zu kompensieren. So zeigen jedenfalls Standorte mit regelmäßiger Kompostanwendung höhere Gehalte an löslichen Phosphaten und Kalium, abhängig von der Höhe der Kompostdüngung (Ebertseder & Gutser, 2003<sub>[SP245]b</sub>)

Nach Ebertseder & Gutser (2003<sub>[SP246]b</sub>) können etwa 35 % des Phosphors in Kompost als löslich (CAL-Extrakt) angenommen werden und etwa 20 % sind organisch gebunden.

Bei Kalium sind über 75 % in löslicher Form vorhanden (CAL-Extrakt). Komposte zeigen einen relativ guten P-Düngereffekt, sind aber verglichen mit Mineraldüngern langsamer wirksam.

Für die Löslichkeit von Phosphor (wie auch von Schwermetallen) im Kompost sind aber die aktuellen Bedingungen wie pH und Redoxpotenzial verantwortlich (Berner, 2003<sub>[SP247]</sub>). Wechseln diese mit dem Eintrag in den Boden, so verändern sich auch die Löslichkeiten dieser Stoffe. Es kann somit nicht anhand der Kennwerte im Kompost auf die spätere Löslichkeit dieser Stoffe im Boden geschlossen werden.

In Feldversuchen zur Kompostanwendung über mehrere Jahre konnte Kluge (2003<sub>[SP248]</sub>) auf sechs verschiedenen Standorten unter anderem auch die Düngereffizienz bezüglich der P- und K-Versorgung testen:

TABELLE 3-14: DÜNGEEFFIZIENZ DER P- UND K- VERSORUNG DURCH KOMPOST BEI EINER ANWENDUNGSMENGE VON 6-10T TM HA<sup>-1</sup> Y<sup>-1</sup> (KLUGE, 2003[SP249])

	Phosphor P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Kalium K <sub>2</sub> O
Versorgung - absolut (kg/ha)	60 – 80	110 – 130
Effizienz der gesamten Düngung - relativ (% Versorgung)	30 – 50 %	40 – 55 %
- Überschuss Pflanzenaufnahmen	4 – 8 %	3 – 6 %
- Erhöhung des löslichen Pools im Boden	25 – 40 %	35 – 50 %
Effizienz der mineralischen Düngung - relativ		
- im Anwendungsjahr	15 – 20 %	50 – 60 %
- über 10 bis 20 Jahre	40 – 50 %	100 %

Mit einer Kompostanwendung von jährlich 6-10t TM ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> wird eine jährliche Fracht von 60 - 80 kg/ha P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> sowie von 110 - 130 kg/ha K<sub>2</sub>O ausgebracht (siehe Tabelle 3-14). Während die Aufnahme durch die Ernteprodukte maximal 10 % der Versorgung beträgt, kommt es zu einer deutlichen Erhöhung des pflanzenverfügbaren löslichen Pools im Boden. Bei Phosphor erhöht sich dieser Anteil auf 25 - 40 % und bei Kalium auf 35 - 50 % der Versorgung durch Kompost. Es besteht dabei eine relativ gute Korrelation zwischen der Nährstoffversorgung durch Kompost und dem pflanzenverfügbaren Pool im Boden. Kommerzielle Dünger haben auch keine Düngeeffizienz von 100 %. Im Jahr der Anwendung liegt die Effizienz von Phosphordüngern lediglich bei 15 - 20 %, die von Kalidüngern bei 50 - 60 %. Unter Beachtung dieser Tatsache kann die gesamte Düngeeffizienz der Kompostdüngung mit 30 - 50 % für die Phosphorversorgung und mit 40 - 60 % für die Kaliversorgung als hoch angenommen werden.

Nach BGK e.V. (2005) dienen Phosphat (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) und Kalium (K<sub>2</sub>O) v.a. der Grunddüngung in der Fruchtfolge.

TABELLE 3-15: BEITRAG VON KOMPOST ZUR NÄHRSTOFFVERSORGUNG VON BODEN UND PFLANZE

Komposttyp:	Gehalt <sup>1)</sup> [kg t <sup>-1</sup> FM]			Düngung <sup>2)</sup> [kg ha <sup>-1</sup> ]		
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO
Fertigkompost	4,1	6,8	30	160	270	1.200
Frischkompost	4,8	7,7	28	180	300	1.100
<b>Getroffene Annahmen:</b>						
Komposttyp:	<sup>1)</sup> Gehalt [% TM]			<sup>2)</sup> Aufwandmenge [t ha <sup>-1</sup> ]		
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO-Äqu. *)	25 t TM (40 t FM) alle 3 Jahre		
Fertigkompost	0,64%	1,1%	4,7%			
Frischkompost	0,73%	1,2%	4,4%			

\*) als basisch wirksame Stoffe

TABELLE 3-16: NÄHRSTOFFBILANZ EINER DREI-GLIEDRIGEN FRUCHTFOLGE BEI REINER KOMPOSTDÜNGUNG (AUS BGK E.V.,2005)

Fruchtfolge:	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	
	Nährstoffbedarf [kg ha <sup>-1</sup> ]		Ziel pH	Erhaltungskalkung [kg CaO ha <sup>-1</sup> ]
Zuckerrübe	59	147	5,6 – 7,0 je nach Bodenart <sup>1)</sup>	600 – 1.600
Winterweizen	88	160		
Wintergerste	56	42		
<b>Summe Bedarf</b>	<b>203</b>	<b>349</b>		
Zufuhr mit Kompost ( <b>30 t TM</b> )	~ 200	~ 335	~ 1.300	
<b>Saldo</b>	<b>+/- 0</b>	<b>+/- 0</b>	<b>+700 bis -300</b>	

<sup>1)</sup> Ziel pH-Werte bei Versorgungsstufe C des Bodens: Sande: 5,6; Lehmige Sande bis Schluffe: 6,0; Stark sandige Lehme bis lehmige Schluffe: 6,4; Sandige, schluffige Lehme bis Lehme: 6,8; Schluffig-tonige Lehme, tonige Lehme bis Tone: 7,0.

Nach Beisecker et al., 1998<sup>[SP250]</sup> sind Phosphor und Kalium in der Regel begrenzende Faktoren der Kompostzufuhr. Am stärksten wirkt der P-Gehalt bei Klärschlamm(komposten) begrenzend auf die Ausbringungsmenge. Bei Biokomposten liegt nach Beisecker et al. (1998<sup>[SP251]</sup>) sowohl für N als auch bei P und K bei einer Ausbringungsmenge von ca. 10 t TS/ha und Jahr der Eintrag über dem Ernteentzug.

Diese Auffassung kann so undifferenziert nicht geteilt werden, wenn man das Beispiel einer durchschnittlichen Bilanz in Tabelle 3-16 betrachtet. Langfristige Aufwandmengen von mehr als 10 TM ha<sup>-1</sup> sind aber auch hinsichtlich der Humusbilanz nicht zielführend.

Bei Wirtschaftsdüngern soll – ebenfalls wegen Überdüngung – der Viehbesatz von 2 auf 1,2 bis 1,5 Großvieh oder Düngeeinheiten ha<sup>-1</sup> reduziert werden. Viehhaltende Betriebe mit einer guten Humusausstattung und einem entsprechenden Viehbesatz von > 1,5 GVE ha<sup>-1</sup> haben i.d.R. keinen Bedarf an Sekundärrohstoffdüngern und scheiden demnach für die Verwertung von Klärschlamm und Biokompost aus.

Als Grundsatz in der Nährstoffbeurteilung sollte auf Basis von Bodenuntersuchungen und der Beobachtung der Pflanzenentwicklung gerade für die im Wesentlichen auf die Humusreproduktion bedachte Kompostdüngung genügend Spielraum gegeben sein, um eine effiziente Bodenmelioration durchführen zu können, auch wenn hierdurch kurzzeitig Bilanzüberschüsse entstehen können.

### 3.4.2 Nährstoff-Substitutionspotenzial durch Kompost

Aufgrund der in Kompost und Gärprodukten enthaltenen Pflanzennährstoffe können entsprechende Mengen mineralischer Düngemittel substituiert werden. Verlässliche Angaben liegen für Kompost vor. Demnach liegt das Substitutionspotenzial in Deutschland bei 8 bis 10 %. Ähnliche oder sogar noch höhere Werte können für Österreich angenommen werden.

TABELLE 3-17: SUBSTITUTIONSPOTENZIAL FÜR PFLANZENNÄHRSTOFFE DURCH KOMPOSTVERWERTUNG IN DER LANDWIRTSCHAFT IN DEUTSCHLAND (BGK E.V., 2005)

Dünger <sup>1)</sup>	Nährstoffe in mineralischen Düngern <sup>1)</sup>	Nährstoff mengen in Kompost <sup>2)</sup>	Substitutions potenzial %
Phosphatdünger (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	280.000 t	28.000	10 %
Kaliumdünger (K <sub>2</sub> O)	490.000 t	43.000	9 %
Kalkdünger (CaO)	2.100.000 t	175.000	8 %

<sup>1)</sup> Pflanzennährstoffe von in Deutschland abgesetzten Mengen an Mineraldüngern (Statistisches Bundesamt Wiesbaden, 2004[FA252])

<sup>2)</sup> Menge an Pflanzennährstoffen je Jahr in Komposten aus der getrennten Sammlung von Bioabfällen

Europaweit kann nach einer Erhebung von Amlinger (2006[FA253]) mit einem Sammelpotenzial an Bioabfällen von 115 Mt und damit einer Kompostproduktion von ca. 50 MT ausgegangen werden. Hierdurch ergibt sich europaweit folgendes Substitutionspotenzial für Nährstoffe aus synthetisch hergestellten Mineraldüngern.

TABELLE 3-18: SUBSTITUTIONSPOTENZIAL FÜR NÄHRSTOFFE AUS SYNTHETISCH HERGESTELLTEN MINERALDÜNGERN DURCH KOMPOSTVERWERTUNG BEI AUSSCHÖPFUNG DES VERWERTUNGSPOTENZIALS IN DER EU25.

Bioabfall Potenzial (Mg)	115.000.000		
Kompostproduktion (Mg)	50.000.000		
	<b>N</b>	<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	<b>K<sub>2</sub>O</b>
Nährstoffe in Kompost (kg Mg <sup>-1</sup> FM)	10	6	12
<b>Substitution an Nährstoffen aus Mineraldüngern (Mg)</b>	<b>500.000</b>	<b>292.500</b>	<b>585.000</b>

Hinsichtlich der Versorgung mit *Spurenelementen und Mikronährstoffen* lassen sich die Versuchsergebnisse wie folgt zusammenfassen

- Stofffrachten aus Kompost haben i.d.R. keine messbaren Auswirkung auf die Gesamtgehalte an Spurennährstoffen in den Böden
- Es erfolgt jedoch eine Steigerung der Aufnahme von Cu, Mn, Zn durch die Nährstoffzufuhr
- Komposte stellen jedenfalls eine wertvolle Multinährstoffquelle für Böden mit Spurennährstoffmangel dar.

### 3.4.3 Ergänzende Schlussfolgerungen aus dem Symposium 2001

Die Beiträge des Symposiums (Amlinger et al., 2003c) bestätigten dass mit durchschnittlichen Kompostgaben ausreichende Mengen an Hauptnährstoffen ausgebracht werden, Gehalte und Nährstoffwirkung jedoch stark mit den verwendeten Ausgangsmaterialien und Bodenbedingungen schwanken. Kompost schafft zudem eine für das Wurzelwachstum und die aktive Nährstoffaufnahme durch Austauschprozesse günstiges Milieu.

Längerfristige Kompostwirtschaft führt zur Anhebung des Gesamt- und verfügbaren Gehaltes and *Phosphor* and *Kalium* im Boden. Im Gegensatz zu Stickstoff (siehe Amlinger et al., 2003[FA254]) ist der direkt düngewirksame Anteil des gesamten P, K und Mg Eintrags mit Kompost deutlich höher (> 20 – 70 %). Trotzdem bleibt die Pflanzerverfügbarkeit des



Phosphors in den ersten Jahren der Kompostdüngung geringer als bei mineralischen P-Düngern. In einigen Untersuchungen wurde auch das Phänomen einer geringen zusätzlichen P- und K- Aufnahme aus Kompost durch die Pflanze (< 10%) bei zugleich steigenden Verfügbaren P-Anteilen im Boden festgestellt.

Über gesamte Fruchtfolgeperioden wurde jedoch vorgeschlagen die Gesamtfracht an P und K in die Düngebilanz einzurechnen.

Für *Schwefel* wurde eine kurzfristige Verfügbarkeit – ähnlich dem Stickstoff – von 5 – 10 % des Gesamtschwefeleintrags festgestellt. Längerfristig wird jedoch die S-Mineralisierung verbessert und dadurch ggf. der Bedarf an einer ergänzenden Schwefeldüngung reduziert.

Weiters wurde angemerkt, dass bei unsachgemäßer Anwendung Kompost zu einer Überversorgung vorwiegend bei P und K führen kann. Auf nationaler Ebene kann bei Ausschöpfung der Sammel- und Produktionspotenziale Kompost zwischen 8 und 10% des Nährstoffbedarfes in der Landwirtschaft abdecken.

Interessant ist das Ergebnis einer Schweizer Umfrage, wonach neben der positiven Bewertung der Nährstoffzufuhr 50% der befragten Landwirte Kompost vor allem wegen der Humuswirkung wertschätzen. Der Stickstoffwert wurde generell als gering eingestuft, was eine zusätzliche Stickstoffquelle erforderlich machen würde (Wirtschaftsdünger, Mineralische N-Dünger).

### 3.4.4 Die Wirkung von Kompost auf Haupt- und Spurennährstoffhaushalt – tabellarische Übersicht

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Bohne et al., 1996[SP255]	Tiefgründige, entkalkte Parabraunerde aus Löß über Terrassenkies, Baumschule, Acer pseudoplatanus	BAK 785 dt/ha, 3000 dt/ha, Pferdemit 535 dt/ha	P- und K-Gehalte des Bodens stiegen bes. bei hoher Kompostzufuhr an (P um 6,09 mg/100 g Boden).	P und K ↑
Boisch, 1997[SP256]	Feld, (1991 – 1994),: 6 Versuchsstandorte: sandige Braunerden (konv., Silomais; Rindergülle, N / P mineralisch als Startgabe; Pseudogley-Gley, Pseudogley-Parabraunerde (konv. Raps-WW-WW); c) Gley-Pseudogley (Raps-WG-WG, mineralisch) d) sandige Grundmoräne, sandige Braunerde (ökolog. Kartoffeln-Sroggen-Hafer-SW).	BAK: 6 bis 16t TS/ha, je nach Bedarf, bzw. 32 t TS/ha als Meliorationsdüngung auf den leichten Standorten, Vergleichsvariante (auf ökologisch bew. Flächen ungedüngt);	Stofffrachten aus dem K: keine Auswirkung auf die Gesamtgehalte in den Böden. Erhöhungen der löslichen Gehalte an P, K und Mg. Nährstoffgesamtfrachten an P, K, und Mg aus K leisten deutlichen Beitrag zur Ernährung der Pflanzen. Meliorationsdüngung verbessert Versorgungsniveaus für P und Mg. DL-lösliche Nährstoffgehalte waren gegenüber den ungedüngten Vergleichsparzellen erhöht, keine Unterschiede jedoch zwischen den herkömmlich gedüngten und den Kompostparzellen. Eine Auswaschung von Nährstoffen konnte nur für K nachgewiesen werden. Ein mehrjähriger Anwendungsrhythmus ist auf mittelschweren und schweren Standorten möglich, auf leichten Standorten sollte die Kompostanwendung möglichst jährlich erfolgen.	Lösliche P-, K- und Mg-Gehalte ↑
Buchgraber, 2000[SP257]	6 Feldversuche, auf verschiedenen Standorten, 1994 – 1998; M, WW, WG, SG, Kü, Ra, ZF; 1 Versuch random. Block, 6 Wh; Grünland	BAK 7,5 – 20 t/ha; MK 10-25 t/ha, bei M und Ra 54 kg/ha min. N - Ergänzung, Granulierter BAK	P, K und Mg im Boden nach 5 jähriger BAK-Düngung erhöht.	P, K und Mg im Boden ↑
Businelli et al., 1996[SP258]	Feldversuch, 6 Jahre, Mais Monokultur; random. Block; 4 Wh; toniger Lehm, pH 8,3; Corg 0,76%,	MüK, 25 – 30 cm eingearbeitet, 1) 30 und 90 t FM/ha und Jahr 2)je 30 t/ha im 1. und 4. Jahr min. NPK-Ergänzung 3)Kontrolle: NPK ohne Kompost	<b>Stat. sign.</b> Erhöhung von verfügbarem P und austauschbarem K.	P, K im Boden ↑
Cortellini et al., 1996[SP259]	Feldversuch, 6 Jahre, Schluffiger Lehm, FF: WW, ZR, M; SM in Pflanzen und Boden, OM, Ntot	KLSK + Stroh, flüssiger und entwässerter anaerob verrotteter KLS (7,5 und 15 t TM/ha und Jahr);	Nach sechs Jahren Anstieg der OM, Ntot, verfügbaren P, extrahierbares Zn und Ni entsprechend der Applikationsrate.	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
	und verfügbarer P im Boden	NPK		
Cuevas et al., 2000[SP260]	Feldversuch, dünne Vegetationsdecke, degradierter, semiarider Boden, randomisierter Block, 4 Wh, Bodenuntersuchung 1 Jahr nach Kompostausbringung	BAK 0, 40, 80, 120 t/ha,	Signifikanter Anstieg von anorganischem N, P, K, EC (Elektrische Leitfähigkeit), kein signifikanter Anstieg von Corg, Ntot, CEC und pH. Anstieg aller SM-Konzentrationen, signifikant nur bei Zn, Pb und Cu in mittlerer und hoher Düngungsstufe.	
Delschen et al., 1996[SP261]	Theoretisch geforderte Begrenzung von Nährstoffeinträgen in Landschaftsbau und Rekultivierung			
Gagnon & Simard, 1999[SP262]	Inkubationsversuch; 23 landwirtschaftliche, 6 Industriekomposte,	Anwendungsmengen entsprechen c. 35 –40 t FM Kompost.	Außer Klärgrubenkompost zeigten alle industriellen Komposte ähnliche N und/oder P Nachlieferungen wie die meisten landw. Komposte. Materialien mit hohem P und Humusgehalt und niedrigem C/P lieferten mehr N und P in den P-armen Boden nach. Nettobilanz für N und P für beinahe alle Materialien negativ.	
Hartl et al. (1999[SP263])	STIKO-Versuch: Lateinisches Rechteck mit 6 Wh. FF: WRoggen, Kartoffel, WWeizen, Hafer, Dinkel, Frühkartoffel	BTK 12,5, 22,5 und 32,3 t FS/ha und Jahr im Durchschnitt der Versuchsjahre	Erhöhung der Kalium-Gesamtgehalte und der Menge des pflanzenverfügbaren K. Keine signifikante Erhöhung der P-Gesamtgehalte, sig. Erhöhung des pflanzenverfügbaren P bei hoher Kompostdüngung; niedrige Kompostdüngung → kein Unterschied zu min. Varianten; Einfluß der Kompostdüngung in den obersten 30 cm , darunter (bis 1,5 m) kein Einfluß mehr	P und K ↑
Hartl et al., 2003[SP264]	Weiterführung STIKO-Versuch: FF: WRoggen, Kartoffel, WWeizen, Hafer, Dinkel, Frühkartoffel	BTK: 11, 19 und 28 t FS/ha und Jahr im Durchschnitt von 8 Versuchsjahren min. Varianten: 27, 44, 62 kg N/ha + 39 kg /ha P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + 71 kg /ha K <sub>2</sub> O	P aus Kompost ähnlich gut verfügbar wie aus Superphosphat oder Tripplephosphat; Kompost für Cd-Gehalt der Feldfrüchte günstig	
Maher, 1994[SP265]	Topfversuch, Glashaus, 5 Monate, toniger Lehm, Ryegrass, Nst., EC, Ertrag, Auswaschung	SMC, 0, 25, 50, 100, 200, 400 t/ha	Großer Effekt auf EC. Erhöhung der OM und P, K und Mg-Gehalte im Boden, nicht aber NO <sub>3</sub> -N. Als P- und K-Quelle: wenig positive Effekte über 5 %; als N-Quelle: Ertragssteigerung bis zu 25 % SMC.	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Martins & Kowald, 1988[SP266]	Para-Braunerde, uL; FF: SW, Hafer, WW, SW; 1976 - 1984 Kompostgabe im Zwei-Jahresrhythmus	6 Varianten. Kontrolle, 40, 80, 120 t Müllkompost ohne, 40, 120 t mit Min. Düngung	Bei allen Kompostvarianten in der ersten Versuchsperiode (81 – 84) Gehalte an pflanzenverfügbarem P gegenüber min. gedüngter Variante erhöht, später festgelegt. K-Gehalte 1981 sehr unterschiedlich hoch, im Gegensatz zu P starke jahreszeitliche Schwankungen.	
Pfundtner & Dersch, 2001 [SP267]	Topfversuch, 1997 : Kartoffel, ryegrass ; 1998 : Spinat, Kartoffel	Boden/Quarz Sand Substrat 1 :1 ; 4 Komposte (Garten- und Küchenabfälle), 2 Klärschlämme, P- und K-Dünger, Kontrolle	P: Signifikanter Ertragsanstieg im Vergleich zur Kontrolle ; größere Wirkung der Komposte als der Klärschlämme auf die P-Verfügbarkeit, Ausnutzungsraten der Komposte von 37 – 88 % (Vergleich Mineraldünger). K: Signifikanter Ertragsanstieg im Vergleich zur Kontrolle, 2 Komposte erreichten Ertragniveau des Mineraldüngers. Ausnutzungsraten von 54 – 95 %.	
Pinamonti, 1998[SP268]	Feld, 6 Jahre, Weingarten, Kalkboden, 15 % Hangneigung, halbsandig, steinig	Kontrolle, PE(Polyethylen-Mulch), 2 Komposte (Klärschlamm+Rinde; MSW)	Beide Komposte erhöhten den Gehalt an verfügbarem Phosphor und austauschbarem Kalium im Boden.	P und K ↑
Tagmann et al., 2001[SP269]	Langzeit Feldversuch seit 1978; Vergleich biologisch-dynamische (D), organische (O) konventionelle (K) und Mineralische (M) Bewirtschaftung (DOK-Versuch) random. Block; 3 Schläge (3 Kulturen parallel angebaut; 4 Wh. 4 Bewirtschaftungssysteme, 2 Düngestufen (96 Parzellen) Parabraunerde auf Löß FF: Kam, WW, RoRü, WW, Ge, 2x KG; Bodenproben 0-20 und 30-50 cm von N (Kontrolle), D2, O2 (biologisch) und M2, K2 (konventionell)	Zufuhr an org. Substanz über 7 Jahre (2. FF-Periode): (D1): 1010 kg/ha; (D2): 2.020 kg/ha in Form von MK <sub>R</sub> (O1) & (O2): RoM; (K1) & (K2): StaM jeweils ca. 1.000 bzw. 2.000 kg/ha	P <sub>tot</sub> und pflanzenverfügbares P (1 Minute isotopisch austauschbar) nach 21 Versuchsjahren: mittlere P-Zufuhr durch Düngung (außer in K2) kleiner als P-Entzug durch Ernteprodukte, → mehrheitlich negative mittlere P-Bilanzen (N: 21, D2: -8, O2: -6, M2: -5, K2: +4): 1977 – 1998: Oberboden: mittlerer P-Verlust von 5,5 bis 10,9 kg P/ha/Jahr, Unterboden: Anstieg des P-Gehaltes von 7,0 – 8,7 kg P/ha/Jahr. Absinken des pflanzenverfügbaren P-Wertes von 12 mg P/kg Boden bei Versuchsbeginn bis 1998 auf 11 in K2, 8 in M2, m6 in O2, 5 in D2 und 2 in N.	
Timmermann et al., 2003[SP270]	Kompost-Dauerversuch (8 bzw. 5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-	Anhebungsraten im Mittel der Versuche bei gestaffelten Kompostgaben (K1, K2 und K3) im Vergleich zu K0:	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
	je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartellen je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL, sL FF: Mais – WW - WG	Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N- Gabe Stufe N2: 100 % der optimalen N-Gabe auf Basis der Nmin-Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationsdienst - NID).	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Phosphor: 1, 4 und 8 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/100 g (Basiswert ohne Kompost 16 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/100 g)</li> <li>• Kalium: 3, 7 und 12 mg K<sub>2</sub>O/100 g (Basiswert ohne Kompost 21 mg K<sub>2</sub>O/100 g)</li> </ul>	
Bartl et al., 1999[SP271]	STIKO seit 1992, Hafer, Dinkel, Kart. 1996 - 98	Höchste mineralische Düngung, höchste BAK-Variante, 0	Nach 6 Jahren kein Spurenelementmangel auf 0-Parzelle, jedoch Steigerung der Aufnahme von Cu, Mn, Zn durch Nährstoffzufuhr	
He et al., 2000[SP272]	Feld, Inkubationsversuch, sandiger Boden, Analysen nach 0, 240 und 360 Tagen	KLSK, Hofabfälle (Grünschnitt, Hackschnitzel) , West Palm Beach cocompost (= Kombination);	Verfügbarkeit von N, P und K erhöht, ebenso einiger Mikronährstoffe wie Fe, Cu, Zn and Mn. Mikrobielle Biomasse-C und -P deutlich angehoben. KLSK produzierte trotz hohen C- und Nährstoffgehaltes weniger Biomasse-C als die Komposte.	

## 3.5 Puffereigenschaften, Kationenaustauschkapazität und pH-Wert

### 3.5.1 Allgemeines

Die organische Bodensubstanz (OBS) ist in allen Oberflächenböden, selbst, wenn diese relativ wenig OBS enthalten, eine sehr wichtige Komponente für die pH-Pufferung. Sie enthält Karboxyl- und Phenolgruppen, die Protonen abgeben können. Der Großteil der Säure in der OBS wird von den humifizierten Komponenten, den Humin- und Fulvosäuren, beigesteuert. Diese Säuren können  $Al^{3+}$ -Ionen binden und verändern dadurch das Protonenabgabeverhalten der OBS.

Die OBS puffert aber den pH-Wert über einen weiteren Bereich hinaus, als von einer einfachen Mischung der beiden Basiskomponenten Benzoesäure und Phenol anzunehmen wäre. Laboranalysen haben die Pufferwirkung der OBS über einen sehr weiten pH-Wertbereich gezeigt, was auf eine sehr verschiedenartige chemische Zusammensetzung der funktionalen Gruppen hindeutet. Man nimmt an, dass diese ausgeprägte Pufferfähigkeit auf einer Substitution innerhalb der Huminsäuren beruht. Durch die Ionisation auf Seiten der Säure werden also auch negative Ladungen produziert. Diese negativen Ladungen binden austauschbare Kationen. Die OBS ist also hauptverantwortlich für die variable Aufladung, die den meisten Böden eigen ist.

Die OBS sorgt für den Großteil der pH-Pufferung in Oberflächenböden. Für 60 mineralische Böden in Wisconsin zeigte sich eine Kationenaustauschkapazität (KAK) der OBS von durchschnittlich  $200 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  (Helling et al., 1964<sup>[SP273]</sup>). Das erlaubt eine vernünftige Einschätzung der Pufferkapazität der OBS über einen Bereich von 3 bis 8, innerhalb derer sich eine große Mehrheit der Böden in gemäßigten Zonen finden.

Die Zugabe von organischer Substanz kann zur Anhebung oder Absenkung des Boden pH-Wertes führen, je nachdem welchen Einfluss sie auf das Gleichgewicht der verschiedenen protonenaufnehmenden und -abgebenden Prozesse hat. Die Faktoren, die in Betracht gezogen werden müssen, schließen sowohl die chemische Beschaffenheit der Böden und der zugegebenen organischen Materialien als auch Umweltfaktoren inklusive Wassergehalt und Umfang der Auswaschung mit ein.

Der Netto-Effekt der Zugabe von organischer Substanz auf saure Böden ist im allgemeinen eine pH-Anhebung. Dazu führen hauptsächlich folgende Prozesse:

- eine Dekomplexierung metallischer Kationen
- die Mineralisation von organischem N
- Denitrifikation

Der Netto-Effekt der Zugabe von organischer Substanz auf alkalische Böden tendiert sie zu säuern, speziell unter Bedingungen der Wassersättigung und Auswaschung. Die wichtigsten Prozesse sind:

- Mineralisation von organischem Schwefel
- Mineralisation gefolgt von Nitrifikation von N
- Auswaschung des mineralisierten und nitrifizierten organischen N
- Dissoziation organischer Liganden
- Dissoziation von  $CO_2$  während des Abbaus.

Grundsätzlich ist eine wesentliche Nutzwirkung der Kompostdüngung die Zufuhr von sogenannten *basisch wirksamen Stoffen*, im wesentlichen in Form von Kalziumkarbonat. Damit kann mithilfe von Kompost auch die Kalkversorgung sichergestellt werden (näheres hierzu siehe Kapitel 3.4).

Eine Kalkzufuhr durch Kompostgaben hat nach Timmermann et al. (2003<sup>[SP274]</sup>) die Größenordnung einer Erhaltungskalkung (das kann zugleich als Einsparpotenzial angesehen werden), die – in Übereinstimmung mit Ebertseder (1997<sup>[SP275]</sup>), Pissarek & Pralle (2001<sup>[SP276]</sup>) und Buchgraber (2002<sup>[SP277]</sup>) – den pH-Wert des Bodens mindestens stabilisiert bzw. häufig sogar leicht anhebt. Eine Kalkzehrung infolge regelmäßiger Kompostanwendung, die zu einem allmählichen Rückgang des pH-Wertes führt, wie häufig geäußerte Vermutungen postulieren, ist nach diesen langjährigen Versuchsergebnissen ausgeschlossen.

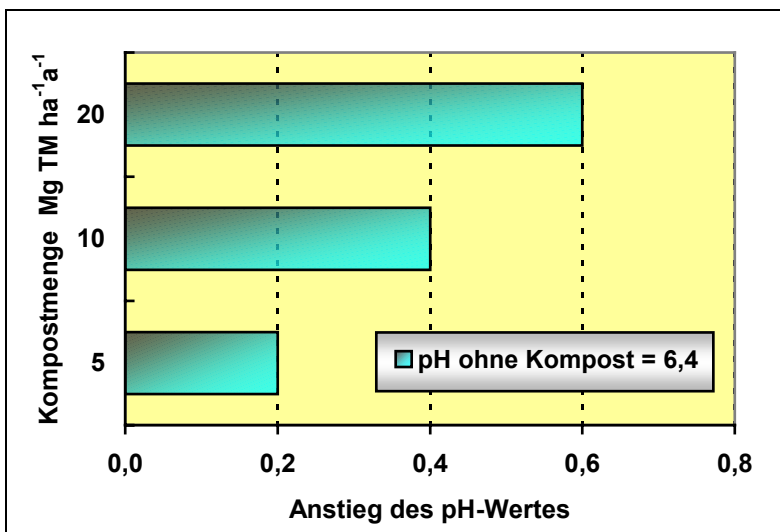


ABBILDUNG 3-14: MITTLERE VERÄNDERUNG DES PH-WERTES IN VERSCHIEDENEN BÖDEN NACH 8 – 11 JAHREN KOMPOSTANWENDUNG (KLUGE, 2006)

Kluge (2006) bestätigte nach weiteren 3 Jahren des oben zitierten Versuches (Timmermann et al., 2003) auf mehreren Standorten einen signifikanten Anstieg des pH-Wertes durch abgestufte Kompostgaben. Im Mittel stellte sich zB bei 10 Mg TM Kompost ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> eine pH-Wert-Erhöhung von 6,4 auf 6,8 ein (Abbildung 3-14). Eine Zufuhr von jährlich 200 – 400 kg CaO ha<sup>-1</sup> bei Kompostgaben zwischen 6 und 7 t TM ha<sup>-1</sup> entspricht somit einer *Erhaltungskalkung* und einer Stabilisierung des pH-Wertes.

zwischen 13 und 63 Mg FM ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> wurde, wenn auch statistisch nicht signifikant, eine Erhöhung des pH-Wertes festgestellt (Warman, 2003). Deutlich erhöht gegenüber den Mineraldüngerparzellen war hingegen die Kationenaustauschkapazität (KAK; + 1,5 cmol kg<sup>-1</sup>) und die Ca-Konzentration im Boden (Anstieg des Mehlich-3 extrahierbaren Ca um 15-30%)

In einem 10-jährigen Gemüsefeldversuch (Bohnen, Broccoli, Karotten, Zwiebel, Pfefferoni, Tomaten) bei Kompostmengen

Die Versuchsergebnisse lassen sich in folgenden Aussagen zusammenfassen

- Der pH-Wert des Bodens wird durch regelmäßige Kompostgaben zumindest erhalten bzw. überwiegend allmählich angehoben; es existieren nur vereinzelt auch Berichte über eine Absenkung des pH-Wertes
- Damit einhergehend entspricht die Kalkzufuhr über die regelmäßige Kompostanwendung auch bei praxisüblichen Mengen von <10 t TM ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> zumindest einer *Erhaltungskalkung*.
- Die theoretisch anzunehmende Erhöhung der Kationenaustauschkapazität gegenüber Varianten ohne Kompost wird in den ausgewerteten Untersuchungen bestätigt.

### 3.5.2 Kompostwirkung auf pH und KAK – tabellarische Übersicht

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
<b>Wirkung auf pH und KAK</b>				
Boisch, 1997[SP278]	Feld, (1991 – 1994),: 6 Versuchsstandorte: sandige Braunerden (konv., Silomais; Rindergülle, N / P mineralisch als Startgabe; Pseudogley-Gley, Pseudogley-Parabraunerde (konv. Raps-WW-WW); c) Gley-Pseudogley (Raps-WG-WG, mineralisch) d) sandige Grundmoräne, sandige Braunerde (ökolog. Kartoffeln-Sroggen-Hafer-SW).	BAK: 6 bis 16t TS/ha, je nach Bedarf, bzw. 32 t TS/ha als Meliorationsdüngung auf den leichten Standorten, Vergleichsvariante (auf ökologisch bew. Flächen ungedüngt);	Keine Wirkung auf Boden-pH, Humusgehalt, Kationenaustauschkapazität. Anstieg der Salzkonzentration direkt nach der Anwendung im Bodensickerwasser feststellbar, nach ½ Jahr nicht mehr. Ein mehrjähriger Anwendungsrhythmus ist auf mittelschweren und schweren Standorten möglich, auf leichten Standorten sollte die Kompostanwendung möglichst jährlich erfolgen.	N nicht behandelt??? pH, CEC, Humus unbeeinflusst
Diez & Krauss, 1997[SP279]	Feldversuch, 20 Jahre, 2 Standorte: FF: ZR-WW-SG sandiger Lehm, FF: K-WW-SG Lößlehm; keine Angaben zur Statistik	MüK, Jahr 1 – 12: jedes 3. Jahr 40 – 45 t TM/ha, Jahr 13 – 20: jährlich 15 t TM/ha, mit und ohne min. NPK-Ergänzung; Kontrollen: ohne Düngung und NPK ohne Kompost	Erhöhung des pH-Wertes Schotterlehm Boden: 6,7 → 7,3; Lößlehm Boden: 6,6 → 7,3	pH ↑
Eghball, 1999[SP280]	Feldversuch, Beginn 1992, random. Block, 4 Wh, Mais, schluffiger, toniger Lehm, pH 6,2,	Mist bzw. Mistkompost, ein- bzw. zweijährliche Ausbringung nach N- und P-Bedarf des Mais (151 kg N/ha, 26 kg P/ha), 368 bis 1.732 kg CaCO <sub>3</sub> /ha bei Bedarf mineral. N-Ergänzung, NPK	Oberbodenproben (0-15 cm) von 1996; NPK: pH sinkt von 6,2 auf 5,6; Mist- und Kompostapplikation halten den Ursprung-pH N-bezogene Düngung erhöhte pH-Wert mehr als Kontrolle und P-bezogene. Signifikante Beziehung zwischen pH und CaCO <sub>3</sub> -Gehalten von Mist und Mistkompost.	
Kahle & Belau, 1998[SP281]	Mitscherlichgefäße im Freiland (mittel lehmiger Sand), Inkubationsversuche (schwach lehmiger Sand); einjähriges Weidelgras	Gefäß: BAK 10, 20, 40, 80, 100 t/ha FM	Erhöhte Corg- und Nt-Gehalte, linearer Anstieg der CEC, maximale Zunahme fast 10% der potentiellen KAK. Erhöhung der Basensättigung, der sorbierten CA- und K-Gehalte und des pH. Keine Veränderung der SM-Gehalte. Erhöhung der TOC-Gehalte und der Chloridgehalte. NO <sub>3</sub> -	CEC und pH ↑



Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
			Gehalte variieren in Abhängigkeit von der N-Düngung deutlich. Keine Beeinflussung der Wasserretention, Festsubstanzdichten nahmen ab. Von der organischen Substanz des BAK erwiesen sich im Inkubationsversuch ca 70% als stabil bei einem ausgewogenen Mineralisierungs-Immobilisierungsverhältnis in Bezug auf N.	
Kögel-Knabner et al., 1996[SP282]	Inkubationsversuch, 18 Monate, Parabraunerde, Braunerde	2 BAK unterschiedl. Rottegrades	Kurz- und langfristige Erhöhung des pH und CEC	pH und CEC ↑
Madejón et al., 2001[SP283]	Feldversuch, 2 Jahre, random. Block, 4 Wh., Mais, Zuckerrübe, Sonnenblume; kalkhaltiger, lehmiger Sandboden	3 verschiedene Zuckerrüben-Vinasse-Co-Komposte, 1.Jahr: 15 t/ha, 35 t/ha, 7,5 t/ha ,2. Jahr: 14, 22 und 14 t/ha plus 600 kg NPK; 3. Jahr Nachwirkungen, NPK (1000 kg/ha N-15 P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -15 K <sub>2</sub> O), 0; 300 kg Urea (ausgenommen 0-Variante);	Boden: kein Effekt auf pH; leichter Anstieg des Salzgehaltes, OBS-Gehalt in den meisten Fällen signifikant angehoben durch Kompostgaben, glöeicher Trend bei durchschnittlichen C-Gehalten des humic extract; beständiger sign. Anstieg der Huminsäurefraktion.  KAK-Anstieg nach 2. Frucht, Abfall nach 3. Frucht, jeweils höher als in Kontrolle und mineralischer Variante.  N (Kjehldahl) am Ende der Versuchsperiode in Kompostparzellen höher als mineral. und 0, teilw. signifikant. P-Gehalte in allen Varianten ziemlich ähnlich.	
Martins & Kowald, 1988[SP284]	Seit 1976, Parabraunerde, uL,	BMK 40, 80, 120 t TS mit und ohne NPK; alle 2 Jahre, 25 cm Einarbeitung	Auf Kompostvarianten pH-Wertsteigerungen nach 2 Gaben.	pH ↑
Ouédraogo et al., 2001[SP285]	2 Feldversuche in Burkina Faso, random. Block, 4 Wh., Sorghum bicolor mit Aussaatverspätung; lehmiger Sand (0-20 cm) bzw. sandig-toniger Lehm (40 cm);	Kompost aus Haushaltsabfällen, Mist, Pflanzenrückständen und Asche, kompostiert in der Regenzeit, 0 und 10 t/ha bzw. 0 und 5 t/ha.	Bodenfarbe: leicht bräunliches Grau (0) → braun (5 und 10 t/ha); Bodenkonsistenz hart (0) bzw. krümelig (5,10); deutliche Unterschiede in Besiedelung durch Fauna und Durchwurzelung. Bei Blüte und 3 Monate nach der Ernte: keine sign. Unterschiede in Corg-Gehalt. In allen kompostgedüngten Varianten pH- und KAK-Anstieg. Zum Erntezeitpunkt erhöhter Nährstoffgehalt im Boden in Abhängigkeit von Dosis.  Ertragsanstieg 45% (5t/ha), sign. Anstieg um das dreifache bei 10 t/ha. In kompostgedüngten Parzellen keine Ertragseinbußen trotz Saatverspätung um 1 Monat.	
Timmermann et al.,	Kompost-Dauerversuch (8 bzw.	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha	pH-Wert des Bodens durch regelmäßige Kompostgaben	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
2003[SP286]	5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartellen je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL, sL FF: Mais – WW - WG	N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N-Gabe Stufe N2: 100 % der optimalen N-Gabe auf Basis der Nmin-Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationsdienst - NID).	zumindest erhalten bzw. überwiegend allmählich angehoben (ausgehend von einem mittleren, Basis-pH ohne Kompost von 6,1, mit jeder Kompoststufe um jeweils 0,2 pH-Einheiten. Anhebungen von 0,4 pH-Einheiten durch jährlich 10 t/ha TM.	
Wong et al., 1998[SP287]	Inkubation, 14 Tage, 3 tropische Böden: Spodosol (Sumatra), Oxisol (Burundi), Utisol (Cameroon)	4 Komposte : GGK, MüllK, MK; 1,5 % w/w	pH-Anstieg war direkt proportional zur Protonenverbrauchskapazität des organischen Materials. Die Protonenverbrauchskapazität ist eine genaue Maßeinheit für die Fähigkeit von Komposten, den pH zu erhöhen und die Al-Sättigung zu vermindern.	
Stamatiadis et al., 1999[SP288]	Feld, schluffig-toniger Lehm, Brokkoli	Kompost (Herkunft unbekannt) 0, 22, 44 t/ha, NPK 165 kg N/ha	Nutzeffekte des K: Erhöhung und Stabilisierung des pH und Abnahme der zu hohen Wasserinfiltrationsrate. Die Stabilisierung des pH beugt einer Versauerung des Bd. im Falle von NPK Anwendung vor.	pH ↑ und stabilisiert
Zinati et al., 2001[SP289]	Feldversuch seit 1996, Kalkboden mit 67 % Kieselanteil (>2mm); Gemüse	BAK (100 %), Bedminster Cocompost (75% BAK und 25% KSLK) und KLSK (100%); Ausbringung 1996 und 1998, 72, 82,7 und 15,5 t/ha TM, = 168 kg N/ha*a; Kontrolle 0 und NPK;	19 Monate nach Applikation: signifikante Erniedrigung des pH, Erhöhung der elektr. Leitfähigkeit.	pH ↓

## 3.6 Bodenphysikalische Eigenschaften

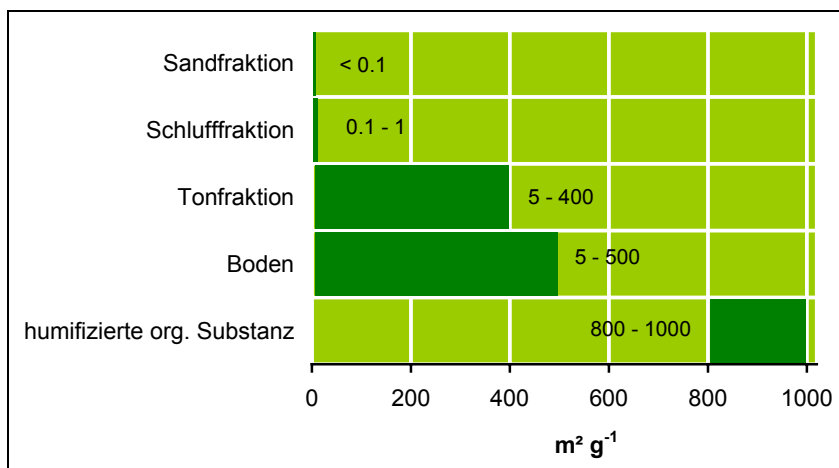
### 3.6.1 Allgemeine Grundlagen

#### 3.6.1.1 Bodenstruktur, Aggregatstabilität, Gefüge

Die Bodenstruktur ist ein physikalischer Parameter, der die Größe und die räumliche Anordnung von Partikeln, Aggregaten und Poren in Böden beinhaltet. Eine durch entsprechendes Bodenmanagement anzustrebende Struktur zeichnet sich vor allem dadurch aus, dass das Pflanzenwachstum gefördert und die Erosion minimiert wird. Zentraler Bestandteil der Bodenstruktur sind die Bodenaggregate im Größenbereich von 1 bis 10 mm, die auch bei Befeuchtung stabil bleiben (Piccolo, 1996<sup>[SP290]</sup>). Verschiedene Autoren (Oades & Waters, 1991<sup>[SP291]</sup>; Tisdall & Oades, 1982<sup>[SP292]</sup>; Piccolo, 1996<sup>[SP293]</sup>; Golchin et al., 1998<sup>[SP294]</sup>) postulieren eine sogenannte Aggregat-Hierarchie mit drei Ebenen:

- (1) Mikroaggregate: < 20 µm = Pakete von geflockten Tonplättchen,
- (2) Mikroaggregate: 20 – 250 µm = stabil aggregierte Pakete von Tonplättchen,
- (3) Makroaggregate: > 250 µm = aggregierte Mikroaggregate

Die Qualität und die Bedeutung der OBS variiert je nach betrachteter Aggregatgröße.



Ein wesentlicher Faktor der Aggregat- und Poreneigenschaften eines Bodens hängt mit der mit diesen Eigenschaften einhergehenden *spezifischen Oberfläche* zusammen. Auf diesen vom Makro- bis in den Mikrobereich verteilten Oberflächen spielen sich die Speicher- und Austauschvorgänge von Wasser und Stoffen zwischen Bodenfauna, Mikroorganismen und Wurzelhaaren ab. Diese „aktiven“ und (im Idealfall) mit einem Wasserfilm überzogenen Oberflächen sind der Lebensraum der Mikroorganismen, die wiederum die Voraussetzung für die sogenannte Lebendgare des Bodens bilden.

ABBILDUNG 3-15: SPEZIFISCHE OBERFLÄCHE VON BÖDEN UND HUMIFIZIERTER ORGANISCHER SUBSTANZ (AUS BGK E.V., 2005; NACH SCHFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998)

Nach der in der öffentlichen Fachdiskussion vorwiegend vertretenen Auffassung kann in Folge erheblichen OBS-Abbaus (zB als Folge entsprechenden Bodenmanagements) die Aggregierung und damit die Bodenstruktur deutlich beeinträchtigt werden. Diese Auffassung bedarf jedoch einer näheren Betrachtung der Aggregierungsprozesse auf verschiedenen Skalenebenen (Mikro- bis Makroaggregate) und unter Berücksichtigung der verschiedenen OBS-Fractionen und deren Umsetzungsraten.

Ausgangspunkt für die Aggregatbildung und -stabilisierung auf der 1. Hierarchieebene ist die Tonmineral-Flockung, die durch die Gegenwart von OBS gefördert wird, aber auch zwischen „nackten“ Tonmineralplättchen zu beobachten ist. Diese geflockten Kleinstpartikel (meist < 2 µm) werden nach Tisdall & Oades (1982<sup>[SP295]</sup>) durch inerte organische aromatische Stoffe,

verbunden durch polyvalente Kationenbrücken (Komplexe) mit Schichtsilicaten (Tonmineralen) zu Aggregaten im Größenbereich von 2-20 µm verbunden und stabilisiert. Ein weiterer Mechanismus der Mikroaggregatbildung geht von Bakterienkolonien oder Pilzhyphen aus, die sich mit einer Hülle aus Kohlenhydraten (Polysacchariden) und anhaftenden Tonpartikeln umgeben. Diese Struktur bleibt auch nach dem Absterben der Organismen erhalten, da die abgestorbenen Bakterien durch die Umhüllung mit Ton vor dem Abbau geschützt ist. In diesem Fall ist somit von einer inerten organischen Substanz zu sprechen, die nicht durch Humifizierung stabilisiert ist und nicht unmittelbar durch Düngung zu beeinflussen ist.

Mikroaggregate im Bereich von 20-250 µm werden außer durch Oxide und Tonminerale ebenfalls durch inerte, humifizierte OBS stabilisiert sowie darüber hinaus auch durch temporär wirksame, lebende und umsetzbare tote OBS in Form feiner Wurzel- und Hyphennetze sowie durch „leimartige“ (engl. „glue“) Polysaccharide die durch Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen ausgeschieden werden (Piccolo, 1996<sup>[SP296]</sup>; Baldock & Nelson, 1999<sup>[SP297]</sup>). Der größte Einfluss auf die Aggregatstabilität durch die Bewirtschaftung ist bei den *Makroaggregaten* gegeben. Diese werden einerseits durch ein feines Geflecht aus Wurzeln und Pilzhyphen, aber auch durch abgestorbene Pflanzenrückstände sowie zugeführte organische Materialien stabilisiert (Piccolo, 1996<sup>[SP298]</sup>; Baldock & Nelson, 1999<sup>[SP299]</sup>).

Ein Zusammenhang zwischen Aggregatstabilität und Gehalt an OBS ist daher oft nicht nachweisbar. Vielmehr muss der Anteil einzelner OBS-Fractionen in seinem Einfluss auf Aggregate der verschiedenen Hierarchieebenen betrachtet werden. Dabei kristallisiert sich für die OBS eine „zeitliche“ Hierarchie heraus. Makroaggregate werden v.a. durch lebende bzw. frisch abgestorbene Biomasse (Pilzhyphen, Feinwurzeln, Wurzelhaare, Mikroorganismen) mit einem hohem Anteil von leicht abbaubaren Polysacchariden stabilisiert, die hohe Umsatzraten und kurze Umsatzzeiten (wenige Tage bis einige Monate) aufweist. Für die Stabilisierung kleinerer Aggregate sind zunehmend stärker abgebaute org. Gruppen verantwortlich, deren Umsatzzeiten zwischen wenigen Jahren und mehreren tausend Jahren liegen können (Carter, 1996<sup>[SP300]</sup>; Elliot et al., 1996<sup>[SP301]</sup>; Tisdall, 1996<sup>[SP302]</sup>)

Die Widerstandsfähigkeit von Bodenaggregaten gegenüber Aufschlammung und Dispergierung (Aggregatstabilität) ist entscheidend für die Erhaltung der Porensystems von Böden. Die Stabilisierung der Aggregate erfolgt primär durch Ton-Metall-OBS-Komplexe. Daneben gibt es experimentelle Belege für die Ausbildung von zusätzlichen intermolekularen Bindungen zwischen OBS-Bestandteilen. In Versuchen mit Böden mit geringen Gehalten an Al- und Fe-Oxiden sowie hohen OBS-Gehalten wurden diese Effekte verstärkt nach vorheriger Lufttrocknung gezeigt (Haynes, 1993<sup>[SP303]</sup>). Als Ursache wird vor allem die Hydrophobizität von Aggregaten bzw. der darin enthaltenen organischen Substanz nach Trocknung diskutiert und als wesentliche Ursache für Erosionswiderstand (u.a. Funktion der Aggregatstabilität) von Böden gesehen. Die Hydrophobierung der Aggregate verlangsamt danach das Eindringen von Wasser und verringert den Aggregatzerfall, der insbesondere bei schneller Durchfeuchtung durch eingeschlossene Luft befördert wird (Luftsprengung) (Zhang & Hartge, 1992). Besonders wirksam sind organische Stoffe mit zahlreichen Methyl- und Methylengruppen. Nach Piccolo & Mbagwu (1989<sup>[SP304]</sup>) lässt sich der Gehalt dieser Stoffe im Boden durch Bewirtschaftungsmaßnahmen, d.h. Anbau von Kulturen, die wasserabweisende, humifizierte organische Substanzen produzieren oder durch Zufuhr von organischen hydrophoben Substanzen, gezielt fördern. Wie dies in der Praxis zu erfolgen hat und ob beispielsweise reife Komposte unter diesem Gesichtspunkt zu bevorzugen sind, ist der genannten Arbeit nicht zu entnehmen.

Neben den hydrophoben Bestandteilen wurde auch den Kohlenhydraten eine aggregatstabilisierende Wirkung nachgewiesen. Die nach Zugabe von z. B. Glucose nachgewiesene Stabilität künstlicher Aggregate ist allerdings nur von kurzem Bestand, da Glucose schnell durch Mikroorganismen abgebaut werden kann, wobei auch die Abbauprodukte wiederum eine aggregatstabilisierende Wirkung haben können.

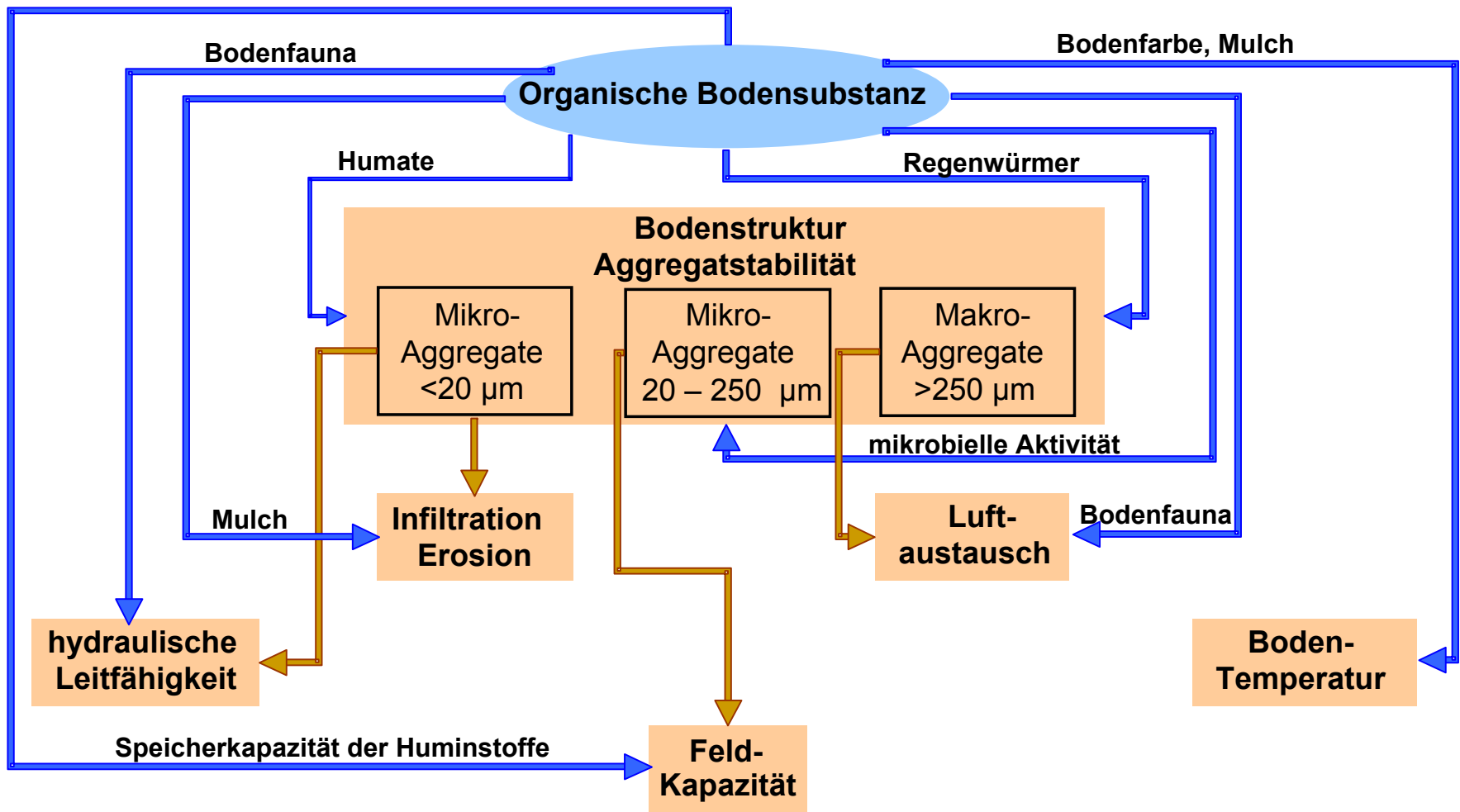


Abbildung 3-16: Die Bedeutung der organischen Substanz für die bodenphysikalischen Eigenschaften

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass mit Ausnahme der Bodentemperatur das Bodengefüge und die Aggregatstabilität die wichtigste Einflussgröße auf die betrachteten bodenphysikalischen Parameter ist. Der Einfluss der organischen Substanz und die Möglichkeit, mit Zufuhr organischer Dünger die bodenphysikalischen Eigenschaften zu beeinflussen, muss deshalb in Abhängigkeit der Aggregatgrößen beurteilt werden. Die erste Hierarchieebene (Mikroaggregate < 20 µm) ist offenbar vor allem eine Funktion des Tongehaltes und inerter OBS und lässt sich kurz- und mittelfristig nicht wesentlich durch ein bestimmtes Bodenmanagement beeinflussen. Nicht geklärt ist die naheliegende Frage, ob hierbei ausschließlich der Tongehalt von Bedeutung ist und inwieweit auch Schlufffraktionen, die Ton- und Schluffmineralogie sowie weitere bodenchemische (Austauscherbelegung, pH-Wert, Humusqualität) bei der Beurteilung möglicher Aggregierungswirkungen wesentlich ist. Bei der Bildung und Stabilisierung von Mikroaggregaten von 20 – 250 µm sind die gleichen Einflussfaktoren wirksam wie bei der kleinsten Aggregatgröße, hinzu kommt jedoch der Einfluss des Pflanzenbestandes (Wurzelausscheidungen) und der Zufuhr organischer Dünger, sofern diese in Form höhermolekularer, weitgehend humifizierter Materialien erfolgt (Piccolo, 1996<sup>[SP305]</sup>). Die Makroaggregatbildung wird durch die Zufuhr organischer Materialien gefördert, setzt jedoch die Gegenwart von Mikroaggregaten (< 250 µm) als Bausteine voraus, deren Bildung unter Beteiligung der inerten OBS nur indirekt über die verstärkte Bildung von Bakterienkolonien oder Pilzhypen quasi als „Aggregierungkeime“ zu beeinflussen ist.

Insgesamt lässt sich schlussfolgern, dass die Vergrößerung des umsetzbaren OBS-Vorrates durch die Zufuhr externer organischer Stoffe die Bodenstruktur vor allem in bindigeren (tonigen) Böden bzw. in Sandböden fördern kann. Dabei können sich einerseits stark humifizierte (Mikroaggregate), vor allem aber frische, niedermolekulare Stoffe (Makroaggregate) positiv auswirken.

### 3.6.1.2 Wasserleitfähigkeit

Mit Wasserleitfähigkeit wird die Durchflussmenge je Flächen- und Zeiteinheit im Boden bezeichnet. Sie ist zum einen abhängig von der aktuellen Wasserspannung und dem aktuellen Wassergehalt eines Bodens, zum anderen aber von der Anzahl, Größe und Form der im Boden vorhandenen Poren. Das Porenvolumen und die Porengrößenverteilung ist in erster Linie eine Funktion der Körnung. Generell kann davon ausgegangen werden, dass mit abnehmender Korngröße das Porenvolumen und der Anteil von Feinporen zunimmt, während der Anteil von Grobporen abnimmt. Neben diesen körnungsbedingten Primärporen findet sich im Boden mit den Sekundärporen eine weitere Gruppe, deren Anzahl, Größe und Form von der OBS entscheidend mitbestimmt wird. Bei den Sekundärporen handelt es sich meist um Wurzel- und Tierröhren, die überwiegend den Grobporen (> 10 µm) zuzuordnen sind und oft eine ausgeprägte Kontinuität aufweisen. Auch das Bodengefüge und damit die Aggregatstabilität trägt zur Bildung von Sekundärporen bei. *Eingebrachte organische Substanz fördert dadurch die Wasserleitfähigkeit zum einen indem sie eine Nahrungsgrundlage für Bodenorganismen bildet, zum anderen durch direkte strukturstabilisierende Wirkung.* Vor allem in bindigeren Ton- und Schluffböden kann dadurch die Wasserleitfähigkeit deutlich erhöht werden. In gut durchwurzelten Oberböden, die eine hohe Anzahl an Makrofauna aufweisen, beeinflussen deshalb vorwiegend die Sekundärporen die Wasserleitfähigkeit, in den Unterböden geht dieser Einfluss aufgrund abnehmender Anteile an OBS zugunsten der Primärporen zurück.

### 3.6.1.3 Infiltration und Erosion

Infiltration ist die Bewegung von Sickerwasser von oben in den Boden. Die Infiltration tritt damit in Folge von Niederschlägen, Beregnung und Überstauung auf. Der Verlauf der Infiltration wird durch die Infiltrationsrate gekennzeichnet, die angibt, wie viel Wasser je Zeiteinheit versickert. Für die Infiltration ist die Wasserleitfähigkeit eines Bodens maßgeblich. Sobald diese durch Aggregatzerstörung (→ Verstopfung der Grobporen), Verschlammung und Verkrustung des Bodens abnimmt, verringert sich die Infiltration in den Boden und der Oberflächenabfluss (Erosion) steigt bei hoher Wasserzufuhr.

Der Aggregatzerfall wird unter anderem durch Quellung und Luftsprengung ausgelöst. Bei der Luftsprengung wird die sich in den Aggregaten befindliche Luft durch eindringendes Wasser bis zu Drücken von 6000 hPa komprimiert, was zum Zerbersten der Aggregate bei Überschreiten der kohäsiven Kräfte führt. Untersuchungen von Zhang & Hartge (1992<sup>[SP306]</sup>) zeigten, dass Luftsprengung und Quellung umso stärker wirken, je schneller das Wasser in die Aggregate eindringt. Die Eindringgeschwindigkeit wird durch org. Substanz herabgesetzt, da diese die Benetzbarkeit der Aggregate reduziert. *Die Wirkung der organischen Substanz steigt dabei mit steigendem Humifizierungsgrad des org. Materials.*

Auch die Aggregatgröße spielt beim Zerfall eine Rolle. Bei Aggregaten ab 10-20 mm Durchmesser sinkt die Zerfallsrate, weil das Verhältnis zwischen Regentropfendurchmesser und Aggregatdurchmesser abnimmt und damit auch die Befeuchtungsgeschwindigkeit reduziert wird (Freebairn et al., 1991<sup>[SP307]</sup>; Frielinghaus, 1988<sup>[SP308]</sup>). Größere Aggregate vermindern den Oberflächenabfluss und die Erosionsgefahr weiterhin durch eine Vergrößerung des Mikroreliefs. Dies führt zu einer Erhöhung der effektiven Oberfläche und zur Verminderung der Tropfenaufprallenergie je Flächeneinheit. Zusätzlich bewirkt ein grobes Mikrorelief die Bildung von Vertiefungen, in denen sich bildendes Oberflächenwasser zwischengespeichern lassen kann. Dadurch wird der Beginn des Oberflächenabflusses verzögert und die Tortuosität der Abflussbahnen erhöht, was zu einer reduzierten Abflussgeschwindigkeit führt (Helming, 1992<sup>[SP309]</sup>; Kaemmerer, 2000<sup>[SP310]</sup>)

*Die Stabilität und Größe der Aggregate lässt sich durch Bewirtschaftungsmaßnahmen, die mit einer Zufuhr von organischer Substanz verbunden sind (Mulchsaat, Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten) deutlich steigern* (Kaemmerer, 2000<sup>[SP311]</sup>; Stott et al., 1999<sup>[SP312]</sup>). Oberflächlich ausgebrachte organische Substanz verringert die Erosion weiterhin durch die Bedeckung der Bodenoberfläche, da sie die Energie der aufprallenden Regentropfen abpuffert und damit nur ein Teil der Energie auf die Bodenoberfläche einwirkt.

#### **3.6.1.4 Feldkapazität**

Unter Feldkapazität (FK) versteht man die Wassermenge, die ein Boden maximal gegen die Schwerkraft zurückhalten und speichern kann. Entscheidend dafür ist das Porenvolumen, das den Anteil der im Boden vorhandenen Hohlräume kennzeichnet, und die Porengrößenverteilung, da nur Poren unterhalb eines Porendurchmessers von 50 µm für die Speicherung von Wasser verantwortlich sind. Aus pflanzenbaulicher Sicht ist nicht die Feldkapazität sondern die nutzbare Feldkapazität (nFK) der entscheidende Parameter für die Wasserversorgung der Pflanzen, da diese dem Boden nur Wasser bis zu einer bestimmten Wasserspannung und damit auch Porengröße entziehen können. Daher umfasst die nFK auch nur den Porenanteil mit Durchmesser von 0,2 µm bis 50 µm (Mittel- und enge Grobporen).

Die FK bzw. nFK wird durch die Körnung, das Gefüge und den Gehalt an organischer Substanz beeinflusst. Die FK steigt mit abnehmender Korngröße, da sowohl das Porenvolumen als auch der Anteil an Mittel- und Feinporen mit abnehmender Korngröße zunimmt. Die nFK erreicht ihr Maximum deshalb in schluffigen Böden, weil der Anteil an Mittelporen dort am höchsten ist, während in Tonböden die Feinporen überwiegen, deren Wasser nicht von den Pflanzen genutzt werden kann.

Das Gefüge und die organische Substanz wirken über ihren Einfluss auf Sekundärporen auf die Feldkapazität (Baldock & Nelson, 1999<sup>[SP313]</sup>). Dabei ist die Wirkung der organischen Substanz v. a. in Böden mit geringen Anteilen an primären Mittelporen positiv zu bewerten. *In Sand- und Tonböden erhöht die OBS den Anteil an Mittelporen durch eine verbesserte Aggregatbildung und Stabilisierung.* Weiterhin tragen Pilzhyphen und Wurzeln zu einer Erhöhung der Feldkapazität durch Bildung sekundärer Mittel- und Grobporen bei. Die organische Substanz besitzt eine hohe Speicherkapazität für Wasser, die sich ebenfalls positiv auf die Feldkapazität auswirkt. *So kann Humus das 3-5 fache seines Eigengewichts an Wasser aufnehmen, Huminstoffe bis zum 20fachen ihres Eigengewichts* (Hayes et al., 1989<sup>[SP314]</sup>; Scheffer & Schachtschabel et al., 1998<sup>[SP315]</sup>). Nach Hudson (1994<sup>[SP316]</sup>) verdoppelte sich die nFK eines Bodens bei – der allerdings extremen und durch Bewirtschaftungs- und Düngungsmaßnahmen nicht erreichbaren – Erhöhung des Corg-Gehaltes von 0,5 % auf 3 %.

### 3.6.1.5 Lufthaushalt

Die Zusammensetzung der Bodenluft ist variabel und weicht z. T. stark von der Zusammensetzung der Atmosphäre ab. So enthält sie in der Regel weniger Sauerstoff und mehr CO<sub>2</sub>. Weiterhin weist sie v. a. unter reduzierenden Bedingungen (O<sub>2</sub>-Mangel) erhöhte Gehalte an H<sub>2</sub>S, Methan und N<sub>2</sub>O auf. Eine gute Durchlüftung des Bodens ist daher nicht für das Bodenleben förderlich, sondern vermeidet bzw. verringert die Emission treibhausrelevanter Spurengase wie Methan und N<sub>2</sub>O (Dörr et al., 1992<sup>[SP317]</sup>; Flessa & Dörsch, 1995<sup>[SP318]</sup>; Granli und Bøckman, 1994<sup>[SP319]</sup>).

Der Luftanteil im Boden ergibt sich aus der Differenz zwischen Gesamtporenvolumen und den wassergefüllten Poren. Das heißt, dass die Luftversorgung des Bodens vorwiegend über die Grobporen > 50µm sichergestellt wird. In der Regel weisen damit Sandböden mit einem körnungsabhängigen großen Anteil an primären Grobporen eine gute Durchlüftung auf, während v.a. in Tonböden aufgrund des niedrigen Anteils an Grobporen Probleme bei der Luftversorgung auftreten können. Daher ist in diesen Böden der Einfluss der organischen Substanz auf die Luftversorgung besonders hoch, da diese entscheidend zur Struktur- und Gefügestabilisierung beiträgt und damit die Bildung von sekundären Grobporen fördert. Besonders Wurzel- und Tiergänge u. a. als Folge der Zufuhr von org. Stoffen mit ihrer Kontinuität haben eine positive Wirkung auf die Luftversorgung.

### 3.6.1.6 Bodentemperatur

Die Bodentemperatur wird in erster Linie wegen ihres Einflusses auf die Geschwindigkeit chemischer Reaktionen, Stoffwechsel- und Wachstumsprozesse von Organismen betrachtet. Es treten tägliche und jahreszeitliche Temperaturschwankungen auf, die an die Verhältnisse der Atmosphäre gekoppelt sind, mit der Tiefe aber abnehmen. Die organische Substanz wirkt v. a. über ihren Einfluss auf das Absorptionsvermögen (Albedo) auf den Wärmehaushalt eines Bodens. Böden, die hohe Gehalte an org. Substanz aufweisen sind aufgrund der dunklen Farbe der Huminstoffe ebenfalls dunkel gefärbt und können somit einen höheren Teil der Strahlung absorbieren. Sie erwärmen sich daher im Frühjahr schneller als hellere Böden. Bei hohem Anteil an organischer Substanz im Boden (Moorböden, Niedermoore) steigt aber die Gefahr von Nachtfrost. Diese Böden adsorbieren wohl tagsüber viel Strahlung und wärmen sich stark auf, leiten aber die eingestrahelte Energie kaum in tiefere Schichten, da die Wärmeleitfähigkeit von organischem Material nur sehr gering ist. Während der Nacht wird viel Energie abgestrahlt und es kann wegen fehlender Wärmenachlieferung aus unteren Bodenschichten zu Nachtfrost kommen. Organische Auflagen (Mulch) können die Bodentemperatur aber auch verringern und die tages- und jahreszeitlichen Schwankungen glätten. So fand Pinamonti (1998<sup>[SP320]</sup>) unter Mulch im Frühsommer und Spätherbst höhere, im Hochsommer niedrigere Bodentemperaturen im Oberboden als auf unbedecktem Boden.

## 3.6.2 Beispiele zur Kompostwirkung auf bodenphysikalische Parameter

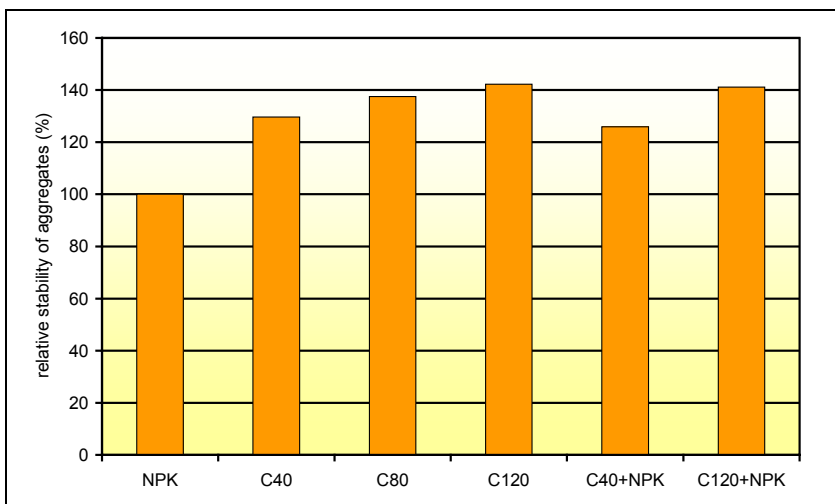
Es ist ein positiver Einfluss von Kompost auf bodenphysikalische Parameter v. a. über eine Beeinflussung der Aggregatstabilität (Gemessen als „Perkolationswiderstand“) zu erwarten. Die Wirkung der kompostbürtigen organischen Substanz ist dabei auf drei wichtige aggregatstabilisierende Faktoren zurückzuführen (Goldbach & Steffens, 2000<sup>[SP321]</sup>, Scheffer & Schachtschabel et al., 1998<sup>[SP322]</sup>):

- Durch die Zufuhr von org. Substanz wird die mikrobielle Aktivität gefördert. Dies trägt durch die Bildung von Zwischenprodukten des mikrobiellen Abbaus und durch Stoffwechselprodukte der Mikroorganismen mit verkittenden Eigenschaften zu Aggregatstabilität bei. Allerdings ist diese Stabilisierung nur vorübergehend, da mit zunehmendem Abbau der leicht umsetzbaren organischen Substanz die mikrobielle Biomasse abnimmt.



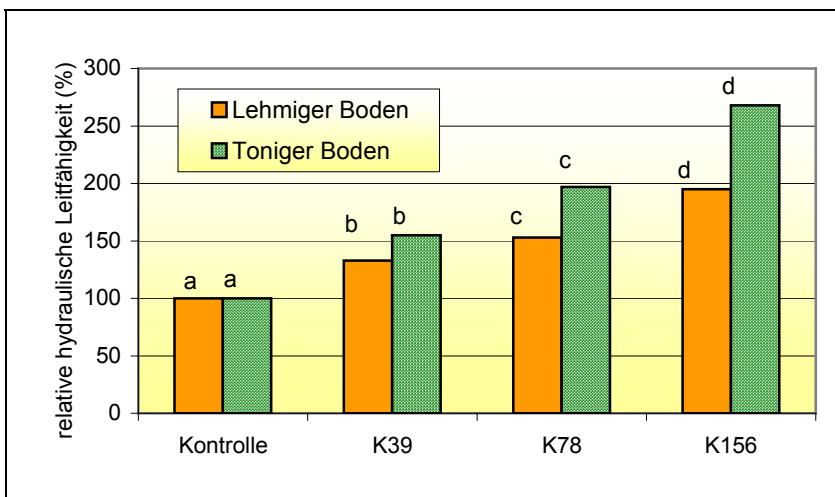
- Über die Zufuhr org. Substanz wird die Aktivität von Regenwürmern gefördert. Deren Kotaggregate wirken ebenfalls positiv auf das Bodengefüge und beeinflussen durch die Bildung von weiten Grobporen zusätzlich den Lufthaushalt
- Eine langfristige Aggregatstabilisierung wird über die Zufuhr von hochmolekularen Huminstoffen bewirkt. Deren Anteil ist im Kompost höher als in ‚frischer‘ org. Substanz, da diese durch Um- und Abbauprozesse während der Kompostierung gebildet werden.

Die zahlreichen Untersuchungen über den Einfluss von Kompost auf bodenphysikalische Eigenschaften ergeben kein einheitliches Bild. Zwar verbessern sich die Aggregatstabilität (siehe zB Martins & Kowald, 1988; Abbildung 3-17) und weitere bodenphysikalische Eigenschaften bei Kompostzugabe in nahezu allen Untersuchungen, eine statistisch signifikante Verbesserung tritt jedoch nicht immer auf (Mbagwu & Piccolo, 1990<sup>[SP323]</sup>). Bei den Untersuchungen, die signifikante Kompostwirkungen feststellen, ist dies häufig nur bei hohen Gaben der Fall (z. B. Aggelides & Londra, 2000<sup>[SP324]</sup>; Buchmann, 1972<sup>[SP325]</sup>), die oberhalb einer praxisrelevanten Ausbringungsmenge liegen.



NPK: nur Mineraldünger; C40 – C120: 40, 80, 120 t Kompost ha<sup>-1</sup>, C40/C120+NPK: Kompost kombiniert mit Mineraldünger

ABBILDUNG 3-17: RELATIVE AGGREGATSTABILITÄT BEI VERSCHIEDENEN MÜLLKOMPOSTGABEN (MARTINS & KOWALD, 1988<sup>[SP326]</sup>)



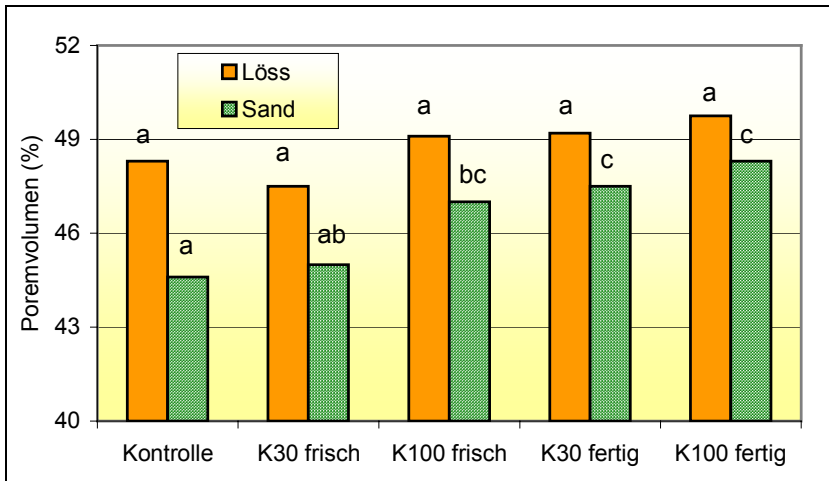
Kontrolle: ohne Kompost, C39-C156: applizierte Kompostmengen in Tonnen, unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an (p=0,05)

ABBILDUNG 3-18: RELATIVE HYDRAULISCHE LEITFÄHIGKEIT BEI UNTERSCHIEDLICHEN KOMPOSTGABEN AUF ZWEI BÖDEN (AGGELIDES & LONDRA, 2000)

Sie zeigten auch den Einfluss der Kompostart und der Böden auf die umgesetzte org. Substanz. So werden in Frischkomposten v. a. Lignine abgebaut, während in Fertigkomposten der Zelluloseabbau von größerer Bedeutung ist. Das Ausmaß des Abbaus wird aber v. a. von Standorteigenschaften beeinflusst.

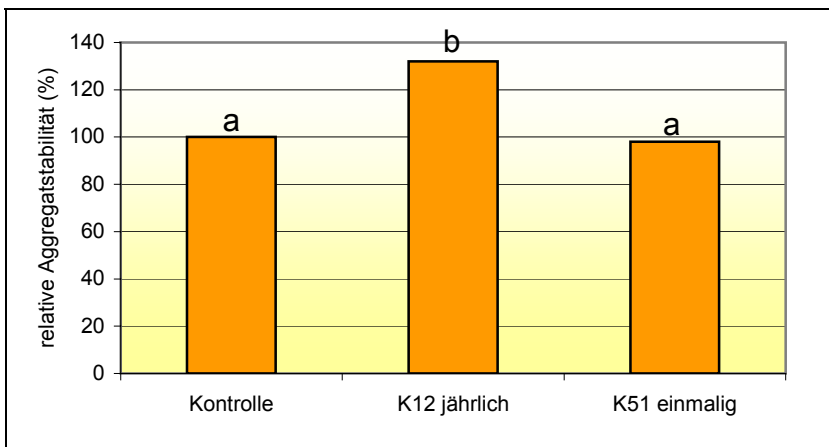
Insgesamt lässt sich festhalten, dass Komposte zwar meist eine positive Wirkung auf bodenphysikalische Eigenschaften haben, es aber noch nicht abschließend geklärt ist, welchen Einfluss die unterschiedlichen organischen Komponenten im Kompost auf die aggregatstabilisierenden Prozesse der Böden haben und inwieweit Boden- und Standortbedingungen selbst diese Wirkung beeinflussen (siehe generelle Zusammenhänge auch in Abbildung 3-16).

Aggelides & Londra (2000) fanden zB einen signifikanten Anstieg der hydraulischen Leitfähigkeit und der Feldkapazität vor allem auf tonigen Böden, die mit Kompost gedüngt waren (Abbildung 3-18)



Kontrolle: Mineraldünger ohne Kompost; K30/K100 applizierte Kompostmengen in Tonnen, unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an ( $p=0,05$ )

ABBILDUNG 3-19: PORENVOLUMEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN KOMPOSTMENGEN UND -AUSREIFUNGSGRADEN AUF 2 VERSCHIEDENEN BÖDEN (PETERSEN & STÖPPLER-ZIMMER, 1996)



Kontrolle: Mineraldünger ohne Kompost; K12/K51 applizierte Kompostmengen in Tonnen, unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an ( $p=0,05$ )

ABBILDUNG 3-20: RELATIVE STABILITÄT DER AGGREGATE BEI UNTERSCHIEDLICHEN AUSBRINGUNGSRHYTHMEN UND -MENGEN (LAMP, 1996)

Es zeigt sich, dass nur bei Langzeitversuchen (mindestens 7 – 10 Jahre) deutliche Ergebnisse zu erwarten sind und besonderes Augenmerk auf das Versuchsdesign und die Homogenität des Versuchsstandortes zu legen ist.

Einige Studien fanden daher auch keinen Einfluss von Kompost auf die bodenphysikalischen Parameter (Asche et al., 1994).

Neben der Kompostmenge sind aber auch die Art des Komposts (Frisch- oder Fertigkompost), die Intervalle der Ausbringung und vor allem die Böden, auf die ausgebracht wird, beeinflussende Faktoren auf die Kompostwirkung. So zeigen die Untersuchungen von Petersen & Stöppler-Zimmer (1995<sup>[SP327]</sup>) eine bessere Wirkung von Fertigkomposten auf Aggregatstabilität und Porenvolumen als Frischkomposte, wobei die bessere Wirkung auf das Porenvolumen nur bei Sandböden nachgewiesen werden konnte (Abbildung 3-19). Die Ergebnisse von Lamp (1996<sup>[SP328]</sup>) lassen darauf schließen, dass geringe jährliche Ausbringungsmengen effizienter wirken können, als

hohe einmalige Gaben (Abbildung 3-20). Sie begründet die geringe Wirkung einer drei Jahre zurückliegenden Kompostdüngung von 51 t TS/ha auf die Aggregatstabilität im Vergleich zu einer jährlichen Gabe von 12 t TS/ha mit einer geringen Wirkung der Lebendverbauung durch mikrobielle Biomasse und einer zu geringen Mengen an stabilisierenden Huminstoffen. Dieser Schluss wird durch Arbeiten von Kögel-Knabner et al. (1996<sup>[SP329]</sup>) gestützt, die Humifizierungsprozesse von Komposten nach der Ausbringung untersuchten. Sie fanden einen starken Anstieg der mikrobiellen Biomasse nach der Ausbringung vor allem bei Frischkomposten (hoher Anteil an leicht abbaubarer org. Substanz). Nach ca. zwei Monaten nahm die mikrobielle Biomasse aber um 60-85 % ab und erreichte nach einem Jahr das Niveau der Böden ohne Kompostgabe.

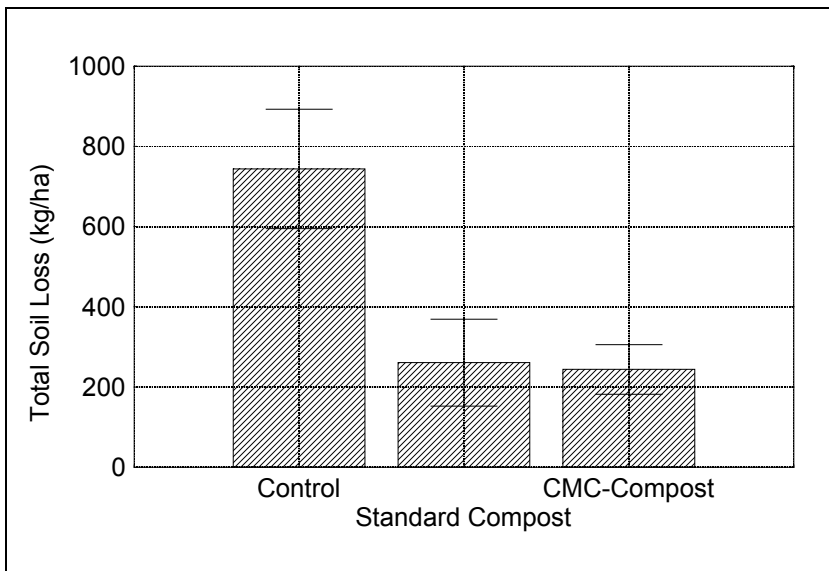


ABBILDUNG 3-21: BODENABTRAG (KG/HA) AUS DER KONTROLL- UND DEN KOMPOSTPARZELLEN (MIT STANRDABWEICHUNG) (STRAUSS, 2003)

Strauss (2003<sup>[FA330]</sup>) untersuchte Bodenabtrag und Oberflächenabfluss von über 7 Jahre mit Kompost gedüngten und ungedüngten Parzellen auf einer pseudovergleyten Lockersediment-Braunerde (Korngrößenverteilung: Sand: 17%; Schluff: 60%; Ton: 23%) mit Hilfe eines Regensimulators.

Der Bodenabtrag war in den Kompostparzellen ca. um 1/3 reduziert (Abbildung 3-21). Der Abfluss sank von 25 mm auf 12 – 18 mm. Mit steigenden Abflusswerten steigt auch der Bodenabtrag. In der Kontrollparzelle beginnt der Bodenabtrag während der Beregnung früher und zu höheren

Raten. Das deutet auf deutlich unterschiedliche hydraulische Eigenschaften des unbehandelten Bodens hin. Die kompostgedüngten Böden unterschieden sich auch in den Parametern Bodendichte,  $C_{org}$  und gesättigte hydraulische Leitfähigkeit. Die Unterschiede waren statistisch signifikant ( $p=0,05$ )

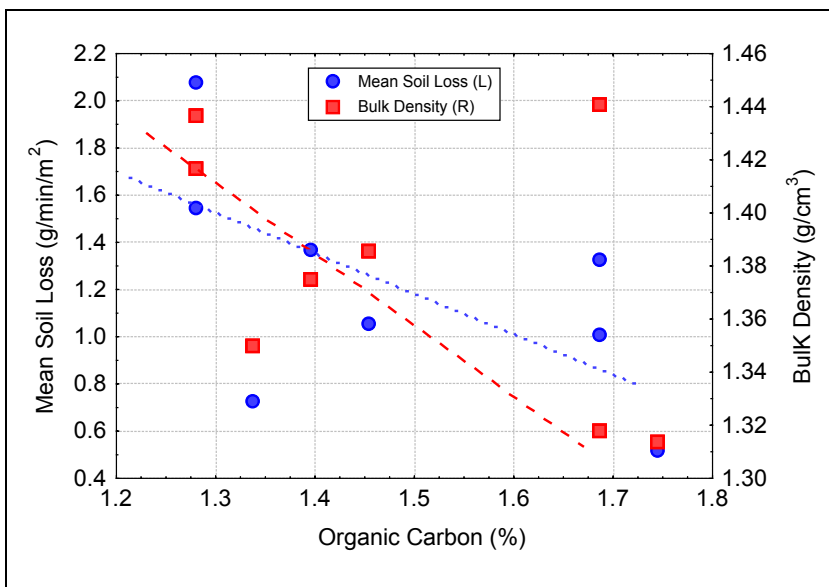


ABBILDUNG 3-22: OBS IN RELATION ZUM BODENABTRAG UND BODENDICHTE BEI KONSTANTEN ABFLUSSRATEN (STRAUSS, 2003)

Der Versuch zeigt auch, dass mit kompostbedingtem steigendem Humusgehalt sowohl die Bodenstruktur verbessert wird (geringere Bodendichte) als auch – als Folgerscheinung hiervon – der Bodenabtrag sinkt. (Abbildung 3-22). Dieser Zusammenhang wurde auch in anderen Arbeiten dargestellt (Adams, 1973<sup>[FA331]</sup>; Morgan, 1995<sup>[FA332]</sup>). Diese Ergebnisse deuten auch auf eine langsamere Verdichtung oder Setzung von Böden mit einer guten OBS-Ausstattung während Regenereignissen. Interessant ist auch, dass der Praxisversuch deutlich bessere Resultate hinsichtlich des tatsächlichen

Bodenabtrags liefert, als dies in Modellierungsberechnungen auf Basis der gegebenen Bodendaten zu erwarten wäre.

TABELLE 3-19: MITTLERE WERTE FÜR BODENDICHTE, C<sub>ORG</sub> UND GESÄTTIGTE HYDRAULISCHE LEITFÄHIGKEIT IM VERGLEICH VON KOMPOSTGEDÜNGTEN UND KONTROLLPARZELLEN (STRAUSS, 2003)

Behandlung	Bodendichte (g/cm <sup>3</sup> )	C <sub>org</sub> (%)	Hydraulische Leitfähigkeit mm/h
Kontrolle	1.41	1.34	3.9
Standard Kompost	1.35	1.63	6.9
CMC Kompost	1.38	1.69	5.9

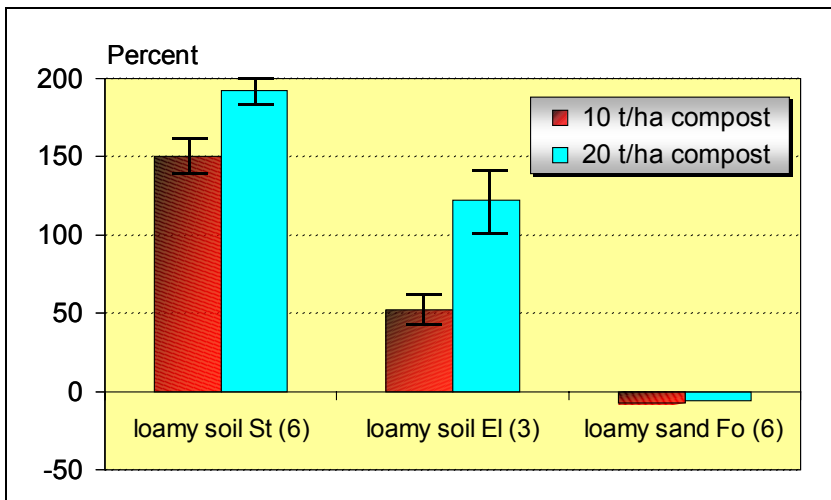


ABBILDUNG 3-23: EINFLUSS VON REGELMÄSSIGEN KOMPOSTGABEN AUF DIE AGGREGATSTABILITÄT – ÄNDERUNG RELATIV ZUR KONTROLLE OHNE KOMPOST (= 100 %);

Böden (Abbildung 3-24). Auch Ebertseder (2003) wies in Langzeitversuchen (22 Jahre) mit relativ hohen Kompostgaben (52 bzw. 104 t TM ha<sup>-1</sup> alle 3 Jahre) den Zusammenhang zwischen steigenden C<sub>org</sub> Gehalten und einer Erhöhung der Aggregatstabilität nach.

Kluge (2003) bestätigt, dass die physikalischen Bodeneigenschaften sich nur über längere Zeiträume mit konstanter Bewirtschaftung verändern. So konnten in Feldversuchen nach 6 Jahren Kompostanwendung von 10 t TM ha<sup>-1</sup> nur Trends festgestellt werden.

Vor allem die lehmigen Standorte reagierten auf regelmäßige Kompostgaben mit einer deutlichen Strukturverbesserung (*Aggregatstabilität*) (Abbildung 3-23).

Parallel hierzu verringerte sich auch die Bodendichte vor allem auf den bindigeren

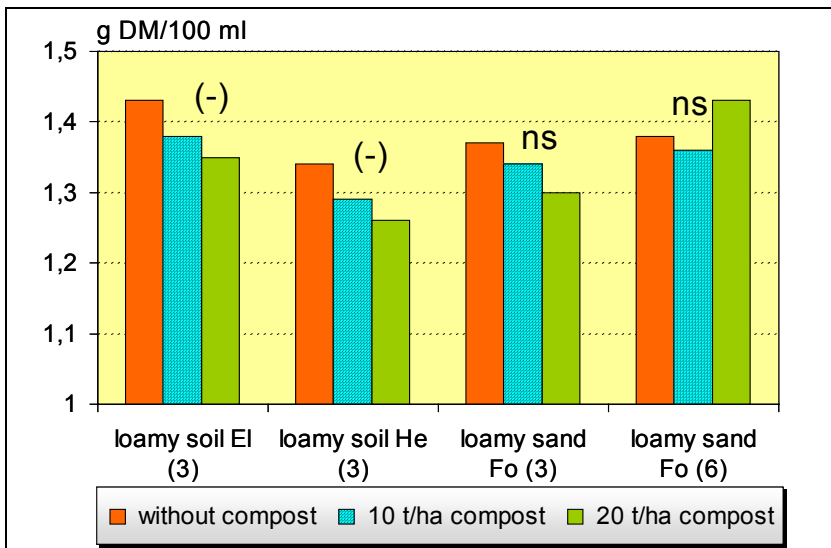


ABBILDUNG 3-24: EINFLUSS VON REGELMÄSSIGEN KOMPOSTGABEN AUF BODENDICHTE; STANDORTE EL, HE UND FO, JAHRE (3) UND (6), N.S. ... NICHT SIGNIFIKANT, (-) ... ABNEHMENDE TENDENZ (KLUGE, 2003)

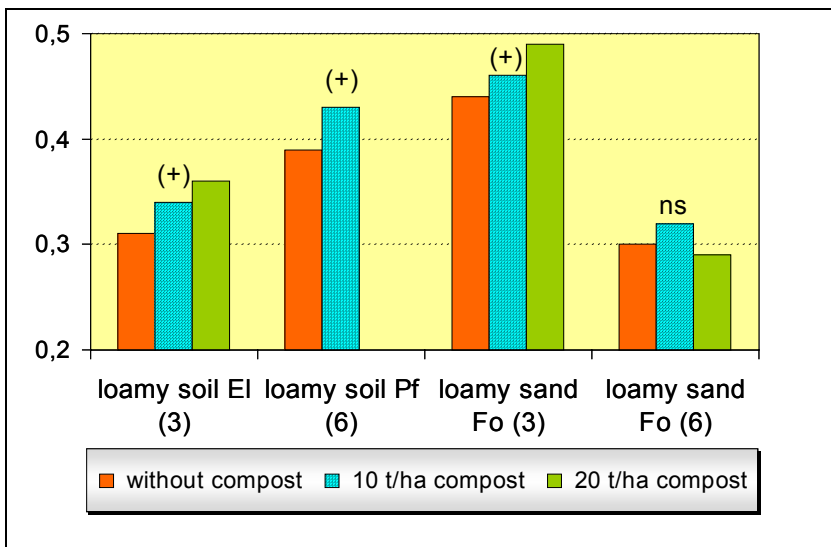


ABBILDUNG 3-25: EINFLUSS VON REGELMÄSSIGEN KOMPOSTGABEN AUF DIE WASSERKAPAZITÄT (IN G WASSER/G BODEN TM (KLUGE, 2003)

Den positiven Effekt auf den Wasserhaushalt zeigt Abbildung 3-25. Die Wasserkapazität wurde auf 3 Standorten, hier auch einem leichteren, sandigen Boden, verbessert.

Damit wird natürlich die Wasserversorgung der Kulturpflanzen auch unter ungünstigen Witterungsbedingungen (Trockenperioden) länger sichergestellt. Auf der anderen Seite wird die Infiltration von schweren Böden verbessert. Heftige Regenereignisse werden besser aufgenommen, Böden können rascher abtrocknen, das bessere Rückhaltevermögen stellt somit einen Beitrag zur Verringerung von Ab- und Überschwemmungsereignissen dar.

Schließlich zeigten Langzeitversuche über 22 Jahre (Ebertseder, 2003) eine deutliche Erhöhung des Porenvolumens vor allem bei Poren > 50 µm.

### 3.6.3 Zusammenfassung von Beiträgen aus dem Symposium 2001

Die an dem Symposium präsentierten Arbeiten (Amlinger et al, 2003c) bestätigten die durchwegs positiven Effekte von Kompost auf Bodenstruktur und damit verbundene Bodenparameter (zB Porenvolumen, Bodendichte, Wasserkapazität, hydraulische Leitfähigkeit und Infiltrationsrate etc.). Die Aggregatstabilität ist wohl der wichtigste Parameter hinsichtlich der physikalischen Bodeneigenschaften. Er ist gegenüber vielen anderen Parametern sicher auch am einfachsten zu messen.

Kompost bewirkt eine Verbesserung der Aggregatstabilität. Eine Änderung ist in der Regel nur bei Makroaggregaten und Mikroaggregaten > 20 µm festzustellen. Dies ist bedingt durch die langsame Umsatzrate jener organischen Komponenten, die für die Stabilität der kleineren Partikel verantwortlich sind und die über Kultivierungsmaßnahmen nicht direkt beeinflusst

werden können. Es zeigt sich auch dass die Kompostzufuhr am effektivsten die Bodenstruktur auf sandigen oder tonigen Böden verbessert.

Genauso wird im wesentlichen der Porenanteil  $>50 \mu\text{m}$  v.a. in lehmigen Böden sowohl in kurz- wie in längerfristigen Untersuchungen erhöht. Erosionsversuche zeigten: Gemeinsam mit der Verringerung der Raumdichte und der Erhöhung der OBS bewirkt Kompost eine signifikante Reduktion des Bodenabtrags und des Oberflächenabflusses.

Der dynamische Charakter von Infiltrations- und Erosionseigenschaften lässt vermuten, dass letztere sich erst über einen längeren Zeitraum ändern als die Infiltrationsrate.

Durch gemeinsame Nutzung mit mineralischen Komponenten (Gesteinsmehl, Tonschiefer etc.) kann das Aggregatbildungspotenzial von Kompost noch verstärkt werden. Diese Herstellung von Boden bzw. einer zentralen Bodenfunktion ist nur mithilfe von Kompost möglich. Auf diese Weise können durch die Einbindung in den Bodenbildungsprozess „Kompostierung“ mineralische Bodenhilfsstoffe veredelt werden und u.U. der Marktwert von Kompost gehoben werden.

Es besteht durchaus noch ein mangelhaftes Wissen über den Zusammenhang zwischen den verschiedenen organischen Fraktionen („pools“) des Bodens und den physikalischen Bodeneigenschaften. Hier ist ein entsprechender Forschungsbedarf gegeben, um Komposte unterschiedlicher Qualität gezielter für Bodenverbesserungsmaßnahmen unter den verschiedenen Bodenbedingungen einsetzen zu können.

Gerade im Zusammenhang mit den strukturbildenden Effekten der Kompostverwertung wurde festgestellt, dass es nicht ausreicht einen Parameter als Indikator zu betrachten, sondern dass es eine Reihe von Bodeneigenschaften sind, die eine Aussage zur bodenverbessernden Wirkung von Kompost zulassen. Dies führt zu dem Schluss, dass Kompost im wesentlichen als Bodenverbesserungsmittel zur kontinuierlichen Anhebung der Bodenfruchtbarkeit und weniger als direkter organischer Pflanzendünger angesehen werden muss.

Die Versuchsergebnisse lassen sich in folgenden Aussagen zusammenfassen

- Verringerung der Lagerungsdichte in den meisten Untersuchungen
- Erhöhung der Aggregatstabilität
- Erhöhung des Porenvolumens und der gesättigten Leitfähigkeit
- Reduktion des Bodenabtrages durch die erhöhte Stabilität der Bodenaggregate und das verbesserte Infiltrationsvermögen
- Mit der Verbesserung der Bodenstruktur (Aggregatstabilität, Grobporenanteil) in der Regel auch Erhöhung der Wasserinfiltration der Böden.
- kein einheitlicher Trend zu einem Anstieg der nutzbaren Feldkapazität
- Ergebnisse sind zT abhängig von Boden, Kompostreife und Ausbringungsmengen
- Anstieg der Grobporen, v.a. bei höheren Kompostgaben.
- Erhöhung der Bodentemperatur durch dunklere Färbung.
- Verringerung von Temperaturschwankungen bei sehr hohen Kompostgaben
- Durch Bodenmulch einerseits langsamere Erwärmung im Frühjahr und kühlender Effekt im Sommer.

### **3.6.4 Die Wirkung von Kompost auf physikalischen Bodeneigenschaften – tabellarische Übersicht**

### 3.6.4.1 Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf Bodenstruktur, Aggregatstabilität und Gefüge

Autoren	Versuchsbeschreibung	Material	Ergebnisse	Bemerkung
<b>Wirkung auf Aggregatstabilität und Bodenstruktur</b>				
Aggelides & Londra, 2000[SP333]	4 Varianten auf zwei Böden (Lehm/Ton) Grasbewuchs	0, 39, 78, 156 t MKK/ha, (1994) einmalig,	Lagerungsdichte verringerte sich signifikant bei beiden Böden um bis zu 20 (Lehm) bzw. 17% (Ton) bei höchster Gabe Aggregatstabilität erhöhte sich	Keine Aussage, ob Signifikanz auch für niedrigste Gabe gilt
Asche et al., 1994[SP334]	7 Löß-Parabraunerden; einmalige Kompostgabe	Je 30 t Frisch- und Fertigkompost, mit und ohne min. Düngung, Kontrolle	Lagerungsdichte verringerte sich nicht signifikant	
Asche & Steffens, 1995[SP335]	7 Löß-Parabraunerden; einmalige Kompostgabe	Je 30 t Frisch- und Fertigkompost, mit und ohne min. Düngung, Kontrolle	Aggregatstabilität (im Perkolationsversuch) erhöhte sich bei Fertigkompost um 56 % bei Frischkompost um 66 %, Unterschiede sind signifikant	
Bazoffi et al., 1998[SP336]	Tonig-lehmiger Boden; Wirkung v. Kompost und Bereifung auf Erosion u. Bodeneigenschaften	Einmalige Ausbringung von 64 t TS/ha	Kompost erhöhte Aggregatstabilität signifikant Lagerungsdichte nahm zu	Zunahme der LD aufgrund hohem Anteil an inertem Material (Glas)
Buchgraber, 2000[SP337]	Feld, 5 Jahre, 6 Standorte (1 Grünland)	Biokompost, Stallmistkompost, granulierter Biokompost	Bodenaggregatstabilität: Grünland: 90 %; 3 Ackerstandorte: 35 – 40 %, 20 – 30%, 10 – 15 %. NPK-Düngung reduzierte Stab. um 1-5%, granulierter Biokompost konnte sie annähernd halten. Effektive Stabilitätsverbesserung in 5 Jahren nur im Trend erkennbar.	Aggregatstabilität ↑
Buchmann, 1972[SP338]	Weinbergsboden, steinig-sandiger Lehm aus Schiefer	0-Parzelle, je 200 t/ha bzw. 400/200 t/ha Müllkompost 1959 und 1965	Bei hoher Gabe 1959 statistisch gesicherter Anstieg der Aggregatstabilität und geringere Lagerungsdichte	
Cole et al., 1995[SP339]	Schluffreicher Boden mit Pestiziden kontaminiert	kontaminierter Boden wurde mit unkontaminierten Boden bzw. mit GSK (Verdünnungen: kontaminierter Bd.: 0; 1,5; 6; 12,5; 25, 50; 100 %)	Kompostgabe reduzierte Schüttdichte.	Schüttdichte ↓

Autoren	Versuchsbeschreibung	Material	Ergebnisse	Bemerkung
Ebertseder & Gutser, 2003a[SP340]	Braunerdeboden, lehmig Versuch I: 3 Jahre Versuch II: 22 Jahre	Kontrolle jeweils ohne Kompost Versuch I: 84 t TM Biokompost in 2 Anwendungen Versuch II: 52 t bzw. 104 t TM Kompost alle 3 Jahre	Porenvolumen und –Verteilung: Kompostanwendung erhöht das Porenvolumen, hauptsächlich aufgrund Anstieg der weiten Grobporen > 50µm, leichter Anstieg der engen Grobporen zwischen 10 und 50µm bei Mittelporen (nFK !) und Feinporen ergab sich kein sign. Unterschied  Aggregatstabilität in beiden Versuchen durch Kompostanwendung erhöht	↑ Bodenbelüftung, ↑ Wasserinfiltration, ↓ Erosionsanfälligkeit
Fließbach et al., 2000[SP341]	Langzeit Feldversuch seit 1978; Vergleich biologisch-dynamische (D), organische (O) und konventionelle (K) Bewirtschaftung (DOK-Versuch) FF: Ka, WW, RoRü, WW, Ge, 2x KG Luvisol auf Löß	Zufuhr an org. Substanz über 7 Jahre (2. FF-Periode): (D1): 1010 kg/ha; (D2): 2.020 kg/ha in Form von MK <sub>R</sub> (O1) & (O2): RoM; (K1) & (K2): StaM jeweils ca 1.000 bzw. 2.000 kg/ha	Hohe Aggregatstabilität in gedüngten, niedrige in ungedüngten Varianten.	Aggregatstabilität ↑
Fortun & Fortun, 1996[SP342]	Labor, sandiger Lehm, toniger Lehm, Ton	BAK, KLSK, Rindermist, 0%, 0,5 % und 1 %	Sandiger Lehm: v. a. bei mit Wasser bzw. Benzenvorbehandelten Aggregaten deutliche Steigerung der Aggregatstabilität (2-6 % Punkte), v. a. von BAK, bei Benzenbehandlung auch deutlich für Mist und KLSK. Ton: Steigerungen von 2-5 % in versch. Varianten. Toniger Lehm: Steigerungen nur für Mist in niedriger Gabe und BAK in hoher Gabe (2-7 %).	Aggregatstabilität ↑
Hein, 2000[SP343]	Sandiger Schluff, Kompostprojekt Gumpenstein FF: Silomais-Sommergerste mit Kleegrasesaat-Kleegras im Hauptnutzungsjahr-Kartoffeln-Sommerroggen.	Varianten: Kompost; Rottemist; Gülle; NPK; PK. Als Düngungsbemessungsgrundlage 2 GVE/ha, Düngung kulturartenspezifisch Ausbringung im Frühjahr.	Insgesamt bei deutlichen Unterschieden zwischen den Kulturarten und innerhalb der Düngervarianten recht hohe Aggregatstabilität (65 – 75%), bei allen Kleegrasvarianten über 70 %. Mineralische Volldüngung weist geringste Aggregatstabilität auf, Unterschiede jedoch nur 2 – 3 %.	Aggregatstabilität ↑
Illera et al., 1999[SP344]	Feldversuch, 1 Jahr, randomisierter Block, 3 Wh., degradierter, semiarider Boden	Anaerob behandelter KLS und BAK (mit erhöhten Cd, Pb und Zn-Werten) 0 und 80	OBS 12 Monate nach Applikation leicht erhöht gegenüber Kontrolle, 26% bei BAK (sign.) und 12% bei KLS. BAK-Varianten dunklere Bodenfarbe. Leichte Erniedrigung der	



Autoren	Versuchsbeschreibung	Material	Ergebnisse	Bemerkung
		t/ha TM,	Teilchen- und Schüttdichte, leichte Erhöhung des Wassergehaltes. Gesamtgehalte Cd und Zn stiegen über 50%, Cu über 150% im Vergleich zur Kontrolle in 0-15 cm.	
Lamp, 1996[SP345]	Braunerden aus Lößlehm, mehrere Versuche m. MKK und BAK	Ausbringungsmengen zwischen 12 und 84 t TS/ha Jahr	Perkolationsstabilität nahm bei allen Versuchen signifikant zu; Ausnahme: MKK mit Ausbringungsmenge von 51 t TS/ha alle drei Jahre; Lagerungsdichte nahm bei Ausbringungsmengen von mehr als 20 t TS/Jahr signifikant ab	
Martins & Kowald, 1988[SP346]	Para-Braunerde, uL; FF: SW, Hafer, WW, SW; Kompostgabe im Zwei-Jahresrhythmus	6 Varianten. Kontrolle, 40, 80, 120 t Müllkompost ohne, 40, 120 t mit Min. Düngung	Aggregatstabilität steigt signifikant bei allen Kompostvarianten, zw. den Varianten keine statist. Unterschiede, bei 40 t Zugabe ~ um 30% erhöhte Stabilität. Lagerungsdichte nahm signifikant mit steigender Kompostgabe ab.	
Mbagwu & Piccolo, 1990[SP347]	5 Böden von sL bis T, untersucht wurden Aggregate	40 t TS /ha Schweine- bzw. 200 T/ha Rindergülle, bzw. 8 t TS/ha Klärschlamm	Aggregatstabilität wurde leicht erhöht: Lagerungsdichte verringert Kein Zusammenhang zw. Gehalt an Corg und Aggregatstabilität aber signifikante Beziehung zwischen Aggregatstabilität und Gehalt an Humus bzw. an Huminsäuren	Keine Aussage zur Signifikanz
Petersen & Stöppler-Zimmer, 1996[SP348]	IU und IS; FF. Weißkohl, Kartoffel, Getreide, Rote Beete	5 Varianten: Kontrolle, je 30 bzw. 100 t Frisch- und Fertigkompost	Fertigkompost zeigt bessere Wirkung auf Aggregatstabilität (als Anteil von Aggregaten zwischen 1- 2 mm) als Frischkompost. Frischkompost mit 30 t zeigt keine Wirkung, Frischkompost mit 100 t gleiche Wirkung wie Fertigkompost mit 30 t auf Aggregatstabilität. Porenvolumen wird signifikant durch Frischkompost (100 t) und beide Fertigkompostgaben erhöht, allerdings nur auf Sandboden	Keine statistische Signifikanz bei Aggregatstabilität
Reinhofer et al., 1997[SP349]	3 Jahre, Lockersedimentbraunerde und Pseudogley auf Staublehm, KM-SG-(Ra)-KM	NPK und BMK in verschiedenen Kombinationen	<i>Keine signifikanten Ergebnisse</i>	Aggregatstabilität
Steinlechner et al., 1996[SP350]	Sandiger Lehm, inhomogen, biol.	MK(172 kg N/ha) und Rottemist (93 kg N/ha) 1995	Kein Einfluss auf Bodentemperatur und Aggregatstabilität	Temperatur, Aggregatstabilität
Stewart et al.,	Feldversuch, sandiger Lehm,	0, 20, 40, 80 t /ha	Lagerungsdichte verringerte sich signifikant nur in der Variante	Schüttdichte ↓,

<b>Autoren</b>	<b>Versuchsbeschreibung</b>	<b>Material</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>Bemerkung</b>
1998c[SP351]	FF: Mais, Kohl, Kartoffel, Kohl	Pilzsubstratabfall vor jeder Saat	mit höchster Zugabe Aggregatstabilität war nach vier Gaben in allen Varianten signifikant höher als ohne Zugabe (um 13 – 16 %) Erniedrigung der täglichen <i>Temperaturschwankungen</i> ,	Aggregatstabilität ↑, Temperaturschwankungen ↓
Timmermann et al., 2003[SP352]	Kompost-Dauerversuch (8 bzw. 5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartzellen je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL, sL FF: Mais – WW - WG	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N-Gabe Stufe N2: 100 % der optimalen N-Gabe auf Basis der $N_{min}$ -Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationsdienst - NID).	Aggregatstabilität: relativ hohe Schwankungsbreiten der MW, insbesondere bei den Kontrollvarianten, allgemein betrachtet hat die Kompostanwendung einen positiven stabilisierenden Einfluss auf die Aggregatstabilität der Bodenaggregate.  Lagerungsdichte: Über den gesamten Beprobungszeitraum betrachtet, ist im Mittel aller Termine ein Rückgang der Lagerungsdichte bei Kompostanwendung für alle Standorte bei relativ hohen Schwankungen zu beobachten.	Aggregatstabilität, Lagerungsdichte

### 3.6.4.2 Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Wasserleitfähigkeit

Autoren	Versuchsbeschreibung	Material	Ergebnisse	Bemerkung
<b>Wirkung auf Wasserleitfähigkeit</b>				
Aggelides & Londra, 2000[SP353]	4 Varianten auf zwei Böden (Lehm/Ton) Grasbewuchs	0, 39, 78, 156 t MKK/ha, (1994) einmalig,	Porenvolumen und gesättigte Leitfähigkeit erhöhen sich signifikant, wobei Leitfähigkeit bei Ton und Porenvolumen bei Schluff stärker steigt  Anstieg v.a. bei Grobporen	Keine Aussage, ob Signifikanz auch für niedrigste Gabe gilt
Asche et al., 1994[SP354]	7 Löß-Parabraunerden; einmalige Kompostgabe	Je 30 t Frisch- und Fertigkompost, mit und ohne min. Düngung, Kontrolle	Porenvolumen und Anteil ein Grobporen erhöhte sich nicht signifikant. Bei Frischkompost wurde signifikante Erhöhung des Mittelporenanteils beobachtet. Feinporenanteil ging zurück	
Lamp, 1996[SP355]	Braunerden aus Lößlehm, mehrere Versuche m. MKK und BAK	Ausbringungsmengen zwischen 12 und 84 t TS/ha Jahr	Wasserleitfähigkeit erhöht sich bei allen Kompostgaben, aufgrund großer Streuung jedoch keine statistische Absicherung	
Mamo et al., 2000[SP356]	Freiland, 3 Jahre, lehmiger Sand, bewässerter Mais, Bodenfeuchte, Wasserhaltekapazität	0 und 90 t/ha 1993 und 1995, einmalige Gabe von 270 t/ha 1993.	Kompostgabe erhöhte nicht die im Labor gemessene Wasserverfügbarkeit. Einmalige, hohe Kompostgabe erhöhte im Jahr der Applikation den Wasserstress der Pflanze, führte aber nicht zu Ertragsminderung. Im 2. Jahr Erhöhung des pflanzenverfügbaren Wassers und des Kornertrags gegenüber den jährlichen Gaben und der Kontrolle.	
Martins & Kowald, 1988[SP357]	Para-Braunerde, uL; FF: SW, Hafer, WW, SW; Kompostgabe im Zwei-Jahresrhythmus	6 Varianten. Kontrolle, 40, 80, 120 t Müllkompost ohne, 40, 120 t mit Min. Düngung	Porenvolumen wird erhöht, signifikant aber erst bei 80 t /ha, weitere Steigerung bringt keine Erhöhung des GPV;  v. a. der Anteil weiter Grobporen wird erhöht, die Erhöhung bei enger Grobporen und Mittelporen ist nicht signifikant	
Petersen & Stöppler-Zimmer, 1995[SP358]	IU und IS; FF. Weißkohl, Kartoffel, Getreide, Rote Beete	5 Varianten: Kontrolle, je 30 bzw. 100 t Frisch- und Fertigkompost	Porenvolumen wird signifikant durch Frischkompost (100 t) und beide Fertigkompostgaben erhöht, allerdings nur auf Sandboden	Keine Aussagen welche Poren verstärkt vorkommen

### 3.6.4.3 Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf Infiltration und Erosion

Autoren	Versuchsbeschreibung	Material	Ergebnisse	Bemerkung
<b>Wirkung auf Infiltration und Erosion</b>				
Aggelides & Londra, 2000[SP359]	4 Varianten auf zwei Böden (Lehm/Ton) Grasbewuchs	0, 39, 78, 156 t MKK/ha, (1994) einmalig,	Porenvolumen und gesättigte Leitfähigkeit erhöhen sich signifikant, wobei Leitfähigkeit bei Ton und Porenvolumen bei Schluff stärker steigt	Keine Aussage, ob Signifikanz auch für niedrigste Gabe gilt
Asche et al., 1994[SP360]	7 Löß-Parabraunerden; einmalige Kompostgabe	Je 30 t Frisch- und Fertigkompost, mit und ohne min. Düngung, Kontrolle	Porenvolumen und Anteil an Grobporen erhöhte sich nicht signifikant. Bei Frischkompost wurde signifikante Erhöhung des Mittelporenanteils beobachtet. Feinporenanteil ging zurück	
Bazoffi et al., 1998[SP361]	Tonig-lehmiger Boden; Wirkung v. Kompost und Bereifung auf Erosion u. Bodeneigenschaften	Einmalige Ausbringung von 64 t TS/ha	Run-off und Abtrag wurden während einer dreijährigen Beobachtungsperiode reduziert, Signifikanz lag aber nicht immer vor	
Bosse, 1968[SP362]	Weinberg, 58 % Gefälle, 9 Jahre, Hanglehm aus Schieferton und Schiefersandstein, Messung von Wasserabfluss und abgeschwemmtem Boden	MüK, 1959: 200 bzw. 400 t/ha; 1965: 200 bzw. 200 t/ha	Bodenabtrag wurde dr. MüK auf 58,5% (400 t/ha) bzw. 33,3 % (600 t/ha) reduziert. Gesamtabfluss (Boden und Wasser) auf 77,1 und 55,1 % reduziert. Erodierter Boden der 0-Parzelle enthielt 29 % Ton, Kompostparzellen 24 % und 16 %.	Erosion ↓
Klaghofer et al., 1990[SP363]	Feldversuch, 4 Jahre, Weingarten, 5 – 8 ° Hangneigung, seichtgründig, kalkhaltig, hoher Sandanteil, erosionsgefährdet, Regensimulationsversuche	BMK 75 t/ha, 150 t/ha	Bei natürlichem Regenereignis (Starkniederschlagsereignis, 28,3 mm) im Sept. 1984 wurden in der Nullparzelle 11 t/ha, 75 t MK/ha 7 t/ha und in 150 t MK/ha 8 t/ha abgetragen. Mit Hilfe des MK konnte nur eine max. Abtragsverminderung von 40 % erreicht werden. Bei den Berechnungsversuchen 1984 wurde der höchste Bodenabtrag für die 150 BMK-Variante, der geringste für die 75 BMK-Variante gefunden, 1985 der geringste Bodenabtrag für die Null-Variante, der höchste für die 150 MK-Variante.	Erosion ↓
Lamp, 1996[SP364]	Braunerden aus Lößlehm, mehrere Versuche m. MKK und BAK	Ausbringungsmengen zwischen 12 und 84 t TS/ha Jahr	Porenvolumen und Anteil weiter Grobporen nahm signifikant zu bei Ausbringungsmengen von mehr als 20 t TS /ha/Jahr	
Martins & Kowald,	Para-Braunerde, uL;	6 Varianten. Kontrolle, 40, 80, 120 t Müllkompost	Porenvolumen wird erhöht, signifikant aber erst bei 80 t /ha, weitere Steigerung bringt keine Erhöhung des GPV;	

Autoren	Versuchsbeschreibung	Material	Ergebnisse	Bemerkung
1988[SP365]	FF: SW, Hafer, WW, SW; Kompostgabe im Zwei-Jahresrhythmus	ohne, 40, 120 t mit Min. Düngung	v. a. der Anteil weiter Grobporen wird erhöht, die Erhöhung bei enger Grobporen und Mittelporen ist nicht signifikant	
Ozols et al., 1997[SP366]	Parabraunerde-Pseudogley (Ut3), Regensimulator 62,7 mm/h vier Wochen nach Ausbringung von Kompost und Häcksel. Kontinuierliche Proben vom Oberflächenabfluss	100 m <sup>3</sup> FS/ha GSK, 10 t TS/ha BAK; Bodendeckung auf den Mulchparzellen: 75 – 90%, auf der 0-Parzelle: 15 – 30%.	Abflussraten: 7 – 8 l/m <sup>2</sup> *min. Die Mulchauflagen verringern Bodenabtrag erheblich: GSK 93%, Kompost 64% gegenüber der 0-Parzelle. Eine oberflächige Kompostanwendung ist auf erosionsgefährdeten Böden nicht zu empfehlen, das Eutrophierungspotenzial ist für den BAK deutlich höher als für GSK.	Erosion ↓
Petersen & Stöppler-Zimmer (1995[SP367])	IU und IS; FF. Weißkohl, Kartoffel, Getreide, Rote Beete	5 Varianten: Kontrolle, je 30 bzw. 100 t Frisch- und Fertigungskompost	Porenvolumen wird signifikant durch Frischkompost (100 t) und beide Fertigungskompostgaben erhöht, allerdings nur auf Sandboden	Keine Aussagen welche Poren verstärkt vorkommen
Schonbeck & Evanylo, 1998[SP368]	Feld, 5 Böden: IS, sL, L, uL, sL	Ohne Mulch, Grüngut Kompost, Rindenmulch (je 5 bzw. 10 cm dick)	Kompost hatte einen kühlenden Effekt auf den Boden, die Bodenfeuchte war unter Kompostmulch dank möglicher Infiltration und gleichzeitig verminderter Evaporation die höchste.	Temperatur ↓, Bodenfeuchte ↑
Stewart et al., 1998c[SP369]	Sandiger Lehm, FF: Mais, Kohl, Kartoffel, Kohl	0, 20, 40, 80 t Pilzsubstratabfall vor jeder Saat	Infiltrationsrate erhöhte sich nach vier Zugaben bei allen Stufen, aber nicht signifikant, (um 130 – 207 mm/h)  Verringerung der <i>Klumpen und Krustenbildung</i> (16 – 31 und 18 – 94 %) signifikant aber erst ab Zugabe von 40 t	Krustenbildung ↓, Infiltrationsrate ↑,
Strauss, 2003[SP370]	pseudovergleyte Lockersediment-Braunerde; Regensimulator: 1 mm/min für 1 h	Kontrolle, BMK, CMC Kompost in Mengen zwischen 12 und 24 Tonnen	Bodenverlust der Kompostvarianten = etwa 1/3 des Verlustes der Kontrolle früher einsetzender und höherer Abfluss bei der Kontrolle	Erosion ↓

### 3.6.4.4 Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Feldkapazität

Autoren	Versuchsbeschreibung	Material	Ergebnisse	Bemerkung
<b>Wirkung auf Feldkapazität</b>				
Aggelides & Londra, 2000[SP371]	4 Varianten auf zwei Böden (Lehm/Ton) Grasbewuchs	0, 39, 78, 156 t MKK/ha, (1994) einmalig,	Feldkapazität erhöht sich signifikant nur für Lehm	Keine Aussage, ob Signifikanz auch für niedrigste Gabe gilt
Asche et al., 1994[SP372]	7 Löß-Parabraunerden; einmalige Kompostgabe	Je 30 t Frisch- und Fertigungskompost, mit und ohne min. Düngung, Kontrolle	Porenvolumen und Anteil ein Grobporen erhöhte sich nicht signifikant. Bei Frischkompost wurde signifikante Erhöhung des Mittelporenanteils beobachtet. Feinporenanteil ging zurück	
Bohne et al., 1996[SP373]	Tiefgründige, entkalkte Parabraunerde aus Löß über Terrassenkies	BAK 785 dt/ha, 3000 dt/ha, Pferdemist 535 dt/ha	Gesamtporenvolumen und dabei Anteil der Grobporen nahm zu. Am Ende des 2. Jahres wies nur noch die Variante mit höherer Kompostgabe ein tendenziell höheres Porenvolumen auf, das jetzt aber auf einer Zunahme an Mittelporen im Vergleich zur Kontrolle beruhte.	Porenvolumen ↑
Eyras et al., 1998[SP374]	Gefäßversuch, Tomaten	Meeresalgenkompost in verschiedenen Raten auf verschied. Böden	Die Wasserhaltekapazität stieg im geringsten Fall um 5 % (bei 10 % Kompost), im höchsten Fall um 32 % (100 % Kompost) von 20 % (in gewaschenem Sand) bis zu 52,6% absolut (in der 100 % Kompost-Variante). In allen Kompostvarianten war der Ausfall an Pflanzen aufgrund von Wasserstress 0 % im Vergleich zu 83 % in der Kontrollvariante.	Wasserhaltekapazität ↑
Gagnon et al., 1998b[SP375]	Sandiger Lehm und Tonboden	4 Komposte mit 4 N-Stufen (0, 45, 90 u. 180 kg N/ha) 2 mal	Auf sandigem Lehm erhöhten höchste Gabe bei allen Komposten die Bodenfeuchte signifikant, keine Wirkung bei Tonboden	Ausbringmenge zw. 3 und 30 t TS in 2 Jahren
Lamp, 1996[SP376]	Braunerden aus Lößlehm, mehrere Versuche m. MKK und BAK	Ausbringungsmengen zwischen 12 und 84 t TS/ha Jahr	Keine Veränderung der Mittelporen festgestellt	
Martins & Kowald, 1988[SP377]	Para-Braunerde, uL; FF: SW, Hafer, WW, SW; Kompostgabe im Zwei-Jahresrhythmus	6 Varianten. Kontrolle, 40, 80, 120 t Müllkompost ohne, 40, 120 t mit Min. Düngung	Porenvolumen wird erhöht, signifikant aber erst bei 80 t /ha, weitere Steigerung bringt keine Erhöhung des GPV; v. a. der Anteil weiter Grobporen wird erhöht, die Erhöhung bei enger Grobporen und Mittelporen ist nicht signifikant	

Petersen & Stöppler-Zimmer (1995[SP378])	IU und IS; FF. Weißkohl, Kartoffel, Getreide, Rote Beete		Porenvolumen wird signifikant durch Frischkompost (100 t) und beide Fertigkompostgaben erhöht, allerdings nur auf Sandboden	Keine Aussagen welche Poren verstärkt vorkommen
Pickering et al., 1997[SP379]	Mulch auf sandigem Tonboden	Kontrolle, PE(Polyethylen-Mulch), 2 Komposte (Klärschlamm+Rinde; MSW)	Mulch erhöht Bodenfeuchte signifikant in Sommermonaten, Grüngut besser als Rindenmulch	Keine Angaben von Daten
Pinamonti, 1998[SP380]	Feld, 6 Jahre, Weingarten, Kalkboden, 15 % Hangneigung, halbsandig, steinig	5 Varianten: Kontrolle, je 30 bzw. 100 t Frisch- und Fertigkompost	Beide Komposte verbesserten die Porosität sowie die Wasserhaltefähigkeit des Bodens.	Porosität ↑, Wasserhaltefähigkeit ↑
Pinamonti & Zorzi, 1996[SP381]	Feldversuch seit 1986, 16 Weingärten, 14 Obstgärten, und beschädigte Flächen (Schipisten, verwüstete Straßen, verlassene Steinbrüche, ausgelaugte Landstriche)	MüK und KLSK (KLS: Pappelrinde 1:2 vol), verschiedene Ausbringungsarten und -mengen	Signifikante Erhöhung des verfügbaren Bodenwassers und der Porosität.	
Schonbeck & Evanylo, 1998[SP382]	Feld, 5 Böden: IS, sL, L, uL, sL	Ohne Mulch, Grüngut Kompost, Rindenmulch (je 5 bzw. 10 cm dick)	Kompost hatte einen kühlenden Effekt auf den Boden, die Bodenfeuchte war unter Kompostmulch dank möglicher Infiltration und gleichzeitig verminderter Evaporation die höchste.	Temperatur ↓, Bodenfeuchte ↑
Serra-Wittling et al., 1996[SP383]	Toniger Schluff	Kompost, Plastik, Heu, Papier-Mulch	Feldkapazität erhöhte sich signifikant	Extrem hohe Zugaben, Ziel war Wirkung in Substraten
Shiralipour et al., 1996[SP384]	Glashaus, Brokkoli, Salat, Ertrag, Wasserhaltekapazität; Lehmiger Sand, Lehm und toniger Lehm	Yard waste feedstock mit Bioabfällen; 0, 15, 30 und 60 t TM/acre	Erhöhung der Wasserhaltekapazität bei 60 t TM/acre um 15 % im sandigen Lehm, 14 % im Lehm, 5 % im tonigen Lehm.	
Smith, 1996[SP385]	Landesweites Untersuchungsprogramm in Florida	Verschiedene MüK bzw. BAK mit und ohne KLS	Bodenwasserspeicherung erhöht	
Steffen et al., 1994[SP386]	3-jähriger Feldversuch; FF: Tomaten-Zuckermais-Bohne-Brokkoli/Kohl; 3 Wh.	Einmalige Gabe 1990: 64 t TM/ha SMC; 57 t TM/ha RoM (= je 2.700 kg N/ha [!]), NPK. Einarbeitung 20 cm,	1990: nicht signifikante Erhöhung des durchschnittlichen verfügbaren Bodenwassergehaltes, 1991: verfügbarer Bodenwassergehalt um 2,7 mal höher als ohne Kompostdüngung.	

	schluffiger Lehm	NPK mit schwarzer PE-Folie; SMC und RoM mit 10 cm Stroh gemulcht. In den Folgekulturen wurde nur in NPK-Parzellen nach Kulturbedarf gedüngt.		
Stewart et al., 1998c[SP387]	Feldversuch, feiner, sandiger Lehm, 2 Jahre, Gemüse	0, 20, 40, 80 t/ha Pilzsubstratabfall vor jeder Saat	Verringerung der <i>Schüttdichte</i> , Erhöhung der <i>Aggregatstabilität</i> (um 13 – 16 %), Verringerung der <i>Klumpen und Krustenbildung</i> (16 – 31 und 18 – 94 %), Erhöhung der <i>Infiltrationsrate</i> (um 130 – 207 mm/h), Erhöhung des <i>Bodenwassergehalts</i> ( um 0 – 7 % w/w), Erniedrigung der täglichen <i>Temperaturschwankungen</i> , teilweise erst bei 80 t/ha.	Schüttdichte ↓, Aggregatstabilität ↑, Krustenbildung ↓, Infiltrationsrate ↑, Wassergehalt ↑, Temp.
Stewart et al., 1998b[SP388]	Inkubationsversuch, Lysimeter am Feld, sandiger Lehm, FF: Mais, Kohl, Kartoffel, Kohl	Boden mit Kompostmischung von 10, 30 und 100 % Frischmasse	Keine Wirkung auf Feldkapazität und Bodenfeuchte	
Tenholtern, 1997[SP389]	Großparzellenanlage 3 Jahre, ohne Wh., Kultsol, einmalige Aufbringung	SMC 0, 20, 40, 80 t/ha feucht mit und ohne NPK; 0, 40, 120 und 360 t/ha Frischsubstanz	Signifikante Erhöhung der Mittelporen (10-0,2 µm) erst bei Gabe von 360 t/ha	
Timmermann et al., 2003[SP390]	Kompost-Dauerversuch (8 bzw. 5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartellen je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL, sL FF: Mais – WW - WG	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N-Gabe Stufe N2: 100 % der optimalen N-Gabe auf Basis der Nmin-Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationsdienst - NID).	kein einheitlicher Trend zu einem Anstieg der nutzbaren Feldkapazität.  Standortspezifisch kompostbedingte Änderungen des Porenspektrums	



### 3.6.4.5 Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf den Lufthaushalt

Autoren	Versuchsbeschreibung	Material	Ergebnisse	Bemerkung
<b>Wirkung auf Gasdiffusion</b>				
Aggelides & Londra, 2000[SP391]	4 Varianten auf zwei Böden (Lehm/Ton) Grasbewuchs	0, 39, 78, 156 t MKK/ha, (1994) einmalig,	Anteil weiter Grobporen erhöht sich signifikant, wobei Anteil bei Schluff stärker steigt	Keine Aussage, ob Signifikanz auch für niedrigste Gabe gilt
Asche et al., 1994[SP392]	7 Löß-Parabraunerden; einmalige Kompostgabe	Je 30 t Frisch- und Fertigungskompost, mit und ohne min. Düngung, Kontrolle	Porenvolumen und Anteil an Grobporen erhöhte sich nicht signifikant.	
Buchmann, 1972[SP393]	Weinbergsboden, steinig-sandiger Lehm aus Schiefer	0-Parzelle, je 200 t/ha bzw. 400/200 t/ha Müllkompost 1959 und 1965	Bei hoher Gabe 1959 statistisch gesicherter Anstieg der Grobporen	
Lamp, 1996[SP394]	Braunerden aus Lößlehm, mehrere Versuche m. MKK und BAK	Ausbringungsmengen zwischen 12 und 84 t TS/ha Jahr	Porenvolumen und Anteil weiter Grobporen nahm signifikant zu bei Ausbringungsmengen von mehr als 20 t TS /ha/Jahr	
Martins & Kowald, 1988[SP395]	Para-Braunerde, uL; FF: SW, Hafer, WW, SW; Kompostgabe im Zwei-Jahresrhythmus	6 Varianten. Kontrolle, 40, 80, 120 t Müllkompost ohne, 40, 120 t mit Min. Düngung	Porenvolumen wird erhöht, signifikant aber erst bei 80 t /ha, weitere Steigerung bringt keine Erhöhung des GPV; v. a. der Anteil weiter Grobporen wird erhöht, die Erhöhung bei enger Grobporen und Mittelporen ist nicht signifikant	
Tenholtern, 1997[SP396]	Großparzellenanlage 3 Jahre, ohne Wh., Kultsol, einmalige Aufbringung	SMC 0, 20, 40, 80 t /ha feucht mit und ohne NPK; 0, 40, 120 und 360 t/ha Frischsubstanz	Signifikante Erhöhung der weiten Grobporen (>50 µm) bereits bei Gabe von 40 t/ha	
Timmermann et al., 2003[SP397]	Kompost-Dauerversuch (8 bzw. 5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartzellen je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL, sL FF: Mais – WW - WG	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N-Gabe Stufe N2: 100 % der optimalen N-Gabe auf Basis der Nmin-Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationsdienst - NID).	standortspezifisch verschiedene Kompostwirkungen auf das Luftvolumen (Anstieg bzw. auch Tendenz zu Rückgang)	

### 3.6.4.6 Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Bodentemperatur

Autoren	Versuchsbeschreibung	Material	Ergebnisse	Bemerkung
<b>Wirkung auf Bodentemperatur</b>				
Baldock & Nelson, 1999[SP398]			Mulch kann auch zur langsamerer Erwärmung im Frühjahr führen	
Hartmann (2003[SP399]) zit nach Mayer FAL	Podsol und Parabraunerde	Kompostdüngung 60 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	dunklere Färbung - am Tage etwas mehr Energieaufnahme; während Nacht weniger Energie abgestrahlt → ausgeglichene Tagesstrahlungsbilanzamplitude. Oberflächentemperatur: leichter Podsol keine Unterschiede, Parabraunerde tendenziell höher bei Kompostdüngung Mittlere Boden-Temperaturen in 3 cm und 5 cm Bodentiefe: keine Unterschiede; Minimaltemperaturen bei kompostgedüngten Varianten leicht erhöht. → Temperaturamplitude etwas ausgeglichener. Bis zwei Tage nach Kompostapplikation bewirkt Mulchschicht Verringerung der Tagesmaxima um 1 – 2 °C in 3 und 5 cm Bodentiefe, reduzierte Temperaturabstrahlung in der Nacht	
Pickering et al., 1997[SP400]	Mulch auf sandigem Tonboden	Ohne Mulch, Grüngut Kompost, Rindenmulch (je 5 bzw. 10 cm dick)	Mulch verringert Bodentemperatur signifikant in Sommermonaten, Signifikanz bei Grüngutkompost nur im Mai	Keine Angaben von Daten
Pinamonti, 1998[SP401]	uS, Weinbergsboden, Kompost als Mulch	2 Komposte, 37 bzw. 42 t TS/ha	Mulch verringerte im Hochsommer Bodentemperatur um ca. 1° C und erhöhte sie im Frühsommer und Spätsommer um ca. 1° C im Vergleich zu nicht gemulchter Variante	
Poletschny, 1995[SP402]			Kompostdüngung führt zu Humusanreicherung → dunklere Färbung von Böden → bessere Erwärmung v. a. im Frühjahr (bis 1° C)	Keine Angaben von Versuchen
Schonbeck & Evanylo, 1998[SP403]	Feld, 5 Böden: IS, sL, L, uL, sL	Kompost, Plastik, Heu, Papier-Mulch	Kompost hatte einen kühlenden Effekt auf den Boden.	Temperatur ↓, Bodenfeuchte ↑
Stewart et al., 1998c[SP404]	Sandiger Lehm, FF: Mais, Kohl, Kartoffel, Kohl	0, 20, 40, 80 t Pilzsubstratabfall vor jeder Saat	Bei höchster Zugabe verringerten sich Temperaturschwankungen im Boden	

Abkürzungen: MKK: Müll-Klärschlamm-Kompost, LD: Lagerungsdichte, TS: Trockensubstanz, BAK: Bioabfallkompost, FF:Fruchtfolge, SW/WW: Sommer-/Winterweizen, GPV: Gesamtporenvolumen

### **3.7 Schwermetalle – Anreicherung, Löslichkeitsverhalten, Aufnahme durch die Pflanze**

#### **3.7.1 Schwermetalle – Sorption und Löslichkeit**

Die OBS hat wahrscheinlich die größte und stärkste Bindungskapazität für die meisten Spurenmetalle von allen Bodenkomponenten (mögliche Ausnahmen sind einige nicht-kristalline Minerale mit sehr großen Oberflächen). Als Konsequenz davon findet man häufig statistisch signifikante Korrelationen zwischen der Löslichkeit von Spurenmetallen wie Cu, Hg und Cd und dem Gehalt an organischer Masse.

Holmgren et al. (1993<sub>[SP405]</sub>) zeigte z. B. für eine Reihe von Böden aus den USA eine Korrelation zwischen Cd-, Cu-, Zn-, Pb- und Ni-Gehalten und dem Gehalt an organischer Masse. Die höchste Korrelation fand man für den Gesamt- Cd-Gehalt und die OBS:

$$Cd_T = 0,10 + 0,0094 \text{ SOM} \quad r = 0,51 \quad (P < 0,01)$$

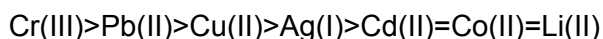
Die Beziehung hängt möglicherweise mit der Bio-Akkumulation und dem Speichervermögen gegen die Langzeitauswaschung zusammen.

Die funktionellen Gruppen in der OBS, im Prinzip Karboxyle und Phenole aber auch Amine, Carbonyl und Sulfhydryl sind der Schlüssel für die Metallbindung. Die Bindungsstärke dieser funktionellen Gruppen variiert beträchtlich. Hohe Metallgaben fördern die Bindung an die predominanten Gruppen (Karboxylgruppen). In diesem Fall wird bei Cu häufig eine schwache Bindungsstärke gefunden.

#### **3.7.2 Metalladsorptionsraten der OBS**

Huminstoffe bilden mit Metallen im wesentlichen Komplexe und Chelate unterschiedlicher Stabilität. Hierdurch ergibt sich eine variierende Mobilität unter den verschiedenen Bodenbedingungen. Vor allem Wärme und Wasserhaushalt des Bodens regulieren die Vorgänge der Oxid-Reduktion von Schwermetallen und (ganz generell) auch des Humusabbaus. Ein anderer wichtiger Faktor ist die Tiefe und die Intensität der Bodenbearbeitung, welches einen Einfluss hat auf die Art des Kontaktes und der Reaktionen zwischen Metallen und Bodenpartikel und deren reaktiven Oberflächen (Pertuzzelli & Pezzarossa, 2003<sub>[SP406]</sub>)

Die Sorptionsreaktionen mit der OBS entsprechen im allgemeinen dem folgenden Muster:



Generell neigen die Metalle, die am stärksten an die OBS gebunden sind auch dazu, am schnellsten adsorbiert zu werden. Die meisten Metalle ( $Pb^{3+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$  und  $Fe^{3+}$ ) sind im Komplex mit der OBS wenig labil. Im Gegensatz dazu zeigen Metalle wie  $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$  und  $Co^{2+}$ , die mit gelösten Humin- oder Fulvosäuren komplexiert sind, eine große Labilität. Die Labilität reagiert besonders empfindlich auf den pH-Wert und auf das metall/organische Verhältnis indem sie mit steigendem pH und sinkendem metall/organischem Verhältnis abnimmt.

#### **3.7.3 Konzepte zur nachhaltigen Kompostverwertung**

Die gesetzlich zugelassenen Schwermetalleinträge, die bei der meist Kompostanwendung toleriert werden, überschreiten in der Regel die mittleren Entzüge landwirtschaftlicher Kulturen

(Gäth, 1998<sub>[SP407]</sub>). Die Folgen dieser Bilanzungleichgewichte werden sehr kontrovers diskutiert. Auf der einen Seite werden Versuche mit kurz- bis mittelfristiger Laufzeit herangezogen, die keine Änderungen im Schwermetallstatus der Böden zeigen. Zum anderen werden Zeiträume von wenigen bis mehreren Jahrhunderten diskutiert, bis zu denen ein Erreichen der maximal tolerierbaren Gesamt-Schwermetallgehalte (kritische Schwellenwerte, Vorsorgewerte etc.) im Boden erwartet werden kann (Gäth, 1998<sub>[SP408]</sub>; Sauerbeck, 1994<sub>[SP409]</sub> und 1995<sub>[SP410]</sub>). Da die Schwermetalle in der Regel im Boden wenig mobil sind und in vielfältiger Form mit der Festphase des Bodens reagieren können (Scheffer & Schachtschabel et al., 1998<sub>[SP411]</sub>), führt der Bilanzüberschuss zwischen Zufuhr und Entzug zu einem Anstieg der Konzentrationen im Boden, der je nach Bilanzüberschuss, der Pflugtiefe und der Bodendichte zu unterschiedlichen Gehaltsänderungen beiträgt (Gäth, 1998<sub>[SP412]</sub>). Die zentrale Frage für die Regelung einer nachhaltig die grundlegenden Bodenfunktionen nicht beeinträchtigende Kompostverwertung lautet demnach: Können gewisse Schwermetallanreicherungen durch die Zufuhr externer Düngemittel (zusätzlich zum Eintrag durch diffuse Luftdeposition) toleriert werden, solange nach dem Prinzip der Vorsorge abgeleitete Schwellenwerte für die multifunktionale Nutzung von Böden nicht überschritten werden?

Der Logik des ökologisch und an den Schutzgütern orientierten Schwellenwertes folgend, kann diese Frage nur mit Ja beantwortet werden, wenn zugleich das Minimierungsgebot aufrecht bleibt, das da heißt: Erzielung der best möglichen Qualität durch den Ausschluss belasteter Ausgangsmaterialien und die Anwendung eines durchgängigen Qualitätsmanagement und Zertifizierungssystems in der getrennte Sammlung und Kompostierung der in Frage kommenden biogenen Abfälle.

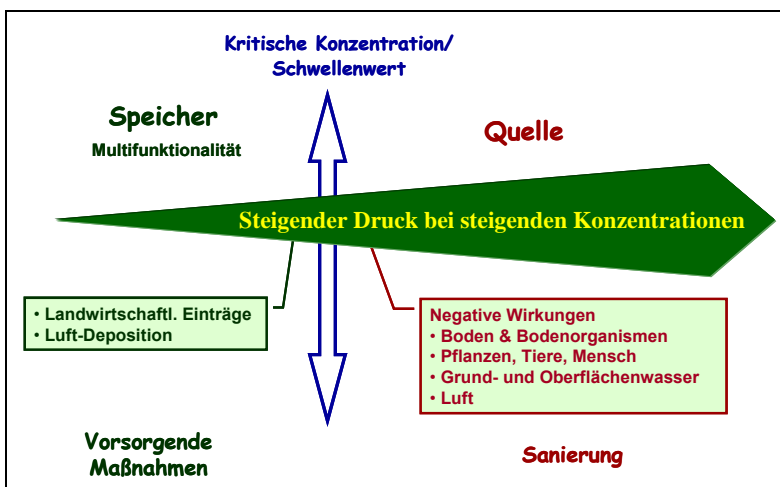


ABBILDUNG 3-26: KRITISCHE KONZENTRATIONEN BZW. SCHWELLENWERTE ENTSCHEIDEN, OB DER BODEN ALS SENKE ODER ALS QUELLE VON MÖGLICHEN SCHADSTOFFEN FUNGIERT (GUPTA, 1999<sub>[FA413]</sub>)

pflanzen, Nutz-, Wildtiere und Mensch) gelangen.

Die Frage, wo dieser Schwellenwert liegt, hängt von einer Vielzahl von bodenspezifischen Parametern ab (siehe auch oben), im wesentlichen aber von Parametern die die Speicherung (Fixierung) oder Löslichkeit von Elementen beeinflussen (zB Sorptionskapazität des Ton/Humuskomplexes, pH-Wert, Redoxpotenzial, Wasserhaushalt).

Damit wird klar, dass für die Beurteilung der Nachhaltigkeit langfristiger Düngungsmaßnahmen hinsichtlich einer möglichen Schwermetallanreicherung – neben der unzweifelhaften Feststellung des ökologischen/landwirtschaftlichen Nutzens – die Orientierung und Schadstoff-Vorsorgewerten für Böden das zentrale Ansatzpunkt sein müssen.

Ob ein potenzieller Schadstoff tatsächlich eine negative Auswirkung auf ein Umweltkompartiment oder den Menschen hat, hängt von der Konzentration und Löslichkeit (Mobilität) im Bodensystem ab.

Diese kritische Konzentration ist jene Schwelle, an der sich entscheidet, ob der Boden als Senke dient (und so die Umwelt vor dem „Wirksamwerden“ des Schadstoffes schützt) oder zur Quelle des Schadstoffes wird, von der aus die Substanzen direkt über verschiedene Pfade zu den *Schutzgütern* (zB Bodenorganismen, Grund- und Oberflächenwasser, Nahrungs- und Futter-

Das von Amlinger et al. (2004) vorgeschlagene Konzept ist hier kurz zusammengefasst.

### 3.7.3.1 Mögliche Wege der Risikobewertung

Hinsichtlich der Risikobewertung der Anwendung von sekundären Reststoffen in der Umwelt und der hiervon abgeleiteten Grenzwerten finden wir drei grundlegende Herangehensweisen:

- 1.) Das NOAEL Konzept → No Observable Adverse Effect Level
- 2.) Das Konzept einer ausgeglichenen Massenbilanz im Sinne von *Eintrag = Austrag* (Vorsorge Prinzip)
- 3.) Mischkonzepte

Das *NOAEL Risk Assessment* wurde durch das *US EPA Part 503 Risk Assessment* für die Verwertung von Klärschlamm "berühmt". 14 verschiedenen Wirkungspfade wurden hinsichtlich des jeweils betroffenen Risikos für die Beeinträchtigung des betroffenen *Konsumenten (Schutzgutes)* untersucht. Ein wesentlicher Kritikpunkt sind hier die getroffenen Annahmen, die einen langfristigen Bodenschutz im Sinne der Qualitätserhaltung zu wenig oder nicht berücksichtigen. Für „*Qualitätsschlamm*“ resultierte zB eine zulässige Jahresfracht von 1.900 g Cd ha<sup>-1</sup>, das entspricht einem Cd-Anstieg von ca. 0,63 mg Cd kg<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>.

Die zugrundeliegende Philosophie lautet hier: Boden kann solange als Schadstoffsene fungieren, als kein „(gesundheitlicher) Schaden“ in der Nahrungskette auftritt. Das Schutzgut Boden existiert als solches gar nicht!

Im Gegensatz dazu konzentriert sich das Konzept der zumindest *ausgeglichenen Massenbilanz* für potenzielle Schadstoffe in erster Linie auf den Boden und seine landwirtschaftlich zweckorientierten Funktionen. Damit sind alle möglichen Einträge in den Boden (auch in engem Konnex mit dem Schutzgut Grundwasser) vorsorgend vor dem Hintergrund abschätzbarer zukünftiger Belastungen zu bewerten bzw. zu begrenzen. In seiner puristischsten Auslegung heißt das Ziel: kein Eintrag, in einer ersten „Toleranzstufe“ keine Erhöhung des Schadstoffpools im Boden, wobei meist tolerierbare (nicht verhinderbare) Austräge über Auswaschung und Abfuhr von Erntegut gegengerechnet werden. Eine solche „*no net accumulation*“ Strategie würde in einer reinen Frachtenbetrachtung und auch im Falle von qualitätsgesicherten Komposten zu maximalen Aufwandsmengen von ca. 2-3 Tonnen TM ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> führen und somit die eigentlich angestrebten Nutzwirkungen von Kompost als Bodenverbesserungs- oder organisches Düngemittel konterkarieren.

Ein anderer in diesem Zusammenhang vorgeschlagener Weg ist die Festlegung der Grenzwerte für Komposte auf einem Niveau, bei welchem bei angenommenen Nutzfrachten (zB für Phosphor) eine Schadstofffracht eingehalten wird, die im Boden keine positive Schadstoffbilanz ergäbe. Dieser auf Vorschlag des UBA Berlin und des deutschen Umweltministeriums für die drei Bodenarten Sand, Schluff und Ton basierend auf der Bundes-Bodenschutzverordnung in Deutschland heftig diskutierte Weg (Stichwort „Gleiches zu Gleichen“) würde, wie vielfach vorgerechnet für Sandböden nahezu 100 % für Lehm Böden 50 % der Biokomposte ausschließen.

Das Beispiel Österreichischer Kompostdaten in Relation zu den Grenzwerten der EU Biolandbau Verordnung, die als *Klasse A+* in die Österreichische KompostVo eingegangen ist, zeigt eine ähnlich problematische Situation (Amlinger & Peyr, 2001<sub>[FA414]</sub>). Es würden nur 38,9% von 582 Bioabfallkomposten (BAK) dieser Mindestanforderung entsprechen. Dabei entsprechen Komposte aus Städten nur zu 20-26%, während für ländliche Gebiete die Quote bei 44,5% liegt. Bei 61 % von insgesamt 501 BAK, die die Grenzwerte nicht erfüllten, wurde untersucht inwieweit einzelne Schadstoffe zu der Überschreitung der Grenzwerte beitragen. Die begrenzenden Metalle waren Pb, Zn und Ni, die mit einem Anteil von 50%, 49% und 41% der Proben zur Grenzwertüberschreitung beitragen.

### 3.7.3.2 Eine nutzen- und vorsorgeorientierte Annäherung an europäische Grenzwerte für Komposte

In einer Studie für die EU Kommission (Amlinger et al., 2004) wurde ein *Mischkonzept* herangezogen, das einerseits das Notwendige mit Blick auf den langfristigen Bodenschutz gemeinsam mit dem Erwünschten aus den nutzbringenden Qualitätseigenschaften von Kompost mit dem, was qualitativ über Getrenntsammlung und Qualitätsmanagement in der Bioabfallkompostierung erreichbar ist, kombiniert.

Die langfristige qualitative Veränderung von Böden durch das landwirtschaftliche Management und durch externe diffuse Einträge ist neben der Erkenntnis bzw. wissenschaftlichen Akzeptanz von sogenannten Vorsorgewerten für langfristige Multifunktionalität von Böden entscheidend.

In einer sorgfältigen Abwägung von Nutzen und Vorsorge wurde ein 4-Schrittekonzept zur Beurteilung der nachhaltigen Anwendung von Komposten und anderen zur Bodenverbesserung und Düngung eingesetzter primärer oder sekundärer Materialien vorgeschlagen.

#### **Schritt 1: Identifizierung des spezifischen Nutzens für das System Boden-Pflanze**

Der agronomische und auf die erwünschten Bodenfunktionen orientierte Nutzen folgt dem Grundsatz der guten landwirtschaftlichen Praxis [GLP] (zB ausreichende Zufuhr von Nährstoffen und organischer Substanz, Verbesserung von Bodenstruktur und Wasserhaushalt, Ertragswirkung etc.). Abgefragt können aber auch weitere Umweltaspekte wie die Verringerung von N<sub>2</sub>O Emissionen oder Nitrat-Auswaschung.

Kurz-, mittel- und langfristige Nutzeffekte müssen einbezogen werden (zB unmittelbare Pflanzenernährung/Düngewirkung vs. langfristige Bodenverbesserung). Auch die unterschiedliche Sorptions- und Mobilisierungsdynamik verschiedener N-Quellen (zB die gänzlich unterschiedliche N-Wirkung von Mineraldünger – Gülle – Mist – Kompost) sollten durch eine flexible Beurteilung der möglichen Stickstofffrachten berücksichtigt werden (Amlinger et al., 2003a; Amlinger et al. 2003b<sup>[DFA415]</sup>, Timmermann et al. 2003).

Hieraus ergibt sich für jedes Dünge- bzw. Bodenverbesserungsregime eine optimierte, nutzenorientierte Ausbringungsmenge unter den mannigfaltigen Bedingungen (Fruchtfolge, Bodeneigenschaften, Klima, Grundwasserdynamik etc.).

#### **Schritt 2: Identifizierung potenzieller Schadstoffe im Dünge/Bodenverbesserungsmittel die durch wiederholte Aufbringung negative Auswirkungen auf das Agrar-Ökosystem haben können**

Hierbei geht es um eine kurz-, mittel- und langfristige Abschätzung möglicher negative Effekte unter Annahme realistischer Anwendungsszenarien die bereits die Vorgaben der GLP zur Optimierung des Nutzens einbeziehen.

Es ist eine mögliche Anreicherung von Schadstoffen im Boden gegenüber wissenschaftlich abgeleiteten kritischen Schwellenwerten (Vorsorgewerten) für die landwirtschaftliche bzw. multifunktionelle Nutzung des Bodens darzustellen und zu beurteilen.

ZB für Schwermetalle, die keiner Umwandlung sondern nur Vorgängen der Ad- und Desorption, der Auswaschung und der Pflanzenaufnahme unterliegen, ist diese Übung relativ einfach. Zumindest im Falle von Kupfer und Zink (eingeschränkt auch Chrom) ist deren Bedeutung als essentielle Spurenelemente mit zu berücksichtigen. Aber auch hier gilt wie bei allen Nährstoffen: ein *Zu Viel* ist zwischen Boden- und Pflanzenernährung und möglichen Überschüssen mit unerwünschten Auswirkungen auf Nahrungsmittel- oder Wasserqualität zu beurteilen.

Im Fall von organischen Schadstoffen ist eine solche Abwägung im Sinne einer Risikobeurteilung bedeutend komplexer. Nichtsdestoweniger sind die Kenntnisse über mögliche Konzentrationen bekannter Schadstoffe, Konzentrations-Dosis Relationen, relevante Pfade zu

Schutzgütern, Abbau- und Bindungs-/Fixierungsverhalten zu berücksichtigen. Der wesentliche Punkt hierbei ist jedoch zunächst die Feststellung der mengenmäßigen Relevanz eines potenziellen Schadstoffs.

### **Schritt 3: Bestimmung des begrenzenden Faktors und Ableitung eines vorsorgeorientierten Anwendungsregimes**

Nun erfolgt die Abwägung des Nutzens (Dünge- bzw. Bodenverbessernde Effekte) [Schritt 1] mit der mittel- und langfristigen Anreicherung von Schadstoffen gegenüber vorsorgeorientierten Bodenwerten [Schritt 2]. Aus dieser Abwägung kann schließlich ein Anwendungsregime abgeleitet werden, dass ein nachhaltiges Nährstoff und Humusmanagement mit einer ökologisch orientierten Schadstoffbetrachtung verbindet. Dabei geht es nicht mehr in erster Linie um absolute Schadstofffrachten oder Eintrags-Austrags Bilanzen, sondern um die Abwägung akzeptabler Schadstoffanreicherungen vor dem Hintergrund kritischer Vorsorge-Schwellenwerte für die Nutzung von Böden (zB nach ÖNORM L 1075 oder Bundes-Bodenschutzverordnung in Deutschland, BBodSchV, 1999)

### **Schritt 4: Ergreifen von Maßnahmen die sich eventuell aus Schritt 3 ergeben**

Diese können sein

1. Weitere Reduktion des Eintrags durch Absenkung der Schadstoffkonzentration im Dünge- / Bodenverbesserungsmittel (Kompost) durch technologische Maßnahmen (saubere Herkünfte, getrennte Sammlung, konsequente Anwendung von Qualitätsmanagement- und Qualitätssicherungssystemen in der Herstellung und Produktzertifizierung)
2. Limitierung der Ausbringungsmenge  
oder
3. Anwendung der guten landwirtschaftlichen Praxis (GLP) als Anwendungsrichtschnur und zugleich Beachtung, dass ökologisch abgeleiteten kritische Vorsorge-Konzentrationen im Boden langfristig nicht überschritten werden.
4. Festlegung von Grenzwerten in Dünge- / Bodenverbesserungsmitteln unter Berücksichtigung von Toleranzen für regionale, saisonale, Beprobungs- und analytische Varianzen

Unter Annahme von Szenarien, in denen wir auch eine langsame und kontrollierte Veränderung des Schadstoffgehaltes in Böden akzeptieren, welche aber insgesamt die ökologische Funktion der Böden nicht beeinträchtigt, würden mit einem solchen Konzept

1. sämtliche Vorteile und Nutzaspekte der Humusdüngung und Bodenverbesserung durch Kompost für das Boden-Ökosystem zum tragen kommen
2. ein Anreiz geschaffen werden (vor allem europaweit) für die Anwendung der besten verfügbaren Technologie der getrennten Sammlung und Kompostierung, um die höchst mögliche Qualität in der Komposterzeugung zu Entwickeln bzw. gewährleisten. Letzteres würde durch zu strenge Grenzwert- oder Frachtenkonzepte (zB „*Gleiches zu Gleichem*“) zu dem wissenschaftlich nicht begründbaren Ausschluss eines großen Anteils an Komposten (oder anderer Materialien) auch wenn sie aus getrennt gesammelten biogenen Abfällen und Grünschnitt stammen, führen. Damit würde man auf die umfassenden Nutzwirkungen zB der Humusreproduktion verzichten und die dienwertvolle Ressource natürlicher organischer Rückstände ungenutzt lassen.

Auf Basis dessen muss eine reine Betrachtung der Schadstofffrachten als zwar einfaches aber boden- und agrarökologisch unsachgemäßes Konzept abgelehnt werden.

Vor dem Hintergrund von wissenschaftlich abgeleiteten "Nachhaltigkeitswerten" für Böden bedarf es der Definition der nachhaltig nutzbringenden Kompostaufbringung auf Basis der wichtigsten wertgebenden Bestandteile. Stellvertretend werden hier folgende Bestandteile herangezogen – die u.U. auch als limitierende Faktoren wirken können: N, P, Organische Substanz.

Auf Basis dessen muss eine reine Betrachtung der Schadstofffrachten als zwar einfaches aber Boden- und Agrarökologische unsachgemäßes Konzept abgelehnt werden.

Vor dem Hintergrund von wissenschaftlich abgeleiteten "Nachhaltigkeitswerten" für Böden bedarf es der Definition der nachhaltig nutzbringenden Kompostaufbringung auf Basis der wichtigsten wertgebenden Bestandteile. Stellvertretend werden hier folgende Bestandteile herangezogen – die u.U. auch als limitierende Faktoren wirken können: N, P, Organische Substanz.

Folgende Annahmen wurden für die Szenarien zur Evaluierung der langfristigen Entwicklung getroffen:

- **Bodenschwellen/Orientierungswerte, die die "Multifunktionalität des Bodens absichern:**
  - Vorsorgewerte der dt. BBSchV für "Sand" und "Ton"(BbodSchV, 1999 [FA416])
  - Vorschlag des Joint Research Centre (JRC) für Böden ( $6 < \text{pH} < 7$ ), die für den Neuentwurf der EU Klärschlammrichtlinie auf Basis von europäischen Bodendaten vorgeschlagen wurden (Langenkamp et al., 2001[FA417])

		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Schwellenwert "SAND"	mg kg <sup>-1</sup> d.m.	0.4	30	20	0.1	15	40	60
Schwellenwert "TON"	mg kg <sup>-1</sup> d.m.	1.5	100	60	1.0	70	100	200
JRC Vorschlag: pH 6-7	mg kg <sup>-1</sup> d.m.	1	75	50	0.5	50	70	150

- **Kompost Schwermetallgehalte**  
Gewichteter Mittelwert und 90 Perzentil aus den Datenpools 7 europäischer Ländern
- **Schwermetallausträge**  
Mittlerer Austrag durch Erntegut (Getreide, Mais, Zuckerrübe, Kartoffel) und Auswaschung aus der Übersichtsdaten aus Deutschland (Bannick et al., 2001[FA418])
- **Zeitlicher Horizont**  
100 bzw. 200 Jahre als Referenz für das Akkumulationsgeschehen gegenüber den eingesetzten Bodenschwellenwerten
- **Bodenhorizont und Dichte**  
30 cm;  $\rho = 1,5 \text{ g cm}^{-3}$  ( $4.500 \text{ t ha}^{-1}$ )



- **Bodenhintergrundkonzentration**

Wurde differenziert für sandige und tonige Böden; Mittelwerte von Bodeninventuren aus DK, FR, DE

- **Jährliche Kompostaufbringung**

Als limitierender Faktor wurde eine Phosphatfracht von  $60 \text{ kg ha}^{-1}\text{y}^{-1}$  auf der Basis eines mittleren  $\text{P}_2\text{O}_5$  Gehaltes in BAK von 0,65 % TM herangezogen. Das ergibt eine jährliche Kompostgabe von  $9,2 \text{ t TM ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ .

Damit wurde ein äußerst vorsichtiger Ansatz gewählt. Auf Basis der durchschnittlichen N und OTS Gehalte in Komposten ergäbe sich für beide Parameter keine negative Bilanz. In den meisten Fällen wäre also hier noch ein ausreichender Spielraum für zusätzliche N-Düngergaben. Durch die hohe organische Bindung des Kompost-N kann mittelfristig mit einer Mineralisierung von 40 % gerechnet werden. Um eine ausgeglichene Humusbilanz (in Abhängigkeit von Fruchtfolge und jahresbedingten Ernterückständen) zu erzielen müssten in den meisten Fällen hinsichtlich der Phosphorfracht ( $> 60 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ ) zusätzliche Toleranzen geschaffen werden.

- **Berücksichtigung der Mineralisierung der mit dem Kompost eingebrachten organischen Substanz**

Es wurde im Sinne einer vorsichtigen Schätzung angenommen, dass 6 % (bezogen auf die Gesamtmasse) als organische Kompostsubstanz im Boden verbleibt, also sich zusammen mit der zugeführten mineralischen Substanz anreichert. Ausgehend von einem mittleren OTS Gehalt von 36 % in der TM entspricht dies einer Mineralisierungsrate von 30 %. Die damit verbundene Aufkonzentration wurde berücksichtigt. Die Bodenvermehrung wurde nur jeweils für ein Aufbringungsjahr und nicht langfristig berechnet, da nicht von einer permanenten Bodenvertiefung ausgegangen werden kann .

Tabelle 3-20 fasst die wesentlichen Annahmen, die für ein realistisches Anreicherungszenario für Schwermetalle durch regelmäßige Kompostdüngung getroffen wurden, zusammen.

TABELLE 3-20: ANNAHMEN DES ANREICHERUNGSSZENARIOS FÜR SCHWERMETALLE DURCH REGELMÄßIGE KOMPOSTDÜNGUNG

			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Deposition	(1)	g ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	2.315	15.2	87.45	0	44.9	59	332.6
<b>Export</b>									
Auswaschung	(2)	g ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	- 0.28	- 9.2	- 8	- 0.28	- 17.8	- 0.56	- 38
Erntegut		g ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	- 0.67	- 5.27	- 33.92	---	- 10.29	- 5.92	- 172.9
Gesamtaustrag		g ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	- 0.95	- 14.47	- 41.92	- 0.28	- 28.09	- 6.48	- 210.9
<b>Hintergrundkonzentration Boden</b>									
Sandige Böden		mg kg <sup>-1</sup> dm	0.13	7.65	7.27	0.04	6.6	17.57	26.9
Tonige Böden		mg kg <sup>-1</sup> dm	0.27	22.45	16.2	0.06	22.53	24.83	61.57
<b>Schwermetallkonzentration im Kompost</b>									
Gewichteter Median BAK		mg kg <sup>-1</sup> dm	0.50	23.0	45.1	0.14	14.1	49.6	183
Gewichteter 90%il BAK		mg kg <sup>-1</sup> dm	0.87	39.9	73.9	0.30	27.0	87.6	276
<b>Jährlich aufgebrauchte Kompostmasse</b>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> Kompost: 0.65 % TM		max. 60 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> → 9.2 tTM Kompost ha <sup>-1</sup>						
<b>Bodenhorizont und -dichte</b>	Bodendichte: 1,5 g cm <sup>-3</sup> ; Bodentiefe: 30 cm		ergibt: → 4,500 t ha <sup>-1</sup>						
<b>Zeitraumen des Modells</b>	200 Jahre								

- (1) Österreichische Untersuchungen aus 2 Jahren an 10 Standorten (Böhm & Roth, 2000[FA419] und 2001[FA420])  
 (2) mittlerer Austrag über Auswaschung (Sickerrate 200 mm) aus Deutschland (Bannick et al., 2001[FA421]):

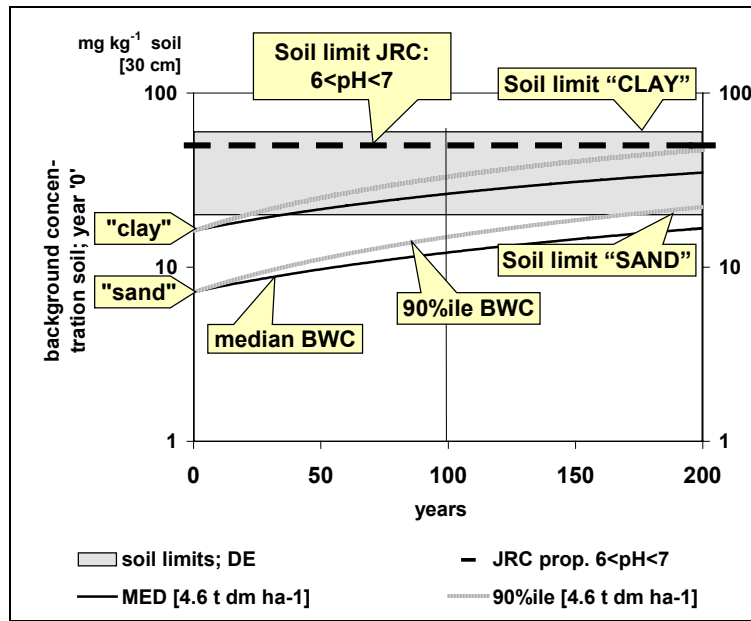
Konzentration im Bodenperkolat [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	0.14	4.6	4	0.14	8.9	0.28	19

Abbildung 3-27 bildet die Akkumulationskurven unter den getroffenen Annahmen ab. Durch die Einmischung in eine festgelegte Bodenschicht leitet sich eine nicht lineare Funktion ab, die sich asymptotisch der Metallkonzentration im Kompost nach entsprechender Aufmineralisierung annähert.

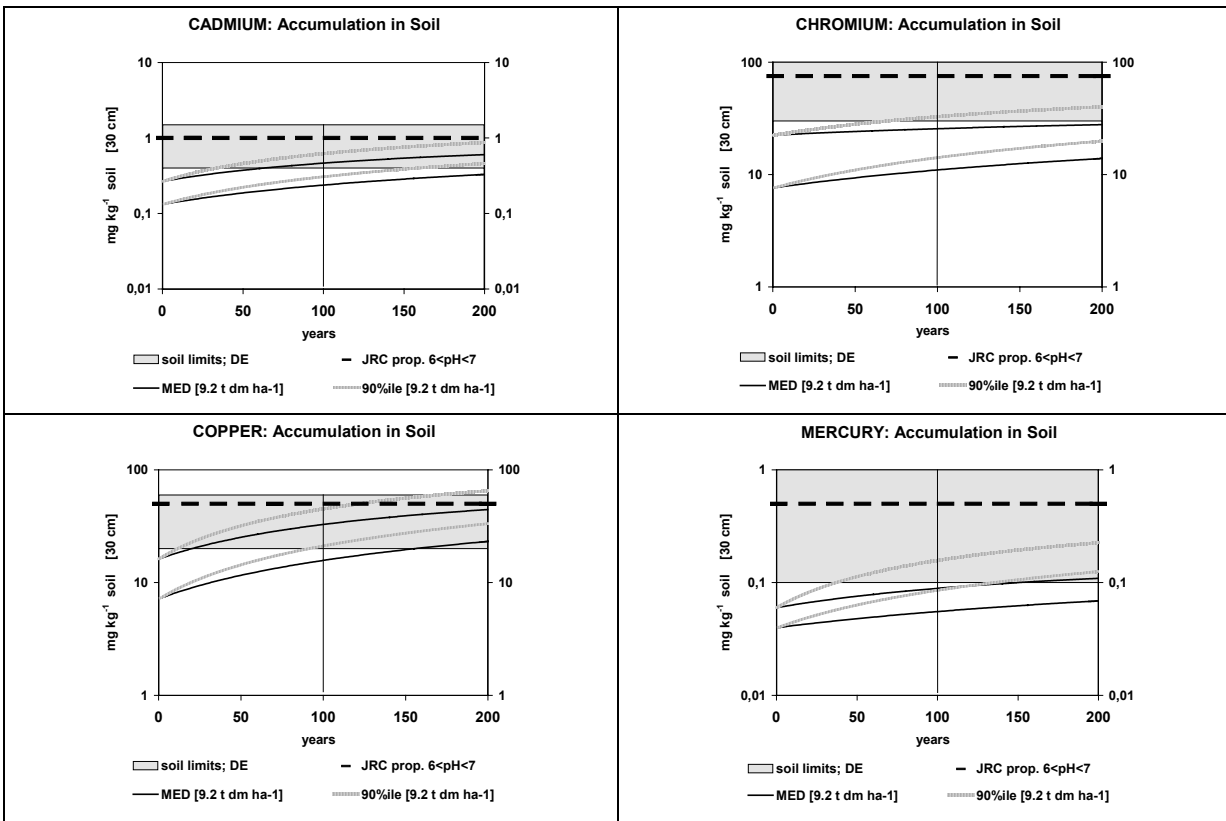
Der untere und obere Ausgangspunkt stellt die Hintergrundbelastung für "Sand" bzw. "Ton" dar. Dementsprechend dient der untere ("Sand") und obere ("Ton") Boden-Schwellenwert als jeweilige Referenz der ökologischen Einschätzung der Schwermetallanreicherung.

Für jede der beiden Bodenarten ("Sand" und "Ton") wurden die beiden Konzentrationsniveaus für Komposte (gewichteter Median und 90-Perzentil Wert) berechnet.

Hier die Beispielsgraphik mit Erläuterungen:



In Abbildung 3-27 sind die Ergebnisse für eine Bodentiefe von 30 cm dargestellt.



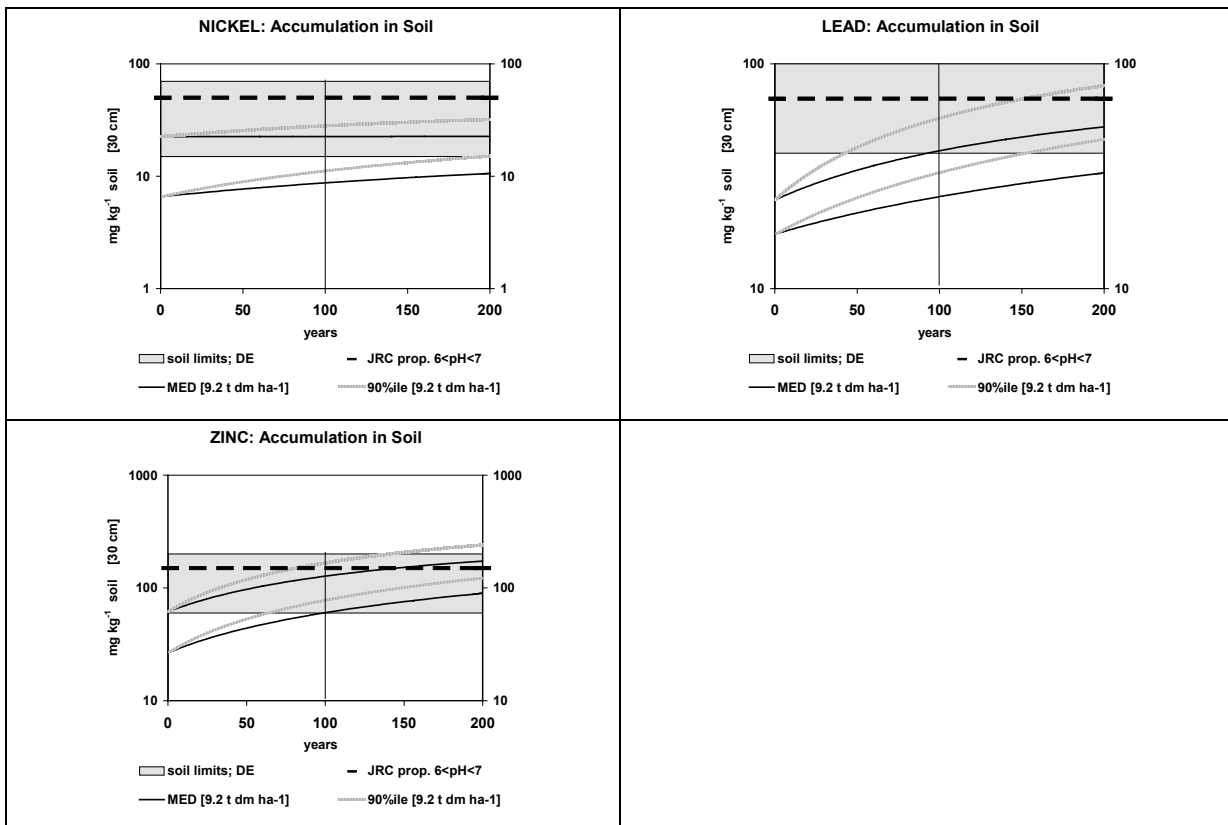


ABBILDUNG 3-27: ANREICHERUNGSSZENARIO FÜR SCHWERMETALLE DURCH REGELMÄßIGE KOMPOSTDÜNGUNG

### 3.7.3.3 Ergebnisse der Anreicherungszenarien auf der Basis vorhandener Kompostqualitäten in Europa

- Cr erreicht unter keinen der angenommenen Bedingungen die Bodenschwellenwerte.
- Für **Tonstandorte** und 30 cm Bodentiefe überschreitet ausschließlich Zink beim 90-Perzentil Kompostwert den Vorsorgewert innerhalb von 200 Jahren.
- Wenn die Schwellenwerte von **sandigen Böden** innerhalb von 100 Jahren nicht überschritten werden sollen, dürften sämtliche SM-Konzentrationen – mit Ausnahme von Zn – höher sein als der Medianwert von europäischen BAK.
- Wenn, die Bodenwerte auch in einem Zeitraum von 200 Jahren nicht erreicht werden sollen, wären die kritischen Grenzkonzentrationen für Zn und Cu im Kompost unterhalb des Medianwertes europäischer BAK.
- Unabhängig von ihrer Funktion als Spurenelemente kann es **im Falle von sandigen Böden** bei Cu und Zn besonders bei deutlich höheren Konzentrationen in Kompost erforderlich sein, auf Sicht eine standortspezifische Bewertung der Bodenveränderungen durchzuführen.

### 3.7.3.4 Konzept für Kompost-Grenzwerte

Ein Konzept für eine "nachhaltige Bodenbewirtschaftung" verlangt die Festlegung eines vernünftigen Zeitrahmens in dem wir an der Verbesserung der Emissionen industrieller Prozesse arbeiten können und dabei die Grenzwerte wie zB in der deutschen

Bodenschutzverordnung oder die vom JRC vorgeschlagene einhalten. Damit lenkt man den Blick weg von reinen *end of pipe* Lösungen, die nur dazu führen würden, dass – im Falle überzogener Vorsorgestrategien – auf die mannigfaltigen Nutzwirkungen von Kompost als Bodenverbesserer verzichtet würde. Es bleibt ein Spielraum um Anreize zu schaffen, Emissionsquellen der Auzgangspunkt der Produktionskette einzudämmen.

Grenzwerte für Qualitätskomposte machen also nur dann einen Sinn, wenn sie nicht willkürlich, (also ohne das Risiko sachlich nachvollziehbar zu begründen) die erzielbaren Qualitäten oder Aufbringungsbedingungen so abschneiden, dass der gewünschte Nutzen nicht mehr sinnvoll erreicht werden kann.

Für einen praxisgerechten Weg müssten sowohl die zeitlichen und regionalen Schwankungsbreiten als auch die Variabilität auf Anlagenebene in Form einer Einführung eines Toleranzfaktors Berücksichtigung finden. Als Ausgangspunkt wären hierfür die 90-Perzentil Werte von Europäischen Bioabfallkomposte zu wählen, da diese ja eine konkrete regionale Situation widerspiegeln.

Saisonal bedingte Variationskoeffizienten wurden für Deutschland im Mittel mit 28% und mit Höchstwerten von 50-60% (Kranert, 2002<sub>[FA422]</sub>) beziffert. Hinzukommen die Abweichungen innerhalb einer Beprobungscharge von  $\pm 30$  bis  $\pm 40$  %. Die höchsten Abweichung wurden für Cd (100 %) and Pb (73 %) festgestellt (Breuer et al., 1997).

Die 90-Perzentilwerte für Komposte aus Ländern, deren Getrenntsammlensystem sich erst in der Startphase befindet, liegen zwischen 7 % (Cr) und 56 % (Ni) über jenen der Länder mit einer langjährigen Erfahrung in der Bioabfallbewirtschaftung. Um diesen Ländern eine schrittweise Qualitätsentwicklung zu ermöglichen ist es sicherlich berechtigt eine den Möglichkeiten entsprechende Übergangszeit mit einem angepassten Grenzwertniveau einzuräumen, ohne das eine langfristige Beeinträchtigung der Bodenfunktionen befürchtet werden muss.

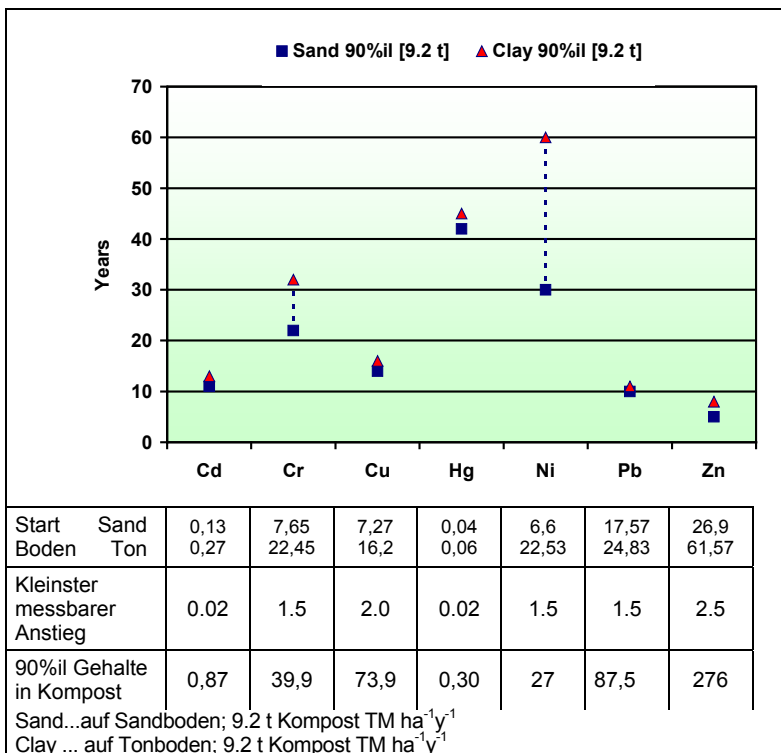


ABBILDUNG 3-28: JAHRE BIS EIN KONZENTRATIONSANSTIEG IM BODEN ANALYTISCH NACHWEISBAR WÄRE

Schwermetalle in mehreren Europäischen Ländern und mit der berechneten

Abbildung 3-28 zeigt den Zeitraum bis zur analytischen Unterscheidbarkeit einer Metalleanreicherung. Mit Ausnahme von Zn beträgt dieser Zeitraum mindestens 10 Jahre, auch wenn wir vom 90-Perzentil-Wert für die Komposte ausgehen.

Hierauf aufbauend erscheint es berechtigt, zur Festlegung eines Grenzwertes für Qualitätskomposte zu den 90-Perzentil Werten Europäischer Komposte 50 % zuzuschlagen. Eine 2. Qualitätsklasse kann durch den Aufschlag von 50 % zu dem gewichteten 90-Perzentil von Kompostdaten aus Spanien und England abgeleitet werden. Tabelle 3-21 vergleicht die so gefundenen Werte mit den Vorschlagswerten Klasse 1 und 2 des Arbeitsdokuments der Kommission "Biological treatment of biowaste" (2<sup>nd</sup> draft), den gemittelten Grenzwerten für

Gewährleistungsgrenze für Mittelwerte auf Anlagenebene auf Basis einer Datenauswertung von 276 Kompostanlagen in Deutschland.

TABELLE 3-21: KONZEPT FÜR DIE DEFINITION VON SCHWERMETALLGRENZWERTEN IN ABHÄNGIGKEIT DER ERZIELBAREN KOMPOSTQUALITÄT IN EUROPA (MG KG<sup>-1</sup> TM)

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
90%il EU	0.89	37.40	79.50	0.35	29.73	105.17	284.17
90%il UK & ES	1,27	42,8	113,1	0,43	42,1	133,4	314
Differenz [(UK&ES)-EU]/EU (%)	+47	+7	+53	+43	+56	+52	+14
<b>90%il EU + 50 % [Niveau 1]</b>	<b>1.3</b>	<b>60</b>	<b>110</b>	<b>0.45</b>	<b>40</b>	<b>130</b>	<b>400</b>
<b>90%il UK &amp; ES + 50 % [Niveau 2]</b>	<b>1,9</b>	<b>64</b>	<b>170</b>	<b>0,65</b>	<b>63</b>	<b>200</b>	<b>470</b>
Gewährleistungsgrenze für Mittelwerte auf Anlagenebene <sup>2)</sup>	1.1	70	110	0,5	60	120	380
Mittlerer Grenzwert EU-Staaten	1.4	93	143	1.0	47	121	416
AD 2. Entwurf <sup>1)</sup> Klasse 1	0.7	100	100	0.5	50	100	200
Klasse 2	1.5	150	150	1	75	150	400

<sup>1)</sup> EU Kommission, DG Umwelt. Arbeitsdokument (AD), 2<sup>nd</sup> draft: "Biological treatment of biowaste"

<sup>2)</sup> Gewährleistungsgrenze für Mittelwerte auf Anlagenebene berechnet jeweils im gleitenden Durchschnitt von 4 Messwerten. Auswertung von 376 Kompostanlagen in Deutschland (p=0,05) (Reinhold, 2003[FA423])

### 3.7.4 Einige experimentelle Ergebnisse zur Beeinflussung der Schwermetallmobilität durch Kompostdüngung

Nach Timmermann et al. (2003<sub>[SP424]</sub>) ist ein Positivsaldo an Schwermetallen im Boden bei pflanzenbaulich optimalen Kompostgaben unvermeidlich, da die geringen Entzüge durch die Ernteprodukte die Schwermetallzufuhr nicht kompensieren können (Poletschny, 1995<sub>[SP425]</sub>; Wilcke & Döhler, 1995<sub>[SP426]</sub>). Das trifft vor allem für Pb, Cr, Ni und Cd zu (Entzüge im Mittel <10 % der Zufuhr), weniger auf Hg, Cu und Zn (Entzüge im Mittel 10 - 30 % der Zufuhr). Der Positivsaldo kann durch

- Anwendung von Komposten mit niedrigeren Schwermetallgehalten,
- niedrigere Kompostgaben und
- hohe Entzüge (entzugsstarke Fruchtfolgen und/oder komplette Abfuhr der Ernteprodukte einschließlich Stroh)

beachtlich vermindert werden. Damit kann die mögliche Schwermetallakkumulation, die an sich schon in langen Zeiträumen abläuft, weiter hinausgezögert werden. Nach den umfangreichen Versuchsergebnissen von Timmermann et al. (2003<sub>[SP427]</sub>) ist eine Gefährdung der Qualität der pflanzlichen Nahrungsmittel durch die Schwermetalleinträge mit pflanzenbaulich optimalen Kompostgaben praktisch auszuschließen.

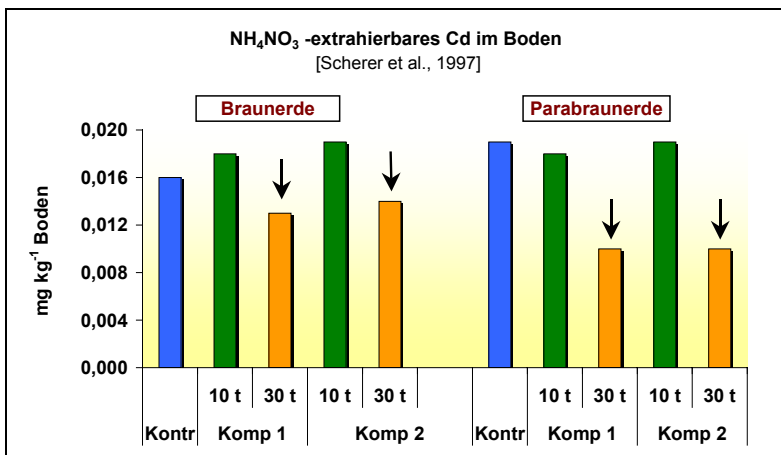


ABBILDUNG 3-29: SIGNIFIKANT REDUKTION DES NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-LÖSLICHEN CADMIUMS AN ZWEI MIT KOMPOST GEDÜNGTEN STANDORTEN

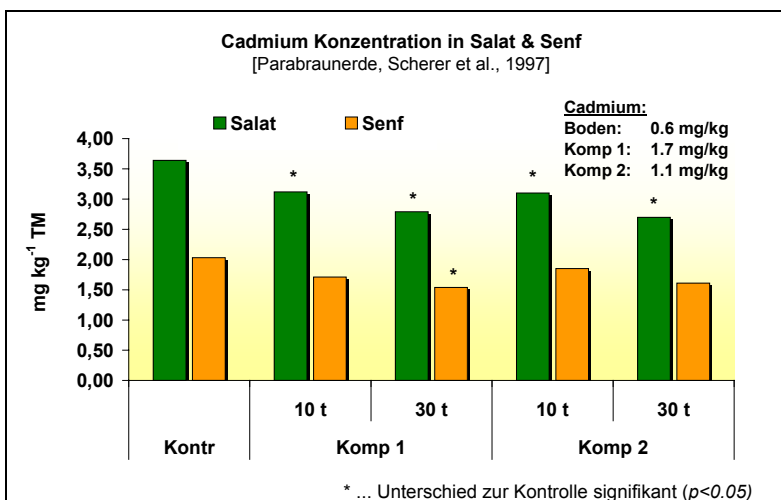
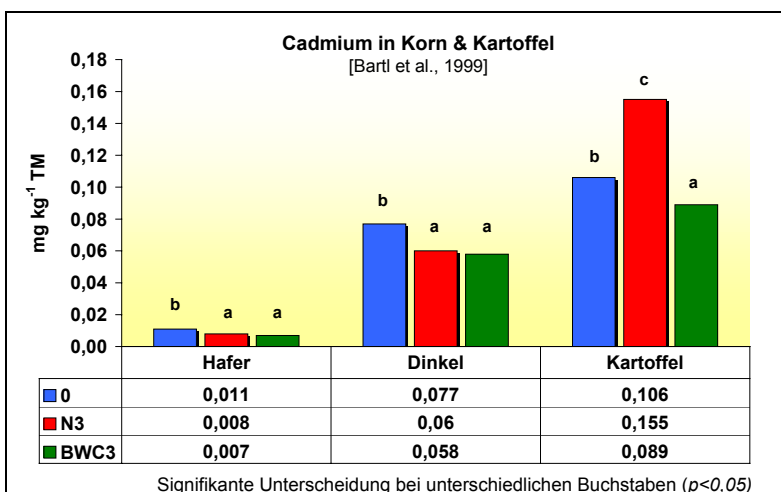


ABBILDUNG 3-30: CD KONZENTRATION IN IN SALAT UND SENFPFLANZEN NACH KOMPOSTAPPLIKATION IM TOPFVERSUCH (PARABRAUNERDE; 2 KOMPOSTE; 10 UND 30 T KOMPOST HA<sup>-1</sup>)



KONTROLLE (0 - DÜNGUNG) MINERALDÜNGER (N3) KOMPOSTDÜNGUNG (BWC3; MITTLERE AUFBRINGUNG: CA. 32 T HA<sup>-1</sup> A<sup>-1</sup> IN 6 JAHREN)

ABBILDUNG 3-31: CADMIUM IM KORN VON HAFER UND DINKEL UND IN KARTOFFELN.

Das Beispiel in Abbildung 3-29 demonstriert die Reduktion der austauschbaren und löslichen Schwermetallfraktion durch Kompostdüngung. Bei einer Gabe von 30 t Kompost wurde der im NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> Extrakt lösliche Cd-Anteil auf zwei verschiedenen Standorten signifikant gesenkt (Scherer et al. 1997). Zugleich zeigte sich bei Salat und weißem Senf eine statistisch signifikante Senkung der Cd-Aufnahme, bei beiden verwendeten Komposten und im Falle von Salat auch bei der niedrigeren Kompostgabe von 10 t ha<sup>-1</sup> (Abbildung 3-30).

Ein weiterer Feldversuch auf lehmigem Sand mit durchschnittlichen Aufbringungsmengen von 32 t ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> weist signifikant niedrigere Cd-Gehalte in Kartoffeln als in den ungedüngten und Mineraldüngervarianten nach (Bartl et al., 1999; Abbildung 3-31). Für die hohe Cd-Aufnahme in den mineralisch gedüngten Parzellen wurde auch die Verwendung von *SuperPhos* als Phosphordünger verantwortlich gemacht.

Diese Ergebnisse geben deutliche Hinweise auf die Tatsache, dass die Erhöhung der humifizierten OBS durch Kompostaufbringung die Speicher- und Bindungskapazität für Schwermetalle erhöht und damit die Mobilität derselben verringert. Im Rahmen des Symposiums in Brüssel wurden hierzu noch weitere Beispiele gebracht.

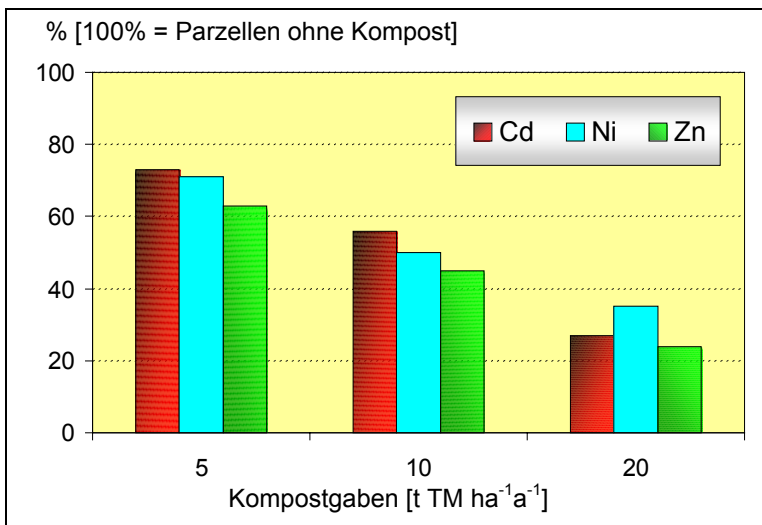


ABBILDUNG 3-32: MOBILE SCHWERMETALLFRAKTION (EXTRAHIERT MIT 1M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) IM BODEN BEI VERSCHIEDENEN KOMPOSTMENGEN (NACH 6 JAHREN) [IN % DER UNGEDÜNGTEN KOMTROLLE]; KLUGE (2003)

Kluge (2003) untersuchten in Feldversuchen mit verschiedenen Kompostaufwandsmengen auf unterschiedlichen Standorten die löslichen Schwermetallgehalte, gemessen im 1M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>- Extrakt, im Vergleich zur Kontrollparzelle ohne Kompost. Schon nach der relativ kurzen Zeit von 6 Jahren und auch bei den praxisüblichen Kompostmengen zeigte sich eine deutliche Reduktion der Schwermetallverfügbarkeit bei Cd, Ni und Zn (Abbildung 3-32). Unabhängig von der Tatsache, dass es trotz Bilanzüberschüssen innerhalb von 10 bis 20 Jahren praktisch zu keiner messbaren Erhöhung der Metall-Gesamtgehalte kommt, zeigt sich, dass hinsichtlich der Schwermetallfrage

bei vernünftigen durchschnittlichen Kompostmengen von < 10 t TM ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> die mit der Kompostaufbringung einhergehende Schwermetallfracht aus ökologischer Sicht als unbedenklich angesehen werden kann.

Organische Substanzen (insbesondere die komplexen Polymerisate der mehrbasischen Säuren der Huminstoffe) im Kompost werden von der Bodenmatrix adsorbiert. Somit verändert der Komposteintrag die gesamte Sorptions- und Austauschdynamik des Bodens.

Abbildung 3-33 und Abbildung 3-34 zeigen Sprptionsisotherme für Zink und Cadmium in unbehandelten und mit über einige Jahre mit Klärschlammkompost gedüngten Böden (Petruzzelli & Pezzarossa, 2003).

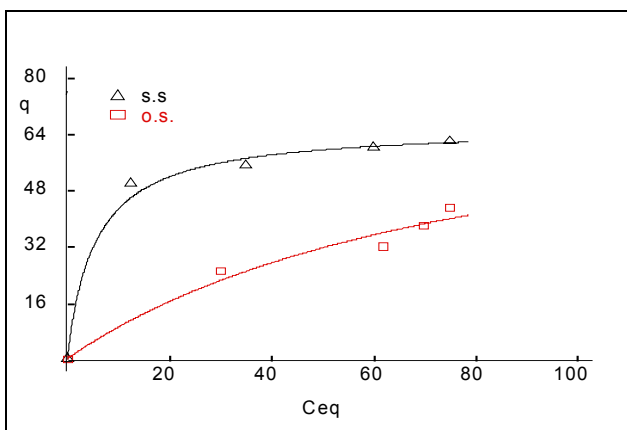


ABBILDUNG 3-33: SORPTIONISOTHERME VON ZINK IN UNBEHANDELTEN (O.S.) UND MIT SCHLAMM BEHANDELTEN BÖDEN (S.S.) (PETRUZZELLI & PEZZAROSSA, 2003)

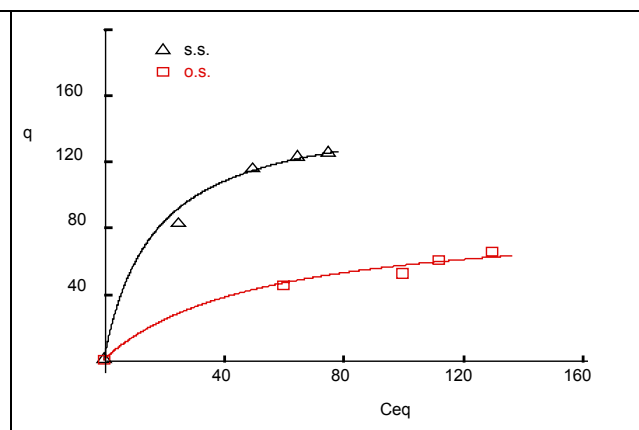


ABBILDUNG 3-34: SORPTIONISOTHERME VON CADMIUM IN UNBEHANDELTEN (O.S.) UND MIT SCHLAMM BEHANDELTEN BÖDEN (S.S.) (PETRUZZELLI & PEZZAROSSA, 2003)

Die Sorptionkapazität der kompostgedüngten Böden lag bei Zink um 75% und bei Cadmium um 27% über der Kontrolle.



Die mit Kompost zugeführten zusätzlichen Sorptionsflächen für Metalle können natürlich nur bei „sauberer“, nicht bereits mit Metallen belasteter organischer Substanz gewährleistet werden.

Diese Tatsache allein erfordert die Herstellung von möglichst gering belasteten Komposten aus qualitätsgesicherten, reinen organischen Ausgangsmaterialien.

Es hat sich gezeigt, dass die durch Kompost erhöhte Metallsorption auch dann noch über lange Jahre anhält, wenn keine Kompostdüngung mehr erfolgt. Das heißt durch die Kompostdüngung wird auch unter Annahme eines kontinuierlichen Humusabbaus (geschätzte Halbwertszeit etwa 10 Jahre; Bell et al., 1991) der positive Sorptioneffekt erhalten.

Auch die im Kompost enthaltenen mineralischen Komponenten ( Karbonate, Oxide, Phosphate) können schwer lösliche Verbindungen mit Schwermetallen eingehen und stellen daher eine wichtige Fraktion dar, die zur Reduktion der Mobilität und Verfügbarkeit von Schadstoffen beiträgt (Brown et al., 1998).

Wie beschrieben sind Ionensorptions und -austauschprozesse u.a. von den Parametern pH-Wert, der Kationenaustauschkapazität (KAK) und vom Vorhandensein reaktiver Oberflächen abhängig. Die Zufuhr von Kompost erhöht die Pufferkapazität und die adsorptionsleistung des Bodens, da gerade durch die basisch wirksamen Stoffe des Kompostes diese Eigenschaften verstärkt werden.

Eine wichtige Frage betrifft den Zusammenhang der Schwermetalllöslichkeit und dem Ausreifungs- oder Humifizierungsgrad von Komposten. Leita et al. (2003) untersuchte den Anteil an löslichem organischen Kohlenstoff (DOC) während der Kompostierung und die damit zusammenhängende Extrahierbarkeit von Schwermetallen. Der  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbare DOC nahm im Vergleich zum Gesamtorganischem Kohlenstoff (TOC) von 3,5 % zu Beginn der Kompostierung im wesentlichen bereits während der ersten Kompostierungsphase ab und erreichte einen Wert von 0,5 % bis zum Abschluss der mesophilen Reifungsphase. Diese Gestzmäßigkeit wird auch von anderen Arbeiten bestätigt (Chen and Inbar, 1993, Chefetz et al., 1996, Kaschl et al., 2002). Die höchsten  $\text{CaCl}_2$ -lösliche Metallanteile sind in der ersten Woche bei pH-Werten im sauren Bereich zu finden und nehmen dann kontinuierlich ab. Insbesondere das lösliche Cd und Zn nehmen signifikant mit fortschreitender Kompostierung ab (Abbildung 3-35.).

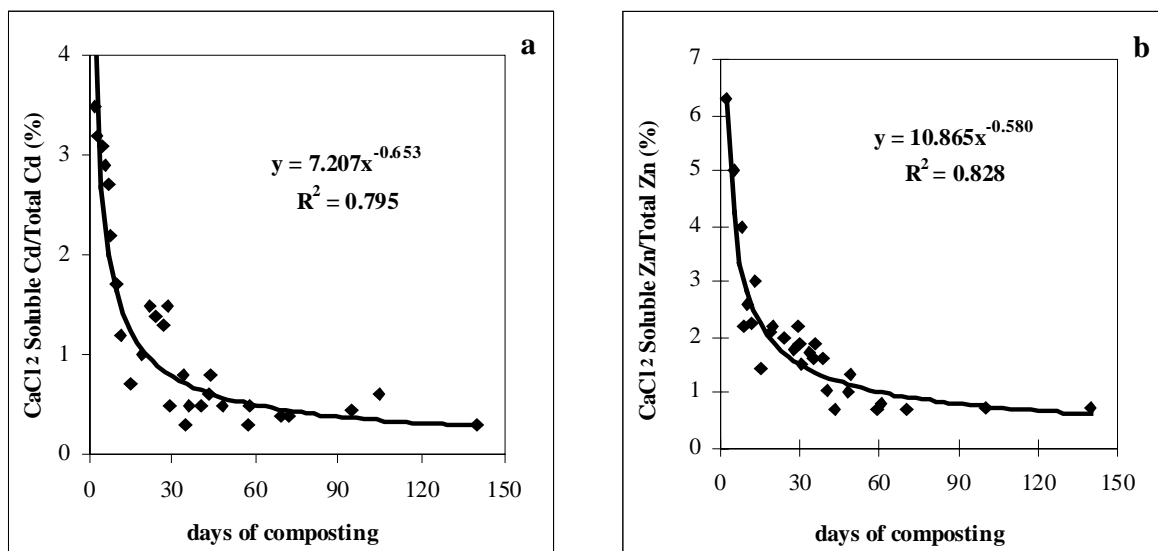


ABBILDUNG 3-35: VERÄNDERUNG DER LÖSLICHEN CD- (A) UND ZN- (B) FRAKTION WÄHREND DER KOMPOSTIERUNG (LEITA ET AL., 2003) .

Es zeigte sich auch, dass die CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Fraktion von Cd und Zn nur mit den Nicht-Huminstoffen des DOC stark korreliert waren.

Man kann also schließen, dass der Kompostierungsprozess und insbesondere der Ausreifungs- bzw. Humifizierungsgrad die Verfügbarkeit und Mobilität von Schwermetallen bedeutend bestimmt. Hiervon sind insbesondere die Komplexierungsprozesse betroffen.

Die folgende Tabelle fasst die Ergebnisse der Literatur zum Einfluss von Kompost auf die Schwermetallgehalte in Boden und Pflanze zusammen.

Einfluß von Kompostdüngung auf Schwermetallgehalte in Boden und Pflanzen						
	Boden			Pflanze		
Feldversuche						
Zitat	↑	↓	—	↑	↓	—
Baldwin & Shelton, 1999[SP428]	Zn, Cd, Ni					Pb, Ni
Bartl et al., 1999[SP429]	Pb		Ni, Cd			SM
Boisch, 1997[SP430]	Cd, V, Cu und Zn (Auswaschung)					
Bragato et al., 1998[SP431]			Zn, Cu, Ni, Pb (gesamt)			
Breslin, 1999[SP432]	Zn, Cd, Pb Cd (Auswaschung)					
Buchgraber, 2000[SP433]			Pb, Ni, Cd			
Businelli et al., 1996[SP434]	Cu, Pb, Zn					
Cortellini et al., 1996[SP435]	Zn, Ni			Zn, Cu		
Cuevas et al., 2000[SP436]	Cu, Zn, Pb					
Gigliotti et al., 1996[SP437]	Cu, Zn, Pb, Cr					
Gäth, 1998[SP438]	SM			Pb, Zn		
Hartl et al., 2003[SP439]	trotz höherer abs. Cd-Einträge (Kompost)	Cd Immobilisierung			Cd	
HDRA Consultants, 1999[SP440]			Zn, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni			
Leita et al., 1999[SP441]	Cd, Cu, Ni, Zn					
Moreno et al., 1996[SP442]	Cd, Zn			Cd, Zn		Ni, Cu
Pevery & Gates, 1994[SP443]	Zn, Ni			Ni, Cu		
Pinamonti, 1998[SP444]	Zn (DTPA) Zn, Ni, Pb, Cd, Cr (gesamt)			Ni, Cd, Cr (BAK)		Ni, Pb, Cd, Cr (KLSK)
Timmermann et al., 2003[SP445]	Cu (mobiler Gehalt)	Cd, Ni, Zn (mobiler Gehalt)	Pb (Cr) (mobiler Gehalt)			
Vogtmann et al., 1996[SP446]		Cd (Vergleich Kontrolle)	Cd, Zn		SM	
Weissteiner, 2001[SP447]	Zn					

Einfluß von Kompostdüngung auf Schwermetallgehalte in Boden und Pflanzen						
	Boden			Pflanze		
Feldversuche						
Zitat	↑	↓	—	↑	↓	—
Gefäß- bzw. Inkubationsversuche						
Scherer et al., 1997[SP448]				Pb, Cd		Zn
Shuman, 1998[SP449]		Pb, Cd (Verfügbarkeit)				
Shuman, 1999[SP450]	Zn (nicht austauschbare Fraktionen)	Zn (austauschbare Fraktion)				
Warman et al., 1995[SP451]				Cd, Cr, Hg		Zn, Cu, Ni, Pb

↑ ... erhöhte Werte;      ↓... verringerte Werte;      — keine Tendenz erkennbar  
 SM ... Schwermetalle allgemein; BAK ... Bioabfallkompost; KLSK ... Klärschlammkompost

### 3.7.5 Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf den SM-Gehalt in Boden und Pflanze – tabellarische Übersicht

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
<b>Wirkung auf Schwermetallgehalte in Boden und Pflanze</b>				
Baldwin & Shelton, 1999[SP452]	Feld, 2 Jahre, <i>Nicotiana tabacum</i> 1994 und 1995 angebaut; nichtgekalkter und gekalkter Tonboden Bodenproben und Blattproben 3 mal jährlich	BMK, KLSK und Mischung 1994: 0, 25, 50 und 100 t Kompost/ha; 0 und 4000 kg Kalk; 224 kg N, 56 kg P; 1995: nur Kalk, N und P	<i>Boden</i> : DTPA-extrahierbares Zn, Cd und Cu stieg mit steigender Applikation linear. Kein Einfluß des pH auf extrahierbare Metalle, auch nicht bei hohem Metallgehalt der Komposte. <i>Pflanze</i> : Mit Ausnahme von Cd 1994 keine Cd, Ni und Pb-Gehalte im Blatt nachweisbar. Kein Einfluss des pH auf Cu- und Zn-Konzentrationen im Blatt.	<i>Boden</i> : Zn, Cd, Cu ↑ <i>Pflanze</i> : Pb, Ni kein Einfluss
Bartl et al., 1999[SP453]	Feldversuch, 1992 – 1998 Grauer Auboden, sandig bis lehmiger Schluff, pH 7,6; Analyse der Ernten 1996-1998 (Hafer, Dinkel, Kartoffel). Lateinisches Rechteck, 6 Wh.	12 Düngevarianten mit BTK +/- min. N-Ergänzung, 1992-1998 Hier nur 3 Var. Ausgewertet: BTK (1992-1998): 30 – 60t FM/ha für die Jahre 1992-98 ; NPK; „0“	<i>Boden</i> : Nach 6 Jahren keine Anreicherung von Ni und Cd durch Kompost, wohl aber von Pb.. <i>Pflanze</i> : Ernteprodukte: Pb nicht nachweisbar (Detektionslimit von 0,1 mg/kg). Keine erhöhten Cd-Gehalte in den Pflanzen. Bei Hafer und Dinkel fanden sich die höchsten Cd-Konzentrationen in den Körnern der 0-Variante..	<i>Boden</i> : Pb ↑; Ni und Cd kein Einfluß; <i>Pflanze</i> : kein Einfluß
Boisch, 1997[SP454]	Feld, (1991 – 1994): 6 Versuchsstandorte: sandige Braunerden (konv., Silomais; Rindergülle, N / P mineralisch als Startgabe; Pseudogley-Gley, Pseudogley-Parabraunerde (konv. Raps-WW-WW); c) Gley-Pseudogley (Raps-WG-WG, mineralisch) d) sandige Grundmoräne, sandige Braunerde (ökolog. Kartoffeln-Sroggen-Hafer-SW).	BAK: 6 bis 16t TS/ha, je nach Bedarf, bzw. 32 t TS/ha als Meliorationsdüngung auf den leichten Standorten, Vergleichsvariante (auf ökologisch bew. Flächen ungedüngt);	Kein Unterschied in Nähr- und Schadstoffgehalten der Pflanzen zwischen einzelnen Düngungsvarianten. Schadstoffentzüge durch Pflanzen < Kompostfrachten. Schadstofffrachten außer für Cd über den Frachten aus NPK. Die Frachten von Cu und Zn aus Kompost waren mit den Frachten bei Güllegaben vergleichbar. Nur bei Pb ist höheres Anreicherungs-potenzial anzunehmen. Im Sickerwasser der leichten Standorte mit geringem Humusgehalt und niedrigem pH-Wert kam es im Zusammenhang mit hohen Kompostgaben zu geringfügig erhöhten Konzentrationen bei Cd, Cu, V, und Zn. Ein mehrjähriger Anwendungsrythmus ist auf mittelschweren und schweren Standorten möglich, auf leichten Standorten sollte die Kompostanwendung möglichst jährlich erfolgen.	<i>Boden</i> : Cd, V, Cu, Zn leicht erhöhte Auswaschungsraten
Bragato et al., 1998[SP455]	Feld, schluffiger Lehm, 5 Jahre nach Aufbringung DTPA-extrahierbare Metalle, Corg im Boden und C der mikrobiellen Biomasse (MBC) bestimmt	seit 1989 jährlich 7,5 bzw. 15 t/ha dehydrierter bzw. dehydrierter und kompostierter Klärschlamm	<i>Boden</i> : Nach 5 Jahren <i>keine sign.</i> Änderungen im Gesamt-Schwermetallgehalt Zn, Cu, Ni, Pb (hoher Pflanzenentzug?) zwischen den Varianten. DTPA-extrahierbares Zn war mit MBC korreliert.	<i>Boden</i> : kein Einfluss der Varianten

<b>Autoren</b>	<b>Versuchsanlage</b>	<b>Düngung</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>Bemerkungen</b>
Breslin, 1999[SP456]	Feld, 52 Monate, sandiger Lehm, pH 5,6 – 6,4, OM 2,8 %; Tiefenverfrachtung von As, Cu, Fe, Pb, Zn	BMK und BMK mit KS, 21 – 62 Mg/ha, SM 3-20 mal konzentrierter als im Boden.	Cu, Pb und Zn verbleiben nach 52 Monaten in den obersten 5 cm, Cd wird ausgewaschen. Gehaltserhöhung von Zn, Cd und Pb relativ zur Umgebung ist proportional zur Applikationsrate.	<i>Boden:</i> Zn, Cd, Pb ↑; Auswaschung Cd
Buchgraber, 2000[SP457]	Feld, 5 Jahre, 6 Standorte (1 Grünland), pH >6	BK, MK, granulierter BK, SM-Gehalte im Qualitätsbereich, Pb, Ni und Cd bei BK deutlich höher als bei MK.	Entzug durch Pflanzen dürfte gering sein, in Bodenanalysen noch kein Nachweis.	Boden: Pb, Ni, Cd kein Einfluss
Businelli et al., 1996[SP458]	Feldversuch, 6 Jahre, Mais Monokultur; random. Block; 4 Wh; toniger Lehm, pH 8,3; Corg 0,76%,	MüK, 25 – 30 cm eingearbeitet, 1) 30 und 90 t FM/ha und Jahr 2) je 30 t/ha im 1. und 4. Jahr min. NPK-Ergänzung 3) Kontrolle: NPK ohne Kompost	<i>Boden:</i> Cu, Pb und Zn Gesamtgehalte deutliche Zunahme nach 6 Jahren. EDTA extrahierte SM (entzieht labile chem. Fraktionen) noch deutlichere Zunahme. Cd, Cr, Ni blieben in unbehandelten und mit Kompost beaufschlagten Varianten gleich. Keine Veränderung spielte sich unter 40 cm ab (hoher pH, geringe Mobilität, u.a.). <i>Pflanzen:</i> (Wurzel, Korn, Stamm, Blatt) bei 90 t/ha generell sign. höher für die Metalle Cu, Pb, und Zn., nicht jedoch für Cd, Cr und Ni.	<i>Boden</i> Cu, Pb, Zn ↑ (Gesamt und EDTA) bis 40 cm <i>Pflanzen</i> Cu, Pb, Zn ↑, Cd, Cr, Ni kein Einfluss
Cortellini et al., 1996[SP459]	Feldversuch, 6 Jahre, Schluffiger Lehm, FF: WW, ZR, M; SM in Pflanzen und Boden, OM, Ntot und verfügbarer P im Boden	KlsK + Stroh, flüssiger und entwässerter anaerob verrotteter Kls (7,5 und 15 t TM/ha und Jahr); NPK	Signifikanter Anstieg nur für Zn in Korn und Wurzel und für Cu in ZR-Wurzeln, nicht für Cd, Cr, Ni, Pb. Kein Einfluss der Applikationsrate. Flüssiger KLS führte nach Jahren zu höherer Akkumulation als entwässerter Schlamm und Kompost. Nach sechs Jahren Anstieg der OM, Ntot, verfügbaren P, extrahierbares Zn und Ni entsprechend der Applikationsrate.	
Cuevas et al., 2000[SP460]	Feldversuch, dünne Vegetationsdecke, degradierter, semiarider Boden, randomisierter Block, 4 Wh, Bodenuntersuchung 1 Jahr nach Kompostausbringung	BAK 0, 40, 80, 120 t/ha,	Anstieg aller SM-Konzentrationen, signifikant nur bei Zn, Pb und Cu in mittlerer und hoher Düngungsstufe.	
Gigliotti et al., 1996[SP461]	Feld und Glashaus, tonig lehmiger kalkhaltiger Boden, pH 8,3, Mais	BAK, 6 Jahre 90 t/ha und Jahr, insg. 540 t.	<i>Sign. Anstieg</i> der SM-Gehalte im Boden nur bei Cu, Zn, Pb und Cr (nur in den letzten beiden Jahren), Mais: höhere Aufnahme: Pb 3x so hoch, andere SM 2x so hoch wie in Kontrolle.	<i>Boden:</i> Cu, Zn, Pb, Cr ↑ <i>Pflanze:</i> Pb und andere SM ↑

<b>Autoren</b>	<b>Versuchsanlage</b>	<b>Düngung</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>Bemerkungen</b>
Gäth, 1998[SP462]	Feld 1976 – 1989, Braunerde aus Basaltverwitterung, SW-WW-H	MüK-Gaben in 13 Jahren, dabei wurden appliziert: 0, 40 t TM/ha (= 218 kg Pb und 196 kg Zn/ha), 80 t TM/ha, 120 t TM/ha.	Der Schwermetallüberschuss zwischen Zufuhr und Entzug ist mit einem Fehler von maximal 10 % im Oberboden nachweisbar. Die Anreicherung führt zu einer Zunahme der Pb- und Zn-Konzentrationen im Getreide und beim Zn zu einer langsamen Tiefenverlagerung.	<i>Boden:</i> SM ↑ <i>Pflanze:</i> Pb und Zn ↑
HDRA Consultants, 1999[SP463]	HDRA-Research Grounds: Sandiger Lehm, organisch, FF: K-Zwiebel-Ko-Karotte-Gras/Klee	3 verschiedene GSK, 250 kg N/ha, x2 und x3, Mist, Geflügelmist, Gülle	Nach 2 Applikationen keine signifikante Änderung bei Zn, Cd, Cr, Cu, Pb und Ni-Gehalten im Boden.	<i>Boden:</i> Zn, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni kein Einfluss
HDRA Consultants, 1999[SP464]	Shepton Farms Ltd.; 7 Standorte; Lehm, Ton und Kalkstein; organische Wirtschaftswesen, verschied. FF	GSK 30 t/ha (=250 kg N/ha)	Nach 3 Applikationen keine signifikante Änderung bei SM-Gehalten im Boden.	<i>Boden:</i> SM kein Einfluss
HDRA Consultants, 1999[SP465]	Staple Farm, schwerer Lehm, konventionell; FF: WW-WG-Ra	GSK, 4 Varianten: kein Kompost + übliche Düngung; wenig Kompost (302 kg N/ha) + wenig NPK; viel Kompost (605 kg N/ha); viel Kompost (605 kg N/ha) + wenig NPK	Keine signifikante Änderung bei SM-Gehalten im Boden.	<i>Boden:</i> SM kein Einfluss
Kluge et al., 1997[SP466]	Feld, seit 1995, IS, uL, sL, uL	12 BAK und GGK, 0, 50, 100, 200 % der „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“, 10 t/ha TM in „Optimalvariante“	Schwermetallfrachten deutlich unterhalb der zulässigen Grenzfürden lt. Kompostierungserlass Baden-Württemberg, Saldo aus Zufuhr und Entzug stets eindeutig positiv, mobile Gehalte an Pb, Cd, Ni und Zn gehen anfangs zurück	Gesamtgehalte kaum beeinflusst
Leita et al., 1999[SP467]	Feld, sandiger Lehm, Langzeiteffekt (12 Jahre) von Kompost im Vergleich zu NPK und Mistkompost auf TOC, Mikrobielle Biomasse C, B <sub>c</sub> und metabolischen Quotient qCO <sub>2</sub> sowie Schwermetall – Verfügbarkeit.	Biomüllkompost: 500, 1000 und 1500 kg-MRC ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> = 2, 4 und 6 facher italienischer Grenzwert.	SM Gesamtgehalte: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn unterhalb EU-Grenzwert; DTPA-extrahierbare SM Cd, Cu, Ni, Zn in Kontrolle und NPK ähnlich, in organisch gedüngten Varianten ansteigend (abhängig vom Corg-Input).	<i>Boden:</i> Cd, Cu, Ni, Zn ↑

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Moreno et al., 1996[SP468]	Feld, schluffiger Lehm, pH 8,77, Gerste	KLSK 20 und 80 t/ha, normal (2 mg/kg Cd), einmal kontaminiert mit Cd (760 mg/kg Cd), einmal kontaminiert mit Cd (830 mg/kg), Zn (1640 mg/kg), Cu (995 mg/kg), Ni (525 mg/kg)	Die Zugabe von hochbelastetem Kompost (vorwiegend Cd) führte zu einer Ertragsdepression für Korn, aber nicht für Stroh. Cd und Zn wurden leicht absorbiert von Gerste. Ni und v.a. Cu wurden von org. Substanz sorbiert und nicht aufgenommen. Pflanzen auf Kompostparzellen auch höhere N und P-Gehalte als Kontrolle. Cd und Zn-Gehalte im Bd. Positiv korreliert mit den Pflanzengehalten, für Cu und Ni keine Korrelation.	<i>Pflanze:</i> Cd, Zn ↑, Ni, Cu kein Einfluß <i>Boden:</i> Cd, Zn ↑
Moreno et al., 1998[SP469]	Glashaus, Salat (4 Monate) und Gerste (7 Monate), 4 Wh., Boden mit sehr geringem OM-Gehalt, Container mit 20 kg Boden, SM-Gehalte, OM-Gehalte und enzymatische Aktivität	KLSK teilw. mit Schwermetallen angereichert, mit Gerstenstroh kompostiert, 20 und 80 t/ha, Kontrolle: Boden ohne Kompost, übliche NPK-Zusatzdüngung	<i>Ertrag:</i> Salat: Kompostvariante unterhalb Kontrolle, Gerste: höhere Erträge nur bei hoher, unkontaminierter KLSK-Gabe. Hohe Gehalte an Cd, Cu, Ni und Zn behinderten Protease-BAA-Aktivität im Vergleich zu anderen Komposten. Einfluss auf Phosphatase- und β-Glucosidase-Aktivität.	Cd, Cu, Ni, Zn beeinflussen enzymatische Aktivität
Peeverly & Gates, 1994[SP470]	Feld, Schlammiger, toniger Lehm, Mais, 2 Jahre	BMK (318 mg/kg Pb) mit KLS und Hackschnitzel, 46, 92 und 184 Mg/ha vor der Pflanzung	Keine toxischen Effekte der Komposte auf Keimung und Wachstum des Maises. Metall- und Nährstoffkonzentrationen in den Pflanzen kaum beeinflusst, K, Ni und Cu-Gehalte gegenüber Kontrolle erhöht. Erhöhte Zn und Ni-Werte im Boden beschränkten sich auf den Oberboden und beeinflussten weder den Ertrag noch die Korn- und Wasserqualität.	<i>Pflanze:</i> SM-Gehalte kaum Beeinflusst; Ni, Cu ↑ <i>Boden:</i> Zn, Ni ↑ im Oberboden
Petruzelli, 1996[SP471]	Theorie		Einfluss der Ausgangsmaterialien! Wichtigkeit der getrennten Sammlung! Bei Kompost mit niedrigen Schwermetallkonzentrationen ist die Bioverfügbarkeit der Schwermetalle durch die Kompostchemie „kontrolliert“	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Pinamonti, 1998[SP472]	Feld, 6 Jahre, Weingarten, Kalkboden, 15 % Hangneigung, halbsandig, steinig	Kontrolle (500 kg/ha NPK), PE(Polyethylen-Mulch), 2 Komposte:KLSK+Rinde (660 kg/ha organ. N) BMK ( 530 kg/ha organ. N)	KLSK verursacht <i>sign. Anstieg</i> des Gesamt- und DTPA-extrahierbaren Zn-Gehaltes im Boden. BMK erhöht Bodengesamtgehalte an Zn, Ni, Pb, Cd und Cr und DTPA-extrahierbaren Gehalte an Zn, Ni, Pb, Cd. Kein Einfluss auf Cu. Keine Zn-Konzentrationsänderung in Blättern und Most. KLSK: kein Einfluss auf Pflanzenaufnahme von Ni, Pb, Cd, Cr. BMK: <i>Sign. Anstieg</i> von Ni und Cd in Blättern, Cd und Cr im Most. Keine phytotoxischen Symptome.	<i>Boden:</i> Zn (DTPA-extrahierbar) ↑; Zn, Ni, Pb, Cd, Cr (Gesamt) ↑; Zn, Ni, Pb, Cd (DTPA-extrahierbar) ↑; Cu kein Einfluss <i>Pflanze:</i> Zn, Ni, Pb, Cd, Cr kein Einfluss (KLSK), Ni, Cd, Cr ↑ (BMK)
Scherer et al., 1997[SP473]	Gefäßversuch, verschiedene Kulturpflanzen (Pb, Cd, Zn). 2 verschiedene Bd: SM-belasteter Bd aus der Eifel: Braunerde aus der Umgebung einer Bleierzlagerstätte, IS-IU, pH 6,4, Pb-Gehalt 544 mg/kg; nicht belasteter Oberboden nahe Bonn (Parabraunerde aus Löss), ul, pH 5,9.	2 BMK, einer Pb > 600 mg/kg	Kompost führte gegenüber der Kontrolle überwiegend zu einer Abnahme der Pb.-Gehalte im oberirdischen Aufwuchs, Abnahme beim SM-belasteten Boden mit höherem pH-Wert etwas deutlicher ausgeprägt. Parabraunerde: im Vergleich zur Kontrolle niedrigere Cd-Gehalten in Pflanzen, während der Rückgang der Cd-Gehalte bei der Braunerde nach Kompostzufuhr weniger ausgeprägt war. Die Zn-Gehalte der Pflanzen nicht einheitlich beeinflusst. Auf der geogen bedingt mit SM höher belasteten Braunerde reduzierte die Kompostdüngung die Pb und Cd-Gehalte der angebauten Pflanzen im Vergleich zur Kontrolle – unabhängig vom SM-Gehalt der eingesetzten Komposte.	<i>Pflanze:</i> Pb, Cd ↓; Zn kein Einfluss
Selivanovskaya et al., 2001[SP474]	Feldversuch, randomisierter Block, 4 Wh., Gerste, grauer Waldboden	Unbehandelter Klärschlamm, anaerob behandelter KLS (jeweils 10 t/ha TM), KLSK (30 t/ha TM); Kontrolle	Signifikanter SM-Gehalt-Anstieg in allen behandelten Varianten im Vergleich zur Kontrolle, jedoch unterhalb der russischen u. europäischen Grenzwerte.	



Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Shuman, 1998[SP475]	Inkubationsversuch, 5 organische Abfälle, zwei Böden (grobe u. feine Struktur), Verteilung von Cd und Pb zwischen den Bodenfraktionen wurde untersucht.,	Kommerzieller Kompost (KLS und Holzschnitzel), Geflügelabfälle PL, cotton gin litter CL, sekundärer industrieller Klärschlamm ISS, kommerzielle Huminsäure HA. Mischung mit Böden 30 t/A, nur PL 5 t/A.	Das zugefügte Cd und Pb wurde hauptsächlich in der OM-Fraktion wiedergefunden, obwohl in der austauschbaren Fraktion des sandigen Norfolk-Bodens ein signifikanter Anstieg gefunden wurde. SMC und HA erniedrigten Pb in der austauschbaren Fraktion beider Böden und erhöhten Cd in der OM-Fraktion des sandigen Bodens. SMC und HA erniedrigten Pb in der austauschb. und OM-Fraktion und erhöhten Pb in der MnO-, amorphen AfeO- und kristallinen CfeO-Fraktion. Zugabe von PL erhöhte Cd und Pb in der austauschbaren Fraktion des sandigen Bodens. Manche organ. Zusätze wie SMC dürften die Cd- und Pb-Verfügbarkeit durch die Rückverteilung der Metalle aus der austauschbaren und/oder OM-Fraktion in weniger verfügbare Fraktionen erniedrigen.	<i>Boden:</i> Pb und Cd-Verfügbarkeit ↓
Shuman, 1999[SP476]	Inkubationsversuch, Verteilung von Zn zwischen den Bodenfraktionen	Kommerzieller Kompost (KLS und Holzschnitzel), spent mushroom compost SMC, Geflügelabfälle PL, cotton gin litter CL, sekundärer industrieller Klärschlamm ISS, kommerzielle Huminsäure HA, mit und ohne 400 mg/kg Zn.	Ohne Zink-Zugabe → Großteil der Metalle in der Restfraktion. Kompost, Geflügelstreu und Klärschlamm erhöhte den Zn-Gehalt in allen Fraktionen. Bei Zinkzugabe befand sich der Großteil des Metalls in der austauschbaren und in der OM-Fraktion. SMC und HA erniedrigten den Zn-Gehalt in der austauschbaren Fraktion und erhöhten ihn in den anderen. Die Effekte waren im sandigen Boden mit größerer Struktur und dominantem Quarzanteil im Ton deutlicher als im feiner strukturierten mit dominantem Kaolinit-Anteil im Ton. Organische Materialien mit hohem Zinkgehalt können die Konzentrationen in allen Fraktionen steigern, während andere wie SMC und HA die mögliche Verfügbarkeit von Zink in kontaminierten Böden durch eine Umverteilung aus der austauschbaren in weniger lösliche Fraktionen erniedrigen können	<i>Boden:</i> Zn in austauschbarer Fraktion ↓, in anderen ↑
Timmermann et al., 2003[SP477]	Kompost-Dauerversuch (8 bzw. 5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartikeln je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL,	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N-Gabe Stufe N2: 100 % der optimalen N-Gabe	Die <u>Bodengehalte</u> an Pb, Cd, Cr, Ni und Hg - blieben mit wenigen Ausnahmen – unter Berücksichtigung der Variantenstreuung der Versuche, selbst bei überhöhten Kompostgaben, auf dem gleichen Niveau wie die Gehalte der Kontrollvarianten ohne Kompost (K0). Lediglich bei Cu und Zn sind im Mittel der Versuche bei überhöhten Kompostgaben (jährlich 20 t/ha TM) geringe Anhebungen -	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
	sL FF: Mais – WW - WG	auf Basis der Nmin-Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationsdienst - NID).	<p>teilweise signifikant - von 1 - 2 mg/kg zu verzeichnen, bei niedrigeren und pflanzenbaulich üblichen Kompostgaben (Stufen K1 und K2) jedoch nicht.</p> <p>Die mobilen Gehalte bleiben im Versuchszeitraum unbeeinflusst (Pb, Cr) bzw. gehen sogar erheblich und statistisch gesichert zurück (Cd, Ni, Zn). Nur die mobilen Cu-Gehalte nehmen allmählich zu.</p> <p>Mittel- und langfristig ist nach anfangs regelmäßiger, aber später ausgesetzter Kompostapplikation eine allmähliche Remobilisierung der anfangs gebundenen mobilen Schwermetallanteile nicht auszuschließen.</p> <p><u>Pflanze:</u> Schwermetallgehalte der Haupternteprodukte Korn bzw. S.Mais bleiben im Mittel von der mehrjährigen Kompostanwendung weitgehend unbeeinflusst. Das trifft durchweg für Pb, Cr und Hg zu.</p> <p>Bei Cd, Ni und Zn vereinzelt sogar geringe Rückgänge der Gehalte im Vergleich zur Kontrollvariante ohne Kompost. Ursache: geringere Verfügbarkeit mit steigenden Kompostgaben.</p> <p>Die Cu-Gehalte der Haupternteprodukte zeigten in einigen Versuchen vorrangig bei S.Mais, eine gering steigende Tendenz. ← geringfügig erhöhte Cu-Mobilität nach Kompostanwendung.</p> <p>Bei Nebenernteprodukt Stroh keine abschließende Interpretation.</p>	
Vogtmann et al., 1996[SP478]	2 Feldversuche, 7 Jahre, Pflanzenqualität	Bio- (60 t/ha) und Mistkompost (47,5 t/ha) vor der Pflanzung	<p>Pflanzenschwermetallgehalte beider Kompostbehandlungen <i>signifikant niedriger</i> im Vergleich zu NPK- und kommerzieller organ. Dünger-Varianten. Höchster Bodengehalt in Kontrolle durch niedrigen Cd-Export durch die Ernte.</p> <p>In 7 Jahren kein Anstieg in Zn- und Cd-Bodenkonzentrationen. Cadmiumtransfer in Pflanze ist sehr gering, positiver Einfluß durch Kompostgaben. Ausbringungsmengen von 10 t TM/ha lassen keine</p>	<p><i>Boden:</i> Cd ↓; Zn, Cd kein Einfluß nach 7 Jahren</p> <p><i>Pflanze:</i> SM-Gehalte ↓</p>

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
			Probleme erwarten.	
Warman et al., 1995[SP479]	Glashaus, lehmiger Sand; Ertrag, Pflanzengehalte, Gesamt-Metallaufnahme Beta vulgaris cv Lucullus	Pferdemistkompost mit Klärschlamm (hochbelastet, 15 %), 0, 25, 50 75 und 100 % vol	Für Cd, Cr, Hg: Die Gesamt-Metallaufnahme und die Metallgehalte im Pflanzengewebe stiegen mit steigender Kompostgabe, wobei die Gehalte im Pflanzengewebe wesentlich geringere Steigerungen aufwiesen. Für Zn, Cu, Ni, Pb, Se ließ sich diese Regelmäßigkeit nicht feststellen, im Pflanzengewebe wurde häufig auch bei niedrigen Gaben höhere Gehalte an den Metallen festgestellt. Gesamt (HNO <sub>3</sub> )Metallgehalt korrelierte mit dem DTPA-extrahierbaren Metallgehalten im Wachstumsmedium.	<i>Pflanze:</i> Cd, Cr, Hg ↑ Zn, Cu, Ni, Pb, Se kein Einfluß
Weissteiner, 2001[SP480]	Feld, 1993 – 1999, mittelschwerer lehmiger Schluff ; FF: KM-Soja-WW-WG-FE-War- KM –WW,	Bäuerlicher Mischkompost MK z.T. mit Kompoststarterbakterien MKb, 12 – 24 t TM/ha und Jahr, 7 Varianten (mit und ohne NPK, mit und ohne Einsatz von chemisch- synthetischen Betriebsmitteln), Standard=landesüblich, konventionell, ohne K	Die Schwermetalleinträge sind zwar nachzuvollziehen, aber nicht bedenklich. Einziges Element, das auch im Boden vermehrt nachgewiesen wurde, ist Zn, wobei dieses auch im Kompost stets die Qualitätsklasse I nicht erreicht hat.	Sehr hohe Kompostmengen! <i>Boden:</i> Zn ↑ durch Kompost mit erhöhtem Zn-Gehalt.

## 3.8 Pestizide und organische Schadstoffe

### 3.8.1 Verhalten organischer Schadstoffe während der Kompostierung und in Kompostgedüngten Böden

Kompostanwendung auf Böden kann in Bezug auf organische Schadstoffe verschiedene Effekte haben. Auf der einen Seite sind Komposte aufgrund ihres hohen Gehalts an organischer Substanz in der Lage Schadstoffe zu binden und damit ihre Verfügbarkeit und Toxizität zu verringern. Weiters herrschen durch die erhöhte Aktivität von Bodenorganismen bessere Bedingungen für einen biologischen (oxidativen) Abbau von Schadstoffen. Auf der anderen Seite ist dieses Abbaupotenzial begrenzt und über das Langzeitverhalten von stark gebunden organischen Schadstoffen noch zu wenig bekannt (Brändli et al., 2003[SP481]).

In einer Literaturzusammenstellung befassten sich Büyüksönmez et al. (2000[SP482]) mit dem Gehalt von Pestiziden in Kompost und deren Umwandlung bzw. Abbau während des Kompostierungsprozesses und der Anwendung. Die gefundenen Substanzen, zum Großteil Pestizidreste (Organochlorverbindungen) treten in sehr geringen Konzentrationen auf. Insektizide (Organophosphate und Carbamate) und die meisten Herbizide wurden kaum nachgewiesen. Organochlorverbindungen stellten sich im Kompostierungsprozess als die gegen Abbau am resistentesten heraus. Die übrigen Pestizide wurden gut bis sehr gut abgebaut.

Zu den für den Abbau verantwortlichen Mechanismen berichten Büyüksönmez et al. (2000[SP483]) über folgende prinzipielle Möglichkeiten:

- Teilabbau zu sekundären Verbindungen
- Adsorption
- Humifizierung
- Verdampfung
- Mineralisierung

Der Pestizidabbau im Zuge einer Kompostierung verläuft ähnlich dem Abbau, der in Böden zu beobachten ist. Das Ausmaß und die Mechanismen des Abbaus sind beeinflusst durch die Art der Pestizide, die herrschenden Kompostierungsbedingungen sowie –verfahren, die im Kompost vorherrschenden mikrobielle Gemeinschaft und die Dauer der Kompostierung.

Die **Adsorption** nicht-ionischer und nicht-polarer Pestizide und anderer organischer Schadstoffe erfolgt zumeist in der Fraktion der OBS. Da der höchste Gehalt der OBS in den Oberflächenhorizonten der Böden zu finden ist, tendieren die meisten organischen Schadstoffe zur Konzentration in der Ackerkrume. Die Abwanderung von organischen Schadstoffen in tiefere Bodenschichten findet am ehesten in hoch durchlässigen sandigen oder kiesigen Böden mit geringen OBS-Gehalten statt. Hohe Konzentrationen von wasserlöslicher organischer Substanz können die Mobilität und die Auswaschung organischer Schadstoffe im Boden dank der Bindung des Schadstoffes an lösliche Liganden fördern. In ähnlicher Weise führt die Oberflächenerosion durch Wasser und Wind zu einer Bewegung des organischen Materials zusammen mit gebundenen organischen Schadstoffen.

Was die Kontamination anbelangt, sind die meisten Pestizide relativ unlöslich und wandern nicht in die unteren Bodenschichten, aber es gibt Ausnahmen, die sehr leicht ausgewaschen werden können. Die wichtigste Verschmutzung durch Pestizide erfolgt durch den Transfer in Adsorption an organischen Partikeln, die sich in Lösung oder Suspension befinden.

Manche Applikationen organischer Materialien wie z.B. von Klärschlamm oder bestimmten Komposten können sowohl als Quelle als auch als Senke organischer Schadstoffe (ähnlich wie für Metalle) wirksam werden.

Die Adsorption organischer Schadstoffe hängt von deren Oberflächenladung und Wasserlöslichkeit ab, die wiederum beide vom pH beeinflusst sind. Für viele organische Schadstoffe sind die Adsorption an Bodenkolloide und die Anwesenheit von Wasser zwei wichtige Faktoren, um den Abbau durch Mikroorganismen zu fördern. Die Palette der den Abbau durch Mikroorganismen beeinflussenden Faktoren umfasst den Boden pH-Wert, die Temperatur, die Sauerstoff- und Nährstoffversorgung, die Struktur der Schadstoffmoleküle, die Wasserlöslichkeit des Schadstoffes und seine Adsorption an die Bodenmatrix (und damit den Gehalt an organischer Substanz im Boden).

Die **Persistenz** organischer Schadstoffe im Boden wird durch das Gleichgewicht zwischen Adsorption an Bodenkolloide, Pflanzenaufnahme und Umwandlungs- oder Abbauprozesse bestimmt.

Hier einige Beispiele, die den Einfluss von Kompost auf den Abbau bzw. die Festlegung von Pestiziden und anderen organischen Schadstoffen aufzeigen.

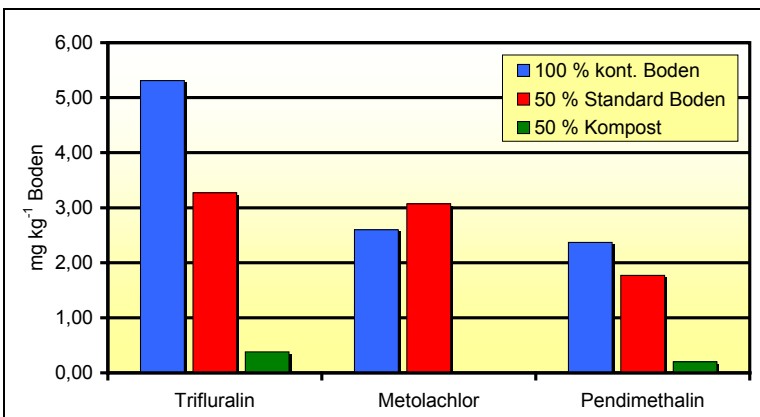


ABBILDUNG 3-36: HERBIZIDABBAU IN VERSCHIEDENEN BODEN-KOMPOSTMISCHUNGEN NACH 40 TAGEN MAISKULTUR (COLE ET AL., 1995[SP484])

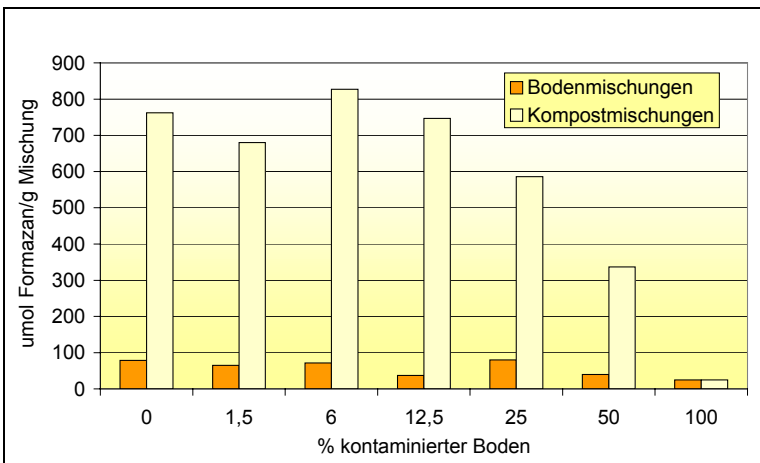


ABBILDUNG 3-37: DEHYDROGENASEAKTIVITÄT IN MISCHEM VON PESTIZIDKONTAMINIERTEM BODEN MIT UNKONTAMINIERTEM BODEN BZW. KOMPOST (COLE ET AL., 1995[SP485])

Aufgrund der erhöhten mikrobiologischen Aktivität zeigte sich ein nahezu vollständiger Abbau von drei Herbiziden in mit bis zu 50% Kompost über 40 Tage inkubiertem, mit Mais bepflanzen kontaminierten Boden (Cole et al., 1995[FA486]). Die besten Resultate zeigten sich bei 50% Kompostzusatz (Abbildung 3-36). Das Ergebnis der Hydrogenaseaktivität in den abgestuften Beimengungen des kontaminierten Bodens zeigt Abbildung 3-37. Eine starke Beeinträchtigung der mikrobiologischen Aktivität zeigt sich erst ab 50% Anteil des kontaminierten Bodens. Die gegenüber reinen Bodenmischungen noch immer deutlich verbesserte Aktivität reicht aber noch immer für einen effektiven Herbizidabbau aus.

Gute Abbauergebnisse werden bei der Inkubation von Öl-Kohlenwasserstoffen erreicht (Hupe et al., 1996[FA487]). Dieser Prozess wird gezielt für die Sanierung ölverseuchter Böden verwendet.

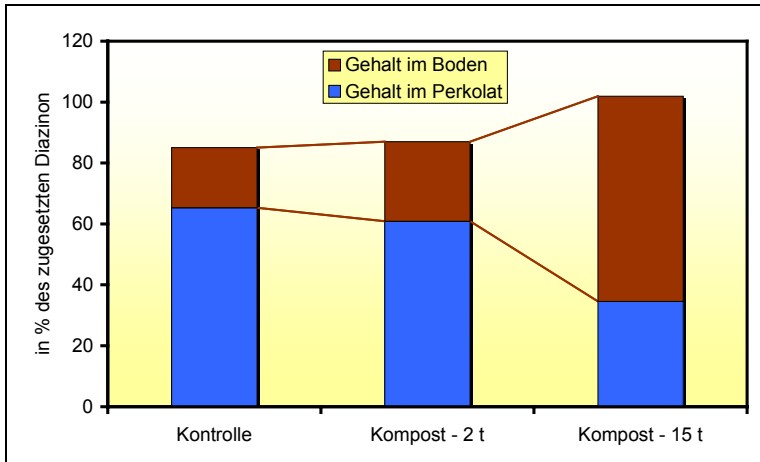


ABBILDUNG 3-38: SPEICHERUNG UND AUSWASCHUNG VON DIAZINON IN MIT KOMPOST VERSETZTEM BODEN (SANCHES-CAMANZANO ET AL., 1997)

Die Verbesserung der Sorption hydrophober Pestizide ist gut korreliert mit der Reife und Menge an Kompostzusatz (zB Diazinon and Linuron: Iglesias-Jimenez et al., 1997<sup>[FA488]</sup>; Atrazin, Simazin, Terbutryn, Pendimethalin, Dimefuron: Barriuso et al., 1997<sup>[FA489]</sup>). Dieses Phänomen wird mit den kolloidalen Struktur der Humusstoffe erklärt, wodurch die Verteilung und Verfügbarkeit von hydrophoben und hydrophilen Oberflächen der Bodenmatrix verändert werden.

Die Perkolationsversuche von Sanches-Camanzano et al. (1997) bestätigen die Erfahrungen zu

einem erhöhten Rückhaltevermögen, in diesem Fall von Diazinon in kompostgedüngten Böden (Abbildung 3-38)

**Veränderungen der Konzentration von organischen Schadstoffen während der Kompostierung** werden durch ihre Flüchtigkeit und ihr physikalisches, chemisches und biochemisches Abbaupotenzial bestimmt.

Folgende Prozesse finden i.W. statt:

- Volatilisation (Verflüchtigung),
- Lösung und Auswaschung,
- Abbau; d.h. Transformation oder Mineralisierung und Sorption.

Für unsere Frage der Nutzwirkung ist vor allem auch der mikrobielle Abbau von Bedeutung, für welchen optimale Bedingungen (Sauerstoffverfügbarkeit, Feuchtigkeit, Temperatur, organische Substanz) erforderlich sind. Büyüksönmez et al. (1999<sup>[SP490]</sup>) Abiotische (Photolyse, Hydrolyse) und biologische Transformationsprozesse finden parallel statt, biologische Prozesse werden jedoch als die wichtigsten angenommen (Buyuksonmez et al., 1999<sup>[SP491]</sup>). Metaboliten aus Abbauprozessen können funktionelle Gruppen enthalten, die wiederum kovalente Bindungen mit funktionellen Gruppen von Humusstoffen eingehen können. Mit höherem Ausreifungsgrad geht auch eine verstärkte organische Bindung von Schadstoffen einher. Dies stimmt mit der Erfahrung überein, dass auch in Böden mit der Zeit eine starker Festlegung von Schadstoffen erfolgt.

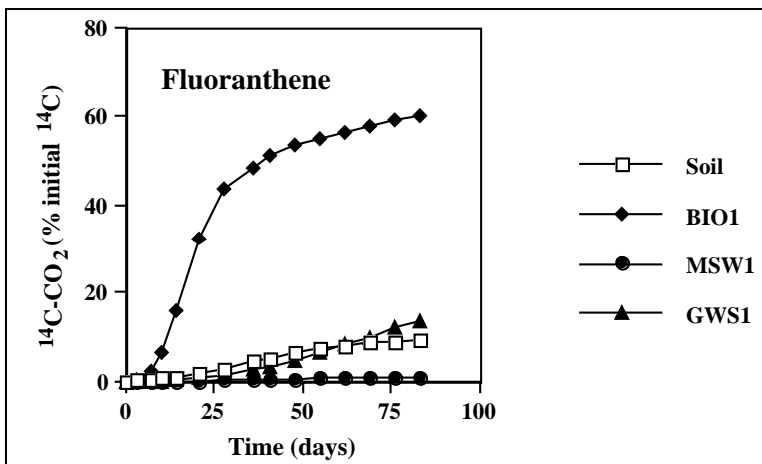


ABBILDUNG 3-39: FLUORANTHENEN MINERALISIERUNG WÄHREND DER INKUBATION IN BODEN ODER KOMPOST. (IN % DER ANFÄNGLICHEN RADIOAKTIVITÄT)

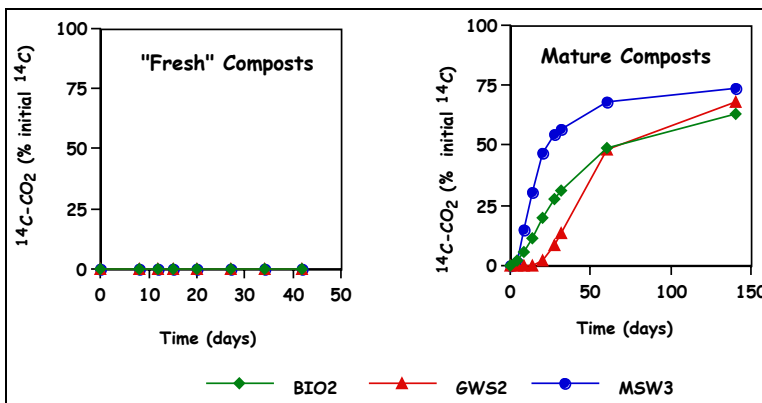


ABBILDUNG 3-40: VERGLEICH DES ABBAUS VON FLUORANTHENE IN JE 3 FRISCH (LINKS) UND 3 REIFKOMPOSTEN VON JEWEILS DERSELBEN ANLAGE

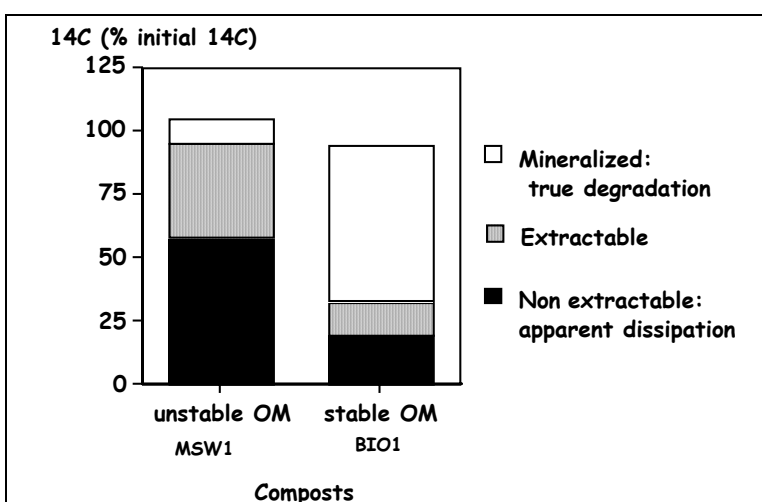


ABBILDUNG 3-41: VERTEILUNG DES <sup>14</sup>C-FLUORANTHENEN ZWISCHEN MINERALISIERTER, EXTRAHIERBARER UND NICHT EXTRAHIERBARER FRAKTION NACH INKUBATION IN BODENMISCHUNGEN MIT INSTABILEN UND STABILEN (REIFEN) KOMPOSTEN

Houot et al. (2003<sup>[FA492]</sup>) untersuchten das Abbauverhalten von *polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen* (PAKs) während der Kompostierung.

Mit Ausnahme eines Müllkomposts (MSW1) erfolgte in allen Komposten (Bioabfall/BIO1; Grünschnitt-Klärschlamm/GWS1) eine gute Mineralisierung von Phenanthren (60%). Die höchste Mineralisierungsrate mit ebenfalls 60% von Fluoranthren trat in BIO1 auf. Wie auch bei den anderen Verbindung zeigte sich in Müllkompost fast kein Abbau. (Abbildung 3-39).

Abbildung 3-40 zeigt dass ein Abbau von <sup>14</sup>C- markierten PAK ausschließlich in Reifkompost erfolgte. Das heißt die in Frischkompost gegebene mikrobielle Mischflora trägt nicht zur Mineralisierung organischer Verbindungen bei. Dieses Phänomen wurde auch schon bei Martens (1982) beschrieben. Fluoranthren erreichte einen Mineralisierungsgrad von 50-70% in allen Reifkomposten. Benzo(a)pyren wurde nur in einem Fall zu 30% abgebaut.

Auch trat eine effektive Mineralisierung nur in Boden-Kompostmischungen auf wenn ausgereifter, gut stabilisierter Kompost zugesetzt wurde. (BIO1 in Abbildung 3-41). Bei Zusatz von wenig stabilisierten Kompostmaterialien wurde ein großer Teil des umgesetzten Fluorantens in der extrahierbaren Fraktion wiedergefunden.

Dies lässt darauf schließen, dass insbesondere die während der Kompostreifung und Humifizierung aktive mikrobiologische Gemeinschaft dazu befähigt ist, organische Schadstoffe, wie PAKs und andere Kohlenwasserstoffe abzubauen.

Hier noch ein kurzer Überblick zum Verhalten einiger weiterer organischer Schadstoffe während der Kompostierung (zusammengefasst aus Amlinger et al., 2004<sup>[FA493]</sup>).

Für *PCBs* werden Abbauraten während der Kompostierung von bis zu 45% gefunden. In Böden weisen sie eine Halbwertszeit von durchschnittlich 12 Jahren auf. Aber es erfolgt auch eine Aufkonzentrierung ähnlich den mineralischen Komponenten. Die Möglichkeit des biologischen Abbaus und der Volatilisierung betrifft im wesentlichen Congenere mit einem niedrigen Chlorierungsgrad.

Auch *PCDD/F* tendieren während der Kompostierung aufzukonzentrieren. Die bisweilen berichtete Entstehung von Dioxinen und Furanen während der Kompostierung tritt nur bei ungünstigen Temperaturen > 70°C auf und wenn die entsprechenden Vorläufersubstanzen wie *Trichlorphenol* und *Pentachlorphenol* vorhanden sind. Auch hier gilt, ein Abbau tritt nur bei niedrigem Chlorierungsgrad auf.

*AOX and Pestizide* werden zum Teil deutlich besser während der Kompostierung abgebaut als im Boden. Das trifft vor allem auf den thermophilen Prozessabschnitt zu. Chlorierte Pestizide sind weitgehend in Europa verboten. Hintergrundbelastungen in Kompost unterschreiten durchwegs bestehende Richt- und Grenzwerte von Düngemittelregelungen.

*LAS, NPE, DEHP* werden unter oxidativen Bedingungen fast vollständig abgebaut.

### **3.8.2 Abschätzung der möglichen Akkumulation von Umweltschadstoffen höherer Persistenz (PCB, PCDD/F und PAK) durch regelmäßige Kompostanwendung**

Amlinger et al., 2004 haben Akkummulationsszenarien für die drei am besten untersuchten, persistente Schadstoffe: PCB, PCDD/F und PAK errechnet.

Es wurden auf Basis von Erhebungen zu den Schadstoffkonzentrationen in Komposten, in Böden und realistischen Halbwertszeiten folgende Annahmen getroffen:



TABELLE 3-22: ANNAHMEN ZUR ERSTELLUNG DER AKKUMULATIONSSZENARIEN VON DEN ORGANISCHEN SCHADSTOFFEN PCB, PAH UND PCDD/F DURCH JÄHRLICHE KOMPOSTANWENDUNG

		PCB		PAH		PCDD/F	
<b>Halbwertszeit</b>							
	(1)	12	Jahre	16	Jahre	30	Jahre
<b>Atmosphärische Deposition</b>							
	(2)	2	g ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	8	g ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	29	µg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
<b>Austrag</b>							
Erntegut und Auswaschung		Keine verwertbaren Daten vorhanden					
<b>Hintergrundkonzentration im Boden</b>							
LOW	(3)	0.01	mg kg <sup>-1</sup> TM	0.05	mg kg <sup>-1</sup> TM	2.44	ng TE kg <sup>-1</sup> TM
HIGH	(4)	0.04	mg kg <sup>-1</sup> TM	1	mg kg <sup>-1</sup> TM	13.30	ng TE kg <sup>-1</sup> TM
<b>Schwellenwerte für die multifunktionelle Bodennutzung</b>							
LOW		0.05*	mg kg <sup>-1</sup> TM	3*	mg kg <sup>-1</sup> TM	5**	ng TE kg <sup>-1</sup> TM
HIGH		0.1*	mg kg <sup>-1</sup> TM	10*	mg kg <sup>-1</sup> TM	40**	ng TE kg <sup>-1</sup> TM
<b>Konzentration im Kompost</b>							
Niedrigster Mittelwert	(5)	0.01	mg kg <sup>-1</sup> TM	0.6	mg kg <sup>-1</sup> TM	4	ng TE kg <sup>-1</sup> TM
Höchster Mittelwert	(5)	0.10	mg kg <sup>-1</sup> TM	4.6	mg kg <sup>-1</sup> TM	12	ng TE kg <sup>-1</sup> TM
Angenommener Maximalwert	(5)	0.25	mg kg <sup>-1</sup> TM	13	mg kg <sup>-1</sup> TM	18	ng TE kg <sup>-1</sup> TM
<b>Jährliche Kompost-Aufbringungsmenge</b>							
max. 60 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup> (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> Kompost: 0.65 % d.m.)				→ <b>9.2 t d.m. Kompost ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup></b>			
<b>Bidenhorizont und -dicke</b>				30 cm / Bodendichte: 1,5 g cm <sup>-3</sup> ; → <b>4,500 t ha<sup>-1</sup></b>			
<b>Zeitraumen für das Modell</b>				<b>100 Jahre</b>			

(1) PCB: di Domenico & De Felip[SP494] (2000); PAH: Knudsen et al. (2001[SP495]) and PCDD/F: Shatalov et al. (2002[SP496])

(2) max. jährliche Deposition nach Kupper & Becker van Slooten (2001 [SP497])

(3) Median der Hintergrundkonzentrationen von Untersuchungen in landwirtschaftlichen Böden (Erhardt & Prueß, 2001[SP498]).

(4) 90%ile der Hintergrundkonzentrationen von Untersuchungen in landwirtschaftlichen Böden (Erhardt & Prueß, 2001[SP499])

(5) siehe Amlinger et al. (2004)

\* Vorsorgewerte der deutschen (Bodenschutzverordnung, BBodSchV, 1999[FA500]); 'low' und 'high' ... Schwellenwerte für Böden mit einem OBS-Gehalt < bzw. > 8 %.

\*\* Richtwerte für die uneingeschränkte (5 ng TE kg<sup>-1</sup>TM) Nutzung bzw. Als Schwellenwert für Kontroll- und Vorsorgemaßnahmen (40 ng TE kg<sup>-1</sup>TM)

Die Anreicherung wurde nach folgendem Modell berechnet:

$$K_n = K_0 \times x^n + \frac{I_K + I_D - E_A - E_E}{M_S + M_F} \times \frac{1 - x^n}{1 - x}$$

Hierin sind:

$$x = e^{\frac{-\ln(2)}{t_{1/2}}}$$

$K_n$  ... Schadstoffkonzentration im Jahr  $n$  [mg oder ng I-Teq  $\text{kg}^{-1}$  TM]

$K_0$  ... Schadstoffkonzentration im Jahr 0 [mg oder ng I-Teq  $\text{kg}^{-1}$  TM.]

$n$  ... Akkumulationszeitraum (Jahre)

$I_K$  ... Schadstoffeintrag durch Kompost [ $\text{g}$  oder  $\mu\text{g}$   $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ]

$$I_K = K_K \times M_K$$

$K_K$  ... Konzentration im Kompost [mg or ng I-Teq  $\text{kg}^{-1}$  TM]

$I_D$  ... Schadstoffeintrag durch atmosphärische Deposition [ $\text{g}$  or  $\mu\text{g}$   $\text{ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ ]

$E_A$  ... Schadstoffaustrag durch Auswaschung [ $\text{g}$  or  $\mu\text{g}$   $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ]

$E_E$  ... Schadstoffaustrag über das Erntegut [ $\text{g}$  or  $\mu\text{g}$   $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ]

$M_S$  ... Masse der betroffenen Bodenschicht [ $\text{t}$   $\text{ha}^{-1}$ ]

$M_k$  ... Masse des nach Mineralisierung im Boden verbleibenden Kompostes [ $\text{t}$   $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ]

$t_{1/2}$  ... Halbwertszeit des Schadstoffes im Boden

Die Ergebnisse für jeweils drei Schadstoffkonzentrationen und zwei Niveaus an Boden-Hintergrundbelastung sind in den Abbildung 3-42, Abbildung 3-43 und Abbildung 3-44 dargestellt.

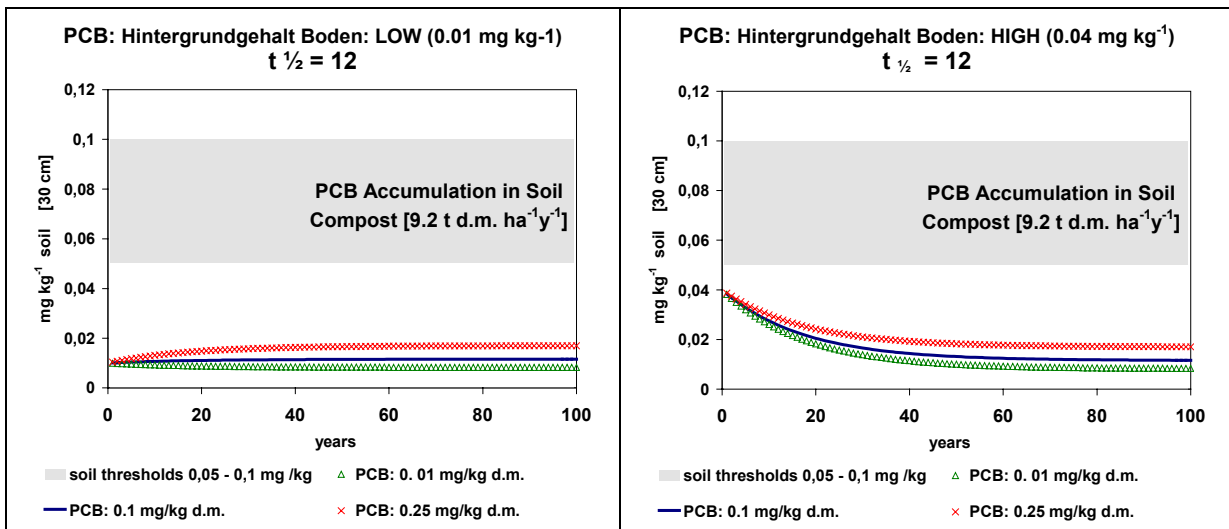


ABBILDUNG 3-42: ENTWICKLUNG DER GEHALTE AN PCBS IN BÖDEN BEI JÄHRLICHER KOMPOSTAUFBRINGUNG. GRAU HINTERLEGT: RICHTWERTBEREICHE FÜR BÖDEN (AMLINGER ET AL., 2004)

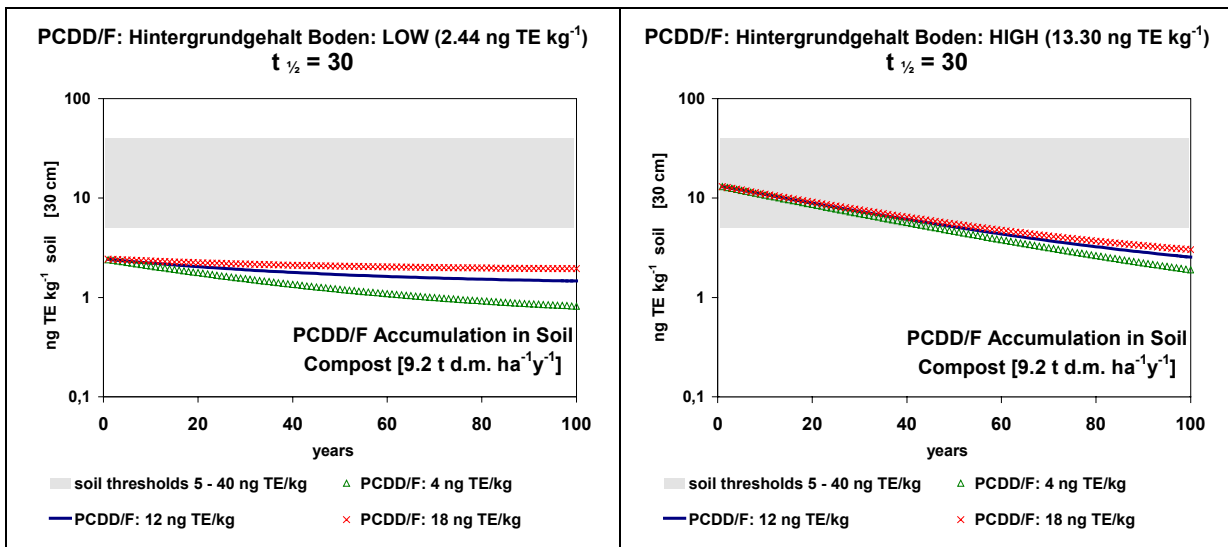


ABBILDUNG 3-43: ENTWICKLUNG DER GEHALTE AN *PCDD/F* IN BÖDEN BEI JÄHRLICHER KOMPOSTAUFBRINGUNG. GRAU HINTERLEGT: RICHTWERTBEREICHE FÜR BÖDEN (AMLINGER ET AL., 2004)

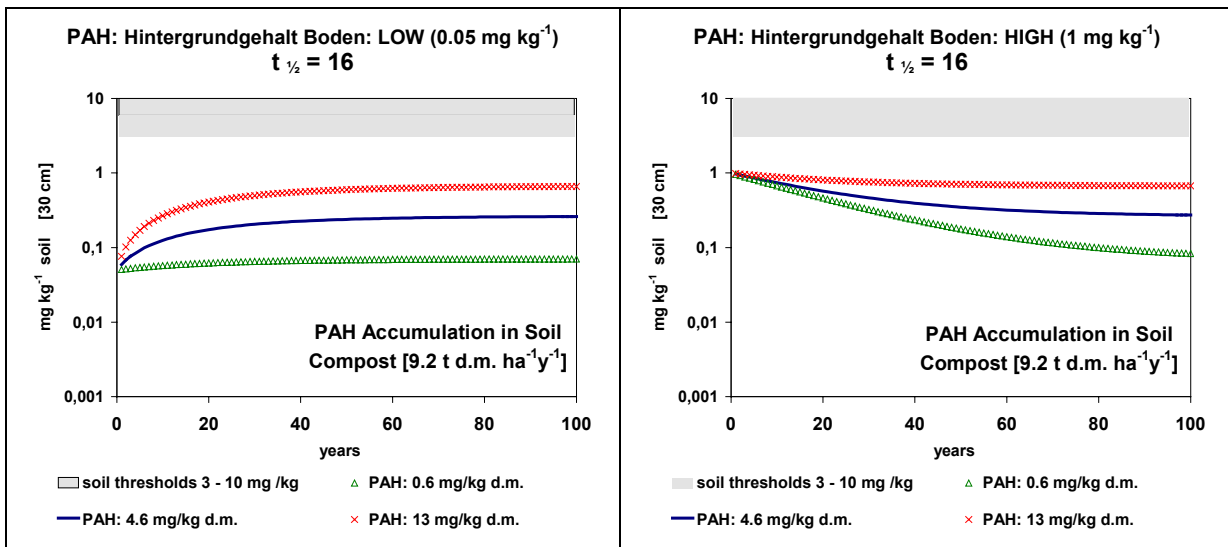


ABBILDUNG 3-44: ENTWICKLUNG DER GEHALTE AN *PAKS* IN BÖDEN BEI JÄHRLICHER KOMPOSTAUFBRINGUNG. GRAU HINTERLEGT: RICHTWERTBEREICHE FÜR BÖDEN (AMLINGER ET AL., 2004)

Die Berechnungen zeigen, dass unter Berücksichtigung der Halbwertszeiten der betrachteten Substanzen der durchschnittliche Eintrag durch Deposition und Kompost mit der Ausnahme von PAKs im Fall von sehr geringen Hintergrundwerten im Boden zu keiner Anreicherung im Boden führen würde. Der natürliche Abbau überkompensiert somit den Eintrag. Wesentlich ist wieder, dass die tatsächliche Veränderung im Boden immer im Verhältnis zu wissenschaftlich begründbaren Vorsorgewerten für die nachhaltige Lebens- und Futtermittelproduktion und im Sinne des Grundwasserschutzes betrachtet wird. Diese Schlussfolgerung wird zB auch von Aldrich & Daniel (2003<sub>[SP501]</sub>) geteilt.

Die Versuchsergebnisse lassen sich in folgenden Aussagen zusammenfassen:

- Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass bei Verwendung sauberer Ausgangsmaterialien aus der getrennten Sammlung, es zu keiner bedenklichen Anreicherung von Pestiziden oder anderen organischen Schadstoffen im Zuge der Kompostierung und Kompostverwertung kommt. Die Kompostierung selbst ist zum Teil durch die Hitzeeinwirkung, zum Teil durch mikrobiologische und biochemische, oxidative Vorgänge ein Prozess, der zum Abbau von organischen Verbindungen beiträgt.
- Die Schadstofffrachten fallen selbst bei überhöhter Kompostgaben so gering aus, dass mittelfristig keine messbare Anhebung der Bodengehalte zu erwarten ist.
- Kompostanwendung verstärkt sowohl den Herbizidabbau als auch Stabilisierung von Herbizidrückständen im Boden

### 3.8.3 Versuchsergebnisse zum Verhalten von Pestiziden und anderen Schadstoffen durch Kompost – tabellarische Übersicht

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Barriuso et al., 1997[SP502]	<p>Langzeit-Labor-Inkubationsversuch wurde die Transformation von 8 Herbiziden nach Kompostanwendung untersucht. Boden: Boden, Kompost und Boden-Kompost-Mischung</p> <p>Boden: (typic Eutrochrept) pH 7,3, 22% Ton, 73 % Schlamm (silt), 1,08 % org. C und 0,13 % org. N i.d.TM</p> <p>Herbizidlösungen), periodische Wassergehaltskontrolle und (14C)CO<sub>2</sub>-Messungen. Am Ende der Inkubationszeit: mit Methanol extrahiert, extrahierte Radioaktivität direkt gemessen, nicht extrahierbare Radioaktivität entspricht den gebundenen Rückständen.</p>	<p>MüK, Alter: 8,5 Monate, pH 8,5, 16,87 % org. C, 1,34 % org. N i.d.TS.</p> <p>Kompostanteil: 10, 20 u. 30 % (m/m)</p> <p>8 Herbizide: Pendimethalin, Simazin, Dimefuron, Terbutryn, Atrazin, 2,4 D, Metsulfuron-methyl und Carbetamide wurden Boden-Kompost-Mischungen (10, 20 und 30% Kompost) bzw. reinem Kompost (1:1 Mischung mit Sand) zugegeben, Inkubationsdauer: 8 Monate, 28 °C, Dunkelheit; 95 % Wasserhaltekapazität (incl.</p>	<p>Die Kompostzugabe verminderte generell die Mineralisation der Herbizide und begünstigte die Stabilisation der Herbizidrückstände. Ein Teil der stabilisierten Rückstände blieb extrahierbar und potentiell verfügbar, der Großteil jedoch blieb unextrahierbar und bildete gebundene Rückstände. Die Sorption könnte am Anfang einer kinetisch begrenzten Biodegradation stehen, vor allem für die stark gebundenen Herbizide (Atrazin, Simazin, Terbutryn, Pendimethalin, Dimefuron), hingegen hat die Kompostgabe wenig Einfluss auf die wenig gebundenen Herbizide (Carbetamide, 2,4D und Metsulfuron-Methyl).</p>	<p>Sorption, Mineralisation, Herbizide</p>
Brown et al. 1997[SP503]	<p>9 Komposter, Metallfässer, 200 l, gelocht, versetzt mit 4 flüchtigen organischen Chemikalien (VOCs): Benzol, Carbotetrachloride, Dichlorbenzol und Xylol, welche auch in Haushaltsprodukten zu finden sind. Gemessen wurde Volatilisierung (Aktivkohlefilter und GC) sowie das Sickerwasser (GC), als auch das Kondensat und der Kompost.</p>	<p>MSW-Kompost</p>	<p>Der Großteil der VOCs war innerhalb von 48 Stunden Kompostierung via Volatilisierung verloren. Die Gehalte für Sickerwasser und Kompost an VOCs waren innerhalb einer Woche unterhalb der Nachweisgrenze.</p> <p>Die anfänglichen Konzentrationen von 275 mg/kg Captan und Lindan wurden zu 53,8 bzw. 158,9 mg/kg reduziert, nach 5 Wochen Kompostierung. Alle Konzentrationen in Luft, Kondensat und Sickerwasser waren für beide Pestizide unter der Detektionsgrenze, d. h. keines der Pestizide wurde volatilisiert, sondern wurde im Kompost zurückgehalten und um- bzw. abgebaut.</p>	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Cole et al., 1994[SP504]	Pestizidkontaminierter (22 Pestizide) Boden mit unkontaminiertem Boden und Kompost gemischt; Mais, 15 cm Töpfe, Glashaus; Bakterien- und Pilzkulturen aus Boden und Rhizosphäre nach Auffangen in Pufferlösung auf Agar; Dehydrogenaseaktivität	Garten-Abfallkompost, Mischungen mit Boden: 0; 1,5; 6; 12,5; 50 % w/w	Pilz- und Bakterienpopulationen von 100.000 bis einige Billionen Einheiten/g Wurzel; signifikante Erhöhung des Pflanzenertrages und der Bakterienpopulationen in komposthaltigen Mischungen im Vergleich zu kontaminiertem Boden, Pop. in Bodenmischungen unbeeinflusst. Pilzpop. in bepflanzt und unbepflanzten Kompost-Varianten sign. höher als in kontaminiertem Boden, Dehydrogenase-Aktivität <b>sign.</b> höher in Kompostmischungen als in Bodenmischungen.	
Cole et al., 1995[SP505]	Boden mit Pestiziden kontaminiert; pH 8,3 Untersuchung u.a. auf Herbizid-inaktivierung Substratmischungen auf Herbizide nach 40 Tagen Maiskultur untersucht	Kontaminierter Boden wurde mit unkontaminierten Boden bzw. mit GSK (0; 1,5; 6; 12,5; 25; 50; 100 %) gemischt.	Die Kombination Bepflanzung und Kompost führt zu sign. höherer Herbizid-Inaktivierung in kontaminierten Böden. 50:50 Mischung kontam. Bd. : Kompost am günstigsten. In vielen der kompostenthaltenden Mischungen kam es zu verstärktem Pestizidabbau (höhere Mikrobenaktivität).	Pestizidabbau ↑
Franco et al., 1996[SP506]	Alpechin (flüssiges phytotoxisches Abfallprodukt der Olivenölextraktion) in Kompost absorbiert und inkubiert (12 Tage, 50 Tage), schluffiger Lehm	Baumwollabfallkompost, Mischungen: 80:15 (v:v) Alpechin-Boden mit und ohne 15:5 (v:v) Kompost	Toxizität wurde durch Kompostzugabe neutralisiert; Pflanzenwachstum wurde gefördert, negativer Einfluss von Alpechin ohne Kompost auf mikrobielle Biomasse im Boden.	
Houot et al., 2003[SP507]	Labortests PAH (Flouranthen)-Zugabe und Inkubation in Boden, Kompost und Boden-Kompostmischungen	Müll-Kompost, BAK, GS/KS-Kompost	Reifkompostzugabe → stabile OS → geringere Gesamtmineralisation aber hohe Mineralisation von PAH während der Inkubation Frischkompost → hohe Gesamtmineralisation → geringerer Abbau von PAH und vermehrt Bildung von nicht extrahierbaren Rückständen	Bedeutung der Reifephase im Abbau von organischen Schadstoffen!
Hupe et al., 1996[SP508]	Dieselölkontaminierter (1% w/w TM) Modellboden, geschlossener Bioreaktor, CO <sub>2</sub> - und VOC-Messung	BAK, Boden:Kompost 2:1, 4:1 und 8:1 (TM)	Signifikante Förderung des Abbaus bei Mischung Boden:Kompost 2:1; kein Einfluss der Kompoststreife.	
Iglesias-Jimenez et al., 1997[SP509]	Labor, Inkubation 2 und 8 Monate, sandiger Lehm, pH 7,5, zwei schwach wasserlösliche Pestizide (Diazinon und Linuron)	BMK, Torf, Huminsäuren u.a.	In allen Fällen wurden für die Freundlich-Isotherme r <sup>2</sup> von 0,99 und größer gefunden. Die Werte für die Sorptionskonstante K im natürlichen Boden lagen bei 8,81 für Diazinon und 2,29 für Linuron. Diese Werte stiegen sign. für die modifizierten Böden.d.h. die	Sorptionskapazität durch Kompostgabe erhöht.

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
			Sorptionskapazität für hydrophobe Pestizide steigt mit dem Grad der Reife der zugeführten Materialien im Boden (humic-type compounds), womöglich aufgrund des Anstieges der mit den Materialien verbundenen kolloidalen Eigenschaften und den Veränderungen in den hydrophob-hydrophilen Charakteristiken der Bd.oberflächen.	
Liu & Cole, 1996[SP510]	Glashaus, Mais, 4 Wochen, pestizidkontaminierter Boden, Dehydrogenaseaktivität, Ertrag	GSK 0, 1, 5, 10, 20, 40 % Kompost	Prozentueller Abbau von Pestiziden ab 20 bzw. 40 % Kompost nach 4 Wochen Inkubation und 16 Wochen im Labor von 85 % (Trifluralin), 100 % (Metolachlor) und 79 % (Pendimethalin).	
Michel et al., 1996[SP511]	Laborversuch: Verhalten von 3 Rasenpflege-Pestiziden (2,4-D; Diazinon, Pendimethalin) in Kompost wurde untersucht, Volatilisierung, Mineralisierung, Auswaschung, Verbleib.	Laboratoriumskompost, Gartenabfälle mit Gras, Blätter, versetzt mit C14 markierten Pestiziden	Das Verhalten der Pest. ist unterschiedlich: Der Großteil von 2,4 D wurde mineralisiert, der Großteil von Diazinon wurde umgebaut zu wasserlöslichen Produkten geringerer Toxizität, der Großteil von Pedimethalin wurde in nicht extrahierbare Subst. eingebaut.	Pestizidverhalten während Kompostierung!
Sanchez-Camazano et al., 1997[SP512]	Glashaus, Bodensäulen, Cambic Arenosol, C14-markiertes Diazinon	BMK, 2t und 15 t/ha	Deutliche Retention bei BMK (höhere Dosis > kleinere Dosis), kumulativer Anteil des durchgekommenen Diazinons lag bei ca. 60 bzw. 34 % im Gegensatz zu ca. 65% bei Kontrolle. Ausschlaggebend für die hohe Retention des hydrophoben Pestizids Diazinon am Kompost dürften Bindungen mit der org. Subst. (aber auch der mineralischen Subst.) sein, v.a. Humin und Fulvosäuren mit hydrophoben Brücken, aber auch Wechselwirkungen mit OH und COOH Gruppen der Humin- und Fulvosäuren oder mit Tonmineralen des Bodens.	
Timmermann et al., 2003[SP513]	Kompost-Dauerversuch (8 bzw. 5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartzellen je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL, sL FF: Mais – WW - WG	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N-Gabe Stufe N2:	Selbst durch überhöhte Kompostgaben (Stufe K3) wurden die Bodengehalte an PCB sowie PCDD/F, die sich durchweg auf sehr niedrigem ubiquitären Niveau unterhalb der Vorsorgewerte bewegten, nicht angehoben  Ihre Gehalte in den Komposten bewegen sich insgesamt auf einem sehr niedrigen Niveau und sind im	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
		<p>100 % der optimalen N-Gabe auf Basis der N<sub>min</sub>-Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationsdienst - NID).</p>	<p>insgesamt auf einem sehr niedrigen Niveau und sind im Falle von PCDD/F leicht rückläufig und sind damit für die landwirtschaftliche Kompostanwendung offenkundig kein Problem.</p> <p>Die Schadstofffrachten fallen selbst bei überhöhter Kompostgabe (Stufe K3) so gering aus, dass im bisherigen Versuchszeitraum keine messbare Anhebung der Bodengehalte zu erwarten war.</p>	



## 3.9 Bodenbiologie

### 3.9.1 Allgemeines

Der Boden beheimatet eine enorme Anzahl and Vielfalt an Organismen. Sie übernehmen eine zentrale Aufgabe in der Erhaltung eines „gesunden“ Bodens mit all seinen ökologischen Funktionen im wesentlichen also der Bodenfruchtbarkeit.

Unter Bodenorganismen versteht man alle permanent oder zeitweilig auf oder im Boden lebenden Organismen. Die Bodenorganismen können aufgrund ihrer Stellung im Nahrungsnetz drei unterschiedlichen Trophiestufen zugeteilt werden (Scheffer & Schachtschabel et al., 1998<sup>[SP514]</sup>): Saprophage, phytophage und mycophage Primärzersetzer ernähren sich von toter oder lebender organischer Substanz (z. B. Protozoen, Actinomyceten, einige Nematoden, Regenwürmer)

- Koprophage Sekundärzersetzer verwerten die Verdauungsprodukte der Primärzersetzer (z.B. Nematoden, Enchytraeidae)
- Zoophage Räuber (Prädatoren) ernähren sich von anderen Bodentieren und tragen zur Regulation der Beutepopulationen bei (z. B. Spinnen, Maulwurf)

Die Einteilung der Bodenorganismen wird jedoch meist anhand ihrer Körpergrößen durchgeführt:

- Mikroorganismen: Bakterien, Actinomyceten, Pilze, Algen und Protozoen
- Mikrofauna (< 0,2 mm): z. B. Geißel- und Wimpertierchen, Wurzelfüßer
- Mesofauna (0,2 – 2 mm): z. B. Rädertiere, Nematoden, Milben, Collembolen
- Makrofauna (2-20 mm): z. B. Spinnen, Käfer(-larven), Asseln
- Megafauna (>20 mm): z. B. Regenwürmer, Maulwurf, Spinnen

TABELLE 3-23: ANZAHL UND MASSE AN BODENORGANISMEN IN EINEM FRUCHTBAREN UND GUT DURCHLÜFTETEN BODEN (VERSCHIEDENE QUELLEN)

	Organismus	Anzahl m <sup>-2</sup>	Masse m <sup>-2</sup> (g)	Masse ha <sup>-1</sup> (kg)
<b>Mikroorganismen</b>	Bakterien	10 <sup>6</sup> x 10 <sup>6</sup>	50	500
	Actinomyceten	10 <sup>4</sup> x 10 <sup>6</sup>	50	500
	Pilze	10 <sup>3</sup> x 10 <sup>6</sup>	100	1.000
	Algen	1 x 10 <sup>6</sup>	1	10
	Protozoen	1 x 10 <sup>6</sup>	<1	
<b>Bodenfauna</b>	Regenwürmer	70	40	400
	Enchytraeen	1 x 10 <sup>4</sup>	2	20
	Gastropoden	65	1	10
	Tausendfüßer	75	2.5	25
	Hundertfüßer	65	0.5	5
	Milben	1 x 10 <sup>5</sup>	1.0	10
	Springschwänze	5 x 10 <sup>4</sup>	0.6	6
<b>Summe</b>			<b>ca. 250 g</b>	<b>ca. 2.500 kg</b>

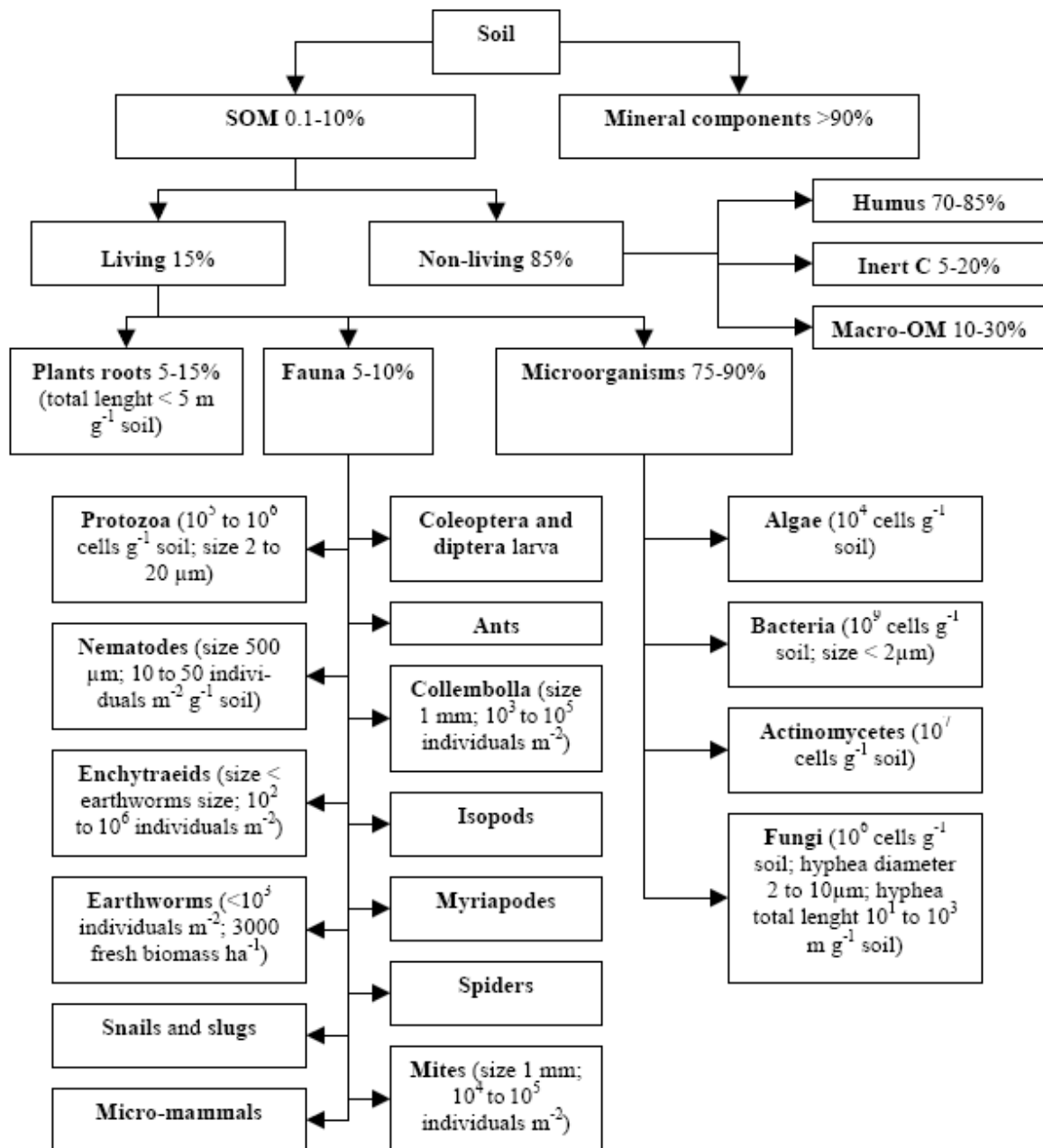


ABBILDUNG 3-45: ZUSAMMENSETZUNG DES EDAPHONS EINES TYPISCHEN FRUCHTBAREN BODENS (AUS VAN-CAMP ET AL., 2004)

In einem gut drainierten, fruchtbaren Boden befindet sich demnach eine Größenordnung von 2.500 kg ha<sup>-1</sup> an Bodenorganismen. Das entspricht ca. 5 Großvieheinheiten oder mindestens der doppelten „Masse“ an Tieren, die auf 1 ha gehalten werden können.

### 3.9.2 Die Funktionen der Bodenorganismen

Die Bodenorganismen leisten einen entscheidenden Beitrag zum Ab- und Umbau der organischen Substanz und zur Humusbildung. Sie beeinflussen eine Reihe von Bodeneigenschaften (z. B. Nährstoffhaushalt, Bodengefüge), werden aber auch von

Bodeneigenschaften beeinflusst. Weiterhin üben Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Bodenbearbeitung, Düngung und Pflanzenschutz einen großen Einfluss auf die Menge und Artenzusammensetzung der Bodenorganismen aus. Den wichtigsten Einflussfaktor stellen jedoch die organische Bodensubstanz und die Ausscheidungen von in und auf dem Boden lebenden Organismen dar, da sie als Nahrungsgrundlage für viele Bodenorganismen dienen.

Die Schlüsselaufgabe des Bodenlebens ist tatsächlich die Inkorporation dieser Materialien in das Bodensystem und deren Umwandlung sowie deren Beitrag zum Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelkreislauf. Damit ist bereits ein zweiter wesentlicher Aspekt angesprochen: die Freisetzung und Bereitstellung von Pflanzennährstoffen aus primären oder bereits umgeformten organischen Materialien. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 3-46 skizziert.

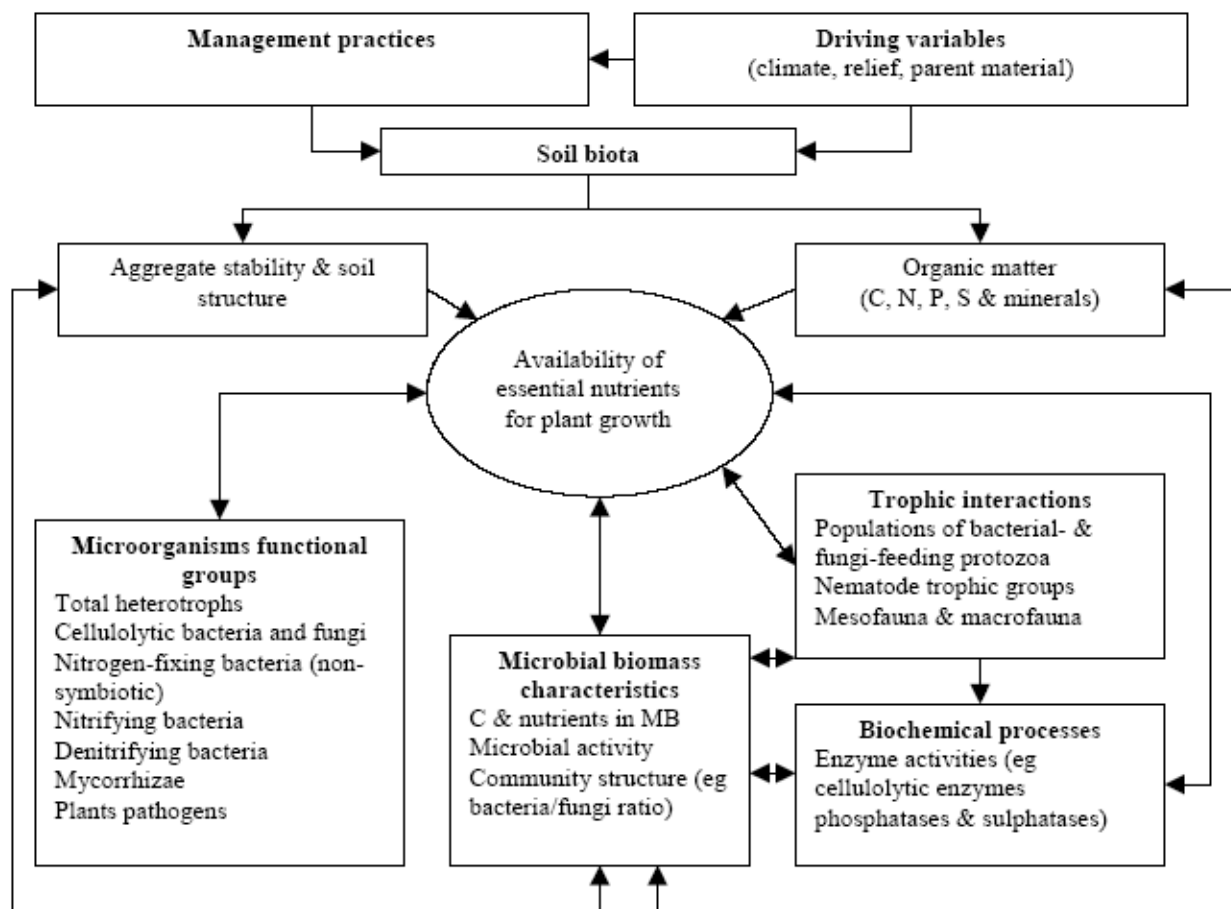


ABBILDUNG 3-46: MODELL FÜR DIE DURCH BODENORGANISMEN BEWIRKTEN PROZESSE DER BEREITSTELLUNG VON PFLANZENNÄHRSTOFFEN (AUS VAN-CAMP ET AL., 2004)

Darüber hinaus bewirkt das im Zuge des biologischen Abbaus freigesetzte und in Wasser gelöste CO<sub>2</sub> die Bildung einer schwachen Kohlensäure. Diese führt zur Verwitterung von Primärmineralien und weiter zur Freisetzung von Nährstoffen. In diesem Kohlenstoffkreislauf bewirken die Bodenorganismen, dass der Kohlenstoff als Bestandteil des organischen C-pools dem Boden erhalten bleibt.

Hierdurch wird deutlich, dass das Bodenleben die Schlüsselrolle für das „Funktionieren“ des Bodensystems innehat, der Erfolg jedoch ist abhängig von der Anwesenheit von ausreichend verfügbaren Kohlenstoffquellen. Das heißt, falls über Pflanzenrückstände und Organismen (und deren Ausscheidungen) selbst zu wenig Kohlenstoff zur Verfügung steht, muss zur Erhaltung

des Systems externe organische Substanz (Wirtschaftsdünger, Kompost) auf einem befriedigenden Niveau zugeführt werden.

Die mikrobielle Population reagiert äußerst sensibel auf Änderungen ihrer Lebensbedingungen. Daher ist es einleuchtend, dass es im Falle einer notwendigen Wiederherstellung oder Sanierung des Bodensystems in erster Linie um die Aktivierung der mikrobiellen Leistungen geht. Die Reaktion von Bodenbakterien und -pilzen auf verschiedene Umweltbedingungen und Maßnahmen aus einigen Untersuchungen durch die United States Environmental Protection Agency (EPA, 1998<sup>[FA515]</sup>) zeigt das Beispiel in Tabelle 3-24.

TABELLE 3-24: POPULATIONEN VON BAKTERIEN UND PILZEN IN BÖDEN UND KOMPOST (EPA, 1998)

<b>Material</b>	<b>Bakterien 10<sup>6</sup> g<sup>-1</sup> TM</b>	<b>Pilze 10<sup>3</sup> g<sup>-1</sup> TM</b>
Fruchtbarer Boden	6-46	9-46
Kürzlich sanierte Tagebaufläche	19-170	8-97
Mit Pestiziden belastete Schluff/Tonmischung	19	6
Reifer Grüngutkompost	417	155

Die Werte für Grüngutkompost zeigen das Potenzial an, das hinsichtlich der Verbesserung der biologischen Aktivität von Böden mit Kompost erzielt werden kann.

### 3.9.3 Methoden zur quantitativen Beschreibung der biologischen bzw. mikrobiellen Aktivität von Böden

Die quantitative Beschreibung selektiver oder integrativer Aktivitätsparameter für bodenspezifische Stoffwechselprozesse werden heute bereits vielfach als Indikator für die Begriffe *Bodenqualität*, *Bodenfunktion*, *Bodenproduktivität*, *Bodengesundheit* etc, herangezogen.

Mikrobiologische Aktivität im Boden wird bereits seit langem als Indikator für Bodengesundheit verwendet. Von den Indikatoren ist wohl die *Mikrobiologische Biomasse* die am meisten verwendete. Des weiteren werden verschiedene Methoden der Enzymaktivität verwendet, um spezifische Stoffwechselleistungen des Kohlenstoff oder Stickstoffmetabolismus zu messen.

Die Mikrobielle Biomasse ist definiert als der lebende Anteil der OBS (Jenkinson und Ladd, 1981<sup>[FA516]</sup>). Sie schließt die Meso- und Makrofauna und Pflanzenwurzeln nicht mit ein. Hier gibt es eine Reihe von Bestimmungsmethoden (Fumigation – Inkubation, Fumigation – Extraktion und Substratinduzierte Respiration [SIR]; Sparling und Ross, 1993<sup>[FA517]</sup>).

Folgende Parameter werden untersucht:

TABELLE 3-25: ÜBERSICHT ZU DEN IN DER LITERATUR ANGEGEBENEN METHODEN ZUR CHARAKTERISIERUNG DER BIOLOGISCHEN AKTIVITÄT VON BÖDEN

Parameter	Physiologische Bedeutung für den Stoffumsatz im Boden
Basalatmung; CO <sub>2</sub> -Atmung	Indikator für den Kohlenstoffkreislauf; Summenparameter für die Gesamtheit der biologischen (Stoffwechsel-)Aktivität eines Bodens über die Messung der CO <sub>2</sub> -Freisetzung unter standardisierten Bedingungen.
Substratinduzierte Respiration (SIR);	Indirekte Bestimmung der mikrobielle Biomasse oder der mikrobielle Biomasse-C (MBC);
metabolischer Quotient qCO <sub>2</sub>	wird aus Basalatmungsrates und potentieller mikrobieller Biomasse ermittelt und gibt an, welche Menge CO <sub>2</sub> pro Stunde und pro mg des mikrobiell fixierten C freigesetzt wird. Er sagt also etwas über die mikrobielle Stoffwechselaktivität bezogen auf die potentielle mikrobielle Biomasse aus.
Phosphatase-Aktivität	Enzym des Phosphorkreislaufs, das organischen (zB die Phosphorsäureester Phytansäure und Phytin) in pflanzenaufnehmbares Orthophosphat mineralisiert; es wird unterschieden zwischen der sauren und der alkalischen Phosphatasen. Im Boden überwiegen mikrobiell ausgeschiedene Phosphatasen;
Mikroorganismen	Qualitative und Quantitative Bestimmung von mikrobiellen Gemeinschaften
heterotrophe N-Fixierung	nicht-symbiotische Stickstoffbindung durch blau-grüne Algen, Acotobacter, Chlostridium
N-Mineralisation	Bestimmung der N-Mineralisation im aeroben oder anaeroben Brutversuch. Auch Verwendet zur Ermittlung der kurzfristigen N-Verfügbarkeit
Ammoniumoxidationsrate	Die Nitrifikation, d.h. die Oxidation von Ammonium zu Nitrit und von Nitrit zu Nitrat, ist ein landwirtschaftlich wichtiger Prozess des N-Kreislaufs im Boden. Nitrifikanten-Populationen und Nitrifikationsraten werden vielfach auch als Indikatoren der allgemeinen mikrobiellen Aktivität des Bodens bestimmt.
Denitrifikation	Unter Denitrifikation wir die Fähigkeit von Mikroorganismen verstanden, selektiv Nitrat durch enzymatische Aktivitäten zu molekularem Stickstoff zu reduzieren (abzubauen).
Gesamt-Phospholipidphosphate	Extraktionsmethode der Phospholipide als wesentliche Bestandteile der Zell-Membran.
FDA-HR (Fluoreszin-Diacetat-Hydrolyse	
Dehydrogenase-Aktivität	Enzym des intrazellulären Stoffwechsels und für biologische Redoxsysteme; wird als integratives Maß für die Intensität mikrobieller Stoffumsetzungen im Boden angesehen. Oxidation organischer Verbindungen durch Abspaltung von 2 Wasserstoffatomen; es wirken mehrere Dehydrogenasen im Enzymsystem des Atmungsstoffwechsels, Citratcyklus oder N-Stoffwechsel zusammen
Urease	Indikator für den Stickstoffkreislauf; im Boden vorwiegend mikrobiellen Ursprungs; katalysiert die Hydrolyse von Harnstoff aus tierischen Ausscheidungen und Nucleinsäuren zu CO <sub>2</sub> und NH <sub>3</sub> ;
Protease	Indikator für den Stickstoffkreislauf; Proteasen werden von Pilzen und Bakterien ausgeschieden; Abbau von Proteinen zu Aminosäuren; besitzen hohe Stabilität durch Bindung an Kohlenhydrate und gegenüber proteolytischen Enzymen; empfindlich gegen Austrocknung
Weitere Methoden	β-Glucosidase; AI <sub>max</sub> (Atmungsintensität); DMSO (Dimethylsulfoxireduktion)

### 3.9.4 Genereller Zusammenhang: Organische Substanz – Organische Düngung – Mikrobiologie

Eine der wichtigsten Bodenfunktionen, der Umsatz der organischen Substanzen, wird durch Bodenorganismen gesteuert. Der Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen (Zellulose, Hemizellulose, Polysaccharide, Kohlenwasserstoffe, Lignin u.a.) stellt die Energie für heterotrophe Organismen zur Verfügung, die wiederum für andere Stoffumsätze verantwortlich sind (zB asymbiontische N-Fixierung, Protein- und Aminosäureabbau, Mineralisierung und Immobilisierung von Stickstoff, Umformung von Mineralstoffen (Roper und Ophel-Keller, 1997<sup>[FA518]</sup>).

OBS ist ein direktes Produkt der gemeinsamen biologischen Aktivität von Pflanzen, Mikroorganismen und Tieren sowie unzählbarer abiotischer Faktoren (siehe Schema in Abbildung 3-47).

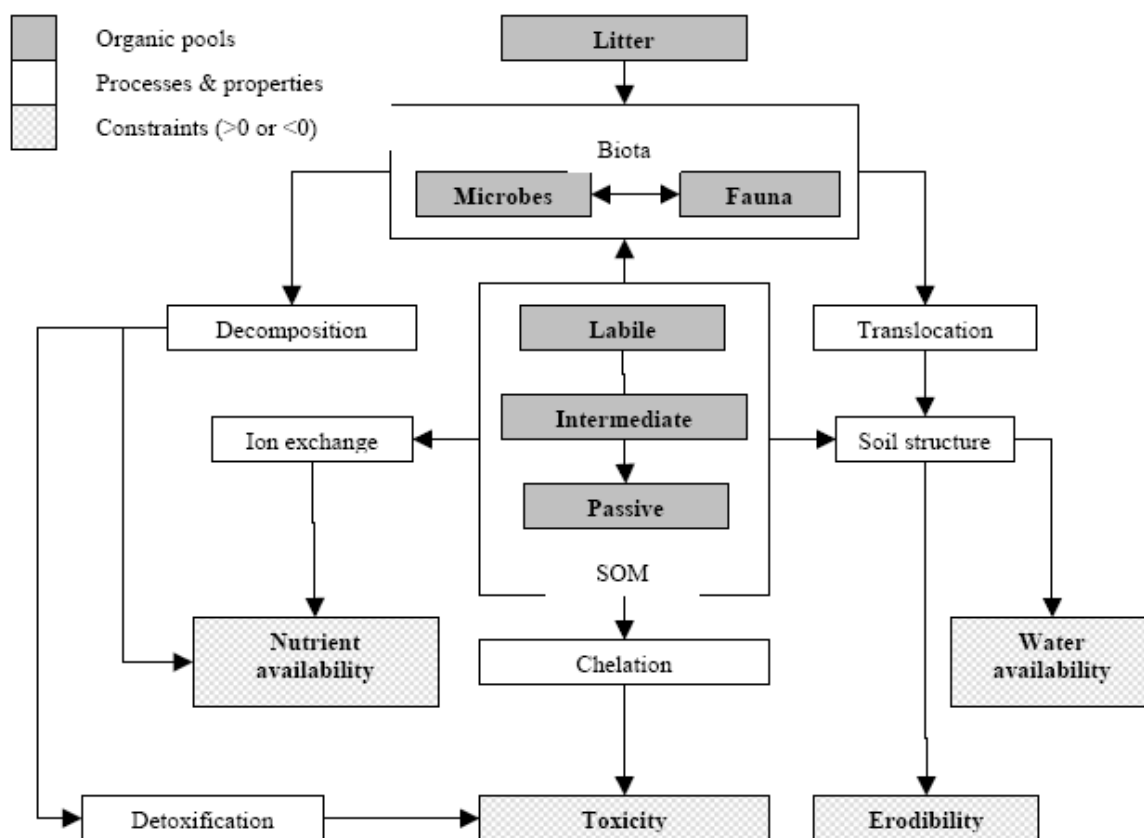


ABBILDUNG 3-47: SCHEMA FÜR DIE BEZIEHUNG ZWISCHEN ORGANISCHER BODENSUBSTANZ UND BODENLEBEN (ELLIOT, 1997<sup>[FA519]</sup>)

Wie erwähnt hängt die Aktivität der Mikroorganismen bzw. die mikrobielle Biomasse neben anderen Faktoren (Bodentemperatur, Wassergehalt etc.) vor allem vom Vorliegen leicht abbaubarer Nährstoffquellen ab. Deshalb führt die Zufuhr von organischem Material in Form von organischen Düngern oder Ernterückständen zu einem Anstieg der mikrobiellen Aktivität und Biomasse.

Die organische Düngung im allgemeinen und die Einbringung von Kompost im speziellen spielt für die Entwicklung der mikrobiellen Leistungsfähigkeit (das Stoffwechselgeschehen) eines Bodens in dreierlei Hinsicht eine Rolle:

- Optimierung des Lebensraumes (Wasser und Lufthaushalt, Vergrößerung der spezifischen Oberflächen für die Bildung von Haftwasserfilmen als Lebensraum für Bakterienkolonien u.a.)
- Einbringung von Nahrungssubstrat, das das bakterielle Wachstum und in der Folge die enzymatische Aktivität fördert
- Direktes Einbringen von Mikroorganismenpopulationen in den Boden.

Postma & Kok (2003) zeigten in vergleichenden Untersuchungen verschiedener Testverfahren zur Erfassung von funktionellen Gruppen an Mikroorganismen dass verschiedene die Mikroorganismen-Populationen verschiedener Zusätze zu Boden (zB 1% m/m gebrauchter Champignonkompost, Grünkompost, Cellulose) ganz charakteristische Muster aufzeigen in ihrer Fähigkeit Kohlenstoffquellen zu nutzen (BIOLOG Verfahren). Auch das genetische Profil der Bakterienpopulationen war deutlich differenziert für die jeweiligen Komposte und Zusätze. Das interessante an diesen Ergebnissen ist die Tatsache, dass die Unterschiede in den funktionellen Gruppen an Mikroorganismenpopulationen bereits bei praxisüblichen, geringen Aufbringungsmengen von Kompost erkennbar sind.

### 3.9.5 Kurzer Exkurs zur Mikrobiologie der Kompostierung

Der Kompostierungsprozess ist ein exothermer Stoffwechselfvorgang einer sukzessiven Population an Mikroorganismen, die das angebotene Substrat bei ausreichendem Sauerstoffpartialdruck ab- und zu spezifischen Stoffwechselprodukten umbaut. Das Potenzial der mikrobiellen (Rest-)Aktivität des Endprodukts ist wesentlich abhängig von den Ausgangsstoffen (Substrat; verfügbare C- und N-Quellen), dem Prozessbedingungen (Dauer, Temperaturprofil, Homogenität des Ab- und Umbaus, Sauerstofflöslichkeit) und dem letztendlichen Stabilisierungs- (synonym zu Mineralisierungs-, Humifizierungs-)grad (de Bertoldi, 1995<sup>[SP520]</sup>; Grabbe & Schuchardt, 1993<sup>[SP521]</sup>). Für die landwirtschaftliche oder gartenbauliche Nutzung werden jedoch mikrobiologische Parameter in der Regel nicht als Qualitätskriterien beschrieben (Szmidt, 2000<sup>[SP522]</sup>). Bess (1999<sup>[SP523]</sup>) beschreibt eine Populationsdichte von  $10^8 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$  für Bakterien und  $10^4 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$  für Pilze bzw. Hefen als Mindestbesatz für qualitativ hochwertigen Kompost. Darüber hinaus wird eine Mindestwert von  $10^3 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$  an *Pseudomonaden* empfohlen, da für einige Vertreter dieses Bakterienstammes eine positive Interaktion mit dem Pflanzenwachstum besteht (so zB *Rhizobium* und *Azotobacter* als symbiotische oder freilebende N-Binder).

Ein spezifischer Nutzeffekt, der mit der mikrobiellen Ausstattung von Kompost zusammenhängt, ist die Fähigkeit, Pflanzenkrankheiten zu unterdrücken (*suppressiveness of plant diseases*). Dieses sogenannte *antiphytopathogene Potenzial* von Komposten wird in Kapitel 3.10 behandelt.

### 3.9.6 Versuchsergebnisse zur Auswirkung der Kompostdüngung auf das Bodenleben und die mikrobielle Aktivität

Untersuchungen über die Wirkung von Kompost auf den mikrobielle Ausstattung bzw. die mikrobielle Aktivität des Bodens wurden zum überwiegenden Teil seit Mitte der 90er Jahre in Untersuchungsprogrammen zur Kompostanwendung aufgenommen.

Bode (1998<sup>[SP524]</sup>) zeigte, dass die mikrobielle Biomasse und die Enzymaktivität ( $\beta$ -Glucosidase) positiv durch die organische Düngung beeinflusst werden. Die mineralische Düngung förderte ebenfalls die mikrobiologischen Parameter, da Mineraldüngung zu höheren Erträgen und höheren Ernterückständen führte. So zeigte sich eine positive Beziehung

zwischen  $C_{mic}$  (mikrobieller Kohlenstoff) und der Höhe des Bestandesabfalls. Ein Anstieg von mikrobieller Biomasse, Aktivität und enzymatischer Reaktionen konnten auch Schwaiger & Wieshofer (1996<sup>[SP525]</sup>) (substratinduzierte Respiration, Protease-, Urease- und  $\beta$ -Glucosidaseaktivität) sowie Poletschny (1995<sup>[SP526]</sup>) (mikrobielle Biomasse, Dehydrogenase- und Katalaseaktivität) nach mehrjähriger Kompostdüngung bzw. nach einmalig hoher Kompostgabe zeigen.

Die mikrobielle Biomasse unterliegt jedoch starken Schwankungen. Sie kann nach der Kompostdüngung um den Faktor 4-6 ansteigen, nimmt danach – nach Verbrauch der leicht abbaubaren organischen Substanz – aber auch schnell wieder ab und nähert sich innerhalb eines Jahres wieder der Ausgangsmenge (Kögel-Knabner et al., 1996<sup>[SP527]</sup>).

Für die Höhe der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität sind daher zwei Formen der organischen Substanz entscheidend. Kurzfristig kann sie durch die Zufuhr organischen Materials mit einem hohen Anteil leicht abbaubarer Fraktionen stark erhöht werden. Dieser Effekt ist jedoch nur temporär. Eine langfristige Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität ist jedoch nur möglich wenn durch (langfristige) organische Düngung der Gehalt an organischer Substanz im Boden erhöht wird, da diese eine ständige Nahrungsquelle für die Mikroorganismen darstellt.

Besonders der Zusammenhang zwischen organischer Substanz und Regenwurmpopulationen ist gut untersucht. Regenwürmer scheinen in ihrer Abundanz (Besatzdichte) eher auf die Zufuhr von organischem Material zu reagieren als auf die im Boden vorliegende organische Substanz. So fand Bode (1998<sup>[SP528]</sup>) nur einen schwachen positiven Zusammenhang zwischen  $C_{org}$ -Gehalt des Bodens und dem Regenwurmbesatz. Bei der Auswertung der Bodendauerbeobachtungsflächen mehrerer Bundesländer konnten Hund-Rinke & Scheid (2001<sup>[SP529]</sup>) keine Beziehung zwischen  $C_{org}$ -Gehalt und Regenwurmbesatz finden. Kämmerer & Süss (1996<sup>[SP530]</sup>) wiesen bei ihren Untersuchungen zwar etwas höhere Besatzdichten im Grünland gegenüber Ackerflächen nach, führten dies jedoch in erster Linie auf die unterschiedliche Bewirtschaftung und den Einfluss der Bodenart zurück.

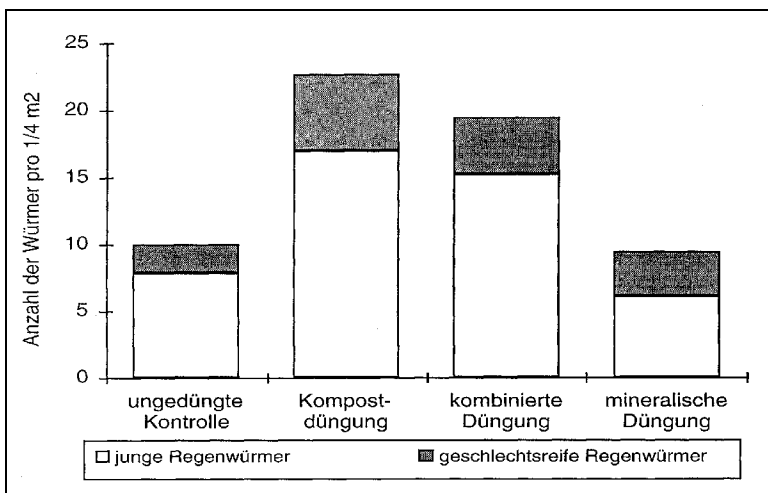


ABBILDUNG 3-48: REGENWURMBESATZ BEI UNTERSCHIEDLICHER DÜNGUNG (STIKO-VERSUCH, HARTL & ERHART (1998))

Eindeutig positiv reagiert die Abundanz der **Regenwürmer** jedoch auf die Zufuhr von organischem Dünger. Bode (1998<sup>[SP531]</sup>) zeigte, dass bereits eine geringe Zufuhr von ca. 250 kg C ha<sup>-1</sup> aus Gülle einen deutlichen Anstieg der Abundanz verursacht, da die leicht löslichen C-Verbindungen der Gülle gut verwertet werden können. Auch nach Zufuhr anderer organischer Dünger wie Stallmist (Whalen et al., 1998<sup>[SP532]</sup>) und Kompost (Hartl & Erhart, 1998<sup>[SP533]</sup> – siehe Abbildung 3-48; Peres et al., 1998<sup>[SP534]</sup>) stieg die Abundanz der Regenwürmer an, während mineralische Düngung keine

positiven Effekte im Vergleich zu einer ungedüngten Variante zeigte, obwohl über die mineralische Düngung die Zufuhr organischen Materials in Form von Bestandesabfall ebenfalls erhöht wurde (Bode, 1998<sup>[SP535]</sup>; Hartl & Erhart, 1998). Im Versuch von Hartl & Erhart (1998<sup>[SP536]</sup>) erhöhte sich die Regenwurmdichte bei den Biokompost-Varianten gegenüber 0- bzw. NPK Varianten von ca. 10 Würmern pro 1/4 m<sup>2</sup> auf > 20 (siehe Abbildung 3-48).



Bei Peres et al. (1998<sup>[SP537]</sup>) führte die Kompostdüngung zusätzlich noch zu einem Anstieg der Artenzahl.

Christiaens et al. (2003<sup>[FA538]</sup>) zeigten in einem statistischen Feldversuch mit Mais auf einem sandigen Lehm dass sowohl jährliche (22,5 Mg ha<sup>-1</sup>) als auch 2-jährliche (45 Mg ha<sup>-1</sup>) Kompost-Düngung im Gegensatz zu mineralischer und Gülledüngung eine hochsignifikant höhere Anzahl und Masse an Regenwürmern bewirkt.

TABELLE 3-26: BIOMASSE UND ANZAHL DER REGENWÜRMER (JULI 2001) NACH 4 JAHREN ORGANISCHER DÜNGUNG (CHRISTIAENS ET AL., 2003)

	S -			S+			Stat. Signifikanz	
	C-	C+	C++	C-	C+	C++	S- / S+	C-/C+/C++
Masse (kg ha <sup>-1</sup> )	55,7 b*	138,2 a	116,9 a	84,0 b	130,7 a	105,2 a	NS	***
Anzahl (1000 ha <sup>-1</sup> )	315,6 c	1008,9 a	608,9 b	422,2 c	1031,1 a	608,9 b	NS	***

S+ und S- = mit und ohne jährlicher Gülledüngung; C+: 22,5 Mg ha<sup>-1</sup> jährliche Kompostgabe; C++: 45 Mg ha<sup>-1</sup> Kompostgabe alle 2 Jahre; C-: kein Kompost

\* Innerhalb einer Zeile gehören die Ergebnisse mit gleichem Buchstaben zu einer homogenen Gruppe (Newman-Keuls Test)

Die **Mesofauna** wird ebenfalls positiv durch die Zufuhr organischer Dünger beeinflusst. Idinger & Kromp (1997<sup>[SP539]</sup>) wiesen eine Zunahme von Collembolen, Saprophagen und Nematoden nach, die zum Teil mit dem Kompost zugeführt wurden, zum Teil in ihrer Vermehrung durch die zugeführte organische Substanz gefördert wurden. Auch die Zahl der Arthropoden und einiger Parasiten nahm zu, da diese als Prädatoren in den organisch gedüngten Flächen von einer höheren Beutedichte profitierten. Indirekt kann die Mesofauna auch über die Erhöhung der Regenwurmabundanz gefördert werden. Hamilton & Sillmann (1989<sup>[SP540]</sup>) und Loranger et al. (1998<sup>[SP541]</sup>) fanden erhöhte Arten- und Individuenzahlen von Mikroarthropoden in Flächen mit hohem Regenwurmbesatz im Vergleich zu Flächen mit geringer Besatzdichte. Als mögliche Ursachen dafür diskutieren sie eine Mobilisierung von Nahrungsreserven für die Mesofauna durch die Regenwürmer sowie deren positiven Einfluss auf das Porenvolumen, da die Regenwurmporen sowohl als Habitat für Mikroarthropoden dienen als auch einen besseren Luft- und Wasserhaushalt gewährleisten.

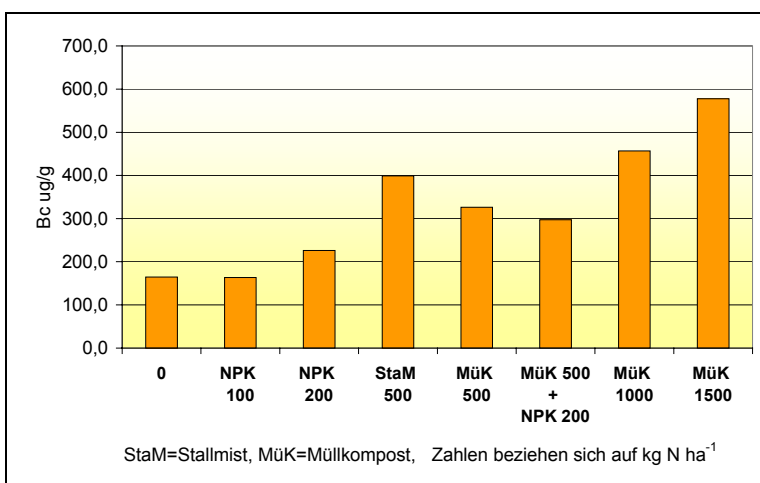


ABBILDUNG 3-49: EINFLUSS MINERALISCHER UND ORGANISCHER DÜNGUNG AUF DIE MIKROBIELLE BIOMASSE (LEITA ET AL., 1999<sup>[SP542]</sup>)

Leita et al. (1999) verglichen den Einfluss verschiedene Düngemethoden auf die *Mikrobiologische Biomasse* (B<sub>c</sub> in µg g<sup>-1</sup> Boden mit der Fumigationsmethode). Die Ergebnisse (Abbildung 3-49) zeigen deutlich den positiven Einfluss der organischen Düngung vor allem von Kompost. In derselben Studie wurde der *Metabolische Quotient* berechnet (qCO<sub>2</sub> = mg CO<sub>2</sub>-C \* mg B<sub>c</sub><sup>-1</sup> \* h<sup>-1</sup>). Auch hier zeigt sich der effizientere Umsatz der organischen Kohlenstoffquellen durch das Bodenleben. Mineralische Düngung hatte keinen oder einen minimalen Effekt gegenüber der Kontrolle bei Stickstoffgaben von 100 und 200 kg N ha<sup>-1</sup> (Abbildung 3-50).

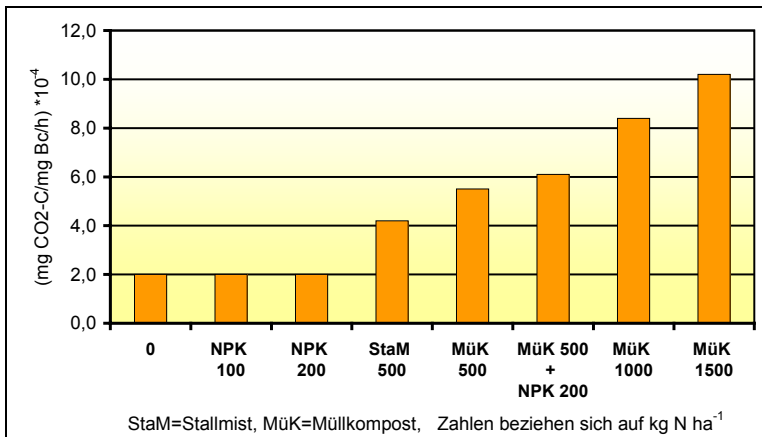


ABBILDUNG 3-50: EINFLUSS VON MINERALISCHEM UND ORGANISCHEM DÜNGER AUF DEN METABOLISCHEN QUOTIENTEN QCO<sub>2</sub> (LEITA ET AL., 1999)

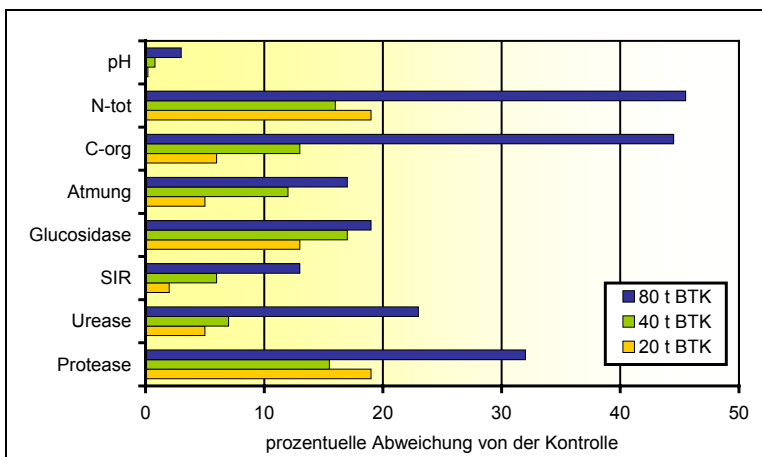
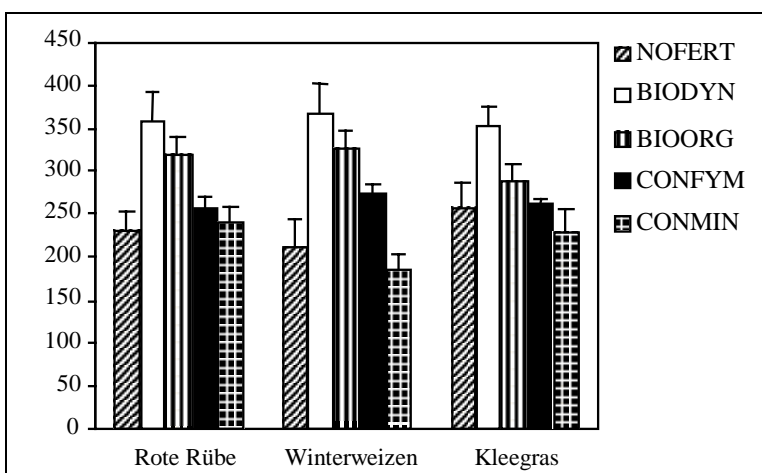


ABBILDUNG 3-51: WIRKUNG DER KOMPOSTDÜNGUNG AUF DIE BODENQUALITÄT (SCHWAIGER & WIESHOFFER, 1996[SP543])



NOFERT = ungedüngte Kontrolle, BIODYN = bio-dynamisch (Mistkompost), BIOORG = organisch (Rottemist), CONFYM = konventionell: Mineraldünger + Mist, CONMIN = konventionell: nur Mineraldünger ohne Mist; Fehlerbereich = Standardfehler der Mittelwerte; n = 4.

ABBILDUNG 3-52: MICROBIELLE BIOMASSE (MG C<sub>MIC</sub> KG BODEN<sup>-1</sup>) UNTER DREI FELDFRÜCHTEN IM VERGLEICH VON VIER PRODUKTIONSSYSTEMEN UND DREI FRUCHTFOLGEN (MÄDER, 2003)

Schwaiger und Wieshofer (1996) testeten eine Reihe verschiedener Indikatoren zur Charakterisierung der Wirkung der Kompostdüngung (20, 40 and 80 t FM ha<sup>-1</sup> im 2-Jahresrhythmus) auf Bodenqualität und mikrobielle Aktivität. Alle Aufwandmengen (bis auf pH-Wert bei 20 t FM) hatten deutlichen Einfluss auf die untersuchten Bodenparameter: besonders hervorzuheben sind Enzymaktivität, N<sub>ges</sub>, C<sub>org</sub> (Abbildung 3-51).

Der Anstieg von N<sub>ges</sub>, C<sub>org</sub> war bei den verabreichten Kompostmengen zu erwarten. Erstaunlich ist die sensible Reaktion der Enzymaktivität und der Bodenatmung innerhalb nur weniger Jahre.

In einem langjährigen Feldversuch, in welchem über 20 Jahre biologische Landbaumethoden mit konventioneller Landwirtschaft verglichen wird, zeigte sich in den wesentlichen Indikatoren für Bodengesundheit und -fruchtbarkeit die Überlegenheit der Kompostierung auch gegenüber Rottemistvarianten. Kompostierter Mist erzielte die höchste mikrobiologische Biomasse, Regenwurmbiomasse und eine erhöhte Ansiedlung von Mycorrhiza an den Wurzeln (Mäder et al., 2000[FA544]). Die mikrobielle Biomasse und Aktivität stieg in der Reihe:

CONMIN < CONFYM < BIOORG < BIODYN (Abbildung 3-52). Außerdem war die funktionelle Vielfalt der Mikroorganismen und deren Effizienz in der Umwandlung organischer C-Quellen in den organisch gedüngten und biologisch bewirtschafteten Parzellen gesteigert, am deutlichsten in der biologisch-dynamischen Behandlung mit kompostiertem Stallmist als Düngeform (Fließbach et al., 2000[FA545]). Die positive Korrelation zwischen mikrobieller Biomasse und Aggregatstabilität (r = 0.68, p < 0.05) bestätigt die Bedeutung einer

aktiven Bodenmikrobiologie für die Ausbildung der *Bodenstruktur*.

Mäder (2003<sup>[FA546]</sup>) kommt u.a. zu dem Schluss, dass die Ergebnisse herausstreichen, dass die Kompostdüngung die höchste Effizienz in der Verbesserung der Aggregatbildung und auch der mikrobiellen Phosphordynamik aufweist.

Die Versuchsergebnisse zur Auswirkung der Kompostwirtschaft auf das Bodenleben und die biologische Aktivität lassen sich in folgenden Aussagen zusammenfassen:

- Mikrobiologische Parameter
  - Generell höhere biologische Aktivität
  - meist Erhöhung der mikrobiellen Biomasse
  - Erhöhung der Dehydrogenaseaktivität
  - meist Erhöhung der Proteaseaktivität
  - meist Steigerung der Urease
  - SIR und  $\beta$ -Glucosidase: Stufenförmige Erhöhung gegenüber der ungedüngten Parzellen mit steigenden Kompostgaben
  - Respiration: signifikante Aktivitätserhöhung
- Bodenfauna
  - Höhere Artenzahl durch Kompostdüngung
  - Höherer Regenwurmbesatz durch Kompostdüngung
  - Die positive Wirkung von Kompostdüngung auf das Vorkommen, die Aktivitätsdichte und die Artenvielfalt von Regenwürmern und epigäischen Nutzarthropoden ist in allen Arbeiten zu diesem Themenkreis nachzuvollziehen. Allerdings muss in Betracht gezogen werden, dass in Untersuchungen, die eine organisch-biologische Wirtschaftsweise einer konventionellen gegenüberstellen, schon der Einsatz von toxischen chemischen Pflanzenschutzmitteln zu einer Reduktion der im Boden lebenden Populationen führen muss.

### 3.9.6.1 Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Bodenmikrobiologie

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
<b>Einfluß auf Bodenmikrobiologie</b>				
Bachinger et al., 1992[SP547]	Lehmiger Sand, Feldversuch seit 1980; Corg, Stickstofffraktionen, Dehydrogenase (DHA), Proteaseaktivität, SIR, Wurzelwachstum, Ertrag, WR, SW, Kartoffel	NPK, MK + Jau, MK + Jau +biol.dynam. Komp. und Spritzpräparate; 3 Düngungsstufen: Halm/Hackfrüchte: 60/50 kg N/ha, 100 kg N/ha, 140/150 kg N/ha	Proteaseaktivität, DHA und mikrobielle Biomasse: bei organischer Düngung gegenüber NPK deutlich erhöht, kein Einfluß der Düngungsintensität. Nur bei DHA signifikanter Unterschied zwischen MK + Jau und MK + Jau +biol.dynam. Komp. und Spritzpräparate.	
von Boguslawsky & Lieres, 1997[SP548]	Organischer Dauerdüngungsversuch 1954 – 1990, Wirkung von 6 Formen org. Düng. in Komb. mit Min.Düng.  Boden: tiefgründige Parabraunerde auf Löss	(1) ohne org. Dg. (2) 60 dt/ha Stroh (21-78-8) (3) 250 dt/ha Kompost (106-93-40) (4) 300 dt /ha Frischkompost (119-208-33) (5) 300 dt/ha Stapelmist (144-262-51) (6) 250 dt/ha Tiefstallmist (162-286-46) (7) 17 stündiger Schafpferch (359-341-49) in Kombination mit min. Düngung	Dehydrogenaseaktivität für Stapelmist und Stroh erhöht.	
Bragato et al., 1998[SP549]	Schluffiger Lehm, 5 Jahre nach Aufbringung DTPA-extrahierbare Metalle, Corg im Boden und C der mikrobiellen Biomasse (MBC) bestimmt	seit 1989 7,5 bzw. 15 t/ha dehydrierter bzw. dehydrierter und kompostierter Klärschlamm	Kein Unterschied in MBC bei 7,5 t/ha, jedoch Anstieg um 27 % bei 15 t/ha. DTPA-extrahierbares Zn war mit MBC korreliert.	
Cole et al., 1994[SP550]	Pestizidkontaminierter (22 Pestizide) Boden gemischt mit unkontaminiertem Boden und Kompost; Mais, 15 cm pots,	Yard trimmings Kompost, Kontrollboden unkontaminiert, Mischungen: 0, 1,5, 6, 12,5 und 50 % w/w	Pilz- und Bakterienpopulationen von 100000 bis einige Billionen Einheiten/g Wurzel; signifikante Erhöhung der Bakterienpopulationen in komposthaltigen Mischungen im Vergleich zu	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
	Glashaus; Bakterien- und Pilzkulturen aus Boden und Rhizosphäre nach Auffangen in Pufferlösung auf Agar; Dehydrogenaseaktivität		kontaminiertem Boden, Pop. in Bodenmischungen unbeeinflusst. Pilzpop. in bepflanzten und unbepflanzten Kompost-Varianten sign. höher als in kontam. Boden,	
Cole et al., 1995[SP551]	Schluffreicher Boden mit Pestiziden kontaminiert	kontaminierter Boden wurde mit unkontaminierten Boden bzw. mit GSK (Verdünnungen: kontaminierter Bd.: 0; 1,5; 6; 12,5; 25, 50; 100 %)	Mikrobielle Aktivität (Dehydrogenase-Aktivität) war <i>sign. höher</i> in Kompostvarianten als in jenen mit unkontaminiertem Boden.	Dehydrogenaseaktivität ↑
Gattinger et al., 1997[SP552]	Inkubation, MBC, PL-P (Gesamt-Phospholipidphosphate), CO <sub>2</sub> -Atmung, FDA-HR (Fluoreszin-Diacetat-Hydrolyse)	11 verschied. Komposte (Biomüll, Gartenabfälle, Rindermist), 1 – 3 jährige Lagerung der Komposte, Vergleich zu frischen	Mikrobielle Biomasse und Aktivität nimmt mit zunehmendem Kompostalter ab. Höchster Biomassegehalt in RMK. Höhere spezifische Aktivität (= Aktivitätsrate zu Biomasseeinheit) in Grüngut- und BAK.	
Herrero et al. (1998[SP553])	Glashaus, 4 Monate, sandig-lehmiger Boden; Ertrag von Ray-grass, restliche mineralische N-Gehalte, Alkalyne-Phosphatase Niveau und Dehydrogenase-Aktivität im Boden gemessen.	14 verschiedene organische Produkte (Komposte, Klärschlämme, Mist) 25 und 50 t/ha TM	Ertrag im allgemeinen erhöht, hohe negative Korrelation zwischen NH <sub>4</sub> -N und Dehydrogenase Aktivität; Alkalyne Phosphatase und Dehydrogenaseaktivität im allgemeinen gesteigert unabhängig von Applikationsrate.	
Joergensen et al., 1996[SP554]	Inkubation 50 Tage, C Mineralisation, Wachstum der mikrobiellen Biomasse, Aminosäuren und Aminosäure.	BAK, Mischungen 10, 20, 30... 100% w/w Kompost	C-Mineralisation: 1,6 % von Corg im Boden, 3,5% im Kompost. MBC: 127µg/gTG im Boden, 764µg/gTG im Kompost, überproportionaler Anstieg zwischen 20 und 40%-Mischung. K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -extrahierbares C stieg von 0,56% von Corg im Boden auf 1,24 % von Corg im Kompost proportional zur Kompostgabe. Aminosäuren- und Aminosäuregehalte zeigten einen nicht-linearen Anstieg mit ansteigendem Kompostanteil. Verhältnis Aminosäure-C/Aminosäure-C: 1,9% im Boden, 4,7% im Kompost.	
Kögel-Knabner et al.,	Mikrokosmenversuch, 18	BAK frisch bzw. fertig, 100 t/ha	Kompostgabe steigert mikrobielle Aktivität bei allen	mikrobielle

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
1996[SP555]	Monate, 3 Böden: Kippboden des Braunkohletagebaues Ss, Braunerde S12, Parabraunerde Ut4; Biomasse-C (Fumigation-Extraktion), mikrobielle Aktivität (DMSO-Reduktion)		Bodensubstraten deutlich, besonders bei Frischkompost (ca 3500 bis über 6000 ng DMS/g TS*h)	Aktivität (DMSO-Reduktion) ↑
Lalande et al. 1998[SP556]	Feld, Ton und sandiger Lehm, Sommerweizen, MBC ( Wu et al. 1990) und APA (Alkalin-Phosphatase-Aktivität (Tabatabai u. Bremner 1969))	4: Mistkompost frisch und reif, Kommerzieller Kompost (Mist und Torf), komm. K (Torf und Shrimpsabfälle), AN (Ammoniumnitrat 90 kg N/ha) und Kontrolle. 180 kg N/ha, 90 kgN/ha und AN.	Ton 1994: MBC in Kompostvarianten 34 % höher als AN und 64 % höher als Kontrolle. Sandiger Lehm: sign. Unterschiede nur im April 1995, keine sign. Unterschiede zwischen Kompost und Kompost + AN. APA signifikant erhöht (30 %) in Kompostvarianten vergl. mit AN und Kontr.	
Leifeld et al., 1999[SP557]	Mikrokosmenversuch, 18 Monate lehmiger Luvisol, sandiger Cambisol	BAK reif (65 t/ha TM) und frisch (70 t/ha TM)	Kohlenstoffmineralisierung und spezifische Atmung erhöhten sich durch Kompostanwendung bis zu 100-fach, nahmen aber schnell wieder exponentiell ab. Mikrobielle Biomasse ebenfalls deutlich erhöht (14-fach mit Frischkompost), nahm im Versuchsverlauf wieder ab und war zu Versuchsende in Varianten mit und ohne Kompost gleich hoch.	
Leita et al., 1999[SP558]	Feld, sandiger Lehm, Langzeiteffekt (12 Jahre) von Kompost im Vergleich zu NPK und Mistkompost auf TOC, Mikrobielle Biomasse C <sub>c</sub> und metabolischen Quotient qCO <sub>2</sub> sowie Schwermetall – Verfügbarkeit.; Randomisierter Block, 4 Wh	Biomüllkompost: ca 50, 100 und 150 t ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> (= 500, 1000 und 1500 kg N/ha und Jahr, 0,94 % Ntot im Kompost) = 2, 4 und 6 facher italienischer Grenzwert.	TOC: nach 12 Jahren kein Unterschied bei Kontrolle und NPK. FYM (10 t/ha org. C) verdoppelt TOC von 1,63 auf 3,08. Kompost (500 kg-MRC ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> = 6,8 t/ha organisches C) erhöht TOC um 50 %. Mikrobielle Biomasse C (B <sub>c</sub> ): 163 – 226 µg g <sup>-1</sup> Boden in Kontrolle und NPK, signifikanter Anstieg bei FYM (bis 399) und Kompost (bis 578 µg g <sup>-1</sup> -Boden). Lineare Beziehung zwischen B <sub>c</sub> und TOC. qCO <sub>2</sub> : stieg von 2,0 mg CO <sub>2</sub> -C mg B <sub>c</sub> <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> 10 <sup>-4</sup> auf 4,2 (FYM) bzw. 5,4 – 10,2 (Komposte 500, 1000, 1500).	
Liu & Cole, 1996[SP559]	Glashaus, Mais, 4 Wochen, pestizidkontaminierter Boden, Dehydrogenaseaktivität	GSK 0, 1, 5, 10, 20, 40 % Kompost	Signifikante Erhöhung der Dehydrogenase bei 20 und 40 % Kompost ( 18,8 mal höher als in nur kontaminiertem Boden). Keine Stimulation < 20 %.	
Mäder et al.,	Langzeit Feldversuch seit 1978;	Zufuhr an org. Substanz über 7	(D1): höchste Werte für mikrobielle Biomasse und	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
1995[SP560]	Vergleich biologisch-dynamische (D), organische (O) und konventionelle (K) Bewirtschaftung (DOK-Versuch) FF: Ka, WW, RoRü, WW, Ge, 2x KG Luvisol auf Löß SIR, Dehydrogenaseaktivität	Jahre (2. FF-Periode): (D1): 1010 kg/ha; (D2): 2.020 kg/ha in Form von MK <sub>R</sub> Ergebnisse am Ende der 2. FF-Periode; (O1) & (O2): RoM; (K1) & (K2): StaM jeweils ca 1.000 bzw. 2.000 kg/ha	(SIR) Dehydrogenaseaktivität gegenüber (O) und (K) und insbesondere der ungedüngten Kontrolle.	
Marinari et al., 1996[SP561]	Feldversuch, M, grün geerntet nach 150 Tagen Kalkhaltiger, humoser Boden	NPK. (100 kg N/ha), StaM (30 t/ha) sowie MK <sub>R</sub> (60 t/ha) (beide eingearbeitet 10-15 cm). Kompostmengen äquivalent zu min.N-Varianten. Kombination. MK <sub>R</sub> + NPK (30 t MKR + 145 kg NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> /ha (50 kg ReinN). 1 Kontrolle. Alle Düng.varianten auch mit und ohne Anwendung von Herbiziden.	3 Monate nach Saat (zur Blüte) signifikante Abnahme der mikrobiellen Biomasse C, gegen Ende der Vegetationsperiode wieder Anstieg.	
Mats & Lennart, 1999[SP562]	Feld, 16 Jahre, Langzeitwirkung auf Mikroorganismen, Basalatmung und SIR, heterotrophe N-Fixierung, N-Mineralisation, Ammoniumoxidationsrate, Denitrifikation, Phosphataseaktivität	kontinuierliche Klärschlammasbringung 0, 1 und 3 t TM/ha und Jahr alle 4 Jahre, + Mineraldünger	Generell höhere biolog. Aktivität, leichter pH-Anstieg, kein klarer Effekt auf Basalatmung, ansteigender Trend auf SIR, N-Mineralisationsfähigkeit stieg mit Klärschlammmenge, negativer Einfluß auf Nitrifikation in einem Boden. Keine deutlich negativen Wirkungen auf Mikroorganismen.	
Moreno et al., 1998[SP563]	Glashaus, Salat (4 Monate) und Gerste (7 Monate), 4 Wh., Boden mit sehr geringem OM-Gehalt, Container mit 20 kg Boden, SM-Gehalte, OM-Gehalte und enzymatische Aktivität	KLSK teilw. mit Schwermetallen angereichert, mit Gerstenstroh kompostiert, 20 und 80 t/ha, Kontrolle: Boden ohne Kompost, übliche NPK-Zusatzdüngung	<i>Urease</i> : signifikanter Anstieg nach der Kultivierung (bis ca. 2 µmol NH <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ) um Vergleich zur Kontrolle (ca 0,25 µmol NH <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ); <i>Protease-BAA Aktivität</i> : Signifikante Erhöhung nur bei hohen Dosen. <i>Phosphatase-Aktivität</i> : Erhöhung vor und nach Kultivierung, besonders bei hohen Dosen in Abhängigkeit von Pflanzentyp; <i>β-glucosidase-Aktivität</i> : Signifikanter Anstieg bei	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
			hohen Dosen mit unkontaminiertem Kompost.	
Niklasch & Joergensen, 2001[SP564]	Inkubationsversuch, schluffiger Lehm, Respiration und Biomasse von Mikroorganismen	BAK, GGK (Strauchschnitt/Gras), Torf, feldübliche Aufwandmengen: 0,5%, 1,0%, 1,5%, 2,0%	Zunahme des während der Inkubation gebildeten CO <sub>2</sub> bei allen drei Substraten, Zunahme mit steigender Substratkonzentration; Abnahme an zu CO <sub>2</sub> mineralisiertem Substrat mit steigender Zugaberate. BAK: erhöhter Biomasse-C-Gehalt innert 25 Tage, GGK: Biomasse-C-Gehalt nach 92 Tagen fast gleich wie bei BAK, signifikanter Zuwachs mit steigender Kompostrate, Torf: kein Einfluß auf Biomasse-C. Tag 25: qCO <sub>2</sub> -Werte: BAK>GGK>Torf, Tag 92: GGK>Torf>BAK.	
Pascual et al., 1997[SP565]	Inkubationsversuch, Tonlehm mit niedr. OM-Anteil (0,4 %); mikrobielle Biomasse C, Basalatmung, Verhältnis Biomasse-C/total organ. C und qCO <sub>2</sub> (metabolischer Quotient)	MSW (frisch), Klärschlamm, Kompost; Zugabe zur Erhöhung der OM um 0,5 % (niedrige Gabe) bzw. um 1,5 % (hohe Gabe)	Signifikanter TOC-Anstieg unabhängig von der Dosis, signifikante Anhebung des Biomasse-C und der Basalatmung in Abhängigkeit von der Dosis; größte Differenz des Biomasse-C/TOC Verhältnisses am Anfang und Ende der Inkubationszeit bei frischer MSW-Gabe; qCO <sub>2</sub> erhöhte sich von 4,4 besonders bei Zugabe frischer organischer Materialien bis auf 8,7, alle biologischen Parameter zeigen eine abnehmende Tendenz mit der Zeit.	
Pfotzer & Schüler, 1997[SP566]	Langzeit-Feldversuch, Kartoffel, Fluoreszin-Diazetat (FDA) Hydrolyse und Freßaktivität mit Köderplättchentest (bait-lamina-test) nach Törne (1990[SP567]), Populationsdichte der Collembolen und Milben	Mistkompost mit und ohne Hornmehl, BAK (60 t/ha FM), Hornmehl (0,6 t/ha), NPK	Nach Kultivierung, Düngung und Kartoffelpflanzung FDA-Aktivität und Freßaktivität in Kompostvarianten signifikant höher als in Kontrolle.	
Popp et al, 1996[SP568]	3 Versuche, Mitscherlichgefäße, schluffiger Lehm, Grünhafer. Versch. chemische Parameter, Biolog. Parameter: T <sub>max</sub> (Selbsterhitzung nach BGK 1994), AI <sub>max</sub> (Atmungsintensität), pH <sub>5h</sub> , Eh <sub>5h</sub>	90 verschied. Komposte, Bioabfall 0 – 100%, Grüngut 0 – 100%, verschied. Zuschlagstoffe	Guter Nachweis des Rottefortschritts mit AI <sub>max</sub> , enge Korrelation zum Ertrag nur bei pH <sub>5h</sub> , Verbesserung der Genauigkeit der Ertragsprognose durch multiple Regressionsanalyse mehrerer chemischer und biologischer Parameter	



Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
	(Redoxpotenzial nach 5 h anaerober Bebrütung), DMSO (Dimethylsulfoxireduktion)			
Postma & Kok, 2003[SP569]	Sandiger Boden + Zugaben 14 Tage bei 18°C inkubiert; Plattenausählung auf 1. semiselektiven Medien, 2. Ecoplates (BIOLOG) und 3. genetic community profiling (PCR-DGGE)	0,4% Papierzellulose, 1% SMC spent mushroom compost, 1% GC Grünschnittkompost	Keine Einfluss auf Gesamtkeimzahl Keine Unterschiede bei aeroben Bakterien und Aktinomyceten; Pseudomonas fluorescens bei Zellulose erhöht; Pilze bei Zellulose und SMC erhöht Cellulose und SMC unterscheiden sich von GC in Nutzung von Kohlenstoffquellen (BIOLOG)	
Schwaiger, 1996[SP570] Siehe Schwaiger & Wieshofer, 1996[SP571]	Feldversuch, 4 Jahre Düngung jeweils im Herbst, Beprobung im Frühjahr; Urease, Protease, $\beta$ -Glucosidase und alkaline-Phosphatase Respiration nach Glucosezugabe (SIR)	BAK3 (45 t/ha) N1BAK3 (45 t/ha +25 kg N/ha) N1BAK2 (15 t/ha + N) N3 (75 resp. 120 kg N/ha) Nullvariante	1994: hohe SIR, danach Abfall, am Ende höhere bodenmikrobiologische Aktivität bei BAK3, N1BAK3 und N1BAK2 im Vergleich zu N3 und Nullvariante; <i><math>\beta</math>-Glucosidase</i> und <i>alkaline-Phosphatase</i> scheinen stärker beeinflusst durch FF; <i>Urease</i> und <i>Protease</i> : Rückgang (Klima, FF und bei Protease Schwierigkeiten bei der Reduktion der hochmolekularen Komponenten des Komposts, jedoch 1996 signifikant höchste Aktivität in den mit Kompost gedüngten Varianten	
Schwaiger & Wieshofer, 1996[SP572] Siehe Wieshofer 1993	1990 – 1996, Großparzellen-Praxisversuch (4 Var., 3 Wh.), je 3 Untersuchungstermine FF: WW, WR, WR Ertrag, bodenphysikalische und chemische Daten, Enzymaktivität (Urease, $\beta$ -Glucosidase und Protease), Respiration und Respiration nach Glucosezugabe (SIR) Kalkhaltiger Grauer Auboden, sandiger bis lehmiger Schluff, FF: WW-WR-WR-So-SB-H-WR	BAK20, BAK40, BAK80 (t/ha) in den Jahren 1989, 1991 und 1993 jeweils im Herbst Nullvariante	In den ersten Versuchsjahren keine großen Unterschiede; 1996 bereits deutliche Abstufung der bodenmikrobiologischen Parameter; <i>Urease</i> : Steigerung von 60% (1990-1996); <i>SIR und <math>\beta</math>-Glucosidase</i> : Stufenförmige Erhöhung ggü der Nullparzelle (1996); <i>Protease</i> : Erhöhung im Laufe der Jahre, 1996 signifikante absicherung der BAK Varianten; <i>Respiration</i> : signifikante Aktivitätserhöhung (BAK80) Enger Zusammenhang mit höheren Gehalten an C <sub>org</sub> und N <sub>tot</sub>	Erhöhung der mikrobiologischen Aktivität in der Nullvariante ist auf die Umstellung auf biologisch-organische Wirtschaftsweise (1989) zurückzuführen

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Selivanovskaya et al., 2001[SP573]	Feldversuch, randomisierter Block, 4 Wh., Gerste, grauer Waldboden	Unbehandelter Klärschlamm, anaerob behandelter KLS (jeweils 10 t/ha TM), KLSK (30 t/ha TM); Kontrolle	KLSK erhöht Mikrobielle Biomasse (um das 1,9 – 4,4-fache), Grundatmung (2,3 – 6,3 fach), und N <sub>2</sub> -Fixierung (2,1 – 35 fach) im Vergleich zur Kontrolle. Anaerob behandelter KLS hat keinen Einfluß auf mikrob. Biomasse und –aktivität. Unbehandelter KLS führt zur signifikanten Verminderung der N <sub>2</sub> -Fixierung.	
Serra-Wittling et al., 1996[SP574]	Inkubationsversuch, lehmiger Boden, Wasserhaltekurven, CO <sub>2</sub> -Messung, 9 Enzyme, Enzymaktivitäten in activity units (A.U.) pro g TS.	MSW Kompost aus getrennter Sammlung, Boden/Kompost zu 0, 10, 30 und 100 % Kompost	Mikrobielle Aktivität <i>sign. erhöht</i> . Nach Kompostzugabe nur manche Enzymaktivitäten gesteigert, nach 189 Tagen die meisten.	
Steinlechner et al., 1996[SP575]	Sandiger Lehm, inhomogen, biol.	MK(172 kg N/ha) und Rottemist (93 kg N/ha) 1995	Keine <i>sign. Unterschiede</i> durch Düngung	Urease, Protease, Dehydrogenase, Grundatmung, SIR, Phosphomonoesterase
Timmermann et al., 2003[SP576]	Kompost-Dauerversuch (8 bzw. 5 Jahre): zweifaktorielle Spaltanlage mit 12 Varianten zu je 4 Wiederholungen randomisiert → 48 Versuchspartzellen je Versuch 6 Standorte : IS, uL, uL, utL, uL, sL FF: Mais – WW - WG	Kompostgaben: 0; 5; 10; 20 t/ha N-Ergänzungsdüngung Stufe N0: fehlende zusätzliche N-Gabe Stufe N1: 50 % der optimalen N-Gabe Stufe N2: 100 % der optimalen N-Gabe auf Basis der N <sub>min</sub> -Gehalte des Bodens sowie weiterer Gesichtspunkte, wie Vorfrucht u.a. (vgl. Nitratinformationssystem - NID).	Die Aktivitätsunterschiede zur Nullvariante sind bei Varianten ohne N deutlich höher als bei den optimal gedüngten.  leichter Standort: deutliche Kompostwirkung auf die mikrobielle Biomasse.  Abhängigkeit der mikrobiellen Biomasse von der Kompostmenge auf Standorten unterschiedlich.  <u>Cmic/Corg-Verhältnis</u> : Erhöhung der mikrobiellen Biomasse mit der Kompostgabe bei allen Standorten; meist positive lineare Korrelation;. Anstieg der mikrobiellen Biomasse für die Varianten ohne zusätzliche N-Düngung höher oder mindestens genauso hoch aus wie für die Varianten mit zusätzlicher N-Düngung. Die N-Düngung hat offensichtlich keinen fördernden Einfluss auf die Biomasseaktivität.	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
			DHA/Corg- Verhältnis zeigt im Mittel über die Standorte deutlichere Tendenzen zu einem Anstieg mit der Kompostgabe als das Cmic/Corg-Verhältnis..	
Valdrighi et al., 1996[SP577]	Topfversuch, sandiger Boden, Zichorie, mikrobiol. Untersuchungen nach 7, 30, 60, 90 und 120 Tagen: Gesamtanzahl aerobe Bakterien, Aktinomyceten und Pilze	a) K-Huminstoffe in Dosen 0, 250, 500, 1000, 2000, 4000, 8000 mg/kg Boden. b) Block mit KCl-Lösung in denselben Dosen der Kompost-Huminsäuren. c) Tween 80 mit 0, 100, 200, 1000, 2000 mg/kg Boden. d) Tween 80 kombiniert mit Hoagland's Minerallösung im Verhältnis 10:100. e) Kompost-Huminsäuren 0, 1000, 2000 mg/kg Bd. mit 10 % Hoagland's Minerallsg.	Heterotrophe und chemolytrophe Bakterien reagierten positiv auf die Zugabe von Huminsäuren: Generell bei Komposthuminsäuren, ammonium-oxidierenden autotrophen, nitrit-oxidierenden autotrophen Bakterien: je höher die Dosis, desto mehr Bakterienbesatz, jedoch nicht mehr nach 120 Tagen, ähnliche Situation bei (e, c, d). Bei Aktinomyceten u. cellulolytische MO nach 60 und 90 Tagen höherer Besatz für (a, e). Keine Veränderungen bei filamentous fungi.	
Weissteiner, 2001[SP578]	1993 – 1999, mittelschwerer lehmiger Schluff FF: KM-Soja-WW-WG-FE-WRa-KM -WW,	Bäuerlicher Mischkompost MK z.T. mit Kompoststarterbakterien MKb, 12 – 24 t TM/ha und Jahr, 7 Varianten (mit und ohne NPK, mit und ohne Einsatz von chemisch-synthetischen Betriebsmitteln), Standard=landesüblich, konventionell, ohne K	<i>Keine signifikanten</i> Unterschiede	Sehr hohe Kompostmengen! alk. Phosphatase, Xylanase, Biomasse-N
Wieshofer, 1994[SP579]  Siehe Schwaiger & Wieshofer, 1996[SP580]	1990 – 1992, Großparzellen-Praxisversuch (5 Var., 3 Wh.), je 3 Untersuchungstermine Ertrag, bodenphysikalische und chemische Daten, Enzymaktivität (Urease, $\beta$ -Glucosidase und Protease), Respiration und Respiration	BAK20, BAK40, BAK80 (t/ha) im Abstand von 2 Jahren MK <sub>P</sub> (1989: 20t/ha, 1991: 40t/ha) Nullvariante	SIR deutliche Aktivierung des Stoffumsatzes durch Kompostdüngung im Vergleich zur Nullvariante; MK <sub>P</sub> ab 1991 auf selbem Niveau wie BAK; Ureaseverlauf bis 1991 uneinheitlich, danach Aktivitätssteigerung in <u>allen</u> Varianten, bei MK <sub>P</sub> am höchsten (Harnstoff); Protease-Aktivität jeweils nach Düngungsterminen	1989 Umstellung auf biologische Landwirtschaft;  Durch Kompostdüngung indizierte Steigerung erst im 3. Versuchsjahr

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
	nach Glucosezugabe (SIR) Kalkhaltiger Grauer Auboden, sandiger bis lehmiger Schluff, FF: WW-WR-WR		gesteigert, Anstieg im Laufe der Jahre in <u>allen</u> Varianten; $\beta$ -Glucosidase-Aktivität ab 1992 deutlich erhöht, v.a. MK <sub>P</sub> gegenüber der Nullvariante (Stroh)	erkennbar

### 3.9.6.2 Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf die Bodenfauna

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
<b>Wirkung auf Bodenfauna</b>				
Christiaens et al., 2003[SP581]	Blockanlage mit 3 Wh. 3 Jahre Silomais	Kombinationen: mit/ohne Rindergülle; mit/ohne Bioabfallkompost; 0N 100N 200N	Kein sig. Einfluss der mineralischen Düngung und der Gölledüngung auf Anzahl und Biomasse der Regenwürmer; Kompostanwendung → sig. höhere Anzahl und Biomasse an Regenwürmern	Regenwürmer
Hartl & Erhart, 1998[SP582]	STIKO-Versuch seit 1992; FF: WR, Kart, WW, H, Di, kalkhaltiger grauer Auboden; sandig/lehmgiger Schluff	BAK 12,5, 22,5 und 32,5 t FM/ha und Jahr, NPK nach Kulturbedarf/Düngemittelpfehlung kombinierte Düngung Kompost+min.N-Ergänzung	Erhöhte Regenwurmdichten in Biokompost-Varianten gegenüber 0- bzw. NPK Varianten (Anstieg von ca. 10 Würmern pro 1/4 m <sup>2</sup> auf > 20).	Regenwürmer
Pfiffner et al., 1995a[SP583]	DOK-Feldversuch seit 1978, Parabraunerde auf Löss, Blockversuch, 4 Wiederh., 3 siebenjährige FF (2xKleegrass, Kartoffel, WW, Kohl bzw. Rote Rübe, WW, WG);	D=biolog.-dynamisch; O=organisch-biologisch, K=konventionell, Kontrolle: 0-Düngung, NPK; Hofdünger (Stallmist und Gülle) 1,2 DGVE/ha, ab 1992 1,4 DGVE/ha; in Variante D kompostiert	1990 und 1992: Signifikant höhere Regenwurm-Biomasse in D, O 7%, K 31 % niedriger. Regenwurmdichte und deutlich höheres Vorkommen anözischer Regenwurmart in organisch bewirtschafteten Varianten. Chemischer Pflanzenschutz bewirkt eine signifikante Reduktion des Regenwurmbesatzes.	Regenwürmer
Pfiffner et al., 1995b[SP584]	wie oben	wie oben	1988, 1990, 1991: 93 % (D) bzw 88% (O) höheres Vorkommen epigäischer Nutzarthropoden als in konventionellen Varianten. Aktivitätsdichte der Laufkäfer, Kurzflügler und Spinnen in Bio-Parzellen signifikant höher(K: 50 % reduziert). Artenvielfalt: D: 18 – 24 Arten; O: 19 – 22, K: 13 – 16.	Laufkäfer, Kurzflügler, Spinnen
Pfotzer & Schüler, 1997[SP585]	Langzeit-Feldversuch, Kartoffel, Fluoreszin-Diazetat (FDA) Hydrolyse und Freßaktivität mit Köderplättchentest (bait-lamina-test) nach Törne (1990), Populationsdichte der	Mistkompost mit und ohne Hornmehl, BAK (60 t/ha FM), Hornmehl (0,6 t/ha), NPK	Nach Kultivierung, Düngung und Kartoffelpflanzung FDA-Aktivität und Freßaktivität (haupts. Mikroarthropoden) in Kompostvarianten signifikant höher als in Kontrolle.	Mikroarthropoden

<b>Autoren</b>	<b>Versuchsanlage</b>	<b>Düngung</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>Bemerkungen</b>
	Collembolen und Milben			
Steinlechner et al., 1996[SP586]	Sandiger Lehm, inhomogen, biol.	MK(172 kg N/ha) und Rottemist (93 kg N/ha) 1995	Zweimal <i>sign. höhere</i> Acari- bzw. Collembolenzahlen in Rottemist im Vergl. zur Kontrolle gefunden, einmal <i>sign. höhere</i> Collembolenzahlen als in Kompostvariante.	Acari, Collembolen
Steinlechner et al., 1996[SP587]	Lehmiger Feinsand, inhomogen, biologisch	Basis 2 GVE	<i>Sign. höhere</i> Collembolenzahlen in Rottemistvariante.	Acari, Collembolen

## 3.10 Antiphytopathogenes Potenzial<sup>1</sup>

### 3.10.1 Allgemeines

Das Phänomen, dass Kompost bodenbürtige Pflanzenkrankheiten unterdrücken kann, ist seit Anfang der 60er Jahre bekannt (Bruns, 1996<sup>[SP588]</sup>; Seidel, 1961<sup>[SP589]</sup>; Reinmuth, 1963<sup>[SP590]</sup>; Bochow, 1968 a<sup>[SP591]</sup>, 1968 b<sup>[SP592]</sup>; Bochow & Seidel, 1964<sup>[SP593]</sup>). Suppressive Wirkungen von Komposten gegenüber bodenbürtigen Schaderregern werden seit den 70er-Jahren systematisch untersucht. In den USA wurde verstärkt nach Torfersatzstoffen gesucht, im Zuge dessen entdeckte man die suppressiven Wirkungen von diversen kompostierten Rindenprodukten. (Hoitink, 1980<sup>[SP594]</sup>).

Die Mechanismen der biologischen Kontrolle basieren auf

- Konkurrenz,
- Antibiose und
- Hyperparasitismus (Hoitink et al., 1996<sup>[SP595]</sup>).

Hoitink, Stone et al. (1997<sup>[SP596]</sup>) unterscheiden zwischen "allgemeiner" und "spezifischer" Suppressivität. Suppressivität gegen *Pythium* und *Phytophthora* zählt zum "allgemeinen" Typ, die gegen *Rhizoctonia* zählen sie zu den "spezifischen". Nach diesen Autoren beruhen die Mechanismen der Suppressivität auf mikrobiologische Interaktionen wie Konkurrenzkampf, Antibiosis (Hoitink, Van Doren et al. 1977<sup>[SP597]</sup>; Theodore & Toribio 1995<sup>[SP598]</sup>), Hyperparasitismus und induzierter Resistenz. Fuchs (1996<sup>[SP599]</sup>) differenziert seinerseits die „Quantitative Suppressivität“, die durch die große Anzahl von Mikroorganismen in jungem Kompost zu beobachten ist, von den „Qualitativen Suppressivität“. Die „qualitative Suppressivität“ zeichnet sich dadurch aus, dass sich nur wenige, dafür effiziente, Antagonisten, in der Reifungsphase entwickeln.

Für konsistente Suppressionseffekte muss in der Praxis eine kontrollierte Inokulation mit biokontrollierenden Stoffen vorgenommen werden. Von besonderer Wichtigkeit ist die Stabilität des Kompostes: In unreifen Komposten vermehren sich zunächst die Pathogene, in reifen Komposten werden sie unterdrückt. Extrem stabilisiertes organisches Material unterstützt die Aktivität biokontrollierender Stoffe wiederum nicht. Der Zeitpunkt der Kompostapplikation im Verhältnis zum Pflanzzeitpunkt ist ebenso wie der Salzgehalt und die Freisetzung von Nährstoffen in Betracht zu ziehen. (Hoitink et al., 1996<sup>[SP600]</sup>)

Die Wirkung der Kompostierung auf die Pflanzengesundheit begrenzt sich nicht allein darauf, die Krankheitserreger zu vernichten. Es gibt zahlreiche Beispiele von Komposten, die in der Lage sind, unterschiedliche Pflanzenarten vor diversen Krankheitserregern zu schützen. Diese Effekte beschränken sich nicht bloß auf Laborbeobachtungen, sondern lassen auch in der Praxis nachweisen.

---

<sup>1</sup> Dieses Kapitel entspricht im wesentlichen der Literaturzusammenstellung von Fuchs (2003) „Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit“.

### 3.10.2 Wirkungsmechanismen

Die Schutzmechanismen eines Kompostes können je nach Zielorganismen anders sein Fuchs 2003<sup>[SP601]</sup>. So wurde die Rhizoctonia-Suppressivität eines Müllkompostes durch eine Hitzebehandlung zerstört, während die Fusarium-Suppressivität desselben Kompostes durch die Hitzebehandlung nicht beeinträchtigt wurde (Cohen, Chefetz et al., 1998<sup>[SP602]</sup>). Für die Rhizoctonia- Unterdrückung scheinen somit Mikroben verantwortlich zu sein, gegen Fusarium sp. sind möglicherweise hitzeresistente fungistatische Substanzen im Kompost verantwortlich (Cohen, Chefetz et al., 1998<sup>[SP603]</sup>).

#### 3.10.2.1 Mikrobiologische Parameter

Der Hauptschutzmechanismus gegen Pflanzenkrankheiten scheint nach Fuchs 2003<sup>[SP604]</sup> jedoch eindeutig auf der mikrobiellen Aktivität der Komposte zu beruhen (Nelson & Hoitink, 1983<sup>[SP605]</sup>; Hoitink, Boehm et al., 1993<sup>[SP606]</sup>; Tilston, Pitt et al. 2002<sup>[SP607]</sup>).

- Zahlreiche Arbeiten zeigen, dass eine Hitzebehandlung, welche die Kompostmikroflora zerstört, auch die suppressiven Effekte zunichte macht (Nelson & Hoitink, 1983<sup>[SP608]</sup>; Hadar & Mandelbaum, 1986<sup>[SP609]</sup>; Trillas-Gay, Hoitink et al. 1986<sup>[SP610]</sup>; Hardy & Sivasithamparam 1991<sup>[SP611]</sup>; Brunner & Seemuller 1993<sup>[SP612]</sup>; Theodore & Toribio 1995<sup>[SP613]</sup>; Serra, Houot et al. 1996<sup>[SP614]</sup>; Ringer, Millner et al. 1997<sup>[SP615]</sup>; Fuchs 2002<sup>[SP616]</sup>; Tilston, Pitt et al. 2002<sup>[SP617]</sup>). Es sind nur wenige Ausnahmen bekannt, wie die Arbeiten von (Filippi & Bagnoli 1992<sup>[SP618]</sup>). Sie fanden, dass Pappelrindenkompost Nelken vor Tracheofusariose nur dann in stickstoffarmen Substraten schützt, wenn er sterilisiert ist.
- Zahlreiche Berichte zeigen, dass die suppressive Wirkung der Komposte und deren mikrobiologischen Aktivitäten, mit der **Hydrolysegeschwindigkeit von Azetatfluorescin**, korrelieren (Chen, Hoitink et al. 1988<sup>[SP619]</sup>; Inbar, Boehm et al. 1991<sup>[SP620]</sup>; Bruns, Ahlers et al. 1996<sup>[SP621]</sup>; Craft & Nelson 1996<sup>[SP622]</sup>; Dissanayake & Hoy 1999<sup>[SP623]</sup>).
- Verschiedene Mikroorganismen sind für diese biologische Aktivität verantwortlich.
- **Der Mikroorganismenkomplex eines Kompostes ist als Ganzes von Bedeutung, und nicht unbedingt jede einzelne seiner Komponenten.** Trillas-Gay, Hoitink et al. (1986<sup>[SP624]</sup>) haben aus einem suppressiven Kompost *Trichoderma harzianum* und *Flavobacterium balustinum* isoliert. Gibt man beide Pilze zu hitzebehandelten, nicht suppressiven, Komposten, wird ein Teil der antagonistischen Aktivität des Kompostes wiederhergestellt. Allein zugesetzt zeigt keiner der beiden Pilze eine Wirksamkeit..
- **Die mikrobiologische Aktivität eines Kompostes und seine Fähigkeit, Krankheiten zu unterdrücken, hängen von dessen physiologischen Zustand ab.** So haben verschiedene Autoren nachgewiesen, dass Kompost aus der Hitzezone einer Miete eine deutlich geringere Fähigkeit aufweist, Pflanzen vor Krankheiten zu schützen, als solche aus kühleren Zonen der Mieten (Hadar & Mandelbaum, 1986<sup>[SP625]</sup>; Chen, Hoitink et al. 1987<sup>[SP626]</sup>; Chen, Hoitink et al. 1988<sup>[SP627]</sup>; Chung & Hoitink 1990<sup>[SP628]</sup>). Wird Kompost aus der heißen Mietenzone, einige Wochen bei kühlen Temperaturen gehalten, wird er suppressiv, d.h. sobald sich die natürlichen Antagonisten entwickelt haben (Chen, Hoitink et al., 1988<sup>[SP629]</sup>). Am Ende der Vorrotte ist das Pilzspektrum im Kompost relativ arm. Die Pilzflora der Frischkomposte umfasst saprophytische und phytosanitär unbedenkliche Pilzarten. Nach Ablauf der Nachrottephase hingegen, werden qualitative und quantitative Veränderungen der Pilzflora erkennbar. Die meisten der dominanten Pilze der Komposterde wiesen nach der Reifungsphase in vitro einen antagonistischen Effekt gegen verschiedene Pathogene (Breitenbach et al., 1998<sup>[SP630]</sup>) auf.

Die Komposte können in gewissen Fällen auch **unmittelbar** gegen Krankheitserreger wirken, d.h. auch bei Abwesenheit der Wirtspflanze das Überleben des Erregers beeinträchtigen



(Hoitink, Van Doren et al. 1977<sup>[SP631]</sup>; Theodore & Toribio 1995<sup>[SP632]</sup>). In anderen Fällen beeinflusst der Kompost die Erregerpopulation **erst bei Anwesenheit der Wirtspflanzen des Erregers**. Der Kompost hindert den Aufbau der Erregerpopulation in Anwesenheit der Pflanze (Chen, Hoitink et al., 1987<sup>[SP633]</sup>).

### 3.10.2.2 Chemische und physikalische Parameter

Neben der biologischen Aktivität können auch gewisse chemische und physikalische Eigenschaften der Komposte zumindest kurzfristig, wenn auch nicht exklusiv, eine gewisse Rolle bei deren Suppressivitätspotenzial spielen.

- So korreliert die **Reduktion der Kohlenstoffkonzentrationen** im Kompost mit der Erhöhung der Suppressivität (Chen, Hoitink et al. 1988<sup>[SP634]</sup>). Die Substrate mit erhöhter Suppressivität zeichnen sich durch **niedrige Nährstoffverfügbarkeit** und eine **grosse Population von mesophylen Mikroorganismen mit einer grossen Aktivität** aus (Chen, Hoitink et al. 1988<sup>[SP635]</sup>).
- Dem **Nitratgehalt** im Boden scheint neben der mikrobiologischen Aktivität der Komposte auch eine gewisse Bedeutung zuzukommen. (Ringer, Millner et al., 1997<sup>[SP636]</sup>) haben mehr Pythium- Symptome in den Erden beobachtet, welche mehr Nitrat enthalten. Ähnliche Ergebnisse haben (Filippi & Bagnoli, 1992<sup>[SP637]</sup>) bei Nelken gefunden: Pappelrindekompost schützt die Pflanzen vor *Fusarium oxysporum* f.sp. *dianthi*, selbst wenn sie in einem natürlich infizierten Boden wachsen. Allerdings nur dann, wenn er sterilisiert ist. Dieser Effekt beruht wahrscheinlich auf Stickstoffmangel, was höchst wahrscheinlich die Entwicklung der Krankheit nicht zulässt. Die Zugabe vom leichtverfügbaren Stickstoffdünger wirkt diesem Effekt entgegen (Filippi & Bagnoli 1992<sup>[SP638]</sup>).
- Das **allgemeine Nährstoffangebot und die Verbesserung der physikalischen Eigenschaften des Bodens** wirken sich ebenfalls günstig auf die Pflanzengesundheit aus.
- Neben Nährstoffen kommt offenbar dem **Phenolgehalt** eine bestimmte Bedeutung zu. Bei Rindenkompost fand man in *Kresse-Pythium ultimum* Biotest, eine Korrelation zwischen Phenolgehalt und Suppressivität (Erhart et al. 1999<sup>[SP639]</sup>b).

### 3.10.2.3 Anregung der bodenmikrobiologischen Aktivität

Der Wirkungsmechanismus der Komposte beruht wahrscheinlich sowohl auf der eigenen mikrobiologischen Aktivität als auch auf der Anregung der mikrobiologischen Aktivität der Böden (Nelson & Boehm 2002<sup>[SP640]</sup>).

Nach Brito, Hadley et al. (1992<sup>[SP641]</sup>) verändern die Komposte auch die Anzahl der Mikroorganismen der Rhizosphäre, hingegen nicht ihre Zusammensetzung. Dabei werden insbesondere die Antagonisten gefördert.

### 3.10.3 Unterschied zwischen Kompost und anderen organischen Düngern

Der Hauptunterschied zwischen Komposten und anderen organischen Düngern beruht nach Fuchs 2003<sup>[SP642]</sup> im Wesentlichen auf den inhärenten mikrobiologischen Zusammensetzungen der Populationen und deren Aktivität. (Sugahara & Katoh, 1992<sup>[SP643]</sup>) haben nachgewiesen, dass Reisstrohgaben im Boden sowohl für Pathogene wie für Saprophyten Energie und Nährstoffe liefern. Bei Gaben von reifem Strohkompost waren die Atmungswerte der Mikroorganismen deutlich tiefer als nach Strohgaben. Das Risiko Krankheitserreger zu fördern ist nach Kompostgaben deutlich kleiner als nach Strohgaben (Sugahara & Katoh, 1992<sup>[SP644]</sup>). Nakasaki et al. (1996<sup>[SP645]</sup>) erzielten ähnliche Ergebnisse. Sie konnten mittels

Champignonmistkompostgaben, die durch *Verticillium dahliae* und *Pratylenchus penetrans* verursachte Symptome bei Kartoffeln im Vergleich zu Strohmulchgaben wesentlich reduzieren. Sie stellten fest, dass eine Champignonmistgabe den Gasaustausch von Kartoffelnblättern erhöht, was mit Strohmulch nicht zu beobachten ist (Gent, LaMondia et al. 1999<sup>[SP646]</sup>), was auf eine Reduktion de Wurzelnbefalls durch *Verticillium dahliae* und/oder *Pratylenchus penetrans* hinweist.

Praktisch gleiche Phänomen wurden bei frischer und kompostierter Rinde (Chung, Hoitink et al. 1988<sup>[SP647]</sup>) gefunden. Frische Rinde erhöht die Inzidenz von *Rhizoctonia* sp. in Kultursubstrat, während Rindekomposte das Substrat suppressiv machen. Die Ursache beruht wahrscheinlich auf der erhöhten Zellulasezufuhr durch die frische Rinde, die *Rhizoctonia* für sein Wachstum verwenden kann. Bei Komposten ist die Verfügbarkeit an Zellulose stark reduziert. Schwache Zellulosegaben reduzieren die Krankheit, währendem grössere Gabe diese erhöhten (Chung, Hoitink et al. 1988<sup>[SP648]</sup>).

Fuchs 2003<sup>[SP649]</sup> zieht daraus folgende Schlussfolgerungen:

Nicht nur ein einzelner Mikroorganismus oder ein einzelner Mechanismus ist für die Suppressivität der Komposte gegen Pflanzenkrankheiten verantwortlich. So konnte beispielsweise gezeigt werden, dass die Wirkung im Feld nach einer Kompostgabe aus Truthahnmist auf den Stickstoff-Düngeeffekt der Pflanzen, auf eine Stimulation der mikrobiologische Aktivität der Bodenmikroorganismen, aber auch auf die Aktivität der Kompostmikroorganismen (Craft & Nelson 1996<sup>[SP650]</sup>) zurückgeführt werden konnte. Junge Komposte können Pflanzenkrankheiten aufgrund der hemmenden Stoffe unterdrücken. Mit zunehmender Reife gewinnen die antagonistischen Organismen zunehmend an Bedeutung. Es herrscht jedoch auch in reifen Komposten unter den Mikroorganismen eine starke Konkurrenz um die Nährstoffe (Chung, Hoitink et al., 1988<sup>[SP651]</sup>; Hoitink, Boehm et al., 1993<sup>[SP652]</sup>).

### **3.10.4 Faktoren, die die Suppressivitätseigenschaften der Komposte beeinflussen**

Die Wirkung der Komposte kann von Kompost zu Kompost und von Batch zu Batch stark variieren. Gras- und Gartenkomposte, sowie Komposte, die noch in der Hitze phase sind, sind nicht so effizient wie Reifkomposte anderer Provenienz, um Agrositis gegen *Pythium* sp. zu schützen (Nelson & Boehm, 2002<sup>[SP653]</sup>). Fuchs (2003<sup>[SP654]</sup>) informiert über die Faktoren, die diese suppressiven Eigenschaften der Komposte beeinflussen.

#### **3.10.4.1 Bedeutung der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien**

Die Bedeutung der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien für die Suppressivität von Komposten wurde von verschiedenen Autoren untersucht. Bis heute konnten nach Fuchs (2003<sup>[SP655]</sup>) diesbezüglich keine Ergebnisse gefunden werden.

(Ringer, Millner et al., 1997<sup>[SP656]</sup>) verglichen Komposte aus verschiedenen Mistypen. Alle daraus erzeugten Komposte erwiesen sich als suppressiv gegenüber *Pythium ultimum* und *Rhizoctonia solani*. Es konnten kaum Wirkungsunterschiede beim Schutz von Gurken vor *Rhizoctonia solani* Befall beobachtet werden. Hingegen gegenüber *Pythium ultimum* Befall erwies sich Kuhmistkompost effizienter als Rossmistkompost. Die geringste suppressive Wirkung wies Hühnermistkompost auf. Die Wirkung der Komposte gegen *Pythium ultimum* war umgekehrt proportional zu deren NO<sub>3</sub> -Gehalte (Ringer, Millner et al., 1997<sup>[SP657]</sup>).

Nach (Brunner & Seemuller 1993<sup>[SP658]</sup>) ist es den unterschiedlichen Mikrofloren zuzuschreiben, dass die beiden Komposte aus Grüngut und Kirschbaumrinde eine Herabsetzung des Krankheitsbefalls von Himbeeren durch *Phytophthora fragariae* var. *rubi*. bewirkten, währenddem ein Nadelholzrindekompost die Pflanzen nicht zu schützen vermochte.

Wie bereits erwähnt, fanden die Autoren, welche die Bedeutung der Ausgangsmaterialien untersuchten, zum Teil widersprüchliche Ergebnisse. (Walter, Frampton et al. 1995<sup>[SP659]</sup>) beobachteten einen effizienteren Schutz von Erbsen gegen *Aphanomyces euteiches* mit Komposten die Mist enthielten, was sie auf die grössere Diversität an Nährstoffen und Mikroorganismen zurückführten. Erhart et al. (1999<sup>[SP660]</sup>b) beobachteten, dass Grüngutkompost eine deutlich schwächere Wirkung zeigte, um Kresse gegen *Pythium ultimum* zu schützen. (Bruns, Ahlers et al., 1996<sup>[SP661]</sup>) andererseits zeigten, dass Grüngutkomposte Erbsen gegen *Pythium ultimum* und Tomaten gegen *Phytophthora parasitica* effizienter schützen als Schafmistkompost und auf eine deutlich höhere mikrobiologische Aktivität der Grüngutkomposte zurückzuführen sei.

Bei einer generellen Betrachtung all dieser Arbeiten gewinnt man den Eindruck, dass die Zusammensetzung der Anfangsmischung nur indirekt von Bedeutung ist. Die physiologische Reife der Komposte, die unterschiedliche mikrobiologische Zusammensetzung, sowie die Stickstoffverfügbarkeit, scheint dabei die grössere Rolle zu spielen. Mit diesen Faktoren konnten etliche Wissenschaftler die unterschiedlichen Wirkungen der Komposte gegenüber Pflanzenkrankheiten erklären. Dieselben Folgerung können auch aus den eigens durchgeführten Untersuchungen gezogen werden, die mit einigen hundert unterschiedlichen Komposten durchgeführt wurden (Fuchs, 2003<sup>[SP662]</sup>, Daten nicht publiziert). Dabei fand man, dass einzig die Zugabe ligninhaltigen Materials während der Reifungsphase, wie zum Beispiel Hanffasern als Torfersatz, das Suppressivitätspotenzial von Komposten deutlich zu erhöhen vermochte (Fuchs, 2003<sup>[SP663]</sup>, Daten nicht publiziert). Diese Verbesserung beruht wahrscheinlich auf einer Stimulierung der *Trichoderma* spp.-Population durch diese Komposte.

Eine Siebung des Endproduktes (Kompost), bzw. die einzelnen Kompostfraktionen offenbar unterschiedliche mikrobielle Zusammensetzungen auf. Kompost nach Siebung durch ein 4 mm-Maschensieb verlor gemäss (Tilston, Pitt et al. 2002<sup>[SP664]</sup>) sein Schutzpotenzial. Die Autoren wännen als möglichen Grund dafür, dass fein gesiebte Komposte geringere Mengen an extrahierbarem Kohlenstoff aufweisen. Andererseits enthält fein gesiebter Kompost auch weniger ligninhaltiges Material, das relativ reich an *Trichoderma* spp. ist. Dieser Antagonist baut Lignin ab. Fein gesiebter Kompost beherbergt offenbar weniger *Trichoderma* spp. und kann aus diesem Grund weniger suppressiv sein.

#### **3.10.4.2 Applikationsmenge**

Die suppressive Wirkung von Komposten ist meist proportional zur Menge der Kompostgabe. Dies konnten auch (Serra, Houot et al. 1996<sup>[SP665]</sup>) beim der Schutz von Leinpflanzen gegen *Fusarium oxysporum* f.sp. *lini* in natürlichen Böden mit Kompostgaben von 10, 20 und 30 % Müllkompost unmissverständlich nachweisen. Ähnliche Ergebnissen fand (Fuchs, 2002<sup>[SP666]</sup>) nach unterschiedlichen Mengen von Komposten in Kompost-Kultursubstraten. Geringere Wirkung in Abhängigkeit der Kompostmengen auf die Krankheitsunterdrückung stellten (Walter, Frampton et al. 1995<sup>[SP667]</sup>) in ihren Untersuchungen fest. Ihre Suppressivitätsversuche mit Erbsen und *Aphanomyces euteiches* führten sie jedoch in sterilem Sand mit hohen Kompostgaben durch. Die Kompostanteile im Sand betrug 25, 50, 75 und 100%. Die Kompostmikroorganismen treffen in sterilem Sand nicht auf die Konkurrenz einer natürlichen bodenbürtigen Mikroflora. Sandsubstrat mit 25% Kompost ist bereits mikrobiologisch gut gepuffert. Demgegenüber können bei zu grossen Kompostgaben wachstumshemmende Effekte durch Komposte aufgrund zu hoher Salzgehalte oder Nährstoffüberangebote dem pathogenunterdrückenden Effekt entgegenwirken.

Allgemein gilt: je ärmer ein Substrat an Mikroben ist, umso geringer ist die Bedeutung im Hinblick auf dessen Suppressivitätseffekt. Die Menge an eingesetztem Kompost ist ebenfalls von Bedeutung (Fuchs 1995<sup>[SP668]</sup>; Fuchs, 1996<sup>[SP669]</sup>; Fuchs, 2002<sup>[SP670]</sup>), da die Kompostmikroflora in solchen Substraten es einfacher hat, sich zu etablieren.

### 3.10.4.3 Reifezustand des Kompostes

Suppressive Effekte von Komposten sind abhängig von der Kompostreife. Zahlreiche Autoren konnten aufzeigen, dass der Abbaugrad des organischen Materials ein entscheidender Faktor darstellen kann (Chef, Hoitink et al. 1983<sup>[SP671]</sup>; Kuter, Hoitink et al. 1988<sup>[SP672]</sup>; Grebus et al., 1994<sup>[SP673]</sup>; Hoitink & Grebus 1994<sup>[SP674]</sup>; Fuchs, 1996<sup>[SP675]</sup>; Hoitink, Stone et al. 1997<sup>[SP676]</sup>; Cohen, Chefetz et al., 1998<sup>[SP677]</sup>; Ceuster, Hoitink et al. 1999a<sup>[SP678]</sup>; Ceuster, Hoitink et al. 1999b<sup>[SP679]</sup>; Erhart et al., 1999<sup>[SP680]</sup>b; Tilston, Pitt et al. 2002<sup>[SP681]</sup>). Nach einigen Autoren bringt nur Reifkompost (ideales Alter nach Waldow et al. (2000<sup>[SP682]</sup>): 3 – 6 Monate) die gewünschte antiphytopathogene Wirkung. (Ferrara et al., 1996<sup>[SP683]</sup>; Tuitert & Bollen, 1996<sup>[SP684]</sup>; Waldow et al., 2000<sup>[SP685]</sup>.)

Sehr junge Komposte weisen hingegen meistens eine geringe Suppressivität auf (Chef, Hoitink et al. 1983<sup>[SP686]</sup>; Kuter, Hoitink et al., 1988<sup>[SP687]</sup>; Grebus et al., 1994<sup>[SP688]</sup>; Craft & Nelson 1996<sup>[SP689]</sup>; Ceuster, Hoitink et al. 1999a<sup>[SP690]</sup>; Ceuster, Hoitink et al. 1999b<sup>[SP691]</sup>; Erhart et al. 1999<sup>[SP692]</sup>b). Zu hohe Nährstoff- und Energiegehalte (Glukose, Aminosäure, usw.) von frischen organischen Materialien können die Produktion essentieller Enzyme der Antagonisten unterdrücken und damit deren Effizienz deutlich beeinträchtigen (Ceuster, Hoitink et al. 1999a<sup>[SP693]</sup>; Ceuster, Hoitink et al. 1999b<sup>[SP694]</sup>). Nährstoffe und energiereiche organische Substanz können auch Nahrungsquelle für Pathogene sein und somit krankheitsfördernd wirken (Hoitink & Grebus 1994<sup>[SP695]</sup>; Tuitert & Bollen, 1996<sup>[SP696]</sup>). Bei fortschreitender Reifung nimmt allgemein das Unterdrückungspotenzial zu (Chef, Hoitink et al. 1983<sup>[SP697]</sup>; Kuter, Hoitink et al., 1988<sup>[SP698]</sup>; Hoitink & Grebus 1994<sup>[SP699]</sup>; Craft & Nelson 1996<sup>[SP700]</sup>; Fuchs, 1996<sup>[SP701]</sup>; Ryckeboer & Coosemans 1996b<sup>[SP702]</sup>; Erhart et al. 1999<sup>[SP703]</sup>b). Überschreitet die Reife ein gewisses Stadium, ist die organische Substanz wohl hoch stabilisiert, die mikrobiologische Aktivität hingegen nimmt ab und der Kompost verliert die suppressive Wirkung (Boehm, Madden et al. 1993<sup>[SP704]</sup>; Hoitink & Grebus 1994<sup>[SP705]</sup>; Hoitink, Stone et al. 1997<sup>[SP706]</sup>; Tilston, Pitt et al. 2002<sup>[SP707]</sup>).

Wie bereits in Kapitel 3.10.1 erwähnt, beruhen die suppressiven Wirkungen gegen die verschiedenen Krankheitserreger nicht alle auf den gleichen mikrobiologischen Mechanismen: Man kann zwischen "allgemeiner" und "spezifischer" Suppressivität unterscheiden (Hoitink, Stone et al. 1997<sup>[SP708]</sup>). Fuchs (1996<sup>[SP709]</sup>) unterscheidet zwischen „quantitativer“ und „qualitativer“ Suppressivität. Hauptursache für die verschiedenen Suppressivitätstypen sind die mikrobiologischen Populationen die die Komposte besiedeln, sich jedoch während des Rotteprozesses laufend verändern. Der Abbaugrad der organischen Substanz wiederum wirkt auf die Zusammensetzung der Mikroorganismen in der Rhizosphäre (Boehm, Madden et al., 1993<sup>[SP710]</sup>). Es ist demnach nahe liegend, dass nicht alle Krankheitserreger gleich auf den Reifezustand der Komposte reagieren.

So können mit jungen Komposten Nutzpflanzen gegen *Pythium ultimum* oder *Phytophthora cinnamomi* effizient geschützt werden (Kuter, Hoitink et al., 1988<sup>[SP711]</sup>; Tuitert & Bollen, 1996<sup>[SP712]</sup>). Einen hohen Schutz der Pflanzen gegen *Rhizoctonia solani* erreicht man meistens nur mit reiferen Komposten (Kuter, Hoitink et al., 1988<sup>[SP713]</sup>; Tuitert & Bollen, 1996<sup>[SP714]</sup>; Cohen, Chefetz et al., 1998<sup>[SP715]</sup>). Bei *Agrostis palustris* konnte ein Befall von *Pythium graminicola* ebenfalls nur mit reiferen Grüngutkomposten verhindert werden (Craft & Nelson 1996<sup>[SP716]</sup>). Es zeichnen sich jedoch nicht alle Komposte im fortgeschrittenem Reifezustand durch eine erfolgreiche Suppressivität aus. (Grebus et al., 1994<sup>[SP717]</sup>) arbeiteten mit Grüngutkompost, der eine gute allgemeine Suppressivität aufwies. Mit demselben Kompost gelang es jedoch nicht *Rhizoctonia solani* zu unterdrücken. Die Verfasser dieser Studie schlossen daraus, dass die spezifischen *Rhizoctonia*-Antagonisten in diesem Kompost fehlten, und die vorhandene Mikroflora gegen *Rhizoctonia* sp. ineffizient ist. Als Ausnahme können die Arbeiten von (Ringer, Millner et al., 1997<sup>[SP718]</sup>) betrachtet werden. Die beiden Forscher fanden keine signifikante Beziehung zwischen dem Alter von Mistkomposten und deren Potenzial, Gurken und Rettich vor *Rhizoctonia solani* zu schützen.

In gewissen Fällen sind junge Komposte effizienter als reifere.

Bei einigen Krankheitserregern ist nach wie vor nicht bekannt, ob der Reifezustand des Kompostes eine Rolle spielt. Nach (Chef, Hoitink et al. 1983<sup>[SP719]</sup>) werden Chrysanthemen und Flachs mit reifem Rindenkompost effizienter vor *Fusarium oxysporum*-Befall geschützt als mit jungem Rindenkompost. Cohen, Chefetz et al. (1998<sup>[SP720]</sup>) hingegen konnten keinen Zusammenhang zwischen Alter von Müllkompost und dem Schutz von Baumwolle vor *Fusarium oxysporum* f.sp. *vasinfectum* beobachten.

Für eine praktische Nutzung der antiphytopathogenen Wirkung im großen Stil ist daher die klare Definition des Produktionsprozesses und die Produktion von Komposten mit gleichbleibenden Eigenschaften die Voraussetzung (Brunns, 2003<sup>[SP721]</sup>).

### **3.10.5 Massnahmen, um die Suppressivitätspotenzial von Komposten zu erhöhen**

Fuchs (2003<sup>[SP722]</sup>) berichtet auch über verschiedene Massnahmen, um das Suppressivitätspotenzial von Komposten zu erhöhen und/oder zu sichern. Nach (Chung, Hoitink et al. 1988<sup>[SP723]</sup>; Hoitink & Grebus 1994<sup>[SP724]</sup>) werden die Antagonisten, ausser *Bacillus* spp., während der Hitzeperiode abgetötet und müssen danach den Kompost neu besiedeln. Um die Qualitätssicherung des Kompostes zu sichern, propagieren diese Autoren, den Kompost gezielt mit ausgewählten Antagonisten zu inokulieren. Eine Beimpfung mit *Trichoderma harzianum* erhöht effektiv die Suppressivität von Komposten aus der Hitzezone (Chung & Hoitink, 1990<sup>[SP725]</sup>). Das Zugeben dieses Antagonisten in Komposte aus dem mittleren Temperaturbereich hingegen, bringt kaum Vorteile. Möglicherweise ist dort die Konkurrenz der Mikroorganismen effizienter und womit sich *Trichoderma* nicht so einfach etablieren kann (Chung & Hoitink, 1990<sup>[SP726]</sup>). Diese Ergebnisse stehen in Widerspruch zu den Befunden von (Nelson, Kuter et al. 1983<sup>[SP727]</sup>). Nach diesen Autoren kann sich *Trichoderma* sp. in reifem Kompost gut entwickeln, nicht jedoch in einem jungen Kompost oder in Torf. Es ist auch nicht jedes Substrat für die Entwicklung des Antagonisten geeignet.

Andere Autoren waren mit dem Zusetzen anderer Antagonisten erfolgreich. Besonders Beachtung muss den Materialien geschenkt werden, die man beimischt, damit diese frei von Krankheitserregern und Unkrautsamen sind.

Bei Entwicklung solcher Techniken und Verfahren muss man jedoch vorsichtig sein, denn je nach Zusatzstoff besteht auch die Möglichkeit, die positiven Eigenschaften eines Kompostes negativ zu beeinflussen. Gewisse Nährstoffe (im speziellen Ammonium) und hohe Salzgehalte, können zudem die Suppressivitätseigenschaften von Komposten unterdrücken (Chung, Hoitink et al. 1988<sup>[SP728]</sup>).

### **3.10.6 Langfristige Wirkungen / praktische Anwendung**

Nach Fuchs (2003<sup>[SP729]</sup>) existieren heute genügend fundierte Arbeiten, die bestätigen, dass die positiven Wirkungen von Komposten auf die Pflanzengesundheit nicht allein Laborerscheinungen sind, sondern mehr und mehr in der Praxis an Bedeutung gewinnen.

Die Wirkung im Feld ist jedoch nicht immer spezifisch, sondern fördert generell Wachstum und Gesundheit der Pflanzen.

Wichtig ist es zu beachten, dass die Ergebnisse von Topfversuchen in sterilem Sand nicht notwendigerweise mit Feldebefunden korrelieren, sowohl im positiven wie im negativen Sinn. Möglicherweise spielten dabei einerseits die Wachstumbedingungen (Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Bodenwassergehalt etc.) eine entscheidende Rolle. Andererseits beruht möglicherweise eine positive Wirkung von Komposten im Feld auf verschiedenen Faktoren: wie die Stickstoffdüngung der Pflanzen, die Stimulation der mikrobiologischen Aktivität der

Bodenmikroorganismen oder die Aktivität der Kompostmikroorganismen selbst (Craft & Nelson, 1996[SP730] zit. nach Fuchs 2003[SP731]).

In der Schweiz wird Kompost erfolgreich nach Bodendämpfung eingesetzt, um den Boden neu zu beleben und die Effizienz der Behandlung zu erhöhen und längerfristig zu sichern (Fuchs, 2002[SP732])

### 3.10.7 Kompost und induzierte Resistenz

Komposte beeinflussen nicht nur die Gesundheit der Pflanzen hinsichtlich bodenbürtiger Krankheitserreger. Sie können auch den allgemeinen Gesundheitsstatus der Pflanzen erhöhen. Induzierte Resistenz scheint mehr auf die Stärke der Pflanzenabwehrreaktion gegen Pathogeninfektionen zu wirken als auf einer Aktivierung von Antagonisten zu beruhen (Zhang, Dick et al. 1997[SP733]).

TABELLE 3-27: BEISPIELE VON PFLANZENKRANKHEITEN, DEREN AUFTRETEN DURCH DEN EINSATZ VON KOMPOSTEN REDUZIERT WURDE

Erreger	Wirtspflanze	Kompost	Nutzen	Quelle
<i>Phytium ultimum</i>	Mehrere Wirtspflanzen	BAK, GSK, MK <sub>R</sub>	Befallsminderung ca. 54 %, bis zu 80 % bei GSK bei extremen Infektion	Bruns, 1996[SP734]
<i>Phytium ssp.</i>	Kresse	21 BAK	Befallsminderung bis zu 87 %	Erhart & Burian, 1997[SP735]
<i>Phytium ultimum</i>	Gurke	GSK	Befallsminderung bis 80 %	Waldow et al., 2000[SP736]
<i>Pythium ultimum</i>	Gurke	Kompost	Erhöhung der suppressiven Wirkung	Ferrara et al., 1996[SP737]
<i>Pythium ultimum</i>	Gurken		Induzierte Resistenz bei Versuchen mit geteilten Wurzeln, wo nur die eine Hälfte mit Kompost in Berührung kam, Diese Wirkungen gehen nach Sterilisation der Komposte verloren	Hoitink, Zhang et al. 1997[SP738], Zhang, Han et al. 1998[SP739]
<i>P. aphanidermatum</i> <i>Rhizoctonia solani</i>	Gurken Baumwolle		Verminderung des Befalls	Hadar et al. 2000[SP740], zit. in Timmermann et al. 2003
<i>P. ultimum</i> , <i>R. solani</i>	Erbse, Bohne, Rote Beete	BAK	Befallsminderung ca. 39 % bei anfängl. Kompostzugabe 32 % bei 7 Tage verzögerter Kompostgabe	Schüler et al., 1989a[SP741]
<i>P. ultimum</i> , <i>Rhizochtonia. solani</i>	Rote Beete Bohne	BAK, Rinden kompost, MK <sub>R</sub>	Befallsminderung 25 – 40 %	Schüler et al., 1989b[SP742]
<i>Pythium ultimum</i> und <i>Rhizoctonia solani</i>	Gemüse- und Ackerbau	langjährige Anwendung von Grüngut-kompost	Reduktion der Bodenrezeptivität für <i>Pythium ultimum</i> und <i>Rhizoctonia solani</i> . Die Wirkung des Kompostes ist umso höher, je intensiver der Feld kultiviert wird	Fuchs, 1995; Fuchs, 2002[SP743]

<i>Rhizoctonia solani</i>	Inkubationstest K 1 auf Agarplatten geimpft	Lösung von 7 kommerziellen Komposten auf Agarplatten	suppressiver Effekt durch Bildung einer Hemmzone durch <i>Bacillus subtilis</i> N4	Nakasaki et al., 1996[SP744]
<i>Rhizoctonia-Krankheit</i>	Rasen		Durch Beimpfen mit dem Antagonist <i>Bacillus subtilis</i> N4 wurde aus Gras ein Kompost produziert, der die <i>Rhizoctonia-Krankheit</i> eindämmte	Nakasaki, Hiraoka et al. 1998[SP745]
<i>Rhizoctonia solani</i>	Rettici-pflanzen		Schutz vor <i>Rhizoctonia solani</i> durch Zusetzen von antagonistischen Bakterien in eine Substratmischung. Bakterien etablieren sich auch besser in sterilisierten Rindenkompost als in suppressivem Rindenkompost.	Kwok, Fahy et al. 1987[SP746]
<i>Phytophthora fragariae var. rubi</i>	Himbeeren	GSK (je 20 l pro Laufmeter im Frühjahr und im Herbst)	effiziente Bekämpfung	Neuweiler & Heller 1998[SP747]
<i>Phytophthora nicotianae</i>		Müllkompost	<i>Acromonium</i> sp. parasitiert <i>Phytophthora nicotianae</i>	Widmer, Graham et al. 1998[SP748]
<i>Phytophthora nicotiana</i>	Citrus	Müllkompost	verbessertes Wachstum auf infizierten Böden. (Die Wirkung beruht eher auf Nährstoffeffizienz und möglicherweise auch auf Verbesserung der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden)	Widmer, Graham et al. 1998[SP749]
<i>Bodenmüdigkeit</i>	Gepflanzte Jungbäume in alten Apfelanlagen	Kompost oder Wurmhumus	signifikante Erhöhung des Wachstums	Gur, Luzzati et al. 1996[SP750]
<i>Stemphylium botryosum</i>	Spargelpflanze		<i>Reduzierung des Befalls</i>	Stützel & Bloom 2000 [SP751]
<i>Verticillium dahliae</i> und <i>Pratylenchus penetrans</i>	Kartoffeln	Champignon mistkompost	Reduktion der Symptome im Gegensatz zur Strohmulch, signifikante Erhöhung der Menge vermarktbarer Knollen	LaMondia, Gent et al., 1999[SP752]
?	?	Kompost	Alternative zu Methylbromidbehandlungen	Ceuster, Hoitink et al., 1999a[SP753]; Ceuster, Hoitink et al., 1999b[SP754]
<i>Pseudomonas syringae</i>	Arabidopsis-Pflanzen		Pflanzen, die in Kompost wachsen, werden deutlich weniger von <i>Pseudomonas syringae</i> befallen als Pflanzen, die in Torf gezogen werden	Zhang, Dick et al., 1997[SP755]
<i>Erysiphe graminis</i>	Gerstenpflanze		Induzierte Resistenz	Fuchs, 2002[SP756]

<i>Erysiphe graminis f.sp. hordei</i>	Gerstenpflanzen		additiver Effekt bei einer kombinierte Applikation von Kompostextrakten sowie Kompostgaben im Boden.	Budde & Weltzien 1988[SP757]
Anthraknose	Gurken		Induzierte Resistenz	Hoitink, Zhang et al. 1997[SP758]; Zhang, Han et al. 1998[SP759]
<i>Plasmodiophora brassicae</i>	Kohlpflanzen	junge Komposte	Schutz der Pflanzen nimmt mit zunehmender Kompostreife ab	Ryckeboer & Coosemans 1996b[SP760]
<i>Trichoderma asperellum</i> ,	Tomaten		Trichoderma asperellum, wirkt gegen Tomatenfusariose	Cotxarrera, Trillas et al. 2002[SP761]
<i>Fusarium oxysporum f.sp. lini</i>	Lein		Kompostgaben erhöhen im Boden die existierende Suppressivität gegen <i>Fusarium oxysporum f.sp. lini</i> bei. Effekt proportional zur Kompostmenge Gleicher Effekt bei autoklaviertem Kompost in unbehandeltem Boden. Nicht jedoch in autoklavierten Böden. → direkte Aktivierung der natürlichen saprophytischen Flora des Bodens ist für den Schutzeffekt der Kulturpflanzen verantwortlich.	Serra, Houot et al. 1996[SP762]

### 3.10.8 Ausblick und Schlussfolgerung

Als Schlussfolgerung möge jene dienen, die Bruns (2003) auf dem Symposium „Compost application – Benefits and needs“ am Ende seines Beitrages präsentierte:

- Krankheitsunterdrückende Wirkungen von Bioabfall- und Grünkomposten gegen *P. ultimum* konnten sowohl im Modell- wie im kommerziellen Praxisversuch im Gartenbau nachgewiesen werden
- Für die serienmäßige Nutzung krankheitsunterdrückender Komposte müsste die der Kompostierungsprozess entsprechend standardisiert und eine Qualitätsbeurteilungsschema entwickelt werden, um eine die kontinuierliche Produktion von Komposten mit konstanten Eigenschaften sicherzustellen.
- Hierzu müssten Bewertungsmaßstäbe für die Kompostreife/stabilität aber auch die Wechselwirkungen zwischen Pflanzen, Pflanzenkrankheiten und antagonistischen Mikroorganismen weiter entwickelt werden
- Die existierenden Studien über phytosanitäre Eigenschaften von Komposten in Böden sind vielversprechend. Die Forschung in diesem Bereich, vor allem um die Wirkmechanismen besser verstehen zu können, müssten intensiviert werden. Dies würde die gezielte Vermarktung von Bioabfallkomposten aus der getrennten Sammlung biogener Abfälle stärken.



### 3.10.9 Versuchsergebnisse zum antiphytopathogenen Potenzial des Kompostes – tabellarische Übersicht

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
Bollen & Volkers, 1996[SP763]	Über Pflanzenpathogene im Kompost, Übertragungswege und Inaktivierung während der Kompostierung			
Breitenbach et al., 1998[SP764]	Zwei Kompostierungsverfahren (Mietenrotte, Rottebox), Pilzspektrum sukzessive im Verlauf des Rotteprozesses erfaßt, antagonistisches Potenzial der dominierenden Pilzflora durch Plattentests überprüft.	BMK	Häufig gefunden wurden Antagonisten, wie etwa Trichoderma oder Pythium oligandrum, welche Antagonisten von phytopathogenen Arten darstellen. Die Pilzflora gilt mit Ausnahme des Auftretens von Pythium irregulare als phytopathogen unbedenklich. 9 von 15 ausgewählten dominierenden Pilzen wirkten bei 10 °C (6 bei 20 °C) antagonistisch gegenüber den Pathogenen. Der Artenumfang in Mietenrotte geringer als in Rotteboxen. Geringes Pilzspektrum nach Ende der Vorrotte in den Frischkomposten. Bei offener Mietenkompostierung ging Artenspektrum während der Nachrotte zurück, bei Rotteboxen Erhöhung Artenspektrum um 2-3fache.	
Bruns, 1996[SP765]	Inokulation auf Mischsubstraten mit 5 bzw. 15 % Kompost, P. ultimum	BAK, GSK, Rindermistkompost, einheitliche Rotteverfahren	BAK und GGK: deutlich signifikante suppressive Wirkung gegenüber P. ultimum in mehreren Wirtspflanzen (Befallsminderungen von ca. 54 %): GAK brachte unter extremen Infektionsbedingungen (90 % Ausfallsraten) eine Befallsminderung bis max. 80 %.	
Bruns, 2003[SP766]	k.A.	k.A.	Vorläufige Ergebnisse: Leichter Trend, dass suppressive Effekte von der Dauer der Kompostierung abhängen. 3-6 Monate alter Kompost scheint effektiver als ältere Komposte	
Erhart & Burian, 1997[SP767]	Inkubationstest, Keim- und Wachstumstest mit Kresse	21 BAK mit anderen organischen Abfällen, 0, 15,	Phytium-Befall wurde bei 30 % -Variante bei allen Komposten bis zu 87 % reduziert	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
		30, 50, 100 % Kompost		
Erhart et al., 1999b[SP768]	Glashaus, randomisierter Block, Phytium ultimum, Substrat in Gewächshaus inokuliert, nach 7 Tagen Pisum sativum angepflanzt	17 BAK, 1 Rindenkompost, 1 Traubentrsterkompost	9 von 17 Komposten waren leicht suppressiv, Rindenkompost stark suppressiv	
Ferrara et al., 1996[SP769]	Topfversuche, Rhizoctonia solani auf Bohnen und Basilikum, Fusarium oxisporum auf Basilikum, antagonistisches Potenzial isolierter Mikroorganismen in vitro und in vivo (Topf)	4 Komposte: KLS + Pappelrinde, Industrieschlamm + Pappelrinde, Pappelrinde, MüK; 25, 50 und 100 % in Bodenmischung	In Abhängigkeit von der Reife gute suppressive Wirkung aller Komposte.	
Franco et al., 1996[SP770]	Alpechin (flüssiges phytotoxisches Abfallprodukt der Olivenölextraktion) in Kompost absorbiert und inkubiert (12 Tage, 50 Tage), schluffiger Lehm	Baumwollabfallkompost, Mischungen: 80:15 (v:v) Alpechin-Boden mit und ohne 15:5 (v:v) Kompost	Toxizität wurde durch Kompostzugabe neutralisiert; Pflanzenwachstum wurde gefördert, negativer Einfluß von Alpechin ohne Kompost auf mikrobielle Biomasse im Boden.	
Gorodecki & Hadar, 1990[SP771]	Topfversuch	Kompostierte Weintraubenrückstände MKR, Torf	Bei beiden Komposten Unterdrückung von Rhizoctonia solani und Sclerotium rolfsii bei verschiedenen Kulturpflanzen im Vergleich zu Torf	
Grebus et al., 1994[SP772]		Kompostierung von odiferous yardwaste trimmings	Mit zunehmender Kompostreife erhöhte sich Unterdrückung von Pythium, Anfälligkeit für Rhizoctonia blieb	
Hoitink et al., 1996[SP773]	Literaturübersicht		Viele Zitate	
Hoitink et al., 1997[SP774]	Literaturübersicht		Viele Zitate	
Lievens et al., 2001[SP775]	Wurzel-Spalt-Experiment, Gurke, Phytium ultimum einseitig inokuliert, Frisch- und Trockengewicht von Sproß und Wurzel nach 35 Tagen, Nachweis des Pathogens.	BAK, kompostierte Hofabfälle zur Erhöhung der ISR (induzierte systemische Resistenz)	Wurzelfäule signifikant reduziert in Spaltcontainern mit Kompostmischung. Wachstum der Kompost/Substrat-Kombination sign. höher als Substrat/Substrat-Kombination. Wurzelfäule bei in Kompostmischung gekeimten und dann in infiziertes Medium umgesetzten Pflanzen signifikant schwächer als bei im infizierten	

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
			Medium gekeimten.	
Marcos et al., 1995[SP776]	Gefäßversuch, schluffiger Ton, Tomaten	4 Komposttypen, gute chem. Eigenschaften	3 der 4 Komposte (Kompost 1 hat Verdacht auf Phytotoxine) erhöhten Ertrag im Vergleich mit Kontrollvariante. Hinsichtlich der Mikroorganismenpopulationen gab es nur geringe Veränderungen. Kompost scheint die Vermehrung von Antagonisten in der Rhizosphäre zu fördern, was die Aussage bestätigt, dass Kompost wirksam gegen wurzelbürtige Pathogene sei.	
Maynard, 2000[SP777]	Feldversuch an 2 Standorten, 2 Jahre, Tomate, sandiger Lehm, sandiger Terrassenboden, random. Block, 4 Wh.	Blattkompost, 50 T/A TM, NPK: 0, 650 und 1300 lb/A, Kontrolle 1300 lb/A, Baumwollsamenschrotmehl 2166 lb/A	Reine Kompostvarianten hatten weniger blossom-end rot.	
Maynard & Hill., 2000[SP778]	Feldversuch, 3 Jahre, Zwiebel, 3 Wh. (1994 nur 1)	Blattkompost 50 T/A, NPK in beiden Varianten	Verringerung der bakteriellen Naßfäule durch Kompostgabe.	
Nakasaki et al., 1996[SP779]	Identifizierung und Isolation des <i>Bacillus subtilis</i> B 4 zur Unterdrückung von <i>Rhizoctonia solani</i> K1 („Große Flecken-Krankheit von Rasengras) aus Kompostprodukten; in vitro			
Ryckeboer & Coosemans, 1996a[SP780]	Einfluß von GFT-Kompost-Extrakten auf die Motilität der Jungstadien von <i>H. schachtii</i> , Petrischalen, Inkubation		Signifikante Reduktion der Motilität der Jungstadien von <i>H. schachtii</i> von Tag 1 bis Tag 4 nach Kompostextraktgabe im Vergleich zu Kontrolle und Referenz.	
Schüler et al. (1989a[SP781])	Topfversuch, <i>Phytium ultimum</i> , <i>Rhizoctonia solani</i> , verschiedene Kulturpflanzen	BAK aus getrennter Sammlung, 8 %, 10 %, 30 %	<i>P. Ultimum</i> : Signifikante Erhöhung des Frischgewichtes; durch Kompostzugabe (8 %) im infizierten Medium von Anstieg gesunder Pflanzen 29 % auf 68 %, bei 7 Tage verzögerter Kompostgabe von 12.5 – 44,5 %.	
Schüler et al., 1989b[SP782]	Gefäßversuch, sterilisierter Sand, Rote Beete ( <i>Beta vulg. var.</i>	BTK, Rinden- und Rindermistkompost,	Keimung von Roter Beete nach künstl. Infektion ( <i>P. ultimum</i> ) sign. höher bei Kompostapplikation, am	Infektion dr. <i>Pythium ultimum</i> ,

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
	Conditiva), Bohne, Inokulation mit Pythium ultimum und Rhizoctonia solani	Kompostraten 0, 8, 10, 30 % (v/v), NPK	deutlichsten bei BAK, etwas geringer bei Rindenkompst und Rindermistkompost. Kontrolle ohne Infektion: Keimrate 75 – 85 %; mit Infektion: 30 %; mit Infektion und Kompost: 55 – 70 % .Unterdrückungspotenzial von Kompost auch bei höherer Infektionsrate sign. und deutlich! Bei Kompostgabe erreichte Frischgewicht trotz Infektion noch 60 – 80 % der gedüngten, nichtinfizierten Kontrolle, ohne K nur 20 %.	Rhizoctonia solani ↓ Ertrag ↑
Tsrör, 1999[SP783]	Feld, 2 Jahre, Kompostextrakte als Pflanzenschutzmittel, Alternaria solani (Dürrfleckenkrankheit), Tomate, Ertrag, Krankheitsbefall	Kompostextrakt (CEX), Handels-Rinderkompost : Wasser, 1:5, inkubiert für 7 oder 14 Tage. Wöchentliche Spritzung auf Tomatenblätter	Krankheitsbefall und Ertrag war sign. niedriger bzw. höher als in inokul. Kontrolle, jedoch nicht sign. niedriger bzw. höher als in nicht inokulierter Kontrolle.	Infektion dr. Alternaria solani ↓ Ertrag ↑
Tuitert & Bollen, 1996[SP784]	Phytophthora cinnamoni, (Fußfäule bei Coniferen) Rhizoctonia solani	GSK, . 0, 10, 20 % in Ton-Perlit-Substrat	20 %-Substrat mit Reifkompost unterdrückte R. solani, jedoch nicht mit Frischkompost.	
Van Iersel, 2003[SP785]	Lysianthus (Schnittblumen) 4 Varianten: Boden gedämpft/ungedämpft, Komposttee/ohne Komposttee	k.A. wöchentliche Anwendung von biologisch aktivem Komposttee auf den Microfarming-Parzellen	Deutlich positiver Einfluss der Kompostteeanwendungen auf den Ertragsverlust durch bodenbürtige Pathogene (Botrytis, Myrothecium, Phytium) Nach anfänglicher Bodendämpfung nachhaltige Unterdrückung von Wurzelnekrosen durch Kompostteeanwendungen	
Waldow et al., 2000[SP786]	Gartenbau Gurke: Pythium ultimum	2 verschiedene GGK, Torf mit 25 und 50 % v/v Kompost,	Kompost reduzierte das Auftreten von Krankheiten (gemessen in Frischmasseertrag) bis zu 80 % in Varianten mit einer Krankheitsschwere von 50 – 90 %. Material im Alter von 3 – 6 Monaten ist am effektivsten.	
Weltzien, 1989[SP787]	Labor und Feld, Wein: Plasmopara viticola, Uncinula necator, Pseudopeziza tracheiphila; Kartoffel und Tomaten: Phytophthora infestans; Gerste: Erysiphe graminis; Zuckerrübe: Erysiphe betae;	MK verschiedener Tiere, Extrakte 1:5 – 8, 15-20 °C inkubiert, Extrakt 1 – 3 Tage angesetzt, Induktionszeit: Zeitspanne zwischen Kompostextrakt-Anwendung und Inokulation	Effektiver Pflanzenschutz gegen Pilzkrankheiten von Blatt und Frucht, wenn prophylaktisch angewandt. Signifikante, wiederholbare Ergebnisse unter verschiedenen Bedingungen in Labor, Glashaus und auf dem Feld.	Infektion dr. verschiedene Pilze ↓

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse	Bemerkungen
	Gurke: Sphaerotheca fuliginea; Erdbeere und Bohne: Botrytis cinerea			
Workneh & van Bruggen, 1994[SP788]	Vergleich der mikrobielle Dichte und Zusammensetzung aus dem Wurzelbereich von Tomate von 3 organischen und 3 konventionellen Betrieben in Beziehung zur Unterdrückung von Wurzelschorf (Pyrenochaeta lycopersici)	Bestimmung der Gesamtzahl von Actinomyceten, Bakterien, Pilzen	Signifikant höhere Population und größere Vielfalt der Aktinomyceten in organischen Betrieben, signifikante Korrelation zw. Anzahl zellulolytischer Aktinomyceten und Unterdrückung von Pyrenochaeta lycopersici; kein sign. Unterschied zwischen den Betrieben bei Bakterien und Pilzen; sign. erhöhte Anzahl fluoreszierender Pseudomonas-Arten in organischen Betrieben;	

## 4 ÜBERBLICK ZU DEN ANWENDUNGSREGELUNGEN FÜR KOMPOST

### 4.1 Bundesrechtliche Regelungen

**Kompostverordnung** BGBl. II Nr. 292/2001<sup>[SP789]</sup>: Grundsätzlich wird für die regelmäßige Kompostanwendung in der Landwirtschaft die Ausbringungsmenge mit 8 t TM pro ha im Durchschnitt von 5 Jahren begrenzt. Weiters muss im Rahmen der Kennzeichnung auf die Einhaltung der wasserrechtlichen Bewilligungsgrenzen in Abhängigkeit von Stickstoffgehalt und empfohlener Aufbringungsmenge verwiesen werden. Darüber hinausgehende Aufwandsmengen im Rahmen regelmäßiger landwirtschaftlicher Düngungs- und Bodenverbesserungsmaßnahmen sind nur im Rahmen einer Abfallverwertung nach Maßgabe des Bundesabfallwirtschaftsplanes (Verwertungsgrundsatz, siehe unten; BMLFUW, 2006<sup>[FA790]</sup>) möglich. Einmalige Rekultivierungs- oder Erosionsschutzmaßnahmen sind in der Landwirtschaft mit 160 t TM ha<sup>-1</sup> begrenzt und bedürfen jedenfalls eines wasserrechtlichen Bewilligungsverfahrens.

TABELLE 4-1: MÖGLICHE AUFWANDSMENGEN VON KOMPOST ALS PRODUKT IN DEN EINZELNEN ANWENDUNGSBEREICHEN IN ABHÄNGIGKEIT VON DER QUALITÄTSKLASSE

Anwendungsbereich:	Q u a l i t ä t s k l a s s e		
	Qu-Klasse A+	Qu-Klasse A	Qu-Klasse B
Düngung	max. 8 t TM / ha und Jahr im Durchschnitt von 5 Jahren		ausgeschlossen**
Landwirtschaft Rekultivierung; Erosionsschutz	max. 160 t TM / ha innerhalb von 20 Jahren °		
Hobbygarten	nicht mehr als 10 Liter pro m <sup>2</sup> und Jahr		ausgeschlossen
Pflanzungen (Pflanzlöcher)	nicht mehr als 40 Volumen-%		ausgeschlossen**
Landschaftsbau (Rekultivierung) / Rekultivierung auf Deponien	> 400 t TM / ha innerhalb von 10 Jahren	≤ 400 t TM / ha innerhalb von 10 Jahren*	≤ 200 t TM / ha innerhalb von 10 Jahren*
Landschaftspflege (Düngung)	Pflege: >40 t TM / ha innerhalb von 3 Jahren	Pflege: ≤ 40 t TM / ha innerhalb von 3 Jahren*	Pflege: ≤ 20 t TM / ha innerhalb von 3 Jahren*

° Werden im Rahmen einer landwirtschaftlichen Rekultivierung mit Kompost als Produkt nach KompostVo diese Höchstmengen ausgeschöpft dürfen in einem Zeitraum von 20 Jahren keine weiteren Kompostanwendungen erfolgen.

\* Werden innerhalb eines Zeitraumes von 10 Jahren die angegebenen Höchstmengen für Rekultivierung ausgeschöpft, so dürfen keine weiteren Pflegedüngungen in diesem Zeitraum erfolgen.

\*\* Grundsätzlich kann eine **landesrechtliche Regelung** auch die Aufbringung höherer Mengen bzw. von Kompost der Qu-Kl. B in der Landwirtschaft zulassen. Für die Verwertung ist der Verwertungsgrundsatz des Bundesabfallwirtschaftsplanes zu berücksichtigen. **[siehe unten]**

Für die **Verwendung in der Landwirtschaft** als Produkt dürfen nur Komposte der Qualitätsklassen A+ und A eingesetzt werden [§5]. Mindestanforderung für den **biologischen Landbau** ist Qualitätskompost der Qualitätsklasse A+, dieser entspricht den Anforderungen des Anhang II A der EU Verordnung. 2092/91 EWG vom 24. Juni 1991.

Zur **Erdenherstellung** [§7] dürfen grundsätzlich sämtliche Komposte außer Müllkompost verwendet werden. Die Anforderungen an die Qualität der Komposte sind abhängig von der Verwendung der Erde. Die folgende Übersicht beschreibt die konkreten Qualitätsanforderungen an die Komposte für verschiedene Einsatzbereiche von „Erden“.

TABELLE 4-2

KOMPOST ALS MISCHKOMPONENTE ZUR ERDENHERSTELLUNG

Vorgesehener Anwendungsbereich der Erde:	Qualitätsanforderungen an den Kompost als Mischkomponente zur Erdenherstellung		
	Mindest-Qualitätsklasse	Zusätzliche Qualitätsanforderung in Abhängigkeit der Anwendung [Anl. 2 Teil1 Tab. 2]	Anforderungen an die Seuchenhygiene [Anl. 2 Teil1 Tab. 2a]
„Haushalt“ [zB Gartenbereich, Containerpflanzen, Dachgärten]	„A“	„Hobbygartenbau“	„Sackware“
„Landwirtschaft“	„A“	„Hobbygartenbau“	„Landwirtschaft“
Flächen, die nicht für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion vorgesehen sind	„B“	Landschaftsbau- und Landschaftspflege	Landschaftsbau- und Landschaftspflege

### Verwertungsgrundsatz im Rahmen des Bundesabfallwirtschaftsplanes (BMLFUW, 2006):

Hier erfolgt eine grundsätzliche Abgrenzung zwischen einer Verwertung und der Beseitigung von Abfällen. Als Voraussetzung für eine Verwertung müssen das Bodenschutzrecht der Bundesländer und das Wasserrechtsgesetz und damit auch das Aktionsprogramm zur Nitratrichtlinie Berücksichtigung finden. Besonders wird auf die Notwendigkeit hingewiesen, die standortspezifischen Gegebenheiten zu beachten. In Abhängigkeit des Schwermetallgehaltes beträgt die maximale Aufbringungsmenge hier 16 t TM (für Qualitätsklasse A+) bzw. 12 t TM (für Qualitätsklasse A) pro ha und Jahr im fünfjährigen Durchschnitt, wobei die Gesamtmenge im 5 Jahreszeitraum (80 t, bzw. 60 t TM) zumindest auf zwei Aufbringungen (Jahre) aufgeteilt werden müssen, sodass in einer Gabe zB im 1. und 3. Jahr nie mehr als 40 t TM in Frage kommen.

**Bewilligungsfreie Stickstofffrachten nach Wasserrechtsgesetz (WRG Novelle 1990, BGBl. Nr. 252/1990 §32 (2) f)).** In der Praxis der landwirtschaftlichen Kompostaufbringung hat sich ein 2 bis 3-jähriger Ausbringungsrythmus bewährt. Dadurch kann es jedoch im Ausbringungsjahr zu einer Überschreitung der maximalen N-Fracht von 175 bzw. 210 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> kommen. Hier wird nach bisheriger Interpretation jedoch nicht nach unterschiedlichen Bindungsformen des Stickstoffs und damit dessen Verfügbarkeit in Düngemitteln unterschieden.

In unmittelbarem Zusammenhang steht das **österreichische Aktionsprogramm zur Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie (91/676/EWG) (BMLFUW (2006b)<sup>[SP791]</sup>)** enthalten: Hinsichtlich der Kompostaufbringung gelten hier folgende verbindliche Grundsätze:

- Ausbringungsverbot von Stallmist, Kompost und Klärschlammkompost auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Zeit vom 30. November bis zum 15. Februar (ausgenommen früh anzubauende Kulturen wie Durumweizen und Sommergerste, für Gründelungen mit frühem Stickstoffbedarf wie Raps und Wintergerste und auf Feldgemüseanbauflächen unter Vlies oder Folie → Ausbringung ab 1. Februar zulässig)
- In der Zeit vom 1. Oktober bis zum 30. November dürfen höchstens 60 kg Reinstickstoff je Hektar ausgebracht werden.
- Ausnahme für Kompost von der Verpflichtung zu Teilgaben bei mehr 100 kg Reinstickstoff pro Hektar in Hanglagen von > 10% in Gewässernähe.
- Höchstgrenze von 175 kg Stickstoff (aus Wirtschaftsdüngern, Kompost, anderen zur Düngung ausgebrachten Abfällen und Handelsdüngern) je Hektar und Jahr auf landwirtschaftlichen Nutzflächen *ohne Gründelung*

- Höchstgrenze von 210 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr auf landwirtschaftlichen Nutzflächen *mit Gründeckung* einschließlich *Dauergrünland* und mit stickstoffzehrender Fruchtfolge.
- Höchstgrenze von 170 kg Stickstoff aus Wirtschaftsdünger, die pro Hektar und Jahr ausgebracht werden dürfen.
- Bei einem im Detail nachgewiesenen höheren Nährstoffbedarfes der Kulturen und einer vorhergehenden wasserrechtlichen Bewilligung gemäß § 32 WRG 1959 können diese Höchstmengen überschritten werden. Eine Überschreitung der Höchstmengen an Stickstoff aus Wirtschaftsdünger ist nicht möglich.

Für den **biologischen Landbau** wird in der Verordnung (EG) Nr. 1804/1999<sup>[SP792]</sup> des Rates zur Einbeziehung der tierischen Erzeugung in den Geltungsbereich der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel ebenfalls die Düngemenge mit 170 kg Stickstoffeintrag je Hektar und Jahr landwirtschaftlicher Nutzfläche beschränkt. Damit die zulässige Viehdichte ermittelt werden kann, wird die Anzahl der Tiere, die einer Stickstoffmenge von 170 kg entspricht, im Anhang VII der Verordnung festgelegt. Demnach entsprechen zB 2 Milchkühe, 6,5 Zuchtsauen oder 230 Legehennen einem Äquivalent von 170 kg N. Unter Berücksichtigung der tatsächlichen Wirkung und Mobilisierbarkeit des Kompost-Stickstoffs stellt sich auch im biologischen Landbau die Frage der Bewertung der ausgebrachten Kompostmengen vor dem Hintergrund der Höchstgrenze von 170 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

**Nationaler Strategieplan und Österreichisches Programm für die Entwicklung des ländlichen Raums 2007- 2013** (<http://land.lebensministerium.at/article/archive/8486>) :

Unter Schwerpunkt 2 – Verbesserung der Umwelt und der Landschaft werden die Agrarumweltmaßnahmen (Abschnitt 2.3) im Detail aufgelistet. Die Düngung orientiert sich in den wesentlichen Grundzügen an den „*Richtlinien für die sachgerechte Düngung*“ des BMLFUW (1999a bzw. 2006c). Grundsätzlich wird Qualitätskompost der Qualitätsklasse A in den verschiedenen Programmen nicht ausgeschlossen, ist somit ein zulässiges Bodenverbesserungsmittel. In den folgenden Maßnahmen wird jedoch der Verzicht auf Klärschlamm und kompostierten Klärschlamm vorgeschrieben:

- 2.3.2.2 Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf allen Ackerfutterflächen und Grünlandflächen
- 2.3.2.1 Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf allen Ackerflächen (ohne Ackerfutterflächen)
- 2.3.2.4 Integrierte Produktion für Erdäpfel, Zuckerrüben, Gemüse, Erdbeeren, Heil- und Gewürzpflanzen
- 2.3.3.1 Integrierte Produktion Obst und Hopfen
- 2.3.4.1 Integrierte Produktion Wein
- 2.3.6 Silageverzicht
- 2.3.8.2 Bewirtschaftung von Bergmähdern
- 2.3.9 Alpung und Behirtung
- 2.3.10 Ökopunkte
- 2.3.14.2 Bewirtschaftung von besonders auswaschungsgefährdeten Ackerflächen
- 2.3.17 Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen

Das **Düngemittelgesetz (BGBl. Nr. 513/1994)** nimmt in § 4 Abwasser und Abfälle, wie Klärschlamm, Klärschlammkompost, Fäkalien und Müllkompost vom Anwendungsbereich aus. § 5(3) enthält jedoch eine Verordnungsermächtigung zur Zulassung unbelasteter Klärschlämme und Komposte biogenen Ursprungs zur Verwendung in Düngemitteln. Ein solche Verordnung wurde jedoch nie erarbeitet.



Die **Düngemittelverordnung** (BGBl. II Nr.100/2004) definiert „Grüngutkompost“ als kompostiertes pflanzliches Material aus dem landwirtschaftlichen Bereich sowie Garten- und Grünflächenbereich. Dies ist der einzige Kompost, der selbst oder als Bestandteil von „Organischem Dünger“ oder „Kultursubstrat“ verwendet werden darf. Die Mindestgehalte an organischer Substanz (>50% TM) bzw. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-gesamt (>1% TM) für Organischen Dünger werden jedoch in vielen Fällen nicht einhaltbar sein.

## 4.2 Normen und Richtlinien

**ÖNORM S2202: Anwendungsrichtlinien für Komposte Teil 1: Garten- und Landschaftsbau und technische Anwendungen** (2006): Diese ÖNORM gibt Richtwerte für eine nutzungsbezogene und umweltgerechte Anwendung von Kompost für die Herstellung und Pflege von vegetationsfähigen Oberbodenschichten oder technischen Anwendungen in folgenden Bereichen:

- Garten- und Landschaftsbau,
- Sport- und Freizeitanlagen,
- Rasen- und Wiesenflächen,
- Rekultivierung,
- Sonstiges,
- Skipisten,
- Hobbygärten,
- Zierpflanzenbau und Baumschulkulturen,
- Deponiebau,
- Methanoxidationsschichten,
- Biofilterbau,
- Kompost als Mischkomponente.

Die Anwendungsempfehlungen bilden die Grundlage für eine normgerechte Ausschreibung von landschaftsbau- und -pflegemaßnahmen.

Die Anwendungsfälle Gartenbau, Hobbygärten und Skipisten fallen hinsichtlich der grundlegenden Anforderungen an die Kompostqualität (Schwermetalle, Störstoffe) gemäß Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 292/2001) in den Bereich Landwirtschaft. Die Ausarbeitung von Anwendungsrichtlinien für die Landwirtschaft gemeinsam mit dem Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz befindet sich in Vorbereitung.

Beispielhaft werden die empfohlenen Aufbringungsmengen in der Schipistenrekultivierung angeführt. Es werden nach dem Nährstoffniveau drei Kompostkategorien unterschieden.

TABELLE 4-3: AUFBRINGUNGSMENGEN REKULTIVIERUNG VON SCHIPISTEN

	Kompost - Nährstoffgehalte (NPK)			Einarbeitungstiefe
	niedrig	mittel	hoch	
schwach bindige Böden (Sand); oder hoher Skelettanteil	bis 15 l/m <sup>2</sup>	bis 10 l/m <sup>2</sup>	bis 5 l/m <sup>2</sup>	Je nach Gründigkeit 0 cm – 10 cm
Mittel bis stark bindige Böden (Schluff, Lehm bis Ton)	bis 20 l/m <sup>2</sup>	bis 15 l/m <sup>2</sup>	bis 10 l/m <sup>2</sup>	Je nach Gründigkeit 0 cm – 5 cm

Empfohlen wird hier die Verwendung von mittelkörnigem (0 mm bis 25 mm) Reifkompost (Wachstumstest mit Kresse Pflanzenfrischmasse (PFM) ≥ 80 % bei 25 % Vol. Kompostanteil)

**Anwendungsrichtlinie für Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft** (BMLFUW, 1999<sub>[FA793]</sub>): Diese Richtlinie des Fachbeirats für Bodenschutz und Bodenfruchtbarkeit aus dem Jahr 1999 entstand noch vor Veröffentlichung der Bundes-Kompost-VO, stimmt jedoch hinsichtlich der maximal empfohlenen Aufbringungsmenge in der Landwirtschaft ( $8 \text{ t TM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) mit der Kompostverordnung überein. Reduziert wurde jedoch der mögliche Durchrechnungszeitraum von 5 auf 2 Jahre, wodurch sich eine Höchstmenge von  $16 \text{ t TM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  alle 2 Jahre ergibt. Hinsichtlich der Bewilligungsgrenzen für die Stickstofffracht von 175 bzw. 210 kg errechnet sich bei einem durchschnittlichen N-Gehalt von 1,5 % TM eine maximale Aufwandmenge von 11,7 bzw. 14  $\text{t TM ha}^{-1}$ . Für eine weitere Beurteilung der Nährstoffzufuhren wird auf die *Richtlinien für die sachgerechte Düngung* (BMLFUW, 1999a bzw. 2006c) verwiesen.

Weiters werden Hinweise für Kompostqualität (Rohkompost oder Reifkompost) sowie Aufbringungsmenge und -zeitpunkt in Ackerbau, Grünland, Feldgemüsebau, Weinbau, Obstbau und im biologischen Landbau gegeben.

Beispielhafte Übersicht zu den Aufbringungsempfehlungen im Feldgemüsebau, Weinbau und Obstbau:

TABELLE 4-4: ÜBERSICHT ZU DEN AUFBRINGUNGSEMPFEHLUNGEN (INSBESONDERE MENGEN) DER ANWENDUNGSRICHTLINIE FÜR KOMPOST AUS BIOGENEN ABFÄLLEN IN DER LANDWIRTSCHAFT

	Menge	Zeitpunkt, Hinweise
<b>Feldgemüsebau</b>		
Schwachzehrer	$5 \text{ t FM ha}^{-1}$	Reifkompost
Starkzehrer	$13 - 19 \text{ t FM ha}^{-1}$	
Mittel der Kulturfolgen	$11 - 14 \text{ t FM ha}^{-1}$	
<b>Weinbau</b>		
Humusersatz	$15 \text{ t FM ha}^{-1}$	Grob gesiebt Reifkompost
Mulch zum Erosionsschutz	10 – 30 mm	
Pflanzloch	1/3 in der Erdmischung	
<b>Obstbau</b>		
Neuanlage	$15 - 20 \text{ t FM ha}^{-1}$	Nachdüngung nach 2–4 Jahren
Pflanzloch	20% in der Erdmischung	Reifkompost
Kern/Stein/Beerenobst	$10 \text{ t FM ha}^{-1}$	Alle 3 Jahre

**Richtlinie für die Sachgerechte Düngung** (BMLFUW, 1999a bzw. 2006c, in Druck): Die Richtlinie in ihrer jüngsten Auflage nimmt an einigen Stellen nunmehr Bezug auf Komposte aus biogenen Abfällen.

Für die Berechnung des anrechenbaren Stickstoffs gegenüber der Bewilligungsgrenze für Stickstoff nach dem Wasserrechtsgesetz kann bei Kompost ein Ausbringungsverlust von 9% in Abzug gebracht werden.

Der Anteil von  $\text{NH}_4\text{-N}$  in Stallmistkomposten wird mit  $< 1 \%$  angenommen. Die Jahreswirksamkeit des Kompoststickstoffs wird für Acker- und Grünland mit 10% der feldfallenden Stickstoffmenge (= Untersuchungswert minus 9%) angegeben. Weiters muss mit einer jährlichen Nachwirkung von 3 bis 5% des zugeführten Kompost-N gerechnet werden.

Nach langjähriger, regelmäßiger Anwendung von Wirtschaftsdüngern und bei günstigen Mineralisierungsverhältnissen wird angenommen, dass die Summe der Jahresgabe und aller Nachwirkungen eine 100-prozentige N-wirksamkeit der Jahreszufuhr an Stickstoff erwarten lässt.

Eine konkrete Anwendungsempfehlung für Komposte gibt es nur für die Grünlandnutzung:

- die Ausbringungsmenge an Kompost (bei angenommenen 50 - 60 % TM) sollte pro Aufwuchs nicht mehr als 15 t FM ha<sup>-1</sup> betragen
- Kleereichere und extensiv geführte, artenreiche Pflanzenbestände sollten den ohnehin geringen Stickstoffbedarf eher über langsam fließende N-Quellen erhalten, d.h. bevorzugt mit Stallmist oder Kompost gedüngt werden.
- Extensivwiesen und kleebetontes Feldfutter sollten nach Möglichkeit mit Rottemist oder Kompost gedüngt werden

### **4.3 Landesrechtliche Regelungen zum Bodenschutz (Bodenschutzgesetze, Klärschlamm- und Kompostverordnungen der Länder)**

Hier werden nur jene Aspekte der Bodenschutzregelungen angeführt, die speziell auf die Anwendung von Kompost in der Landwirtschaft Bezug nehmen.

#### **4.3.1 Oberösterreich**

Oö. Bodenschutzgesetz 1991 i.d.F. LGBl. Nr. 100/2005

- In der rechtlichen Definition von Kompost folgt Oberösterreich vollinhaltlich den Herstellungsanforderungen der Kompostverordnung, BGBl. II Nr. 292/2001.
- Die Ausbringung von Kompost der Qualitätsklassen A+ und A in der Landwirtschaft ist grundsätzlich ohne Einschränkung zulässig. Damit sind über die Bestimmungen der Kompost-VO hinaus (unbeschadet der wasserrechtlichen Einschränkungen für die Stickstoffausbringung) für eine zulässige Verwertung als Abfall im Rahmen des oö. Bodenschutzgesetzes prinzipiell die im Verwertungsgrundsatz des Bundesabfallwirtschaftsplanes zulässigen Höchstmengen möglich.
- Zu Beachten bei der Düngung sind:
  - Standorteigenschaften, Versorgungszustand, Nährstoffbedarf, Ertragsfähigkeit, eingebrachte Pflanzenrückstände, vorfruchtbedingte Nährstoffanreicherung (Leguminosen), natürliche Mineralisierungsvorgänge, Wirkungsweise des Düngers und Vegetationsentwicklung (hinsichtlich der zeitlichen Verteilung der Düngung),
- Durch gezielte Zufuhr von organischer Substanz (Wirtschaftsdünger, Kompost, Ernterückstände, Gründüngung und dgl.) ist eine geordnete Humuswirtschaft anzustreben.
- Zu den förderungswürdigen Maßnahmen (Ziel → Erhaltung, Verbesserung oder Wiederherstellung der Bodengesundheit) zählen auch
  - die Kompostierung von biogenen Abfällen
  - Maßnahmen, die der Verbesserung der "Qualität" des Klärschlammes oder des Kompostes dienen
- Für Abnehmer bzw. Verwender von Kompost besteht gegenüber der Behörde Auskunftspflicht zu
  - Abnahme und Ausbringung von Kompost,
  - Bewirtschaftung der Ausbringungsflächen
  - Zu den zu führenden Aufzeichnungen
 Sowie die Pflicht

- Zutritt zu den Grundstücken, Ausbringungsflächen, Aufbewahrungsstätten von Düngemittellagerstätten
- unentgeltliche Entnahme von Proben zur Untersuchung von Böden zu gewähren

#### Oö. Bodengrenzwerte-Verordnung 2006, LGBl. Nr. 50/2006

Gemäß § 24 des Bodeschutzgesetzes sind hier Vorsorgewerte für Böden festgelegt, bei deren Überschreitung nur Komposte der Qualitätsklasse A+ (gemäß Kompost-VO) ohne Frachtbegrenzung für Schwermetalle ausgebracht werden dürfen. Im Fall von Kompost der Qualitätsklasse A müssen zusätzlich die Schwermetallfrachten der Bodengrenzwerte-VO eingehalten werden.

### **4.3.2 Niederösterreich**

NÖ Bodenschutzgesetz (NÖ BSG) Blatt 6160-0 Stammgesetz 58/88 i.d.F. LGBl. Nr. 25/05 vom 2. März 2005

- Kompost darf auf Böden nur dann aufgebracht werden, wenn der Kompost nach der Kompost-VO hergestellt wurde und auch die Aufbringung nach den Anwendungsempfehlungen der Kompost-VO erfolgt.
- Komposte dürfen nur unter Anwendung eines vom Anlagenbetreiber festgelegten Qualitätssicherungssystems in Anlehnung an Anlage 3 Teil 3 der Kompost-VO aufgebracht werden (Dokumentation von: Ausgangsmaterialien, Verarbeitungs- bzw. Aufbereitungsprozesse, Endprodukte, Anwendungen)
- Auskunftspflicht für Komposthersteller
- Gewährung der Bodenbeprobung durch die Behörde auf Flächen, auf denen Kompost aufgebracht wurde.
- Aufbringungsverbot von Kompost auf Flächen, auf denen landwirtschaftliche Düngemaßnahmen naturschutzrechtlich eingeschränkt sind (Nationalparks, Naturdenkmäler mit Flächenbezug, verkarstete Gebiete, Moore, Trockenrasen)

NÖ Klärschlammverordnung Blatt 6160-2 80/94 i.d.F. LGBl. Nr. 31/05 vom 31. März 2005

- Hier wird kein Bezug mehr genommen zur Kompostverwertung

### **4.3.3 Kärnten**

Kärntner Klärschlamm- und Kompostverordnung – K-KKV; StF: LGBl Nr. 74/2000; ÄnderungidF: LGBl Nr. 5/2004

- Gutachten über die Ausbringungsfläche bei dauerhafter Erzeugung von Nahrungs- und Futtermitteln vor der ersten Ausbringung von Bioabfall- und Grünabfallkompost der Qualitätsklassen AB und B und in weiterer Folge in einem Intervall von zehn Jahren
- Bodengutachten (nicht älter als 5 Jahre) vor dem Aufbringen von Kompost der Qualität AB oder B

TABELLE 4-5: SCHWERMETALLKLASSEN UND MAXIMALE AUSBRINGUNGSMENGEN FÜR KLÄRSCHLAMM UND KOMPOSTE DER KÄRNTNER KLÄRSCHLAMM UND KOMPOSTVERORDNUNG

	Schwermetallklassen [mg kg <sup>-1</sup> TM]			
	B	AB	A	I
<b>Cd</b>	2,5	2	1	0,7
<b>Cr</b>	100	70	70	70
<b>Hg</b>	2,5	2	0,7	0,4
<b>Ni</b>	80	60	60	25
<b>Pb</b>	150	150	150	45
<b>Cu</b>	300	300	150	70
<b>Zn</b>	1800	1200	500	200
<b>Maximale Ausbringungsmenge [t TM ha<sup>-1</sup>2a<sup>-1</sup>]</b>				
	6	10	16	>16

- Frachtbegrenzung für Schwermetalle, die gemittelt über 10 Jahre dem Boden pro ha und Jahr zugeführt werden dürfen:

Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Cu	Zn
<i>g ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (im 10-jährigen Durchschnitt)</i>						
6	350	6	300	600	1800	4500

#### 4.3.4 Burgenland

Bgld. Bodenschutzgesetz, LGBl. Nr. 87/1990 zuletzt geändert LGBl. Nr. 32/2001

- Keine expliziten Bestimmungen zur Verwendung von Kompost aus biogenen Abfällen

#### 4.3.5 Salzburg

Salzburger Klärschlamm-Bodenschutzverordnung, StF: 85/2002

- Generelles Verwendungsverbot für Klärschlamm, der nicht kompostiert wurde
- Definition von Klärschlammkompost und Qualitätsklärschlammkompost gemäß Bundes-Kompost-VO
- Umfassende Regelungen für die eingeschränkte Verwendung von Klärschlammkompost und Qualitätsklärschlammkompost mit der erforderlichen Dokumentation:
  - Die Böden dürfen nicht dienen:
    - unmittelbar der Produktion von Nahrungsmitteln (zB Ackerflächen für Getreide, Kartoffeln, Gemüse, Beerenobst- und Heilkräuterkulturen);
    - mittelbar der Produktion von Nahrungsmitteln (zB Ackerfutterflächen, Dauergrünland, Wechselgrünland, Weideflächen).
  - Eine solche Verwendung der Böden darf auch nicht in den auf die Verwendung von Qualitätsklärschlammkompost folgenden vier Jahren erfolgen.

#### 4.3.6 Tirol

Tiroler Feldschutzgesetz 2000; Änderung LGBl. Nr. 56/2002

- Das Tiroler Feldschutzgesetz enthält ein generelles Verbot für die Aufbringung von Klärschlamm und Klärschlammkompost auf landwirtschaftlichen Grundflächen
- Keine expliziten Bestimmungen zur Verwendung von Kompost aus biogenen Abfällen

#### 4.3.7 Steiermark

Steiermärkisches landwirtschaftliches Bodenschutzgesetz; LGBl. Nr. 66/1987

Novellen: (1) LGBl. Nr. 58/2000; (2) LGBl. Nr. 8/2004

Klärschlammverordnung; LGBl. Nr. 89/1987;

Novellen: (1) LGBl. Nr. 11/1988; (2) LGBl. Nr. 51/2000; (3) LGBl. Nr. 73/2003

- Ausschließlich veraltete, den Anforderungen der Bundes-Kompost-VO nicht mehr entsprechende Bestimmungen zu „Müllkompost“

#### 4.3.8 Vorarlberg

Klärschlammgesetz; LGBl. Nr. 41/1985, 57/1997, 58/2001

Klärschlammverordnung; LGBl. Nr. 75/1997, 27/2002

- Das Gesetz regelt ausschließlich die Verwendung von Klärschlamm und Produkten hieraus („...*Klärschlamm, gleichgültig welcher Beschaffenheit*“)
- Kompostierter Klärschlamm wird gemeinsam mit thermisch getrocknetem Klärschlamm unter *Klärschlammdünger* subsummiert. Dies sind auch die einzigen Formen, in denen Klärschlamm zur Ausbringung abgegeben und verwendet werden darf.
- Die Qualitätsanforderungen und Anwendungsvoraussetzungen sind nicht im Einklang mit den Anforderungen zur Herstellung und zum Inverkehrbringen von Kompost der Qualitätsklasse B der Kompostverordnung und des Bundesabfallwirtschaftsplanes.
- Aufbringungsbeschränkung nach Phosphorfracht (i.d.R. max. 160 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>)

#### 4.3.9 Wien

Gesetz über das Verbot der Ausbringung von Klärschlamm; LGBl. Nr. 08/2000

- Generelles Aufbringungsverbot für Klärschlamm, mit Ausnahme von hygienisch unbedenklichen Produkten, die behandelten Klärschlamm beinhalten und deren Inverkehrbringen, insbesondere als Düngemittel, Komposte und Erden, nach bundesrechtlichen Vorschriften zulässig ist

## 4.4 Europäische Vorgaben

### 4.4.1 Tierische Nebenprodukte Verordnung (EG) Nr. 1774/2002

Verwendung von Kompost oder Gärrückstand als Bodenverbesserungsmittel oder organisches Düngemittel entsprechend der neuen **Verordnung (EG) Nr. 181/2006**<sup>[FA794]</sup>; **ab 1. April 2006**

Art 22 (c) der Verordnung (EG) Nr. 1774/2002 verbietet

*„das Ausbringen anderer organischer Düngemittel und Bodenverbesserungsmittel als Gülle auf Weideland“*

wobei Weideland folgendermaßen definiert wird:

*„mit Gras oder anderen Krautpflanzen bewachsenes Land, das als Weide oder zur Futtergewinnung für Nutztiere dient, ausgenommen Flächen, auf denen organische Düngemittel oder Bodenverbesserungsmittel im Einklang mit der Verordnung (EG) Nr. 18/2006 der Kommission ausgebracht werden“*

**Es besteht grundsätzlich keine Einschränkung für die Aufbringung von Kompost, der aus keinen anderen Kategorie 3 Materialien als Küchen- und Speiseabfällen bzw. aus Gülle/ Wirtschaftsdünger hergestellt wurde!**

Für Komposte und Gärrückstände aus allen anderen Materialien der Kategorie 2 oder 3 gelten seit 1. April 2006 folgende Bestimmungen:

- Aufzeichnungen müssen erfolgen über
  - ausgebrachte Mengen
  - Datum und Ort
  - Zeitpunkt der Beweidung bzw. der Ernte des Futters
- 21 Tage Wartezeit zwischen Ausbringung und Futtergewinnung

*„Mindestens 21 Tagen nach der letzten Ausbringung ist die Nutzung als Weide oder das Abernten von Gras oder anderen Krautpflanzen zur Futtergewinnung zulässig, sofern die zuständige Behörde darin keine Gefahr für die Gesundheit von Mensch oder Tier sieht.“*

Die Produkte müssen beim In-Verkehr-Bringen folgendermaßen gekennzeichnet werden

*„... Zugang für Nutztiere zu den behandelten Flächen während eines Zeitraums von mindestens 21 Tagen nach der Ausbringung verboten“*

### 4.4.2 Wichtige Elemente des Kommissionsentwurfes zur Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie<sup>2</sup>

#### Definition der Verwertung

in Artikel 3 wird die Definition von „Recycling“ festgelegt:

*„Recycling“ bezeichnet die Verwertung von Abfall in Produkte, Werkstoffe oder Stoffe, entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke. Es schließt nicht eine energetische Verwertung mit ein;*

Wichtig wäre zur Klarstellung die Betonung der **stoffliche Verwertung**.

<sup>2</sup> [http://europa.eu.int/comm/environment/waste/pdf/directive\\_waste\\_de.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/waste/pdf/directive_waste_de.pdf)

In Zukunft wird es, wie in vorigem Kapitel beschrieben, besonders wichtig sein, den qualitativen Aspekt in der Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung für die verschiedenen Abfälle und Behandlungsverfahren stärker herauszuarbeiten.

Dies streicht auch die Notwendigkeit heraus, in den bestehenden *Europäischen Abfallkatalog* spezifischere *Qualitätskriterien* für die Eignung von Abfällen für bestimmte Verwertungsmethoden aufzunehmen.

### **Abfall-Ende Regelung**

Die Kommission sieht in der *Strategie über die Vermeidung und das Recycling von Abfällen* insbesondere für kompostierte organische Abfälle eine Abfall-Ende Regelung vor.

Die generellen Anforderungen hierfür sind in Artikel 11 „*Sekundärprodukte, -werkstoffe und -stoffe*“ geregelt. Als Voraussetzungen (die von der Kommission geprüft werden), nicht mehr als Abfall eingestuft zu werden, werden genannt:

- insgesamt keine negativen Umweltauswirkungen
- ein bestehender Markt
- Sind beide Kriterien grundsätzlich erfüllt, erlässt die Kommission nach einem Komitologieverfahren Durchführungsmaßnahmen mit
  - Umwelt und Qualitätskriterien zur Anerkennung als Sekundärprodukt, -werkstoff oder -stoff
- Hierdurch wird sichergestellt,
  - die Gleichwertigkeit mit Primärprodukten oder -stoffen
  - die Erfüllung der für die Vermarktung erforderlichen Bedingungen
- Jegliche Risiken einer umweltschädlichen Verwendung oder Verbringung müssen berücksichtigt werden
- Für die Gesundheit des Menschen und die Umwelt muss ein hohes Maß an Schutz gesichert sein.

### **Ausnahme vom Anwendungsbereich**

Speziell für die Kompostierung und Vergärung von biogenen Abfällen aus Haushalten und Großküchen (*Bioabfall*), die tierische Anteile enthalten können ist die Ausnahmebestimmung in Artikel 2 (*Anwendungsbereich*) Punkt 2. bedeutsam:

*„Sie gilt nicht für Tierkörper oder tierische Nebenprodukte, für die eine Nutzung in Übereinstimmung mit Verordnung (EG) Nr. 1774/2002 beabsichtigt ist, unberührt der Anwendung der vorliegenden Richtlinie auf die Behandlung von Bioabfall, der tierische Nebenprodukte enthält.“*

Das heißt, dass künftig Bioabfälle, insbesondere *Küchen- und Speisabfälle* und gegebenenfalls auch bestimmte *ehemalige Lebensmittel* dem Regelungsbereich der Abfallrahmenrichtlinie unterliegen. Dieser Grundsatz wurde ja bereits in den Erwägungsgründen der Tierischen Nebenprodukte Verordnung (EG) Nr. 1774/2002 festgehalten.



#### 4.4.3 Die thematische Strategie für Abfallvermeidung und -recycling

(KOM(2005) 666 )<sup>3</sup>

Derzeit werden ca. 33% der Siedlungsabfälle dem Recycling bzw. der Kompostierung zugeführt. Das Bioabfall Potenzial aus der getrennten Sammlung beträgt in der EU25 ca. 80 – 100 Mio. Mg. (Unter Einbeziehung industrieller Abfälle bis zu 150 Mio Mg). Etwa 25 % hiervon werden derzeit in Kompost- oder Biogasanlagen verarbeitet.

Die Strategie baut im Wesentlichen auf ein verstärktes Recycling. Die Umlenkung von Hausmüll von Deponien in Richtung Kompostierung, Verwertung und Energiegewinnung lässt eine zusätzliche Reduktion der Klimagasemissionen zwischen 40 und > 100 Mt CO<sub>2</sub> Äquivalente pro Jahr erwarten.

Es wird betont, dass diese Verfahren der Kompostierung und der energetischen Nutzung *in einigen Mitgliedsstaaten zur Zeit zu wenig genutzt* werden.

In Hinblick auf eine Abfall-Ende Regelung heißt es:

*„...Abfallströme, für die Kriterien festgelegt werden müssen, können auf der Grundlage des potenziellen ökologischen und wirtschaftlichen Nutzens ausgewählt werden. Die erste Welle von Abfallströmen, die von diesem System erfasst werden sollen, wird **Kompost**, ... umfassen....*

*... Ein zweistufiger Ansatz wird gewählt:*

- 1. Festlegen des Verfahrens für die Wahl der Kriterien in der Abfallrahmenrichtlinie*
- 2. Vorgeschlagen bestimmter Abfallströme, die auf der Grundlage des ökologischen und wirtschaftlichen Nutzens auszuwählen sind. Auf Basis von Studien und nach Anhörung der Beteiligten.“*

Die Kommission geht davon aus, dass die Entwicklung von Qualitätsanforderungen für Kompostanlagen und Kompost die Möglichkeiten für die Kompostierung verbessern wird.

In ihrem Bericht über die einzelstaatlichen Strategien heißt es:

*"Nach Analyse der Strategien ist unklar, ob die Zielvorgaben zur Verringerung der Deponien in den Mitgliedstaaten, in denen dies bislang noch nicht der Fall ist, erreicht werden.*

*Es hat den Anschein, als wären zum Erreichen der Ziele noch weitere Anstrengungen erforderlich. Die Kommission wird dem Erreichen des Ziels für 2006 besondere Aufmerksamkeit widmen und alle geeigneten Maßnahmen treffen, um die gute Umsetzung der Richtlinie zu gewährleisten“<sup>4</sup>*

Die Kommission kommt zu dem Schluss: *Es gibt keine beste Methode hinsichtlich Umweltschutz für die Behandlung von Bioabfall!.*

Eine ökobilanzielle (*life cycle*) Betrachtung als Grundlage für eine Entscheidung für eine bestimmte Behandlungsoption würde von einer Reihe von Faktoren abhängen:

- Sammelsysteme,
- Abfallzusammensetzung und -qualität,

---

<sup>3</sup> [http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/de/com/2005/com2005\\_0666de01.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/de/com/2005/com2005_0666de01.pdf)

<sup>4</sup> KOM(2005) 105: Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über die einzelstaatlichen Strategien zur Verringerung der zur Deponierung bestimmten, biologisch abbaubaren Abfälle gemäß Artikel 5 Absatz 1 der Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldéponien.

- Klimabedingungen,
- Beitrag zur globalen Erwärmung,
- Potenzieller Beitrag von Kompost zur Bekämpfung von Bodenverschlechterung und andere Umweltschäden.

Daher sollten Strategien für das Bioabfallmanagement unter Berücksichtigung von Lebenszyklen-Konzepten (*life cycle thinking*) von den Mitgliedsstaaten selbst festgelegt werden.

Die Kommission hat vor, entsprechende Richtlinien zur Anwendung von Ökobilanzen im Bioabfallmanagement vorzubereiten und die Mitgliedsstaaten zu bitten, ihre einzelstaatlichen Strategien dementsprechend zu überprüfen.

Unter der vorgeschlagenen Abfall-Ende-Regelung der Abfallrahmenrichtlinie werden vorrangig Qualitätskriterien für Kompost (zB Grenzwerte für Schwermetalle, hygienische Anforderungen) vorbereitet werden. Mit einer Umsetzung ist frühestens 2008 zu rechnen.

**Ein Anreiz zur getrennten Sammlung biogener Abfälle findet sich weder im Entwurf der Abfallrahmenrichtlinie noch in der Strategie!**

Weiters wird die Kommission vorschlagen, biologische Behandlungsanlagen (Kompostierung) in die IPPC Richtlinien mit entsprechenden BAT (Stand der Technik)- Dokumenten aufzunehmen (Ein Vorschlag hierzu ist bereits 2006 zu erwarten).

**Da die sogenannten BAT Dokumente der IPPC RL für Großanlagen mit gegebenenfalls erheblichen Umweltauswirkungen konzipiert sind, ist es fragwürdig, europaweit Anforderungen für Kompostanlagen, die ausschließlich Bioabfälle verarbeiten, aufzunehmen. Mögliche Umweltauswirkungen betreffen vor allem Geruchsemissionen, zu deren Bewältigung in Abhängigkeit des Standortes und der Behandlungsmenge im Zuge des Bewilligungsverfahrens adäquate Auflagen (Abluftbehandlung, Prozessmanagement) vorzuschreiben sind. Dies kann am Besten durch flexible nationale Regeln erfolgen. Außerdem ist zwischen Großanlagen und – in der Bioabfall- und Grünschnittkompostierung sehr häufig anzutreffenden – Kleinanlagen (zB unter 5000 t verarbeitetes Material pro Jahr) zu unterscheiden.**

**Es ist zu befürchten, dass eine Europäische Regelung unverhältnismäßig hohe technische Anforderungen (Einhausung, geschlossene Verfahren mit Abluftbehandlung) auch bei kleinen und mittleren Anlagengrößen fordern wird. Dies würde in vielen Mitgliedsstaaten ökologisch wie ökonomisch bewährte und anerkannte Systeme der Bioabfallkompostierung gefährden und den Aufbau flexibler, kleinräumiger Strukturen verhindern.**

Die zukünftige Fortschreibung der Abfallstrategie wird sich besonders mit dem Fortschritt des Bioabfallmanagement und dem Bedarf für weiterführende Maßnahmen beschäftigen!

Die Fortschritte in der Erreichung der strategischen Ziele zB bei der Anwendung des Lebenszykluskonzepts insbesondere in der Bioabfallbewirtschaftung sollen 2010 überprüft werden; die Ergebnisse fließen in die Abschlussbewertung des sechsten Umweltaktionsprogramms ein.

Die Richtlinie 86/278/EWG (Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft) soll im Hinblick auf eine Verschärfung der Qualitätsnormen, die bei der Verwendung eingehalten werden müssen, überarbeitet werden, wenn die thematische Strategie für Böden und die damit verbundenen Maßnahmen verabschiedet sind.

#### 4.4.4 Die Bodenschutzstrategie

In der ersten Phase der EU Bodenschutzstrategie war in dem Konsultationspapier der Kommission<sup>5</sup> bereits zu lesen (gekürzte Stichworte):

- Ab 2002 wird die Kommission Umweltmaßnahmen vorschlagen, mit denen einer Bodenverunreinigung vorgebeugt werden soll, u.a. Rechtsvorschriften für Klärschlamm und Kompost;
- Der Aufbau der organischen Substanz im Boden ist ein langsamer Prozess (viel langsamer als ihr Rückgang). Dieser Prozess wird durch positive Landbaumethoden wie ... Düngung mit ... Kompost gefördert. Die meisten dieser Methoden haben sich auch für die Erosionsverhütung, die Erhöhung der Fruchtbarkeit und die Förderung der biologischen Vielfalt des Bodens als wirksam erwiesen.
- Bis Ende 2004 wird eine Richtlinie für Komposte und sonstige Bioabfälle mit dem Ziel erarbeitet, Verunreinigungen zu kontrollieren und auf die Verwendung zertifizierter Kompostierungsverfahren hinzuwirken.
- Die Gemeinsame Agrarpolitik bietet bereits Möglichkeiten für einen besseren Bodenschutz. Verschiedene Maßnahmen für umweltfreundliche Maßnahmen in der Landwirtschaft fördern die Vermehrung der organischen Substanz, die Bereicherung der biologischen Vielfalt im Boden, die Bekämpfung der Erosion, der diffusen Verschmutzung und der Bodenverdichtung. Hier sind insbesondere zu nennen ... die Verwendung zertifizierter Komposte.

Die Reaktionen der EU Institutionen waren durchaus positiv und motivierend. Hier einige relevante Auszüge aus verschiedenen Dokumenten (in englisch):

##### **Council meeting - Luxembourg, 25 June 2002 – Soil Protection Council conclusions**

- (...) STRESSES that ongoing environmental legislation initiatives on compost, (...) and sewage sludge, (...) will make an important contribution to soil protection and REQUESTS the Commission to present the appropriate proposals as soon as possible;

##### **Decision of the European Parliament and the Council of 22 July 2002 laying down the Sixth Community Environment Action Programme**

- –Article 8 - Objectives and priority areas for action on the sustainable use and management of natural resources and wastes (...) shall be pursued (...) by means of the following priority actions: (iv) Developing or revising the legislation on wastes, including, inter alia (...) sewage sludge (2), biodegradable wastes, (...)

##### **European Parliament Report on the Commission communication ‘Towards a Thematic Strategy for Soil Protection’**

- –pt 17. Urges the Commission to draw up a directive on compost; stresses the need to intensify research in this field so as to boost its potential for the recovery of soil lacking in organic matter and bring together waste management and soil protection and enrichment;

##### **European Parliament resolution on the communication from the Commission: Towards a thematic strategy on the prevention and recycling of waste**

- –27. Welcomes (...) the Commission's plan to submit proposals during 2004 on biodegradable waste;

#### **Umfassende Konsultation zur EU Bodenschutzstrategie**

Im Februar 2003 begann mit einem breit geladenen *stakeholder meeting*, der Einladung der Mitgliedsstaaten und der Gründung von 5 Arbeitsgruppen und eines *Advisory Forums* die technische Ausarbeitung konkreter Politik- und Forschungsvorschläge für die Umsetzung der Strategie in konkrete regulative Maßnahmen.

---

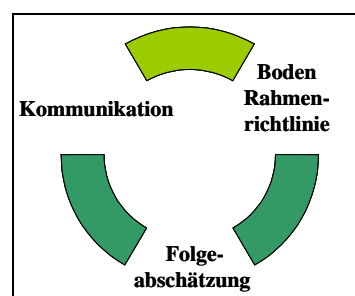
<sup>5</sup> KOM(2002) 179 endgültig, Mitteilung der Kommission an den Rat, das europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss sowie an den Ausschuss der Regionen. „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“ Brüssel, den 16.4.2002



ABBILDUNG 4-1: DIE BERICHTE DER EXPERTENGRUPPEN ZUR EU BODENSCHUTZSTRATEGIE

Die 5 Arbeitsgruppen (Organic Matter, Erosion, Contamination, Monitoring, Research) gaben in Ihren Endberichten Empfehlungen für die Bereiche Policy, Research und Monitoring ab. Alle Schritte der Erarbeitung wurden inklusive sämtlicher technischer Anhänge auf der Webseite <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/soil/library> zugänglich gemacht. Die Endberichte sind nunmehr veröffentlicht und können unter [http://eusoils.jrc.it/ESDB\\_Archive/Policies/STSWeb/start.htm](http://eusoils.jrc.it/ESDB_Archive/Policies/STSWeb/start.htm) heruntergeladen oder als Broschüren bei [env-soil@cec.eu.int](mailto:env-soil@cec.eu.int) bestellt werden.

Abbildung 4-2: Der Umfang des „Bodenpakets“ der Bodenschutzstrategie: Bodenrahmenrichtlinie, Kommunikation zur Bodenschutzstrategie, Dokument zur umfassenden Folgeabschätzung



Die Empfehlungen der Arbeitsgruppen für die Kompostverwertung kann wie folgt zusammengefasst werden:

- Die Verwertung von Bioabfällen wird empfohlen bei qualitätsgesicherter guter Qualität und Einhaltung der guten fachlichen (landwirtschaftlichen) Praxis im Rahmen der GAP
- Die Verbesserung der Bodenfunktionen über die Erzielung/Erhaltung eines standortgemäßes Humusniveaus ist gegeben. Hieraus resultiert
  - Verbesserung der Bodenphysik
  - Erhöhung der Biodiversität
  - Verringerung der Erosionsanfälligkeit
  - Reduktion der Nährstoffauswaschung (Wasserschutz)
  - Einsparen von Ressourcen und Energie (zB Mineraldünger, Pestizide, Zugkraft zur Bodenbearbeitung)
  - Speicherung von organischem Kohlenstoff (Klimaschutz)
- Im Sinne des nachhaltigen Bodenschutzes wurde gefordert:
  - Förderung der getrennten Sammlung
  - Festlegung hochwertiger organischer Abfälle zur Erzeugung von Kompost → Positivliste
  - Nur Hochwertige Schlämme als Ausgangsstoff zur Kompostierung
  - Stabilisiertes MBA-Material bleibt Abfall und sollte auf wenige Anwendungen (zB Deponieoberflächenabdeckung) beschränkt werden.
  - Europaweite Mindest-Qualitätsstandards für vermarktbare Komposte
  - Mittelfristige gleichbehandlung sämtlicher Bodenverbesserungs- und Düngemittel, einschließlich Wirtschaftsdünger hinsichtlich Vorsorgeansprüche (potenzieller Beitrag zur Bodenkontamination)

Trotz der kürzlich erfolgten Zurückweisung des für Juni geplanten Kommissionsentwurfes zur Bodenrahmenrichtlinie durch drei Kommissare ist mit einer Veröffentlichung u.U. noch 2006 zu rechnen. Die Richtlinie wird sich nicht mit diffusen Einträgen zB aus der Verwertung von biogenen Abfällen oder Klärschlamm befassen. Im Grunde sollen die Mitgliedstaaten verpflichtet werden Risikogebiete für Bodendegradierung nach festgelegten Kriterien auszuweisen und entsprechende Sanierungsstrategien und Maßnahmen hierfür auszuarbeiten. Neben der Richtlinie wird das Bodenpaket eine Kommunikation zur Bodenschutzstrategie und ein Dokument zur umfassenden Folgeabschätzung der Richtlinie für die Bereiche Soziales, Wirtschaft und Ökologie beinhalten.

**Es wurde erkannt, dass die Rückführung insbesondere von kompostierten biogenen Abfällen, sofern sie mit Hilfe eines umfassendes Qualitätssicherungssystems eine hohe Qualität garantieren können, örtlich ein wichtiger Beitrag zur Bewahrung der Bodenfruchtbarkeit darstellt.**

## 5 LITERATUR

- 2002/358/EG: Entscheidung des Rates vom 25. April 2002 über die Genehmigung des Protokolls von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen im Namen der Europäischen Gemeinschaft sowie die gemeinsame Erfüllung der daraus erwachsenden Verpflichtungen; Amtsblatt Nr. L 130 vom 15/05/2002 S. 0001 - 0003
- Abou-Hadid, A.F., Mohamed, A.O., Ibrahim, A. A.-F., Soliman, E.M., 2001. Effect of composted greenhouse wastes on macro-nutrient concentration and productivity of cucumber. Balis et al., (Eds.) Proc. Int. Symp. On Composting of Organic Matter, Acta Hort. 549, 123 - 129
- Adams W.A., 1973. the effect of organic matter on the bulk and true density of some uncultivated podsolc soils. J.Soil Sci., 24, 10-17.
- Aggelides, S.M., Londra, P.A., 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil., Bioresource Technology, 71: 253 - 259
- Aichberger, K., Wimmer, J. , Mayr, R., 2000. Auswirkungen der Kompostanwendung auf Ertrag und Bodeneigenschaften. In: 6. Alpenländische Expertenforum: Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 16. – 17. März 2000, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning, 81-83
- Aldrich, A., Daniel, O., 2003. Literature based Ecotoxicological Risk Assessment (Literaturbasierte ökotoxikologische Risikoabschätzung), Final report of Module 5a of the Project Organic pollutants in compost and digestate in Switzerland
- Alföldi, Th., Mäder, P., Oberson, A., Spiess, E., Niggli, U., Besson, J.-M., 1995. III. Boden: Chemische Untersuchungen, 1. und 2. Fruchtfolgeperiode, Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung, Sonderausgabe, DOK-Versuch: vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell., 479 - 507
- Amlinger, F., 2006. Questionnaire on the biowaste management in EU25. In: BMU (Edt.): Ecologically sound use of biowaste in the EU. Workshop proceedings, Brussels, 31 May – 1 June 2006, Bonn.
- Amlinger, F., Favoino, E., Pollak, M., Peyr, S., Centemero, M., Caima, V., 2004. Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilisers. Study on behalf of the European Commission, Directorate-General Environment, ENV.A.2;  
<http://europa.eu.int/comm/environment/waste/compost/index.htm>
- Amlinger, F., Geszti, J., Lichtenegger, E., Kerschbaumer, N., 2000. Restoration of skiing slopes with biowaste compost in an organically managed alp. In: Alföldi, T., Lockeretz, W., Niggli, U., (Eds.), Proc. 13th International IFOAM Scientific Conference 18 to 21 August 2000, Vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich, S 54
- Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Amlinger, F., Peyr, S., 2001. Dokumentation zur Schwermetallverteilung in kompostierten Haushaltsabfällen vor dem Hintergrund der Grenzwerte in Anhang IIA der EU-Vo 2092/91 EWG über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel. Studie im Auftrag der Stadt Wien, Magistratsabteilung 48, Wien
- Amlinger, F., Peyr, S., Dreher P., 2003a. Kenntnisstand zur Frage des Stickstoffaustrags in Kompostdüngungssystemen. BMLFUW, ZL. 34 2500/48-III/4/99, Wien;  
<http://www.umwelt.net.at/article/archive/6954>
- Amlinger, F., Walter, B., 1993. Ertrags- und Nitratentwicklung bei der Umstellung auf Kompostwirtschaft. Zenger, U. (Ed.), Stiftung Ökologie & Landbau, Forschung im ökologischen Landbau, Beiträge zur zweiten Wissenschaftstagung im ökologischen Landbau. SÖL-Sonderausgabe Nr. 42, Bad Dürkheim, 165 - 174
- Amlinger, F.; Götz, B.; Dreher, P.; Geszti, J., Weissteiner, Ch., 2003b. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. European Journal of Soil Biology 39. 107-116.

- Asche, E., D. Steffens, 1995. Einfluß von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Reifegrade auf Ertrag, N-Dynamik und Bodenstruktur im Feldversuch auf neun Standorten in Hessen; in: Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau, Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, 1995, Seite 59 ff
- Asche, E., Steffens, D., Mengel, K., 1994. Fertilizer action and soil structure effects of the application of biorefuse compost on agricultural crop areas. Düngewirkung und Bodenstruktureffekte durch den Einsatz von Bioabfallkompost auf landwirtschaftlichen Kulturflächen., Alternativen in der Flächennutzung, der Erzeugung und Verwertung landwirtschaftlicher Produkte. Nachwachsende Rohstoffe, Extensivierung, Stilllegung. Vorträge zum Generalthema des 106. VDLUFA-Kongresses vom 19.-24.9.1994 in Jena, Kongressband., 321 - 324
- Bachinger, J., Ahrens, E., Mahnke, K., 1992, Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten und -stufen eines elfjährigen Feldversuches auf verschiedene N-Fractionen und bodenmikrobiologische Parameter sowie auf Wurzelwachstum und Ertrag. VDLUFA-Schriftenreihe 35, Kongreßband 1992, 571 - 574
- Baldock, J.A., Nelson, P.N., 1999. Soil organic matter. In: Sumner, M.E. (Ed): Handbook of soil science. CRC Press, B-25-B 83
- Baldwin, K.R., Shelton, J.E., 1999. Availability of heavy metals in compost-amended Soil., Bioresource Technology 69: 1-14
- Barriuso, E., Houot, S. and Serra-Wittling, C., 1997. Influence of Compost Addition to Soil on the Behaviour of Herbicides. Pestic. Sci. 49: 65 - 75
- Bartl, B., Hartl, W., Horak, O., 1999. Auswirkungen einer mehrjährigen Düngung mit Bioabfallkompost auf die Schwermetallaufnahme (Cd, Ni, Pb) von Hafer, Dinkel und Kartoffel. Mengen- und Spurenelemente, 19. Arbeitstagung, 3. und 4. Dezember 1999, Friedrich-Schiller-Universität Jena
- Bazzoffi, P., Pellegrini, S., Rocchini, A., Morandi, M., Grasselli, O., 1998. The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize yield., Soil & Tillage Research 48: 275-286
- BBodSchV, 1999. Bundes - Bodenschutz- und Altlastenverordnung ( BBodSchV); 16. Juli 1999; BGBl., Teil I, Nr.36, S. 1554
- Beisecker, R., Gäth, S., Frede, H.-G., 1998. Landbauliche Verwertung von organischen Abfällen im Spannungsfeld von Bodenschutz und Kreislaufwirtschaft. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, Heft 2/98; 39. 54 - 59
- Bell P.F., James B. and Chaney R.L. 1991. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. J. Environ. Qual. 20: 481-486.
- Bernal, M.P.Ö, Navarro, A.F., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., 1998. Influence of Sewage Sludge Compost Stability and Maturity on Carbon and Nitrogen Mineralization in Soil., Soil Biol. Biochem. Vol. 30, No.3: 305-313
- Bess, V., 1999. Evaluating microbiology of compost – Microbial content of compost is helping producers and growers to understand its role as a soil inoculant and plant protector. Compost Users Forum. BioCycle, May 1999, 62-64
- BGBl. II Nr. 292/2001. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung)
- BGK e.V., 2005. Organische Düngung. Grundlagen der guten fachlichen Praxis. Schriftenreihe ‚Kompost für die Landwirtschaft‘, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln
- BMLFUW, 1999. Anwendungsrichtlinie für Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft. Bundesamt und FZ f. Landwirtschaft, Wien
- BMLFUW, 1999a. Richtlinie für die Sachgerechte Düngung. Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, 5. Auflage, Wien
- BMLFUW, 2000. ÖPUL 2000. Sonderrichtlinie für das österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft. Zi. 25.014/37-II7B8/00, Wien

- BMLFUW, 2006. Bundesabfallwirtschaftsplan, Bundesabfallbericht 2005. BM f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien; <http://www.bundesabfallwirtschaftsplan.at>
- BMLFUW, 2006b. Aktionsprogramm 2003. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm 2003 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen CELEX Nr. 391L0676 Auf Grund der §§ 55I und 133 Abs. 6 Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG 1959), BGBl. Nr. 215, zuletzt geändert durch das Bundesgesetz BGBl. I Nr. 87/2005
- BMLFUW, 2006c (in Druck). Richtlinie für die Sachgerechte Düngung. Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien
- Bochow, H., 1968 a. Phytosanitäre Maßnahmen zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit beim Gemüsebau im Freiland und unter Glas (I)., *Der deutsche Gartenbau* 15: 106 - 108
- Bochow, H., 1968 b. Phytosanitäre Maßnahmen zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit beim Gemüsebau im Freiland und unter Glas (II)., *Der deutsche Gartenbau* 15: 129 - 131
- Bochow, H., Seidel, D., 1964. Bodenhygienisch günstige Wirkungen der organischen Düngung. „Die Deutsche Landwirtschaft“, 15. Jg., Nr. 9: 445 – 448
- Bode, M., 1998. Einflüsse verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Bodenorganismen typischer Ackerböden einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft. Diss., Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, 161 S
- Boehm, M. J., Madden, L. V., et al., 1993. Effect of organic matter decomposition level on bacterial species diversity and composition in relationship to Pythium damping.off severity. *Applied and environmental microbiology* 59: 4147-4179. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Boguslawski, E.von, Lieres, A.-L., 1997. Die Wirkung von sechs Formen der organischen Düngung in Kombination mit Mineraldüngung in der Fruchtfolge einer Dauerversuchsreihe von 42 Jahren. *VDLUFA Schriftenreihe* 46, Kongreßband 1997, 727-730
- Bohne, H., Daum, Th., Schuh, C., 1996. Einfluß von Biokompost und Stallmist auf Bodeneigenschaften und Wachstum von *Acer pseudoplatanus*., *Gartenbauwissenschaft* 61 (2): 53 - 59
- Boisch, A., 1997. Auswirkung der Biokompostanwendung auf Boden, Pflanzen und Sickerwasser an sechs Ackerstandorten in Norddeutschland. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, Band 36, 305 S
- Bollen, G.J., Volker, D., 1996. Phytohygienic aspects of composting., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting*. European Commission; International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 233 - 246
- Bosse, I., 1968. Ein Versuch zur Bekämpfung der Bodenerosion in Hanglagen des Weinbaus durch Müllkompost., *Weinberg und Keller*, Band 15: 385 - 397
- Bragato, G., Leita, L., Figliolia, A., de Nobili, M., 1998. Effects of sewage sludge pre-treatment on microbial biomass and bioavailability of heavy metals. *Soil & Tillage Research* 46: 129 - 134
- Brändli, R., Kupper, T., Bucheli, T., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J., 2003. Occurrence and Relevance of Organic Pollutants accounting particularly for Compost Digestate and Organic Residues (Literature Review), Final Report of Module 1 of the Project Organic pollutants in compost and digestate in Switzerland, Draft from October 17th, 2003
- Breitenbach, E., Nirenberg, H.I., Hentschel, K.-D., Deml, G., Bochow, H., 1998. Phytosanitäre Qualitätsbeurteilung von gewerblich hergestellten Komposten anhand ihres Pilzspektrums. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 50 (5): 111 - 117
- Breslin, V.T., 1999. Retention of Metals in Agricultural Soils after amending with MSW and MSW-Biosolids Compost., *Water, Air and Soil Pollution* 109, January 1999. 163 – 178
- Breuer, J., Drescher, G., Schenkel, H., Schwadorf, K., 1997. Begleituntersuchungen zum Kompostierungserlass des Landes Baden Württemberg – Räumliche und zeitliche Variabilität der Inhaltstoffe von Komposten, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Verkehr, Heft 2 in der Reihe „Boden FE“



- Brito, L. M., Hadley, P., et al. 1992. Effects of composted municipal waste and a paper mill waste composted with bark on the growth of vegetable crops. Optimization of plant nutrition: refereed papers from the Eighth International Colloquium for the Optimization of Plant Nutrition 31(8): 101-105. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Brown S.L. Chaney R.L. Angle J.S. and Ryan J.A. 1998. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long term biosolids-amended soils. J. Environ. Qual. 27: 1071-1078
- Brown, K.W., Thomas, J.C., Whitney, F., 1997. Fate of Volatile Organic Compounds and Pesticides in Composted Municipal Solid Waste., Compost Science & Utilization, Vol. 5, No. 4: 6 - 14
- Brunner, K. S., Seemuller, E., 1993. Infection studies with Phytophthora species in raspberry and investigations on the effect of composts and preceding crops on infection by *P. fragariae* var. rubi. OT: Infektionsversuche mit Phytophthora-Arten an Himbeere und Untersuchungen zum Einfluss von Komposten und Vorfruchten auf den Befall durch *P. fragariae* var. rubi. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 45(1): 1-6. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Bruns, C., 1996. Suppressiv Effekte von Komposten aus der getrennten Sammlung organischer Abfälle und von Rindermistkompost gegenüber bodenbürtigen Schaderregern. In: Wirkungen und Einflußfaktoren der mikrobiellen Ökologie der Komposte., Universität Gesamthochschule Kassel, Hochschulschriften 293, Pahl-Rugenstein, Bonn, 167 S
- Bruns, C., 2003. Suppressiv effects of compost on soil borne plant diseases. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Bruns, C., Ahlers, S., et al. 1996. The suppressiv effects of composted separately collected organic waste and yard waste compost on two important soilborne plant pathogens. The science of composting: part 2: 1094-1095. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Buchgraber, K. 2002. Einsatz von Biokompost als Düngemittel in der Landwirtschaft. Abschlussbericht. Hrsg. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung Ic, Graz, Österreich, und Saubermacher-Dienstleistungs-AG, Graz, Österreich, 85 S.
- Buchgraber, K., 2000. Einsatz von Biokompost in der Landwirtschaft. In: 6. Alpenländisches Expertenforum: Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 16. – 17. März 2000, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding, 61-77
- Buchmann, I., 1972. Nachwirkung der Müllkompostanwendung auf die bodenphysikalischen Eigenschaften., Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. Band 6, Recycling kommunaler und industrieller Abfälle in der Landwirtschaft. Berichte aus der Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft. 208. Sonderheft., Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 358 - 362
- Budde, K., Weltzien, H. C., 1988. Phytosanitary effects of compost extracts and substrates in the host-pathogen system barley-powdery mildew (*Erysiphe graminis* DC f.sp. hordei Marchal). OT: Phytosanitare Wirkungen von Kompostextrakten und -substraten im Wirt- Erreger-System Gerste-Echter Mehltau (*Erysiphe graminis* DC f.sp. hordei Marchal)." Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent 53: 363-371. Zit. in Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Burke, I.; Elliott, E. , Cole, C., 1995, Influence of macroclimate, landscape Position, and management on soil organic matter in agroecosystems. Ecological Applications 5 (1): 124-131

- Businelli, M., Gigliotti, G., Guisquiani, P.L., 1996. Trace element fate in soil profile and corn plant after massive applications of urban waste compost: a six -year study. *Agrochimica* Vol. XL - N.4: 145 - 152
- Buyanovsky G.A., Brown J.R., Wagner G.H., 1996. Sanborn Field: effect of 100 years of cropping on soil parameters influencing productivity. In: E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott and C.V. Cole (Eds.), *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-Term Experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton
- Büyüksönmez, F., Rynk, R., Hess, T., Bechinski, E., 2000. Occurrence, Degradation and Fate of Pesticides During Composting - Part II: Occurrence and Fate of Pesticides in Composts and Composting Systems, Literature Review. In: *Compost Science & Utilization*, (2000), Vol. 8, No. 1, 61-81
- Büyüksönmez, F., Rynk, R., Hess, T.F., Bechinski, E. 1999. Occurrence, degradation and fate of pesticides during composting - Part I: Composting, pesticides, and pesticide degradation. *Compost Sci. Util.* 7(4): 66-82.
- Carter, M.R., 1996. Analyses of soil organic matter in ecosystems. In: Carter M.R. and Stewart A. (Eds.), *Structure and Organic matter Storage in Agricultural Soils (Advances in Soil Science)*, 3 – 11, Lewis Publishers, Boca Raton.
- Celis, R., Cox, L., Hermosin, C., Cornejo, J., 1997. Sorption of Thiazafuron by iron- and humic acid-coated Montmorillonit. *J. Environ. Qual.* 26 : 472-479
- Ceuster, T. J. J. d., Hoitink, H. A. J., et al., 1999a. Prospects for composts and biocontrol agents as substitutes for methyl bromide in biological control of plant diseases. *Compost Science and Utilization* 7(3): 6-15. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: *Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)*
- Ceuster, T. J. J. d., Hoitink, H. A. J., et al., 1999b. Using compost to control plant diseases. *BioCycle* 40(6): 61-64. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: *Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)*
- Chef, D. G., Hoitink, H. A. J., et al. 1983. Effects of organic components in container media on suppression of fusarium wilt of chrysanthemum and flax. *Phytopathology* 73: 279-281. Zit. in Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: *Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)*
- Chefetz B., Hatcher P.G., Hadar Y., and Chen Y. 1996. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, Vol. 25: 776-785.
- Chen Y, Inbar Y, 1993. Chemical and spectroscopical analysis of organic matter transformations during composting in relation to compost maturity. *Science and engineering of composting*. The Ohio State University. 551-600.
- Chen, W., Hoitink, H. A. J., et al., 1987. Factors affecting suppression of *Pythium* damping-off in container media amended with composts. *Phytopathology* 77: 755-760. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: *Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)*
- Chen, W., Hoitink, H. A. J., et al., 1988. The role of microbial activity in suppression of damping-off caused by *Pythium ultimum*. *Phytopathology* 78: 314-322. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: *Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)*
- Chenu, C., Robert, M., 2003. Importance of organic matter for soil properties and functions. Communication at the SCAPE meeting Alicante; See also: Van-Camp et al. (2004)

- Christiaens, V., Nevens, F., Reheul, D., 2003. The effect of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost on the biomass production and number of earthworms in a silage maize monoculture. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Chung, Y. R., Hoitink, H. A. J. et al. 1988. Effects of organic matter decomposition level and cellulose amendment on the inoculum potential of *Rhizoctonia solani* in hardwood bark media. *Phytopathology* 78: 836-840. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Chung, Y. R., Hoitink, H. A. J., 1990. Interactions between thermophilic fungi and *Trichoderma hamatum* in suppression of *Rhizoctonia damping-off* in a bark compost-amended container medium. *Phytopathology* 80: 73-77. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Cohen, R., Chefetz, B., et al. 1998. Suppression of soil-borne pathogens by composted municipal solid waste. Beneficial co-utilization of agricultural, municipal and industrial byproducts. L. Jacobs. Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers: 113- 130. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Cole, M.A., Liu, X., Zhang, L., 1994. Plant and Microbial Establishment in Pesticide-Contaminated Soils Amended with Compost., Andersen, T.A., Coats, J.R., *Bioremediation through Rhizosphere Technology*, 210 - 221
- Cole, M.A., Zhang, L., Liu, X., 1995. Remediation of Pesticide Contaminated Soil by Planting and Compost Addition. *Compost Science & Utilization*, Vol. 3, No. 4: 20 - 30
- Cortellini, L., Toderi, G., Baldoni, G., Nassisi, A., 1996. Effects on the Content of Organic Matter, Nitrogen, Phosphorus and Heavy metals in Soil and Plants; Application of Compost and Sewage Sludge. In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting*. European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 457 - 468
- Cotxarrera, L., Trillas, G. M. I., et al. 2002. Use of sewage sludge compost and *Trichoderma asperellum* isolates to suppress *Fusarium wilt* of tomato. *Soil Biology and Biochemistry* 34(4): 467-476. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Craft, C. M., Nelson, E. B., 1996. Microbial properties of composts that suppress dampingoff and root rot of creeping bentgrass caused by *Pythium graminicola*. *Applied and Environmental Microbiology* 62(5): 1550-1557. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Cuevas, G., Blázquez, R., Martínez, F., Walter, I., 2000. Composted MSW Effects on Soil Properties and Native Vegetation in a Degraded Semiarid Shrubland. *Compost Science & Utilization*, Vol. 8, No. 4: 303 - 309
- Dalal, R.C., Mayer, R.J., 1986. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Southern Queensland. III. Distribution and kinetics of soil organic carbon in particle-size fractions. *Australian Journal Soil Res.* 24: 293-300, zitiert nach Jarvis (1996)
- De Bertoldi, M., 1995. Fundamentals of aerobic treatment. Grundlagen der aeroben Abfallbehandlung. Hrsg.: Bidlingmaier, W., Stegmann, R., 1. International Symposium: "Biological Waste Management - A Wasted Chance?", Lecture S1
- Delschen, T., 1999. Impacts of long-term application of organic fertilizers on soil quality parameters in reclaimed loess soils of the Rhineland lignite mining area. *Plant and Soil* 213: 43 - 54

- Delschen, T., König, W., Leuchs, W., Bannick, C.G., 1996. Begrenzung von Nährstoffeinträgen bei der Anwendung von Bioabfällen in Landschaftsbau und Rekultivierung; in EP 12/96, 19-24
- di Domenico, A., De felip, E., 2000?. PCBs, PCDDs and PCDFs in Italy: Some experiences and ongoing research activities. Laboratory of Comparative Toxicology and Ecotoxicology, Istituto Superiore die Sanità, Rome;  
[http://www.ics.trieste.it/documents/chemistry/catalysis/publications/pops2000/.%5C07\\_Didomenico.pdf](http://www.ics.trieste.it/documents/chemistry/catalysis/publications/pops2000/.%5C07_Didomenico.pdf)
- Diez, T., Kraus, M. 1997. Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Bodenfruchtbarkeit. *Agribiol. Res.* 50, Nr. 1, S. 78 - 84.
- Dissanayake, N., Hoy, J. W., 1999. Organic material soil amendment effects on root rot and sugarcane growth and characterization of the materials. *Plant Disease* 83(11): 1039-1046. Zit. in: Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Dörr, H., Katruff, L., Levin, I., 1992. Soil texture parameterization of the methane uptake in aerated soils. *Chemosphere*, 26: 697-713
- Ebertseder, T. 1997. Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diss. Techn. Univ. München, Shaker Verl. Aachen, Berichte aus der Argarwissenschaft, 164 S. und Anhang.
- Ebertseder, T., Gutser, R., 2003a. Effect of long-term compost application on physical properties of loamy soils. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Ebertseder, T., Gutser, R., 2003b. Nutrition potential of biowaste composts. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- ECCP, Working Group Sinks Related to Agricultural Soils, Final Report , 2002. <http://europa.eu.int/comm/environment/climat/agriculturalsoils.htm>
- Eghball, B., 1999. Liming Effects of Beef Feedlot Manure or Compost. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30(19&20): 2563 - 2570
- Elliot, E. T., Paustian, K., Frey, S. D., 1996. Modeling the measureable or measuring the modelable: A hierarchical approach to isolating meaningful soil organic matter fractionations. S. 161-179 In: Evaluation of soil organic matter models, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg
- Elliot, E.T., 1997. Rationale for developing co-indicators of soil health. In: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR (eds), Biological indicators of soil health, CAB International, pp. 49-78.
- EPA, United States Environmental Protection Agency, 1998. Analysis of composting as an environmental remediation technology, EPA530-R-98-008.
- Erhardt, W., Prueß, A., 2001. Organic Contaminants in Sewage Sludge for Agricultural Use. EC JRC Institute for Environment and Sustainability Soil and Waste Unit
- Erhart, E., Burian, K., 1997. Evaluating Quality and Suppressiveness of Austrian Biowaste Composts, *Compost Science & Utilization*, Vol. 5, No. 3: 15 – 24
- Erhart, E., Burian, K., Hartl, W., Stich, K., 1999b. Suppression of *Pythium ultimum* by biowaste composts in relation to compost microbial biomass, activity and content of phenolic compounds. *Journal of Phytopathology* 147(5): 299-305. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Erhart, E., Hartl, W., Huspeka, C., 1999a. Effects of biowaste Compost Amendment on Vegetative Growth, Yield and Fruit Quality of James Grieve Apples. In: Bidlingmaier, W., de Bertoldi, M., Diaz, L.F., Papadimitriou, E.K., (Eds.), ORBIT - Organic Recovery and Biological Treatment. Proceedings of the International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Waste and the Environment. Part II: Perspectives on Legislation and Policy, Product Quality and Use, Biodegradable Polymers, and Environmental and Health Impacts., Weimar, Part II: 495 – 502

- Economia - Research & Consulting, ZREU, LDK, HDRA Consultants and Scuola Agraria del Parco di Monza (2001): "Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste" [http://europa.eu.int/comm/environment/waste/compost/pdf/econanalysis\\_finalreport.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/waste/compost/pdf/econanalysis_finalreport.pdf)
- Europäische Kommission, 1999, (EG) Nr. 1804/1999 des Rates zur Einbeziehung der tierischen Erzeugung in den Geltungsbereich der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel
- Europäische Kommission, 2001. European Climate change Programme Report June 2001; <http://europa.eu.int/comm/environment/climat/eccp.htm>
- Eyras, M.C., Rostagno, C.M., Defossé, G.E., 1998. Biological Evaluation of Seaweed Composting., *Compost Science and Utilization*, Vol. 6 No 4: 74 – 81
- Fauci, M.F., Bezdicek, D.F., Caldwell, D., Finch, R., 1999. End Product Quality and Agronomic Performance of Compost. *Compost Science & Utilization*, Vol. 7 No. 2: 17 - 29
- Fauci, M.F., Dick, R.P., 1994. Division S-4 - Soil Fertility & Plant Nutrition., *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 134 - 138
- Ferrara, A.M., Avataneo, M., Nappi, P., 1996. First Experiments of Compost Suppressiveness to Some Phytopathogens., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting.*, European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 1157 - 1160
- Filippi, C., Bagnoli, G., 1992. A relation between nitrogen deficiency and protective effect against tracheo-fusariosis (*Fusarium oxysporum* f.sp. *dianthi*) in carnation plants. *Zentralblatt für Mikrobiologie* 147(5): 345-350. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Flessa H., Dörsch, P., 1995. Seasonal variation of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in differently managed soils in southern Germany., *J. of Geophysical Res.*, 100, (23): 115-124
- Fließbach, A., Hany, R., Rentsch, D., Frei, R., Eyhorn, F., 2000a. DOC trial: soil organic matter quality and soil aggregate stability in organic and conventional soils. In: Alföldi, T., Lockeretz, W., Niggli, U., (Eds.), *IFOAM 2000 - The World Grows Organic. Proc. 13th International IFOAM Scientific Conference*, 11
- Fließbach, A., Mäder, P. and Niggli, U., 2000b. Mineralization and microbial assimilation of <sup>14</sup>C-labeled straw in soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1031-1039.
- Fortún, A., Fortún, C., 1996. Effects of two composted urban wastes on the aggregation and ion exchange processes in soils. *Agrochimica* Vol. XL - N 4: 153 - 165
- Fragstein von, P. et al., (1995): P- und K-Versorgung landwirtschaftlicher Kulturen aus unterschiedlichen Kompostquellen in: *Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau*, Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, 1995, Seite 21 ff
- Franco, I., Baca, M., Hurtarte, M., Leita, L., De Nobili, M., Gallardo-Lara, F., 1996. Reduction in Phytotoxicity of Olive Mill Waste by Incubation with Compost and its Influence on the Soil-plant System., Hrsg.: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., *The Science of Composting.* European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 1161 - 1165
- Freebairn, D. M., Gupta, S. C., Rawls, W. J., 1991. Influence of aggregate size and microrelief on development of surface soil crusts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 188-195
- Frielinghaus, M., 1988. Wissenschaftliche Grundlagen für die Bewertung der Wassererosion auf Jungmoränenstandorten und Vorschläge für die Einordnung des Bodenschutzes. Diss., Forschungszentrum f. Bodenfruchtbarkeit, Müncheberg, 146 S.
- Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: *Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)*

- Fuchs, J. 1995. Effect of compost amendments on the receptivity of soils to diseases: first results. OT: Influence d'amendements de composts sur la receptivite de sols aux maladies: premiers resultats." *Revue Suisse de Viticulture, d'Arboriculture et d'Horticulture* 27(4).
- Fuchs, J. G., 1996. Einfluss der biologischen Kompostqualität auf die Pflanzen und deren Gesundheit. Mellikon-Switzerland, Biophyt AG: 14. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Fuchs, J. G., 2002. Practical use of quality compost for plant health and vitality improvement. *Microbiology of Composting*. S. Klammer. Berlin Heiselberg, Springer-Verlag: 435-444. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Gagnon, B., Simard, R., 1999. Nitrogen and phosphorus release from on-farm and industrial composts., *Canadian Journal of Soil Science*, 78: 481 - 489
- Gagnon, B., Simard, R.R., Goulet, M., Robitaille, R., Rioux, R., 1998. Soil nitrogen and moisture as influenced by composts and inorganic fertilizer rate. *Canadian Journal of Soil Science*, Vol 78/1: 207 - 215
- Gagnon, B., Simard, R.R., Robitaille, R., Goulet, M., Rioux, R., 1997. Effect of composts and inorganic fertilizers on spring wheat growth and N uptake. *Can. J. Soil. Sci.*, Vol. 77/3: 487-495
- Gajdos, R., 1997. Effects of Two Composts and Seven Commercial Cultivation Media on Germination and Yield., *Compost Science & Utilization*, Vol. 5 No. 1: 16 - 37
- Gäth, S., 1998. Verhalten ausgewählter Schwermetalle im Boden nach langjähriger Anwendung von Müllkompost als Grundlage für die Entwicklung einer nachhaltigen Verwertung von Bioabfällen; in: ZKL, Heft 2/98, Zeitung für Kulturtechnik und Landentwicklung 39, 75-80
- Gäth, S., 2001. Anwendungsgebiet Landwirtschaft. In: Bundesverband Boden. Verwertung von Abfällen in und auf Böden III. BVB Materialien Bd.7 Erich Schmidt Verlag, Berlin, pp.99-112
- Gattinger, A., Bruns, C., Schüler, C., 1997. Microbial Biomass and Activity in Composts Differing in Type of Input Material and Age. *Organic Recovery & Biological Treatment into the next millennium*, ORBIT 97: 289 - 293
- Gent, M. P. N., LaMondia, J. A. et al. 1999. The influence of compost amendment or straw mulch on the reduction of gas exchange in potato by *Verticillium dahliae* and *Pratylenchus penetrans*. *Plant Disease* 83(4): 371-376. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Gent, M.P.N., Elmer, W.H., Stoner, K.A., Ferrandino, F.J., Lamondia, J.A., 1998. Growth, Yield and Nutrition of Potato in Fumigated or Nonfumigated Soil Amended with Spent mushroom Compost and Straw Mulch. *Compost Science & Utilization*, Vol.6, No.4: 45 - 56
- Gianfreda, L., Violante, A., 1995. Activity, stability and kinetic properties of enzymes immobilized on clay minerals and organomineral complexes. In: Huang, P. M., Berthelin, Bollay, J. M., McGill, W. B. & Page, A. L. (Eds.): *Environmental impact of soil component interactions (Vol II)*, CRC-Press, Boca Raton, 201-209
- Gigliotti, G., Businelli, D., Guisquiani, P.L., 1996, Trace metals uptake and distribution in corn plants grown on a 6-year urban waste compost amended soil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, Elsevier Science B.V., 58:199 - 206
- Golchin, A., Baldog, J.A., Oades, J.M., 1998. A model linking organic matter decomposition, chemistry and aggregate dynamics. In: Lal, R. Kimble, J.M.; Follett, R.F. & Stewart, B.A. (Eds): *Soil processes and the carbon cycle*. CRC press, Inc., Boca Raton, FL., 245-266
- Goldbach, H. E., Steffens, A., 2000. Humuswirkung und Anwendung von Kompost. Bonn, Agrikulturchemisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 79 S.
- Gorodecki, B., Hadar, Y., 1990. Suppression of *Rhizoctonia solani* and *Sclerotium rolfsii* diseases in container media containing composted separated cattle manure and composted grape marc. *Crop Protection* Vol. 9: 271 - 274
- Grabbe, K., Suchardt, F., 1993. Grundlagen der Kompostierung. *Kompostierung und landwirtschaftliche Kompostverwertung*, KTBL-Arbeitspapier 191: 49 - 64
- Granli, T., Bøckman, O. C., 1994. Nitrous oxides from agriculture, *Norwegian J. of Agricultural Sci.*, Supplement No. 12, 127 S.

- Grebus, M.E., Watson, M.E., Hoitink, H.A.J., 1994. Biological, Chemical and Physical Properties of Composted Yard Trimmings as Indicators of maturity and Plant Disease Suppression. *Compost Science & Utilization* Vol. 2, No. 1: 57 - 71
- Greilich, J., Jänicke, G., 1988. Pot experiments comparing effects on yield of untreated household refuse and slurry with those of farmyard manure and mineral nitrogen. Gefäßversuch zur Ertragswirkung von Kompost aus unaufbereitetem Hausmüll und Gülle im Vergleich zu Stallung und Mineralstickstoff. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* Vol. 32, No. 3: 197-203
- Grontmij Nederland bv, 2005. Compost credits – the carbon balance of biowaste composting. Report, 29 July 2005 on behalf of Essent Milieu, Haelen, The Netherlands.
- Guernsey C.W., Fehrenbacher J.B., Ray B.W., Miller L.B., 1969. Corn yields, root volumes, and soil drainage in Morrow Plots. *Journal of Soil and Water Conservation*, 24: 101-104
- Gupta, S., 1999. Soil protection – a key issue for the definition of compost quality and application. Lecture given at the EU Compost workshop “Steps towards a European Compost Directive”, 2-3 Nov. 1999, Vienna.
- Gur, A., Luzzati, J., et al., 1996. Alternatives for soil fumigation in combating apple replant disease. *Proceedings of the Fourth International Symposium on Replant Problems, Budapest, Hungary(477)*. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Gutser, R. 1999. Grundlagenversuche zum Nährstoffumsatz von Biokomposten. In: *Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost. „Runder Tisch Kompost - RTK“*, Wien 29. und 30. 09. 1998. Hrsg. F. Amlinger, UBA Wien, S. 91 - 104.
- Gutser, R., 1996. Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger. *VDLUFA (Ed.), Sekundärrohstoffdünger im Stoffkreislauf der Landwirtschaft, Kongreßband Trier 1996*, 29 - 43
- Gutser, R., 1999. Grundlagenversuche zum Nährstoffumsatz von Biokomposten – Ableitung von umweltverträglichen Einsatzstrategien in Landwirtschaft und Gartenbau. In: *Amlinger, F. und Götz, B. (Eds.), Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost – Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert. Runder Tisch Kompost – RTK, UBA-BE-147, Wien*, 92 - 104
- Gutser, R., Ebertseder, T. 2002. Grundlagen zur Nährstoff- und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrategien von Komposten im Freiland. In: *Handbuch Kompost im Gartenbau*, Hrsg. Zentralverband Gartenbau e.V., Bonn, ISBN 3-9806422-0-1, S. 47-72.
- Hadar, Y., Cohen, R., Chefetz, B., Chen, Y., 1990. Suppression of soil borne pathogens by composted municipal solid waste. Vortrag in: *Microbiology of composting and other biodegradation processes*, 18. - 20.10.2000, Innsbruck, Österreich. Zit. in Timmermann, F., Kluge, R., Bolduan, R., Mokry, M., Janning, S., Grosskopf, W., Schreiber, A., Ziegler, W., Koscielniak, N., 2003.
- Hadar, Y., Mandelbaum, R. 1986. Suppression of *Pythium aphanidermatum* damping-off in container media containing composted liquorice roots. *Crop protection* 5: 88-92. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Haider, K., 1995. Sorption phenomena between inorganic and organic compounds in soils: Impacts on transformation processes. In: *Huang, P. M., Berthelin, Bollay, J. M., McGill, W. B. & Page, A. L. (Eds.), Environmental impact of soil component interactions (Vol II)*, CRC-Press, Boca Raton, 21-45
- Hamilton, W.E., Sillmann, D.Y., 1989. Influence of earthworm middens on the distribution of soil microarthropods. *Biol. Fertil. Soils* 8: 279 - 284
- Hardy, G. E. S. J., Sivasithamparam, K., 1991. Suppression of *Phytophthora* root rot by a composted Eucalyptus bark mix. *Australian Journal of Botany* 39: 153-159. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Hartl, W., 1996. Ergebnisse aus Anwendungsversuchen mit Biotonnenkompost der Stadt Wien, KGVÖ, Österreichischer Kompostgüteverband; ON Österreichisches Normungsinstitut, Kompostgütesicherung in Österreich; Beiträge zur Fachtagung, April 1996, ON Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 175-183
- Hartl, W., Erhart, E., 1998. Ergebnisse aus dem Untersuchungsprogramm zur Anwendung von Biotonnenkomposten der Stadt Wien. 2. Teil, Magistrat der Stadt Wien, MA 48; Ludwig Boltzmann-Institut für Biologischen Landbau und Angewandte Ökologie. *Waste Magazin* Nr. 3/1998), 9S

- Hartl, W., Erhart, E., 2001. Compost use in agriculture - results of the research programme of the Ludwig Boltzmann-Institute for Biological Agriculture., Amt der NÖ Landesregierung, Biowaste Conference, Organic waste composting, 15 - 17 May, St. Pölten, Wien
- Hartl, W., Erhart, E., Bartl, B., Horak, O., 2003. Beitrag von Biotonnenkompost zur Phosphorversorgung in viehlosen biologisch wirtschaftenden Betrieben. In: Freyer, B., (Hrsg.) 2003. Beiträge zur Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau – Ökologischer Landbau der Zukunft – 24. – 26. Februar 2003, Wien, 517 - 518
- Hartl, W., Erhart, E., Grabner, M.-T., Huspeka, C. & Putz, B., 1998. Ergebnisse aus dem Untersuchungsprogramm zur Anwendung von Biotonnenkomposte der Stadt Wien, Teil 1. Waste-Magazin, 2/1998
- Hartl, W., Erhart, E., Putz, B., 1999, Beitrag von Biotonnenkompost zur Nährstoffversorgung in viehlosen ökologisch wirtschaftenden Betrieben. In: Hoffmann, H. und Müller, S., (Eds.), Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau „Vom Rand zur Mitte“, Verlag Dr. Köster, Berlin, 93-96
- Hartl, W., Wenzl W., 1997. Möglichkeiten zur Reduzierung von Nährstoffbilanzüberschüssen in der Landwirtschaft durch Berücksichtigung wirksamer organischer Substanzen (WOS) im Boden. In: VDLUFA Kongressberichte, Kongressband 1997 Leipzig, VDLUFA-Schriftenreihe 46/1997, 427-430
- Hartmann, R., 2003. Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildesauer Geest, Niedersachsen. Bremen, Germany, Universität Bremen, Institut für Geographie. Zit in: Mayer, J., 2003
- Hassink, J., 1992. Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. *Biol. Fertil. Soils* 14: 126-134
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191(1): 77-87
- Hayes, M. H. B. et al., 1989. The search of the structure of humic compounds. In: *Humic substances II*, Wiley & Sons, Chichester, S. 3-31, zitiert nach Goldbach, H. E. & Steffens, A. (2000)
- Haynes, R.J., 1993. Effect of sample pretreatment on aggregate stability measured by wet sieving and turbidimetry on soils of different cropping history. *J. Soil Sci.* 44: 261-270
- HDR A Consultants Ltd., 1999. Researching the Use of Compost in Agriculture. HDR A Consultants Ltd.
- He, Z.L., Alva, A.K., Calvert, D.V., Li, Y.C., Stoffella, P.J., Banks, D.J., 2000. Nutrient Availability and Changes in Microbial Biomass Of Organic Amendments During Field Incubation. *Compost Science & Utilization*, Vol. 8, No. 4: 293 - 302
- Hein, W., 2000. Kompostprojekt Gumpenstein: Ergebnisse der ackerbaulichen Versuche, BAL Gumpenstein, Bericht über das 6. Alpenländische Expertenforum, 23-32
- Helling C.S., Chester, G., Corey R.B., 1964. Contribution of organic matter and clay to soil cation exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Soil Science Society of America, Proceedings*, 28: 517-520
- Helming, K., 1992. Die Bedeutung des Mikroreliefs für die Regentropfenerosion. Diss., Tech. Univ. Berlin, 155 S
- Herrero, O., Canet, R., Albiach, R., Pomares, F., 1998. Enzymatical activities and content of mineral nitrogen in soil after the application of two rates of different organic products. *Agrochimica* Vol. XLII - N. 6: 296 - 303
- Hogg, D., Favoino, E., Nielsen, N., Thompson, J., Wood, K., Penschke, A., Economides, D., Papageorgiou, S., 2002. Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste. Final Report to the European Commission.  
<http://europa.eu.int/comm/environment/waste/compost/index.htm>
- Hoitink, A.J., Zhang, W., Han, D.Y., Dick, W.A., 1997. Suppression of Root and Foliar Diseases Induced by Composts. *Organic Recovery & Biological Treatment into the next millennium. ORBIT* 97: 95 - 98



- Hoitink, H. A. J., Boehm, M. J., et al. 1993. Mechanisms of suppression of soilborne plant pathogens in compost-amended substrates. Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects. H. A. J. H. a. H. M. Keener. Ohio, Wooster: 601-621. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Hoitink, H. A. J., Grebus, M. E., 1994. Status of biological control of plant diseases with composts. Compost Science and Utilization 2(2): 6-12. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Hoitink, H. A. J., Stone, A. G., et al., 1997. Suppression of plant diseases by composts. HortScience 32: 184-187. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Hoitink, H. A. J., Van Doren, D. M. J., et al. 1977. Suppression of *Phytophthora cinnamomi* in hardwood bark compost. Phytopathology 67: 561-565. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Hoitink, H. A. J., W. H. Zhang, et al. 1997. Making compost to suppress plant disease. BioCycle 38(4): 40-42. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Hoitink, H.A.J., 1980. Composted bark, a lightweight growth medium with fungicidal Properties. Plant Dis. 64: 142 - 147
- Hoitink, H.A.J., Stone, A.G., Grebus, M.E., 1996, Suppression of Plant Diseases by Composts., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.): The Science of Composting. European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 373 - 381
- Holmgren, G.G.S., Meyer, M.W., Chaney, R.L., Daniel, D.B., 1993. Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of the United States of America. Journal of Environmental Quality, 22: 335-348
- Hountin, J.A., Karam, A., Parent, L.E., 1995. Effect of Peat Moss-shrimp Wastes Compost on the Growth of Barley (*Hordeum vulgare* L.) on a loamy sand Soil. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 26(19 & 20): 3275 - 3289
- Houot, S., Verge-Leviel, C., Le Villio, M., Clergeot, D., 2003. Influence of the stability of the compost organic matter on the decay of organic pollutants during composting and in soil after compost application. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Hudson, B. D., 1994. Soil organic matter and available water capacity. J. of soil & water conservation, 49, 189-194
- Hue, N.V., Sobiesczyk, B.A., 1999. Nutritional Values of Some Biowastes as Soil Amendments. Compost Science & Utilization, Vol.7 No.2: 34 – 41
- Hund-Rinke, K., Scheid, S., 2001. Mündliche Mitteilung
- Hupe, K., Lüth, J.C., Heerenklage, J., Stegmann, R., 1996. Enhancement of the Biological Degradation of Contaminated Soils by Compost Addition., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T.(Eds.), The Science of Composting. European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 913 - 923
- Idinger, J., Kromp, B., 1997. Ground photoelector evaluation of different arthropod groups in unfertilized, inorganic and compost-fertilized cereal fields in eastern Austria. Periodica 15, 171-176
- Iglesias-Jiménez, E., Poveda, E., Sánchez-Martin, M. and Sánchez-Camazano, M., 1997. Effect of the nature of Exogenous Organic Matter on Pesticide Sorption by the Soil. Arch. Environ. Contam.Toxicol 33: 117 - 124
- Illera, V., Walter, I., Cuevas, G., Cala, V., 1999. Biosolid and municipal waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil. Agrochimica, Vol. XLIII-N3-4, 178 - 186
- Inbar, Y., Boehm, M. J., et al., 1991. Hydrolysis of fluorescein diacetate in sphagnum peat container media for predicting suppressiveness to damping-off caused by *Pythium ultimum*. Soil Biology and Biochemistry 23: 479-483. Zit. in: Fuchs J. 2003.

- Jarvis, S., Stackdale, E., Shepherd, M. A., Powlson, D., 1996. Nitrogen mineralisation in temperate agricultural soils: Processes and measurement. *Advances in Agronomy* 57: 187-235
- Jasmund, K., Lagaly, G. (Eds.), 1993. *Tonminerale und Tone*. Steinkopf Verlag, Darmstadt
- Jenkinson, D.S. und Ladd, J.N. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In Paul E.A. and Ladd J.N. (editors) *Soil Biochemistry*, Volume 5, Marcel Dekker, Inc., New York, pp 415-471.
- Jenkinson, D.S., 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, London, B, 329: 361 - 368
- Jenkinson, D.S., Ayanaba, A., 1977. Decomposition of carbon-14 labelled plant material under tropical conditions. *Soil Science Society of America Journal*, 41: 912 - 915
- Jenkinson, D.S., Rayner, J.H., 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123: 298 - 305
- Jenny, H., 1942. *Factors of Soil Formation*, McGraw Hill, San Francisco
- Joergensen, R.G., Meyer, B., Roden, A., Wittke, B., 1996. Microbial activity and biomass in mixture treatments of soil and biogenic municipal refuse compost. *Biol. Fertil Soil* 23:43 - 49
- Johnson A.E., 1991. Soil Fertility and Soil Organic Matter in W.S. Wilson (Ed.): *Advances in Soil Organic Matter Research: The impact on Agriculture and the Environment*, Royal Society of Chemistry Special Publication No. 90: 299-314.
- Kaemmerer, A., 2000. *Raum-Zeit-Variabilität von Aggregatstabilität und Bodenrauhigkeit*. Diss., Shaker-Verlag, Aachen, 216 S
- Kaemmerer, A., Süß, A., 1996. Räumliche und zeitliche Variabilität der Regenwurmfauna als Messparameter auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 81: 353 - 356
- Kahle, P., Belau, L., 1998. Modellversuche zur Prüfung der Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfallkompost in der Landwirtschaft., *Agrobiol. Res.*, 51, 3: 193 - 200
- Kaschl A., Römheld V., Hadar Y., and Chen Y. 2002. Binding of Cadmium, Copper and Zinc to humic substances originating from municipal solid waste compost, (W.A.S.P. in press).
- Kehres, B., 1992. Begrenzung der Kompostausbringung durch Nährstoffe. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Eds.): *Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost*. *Abfall – Wirtschaft* 9: 395-408 (zitiert nach Siebert, 1998)
- Klaghofer, E., Köchl, A., Spiegel, H., 1990. Erosionsschutz mit Müllkompost im Weinbau. *Österreichische Wasserwirtschaft*, Jahrgang 42, Heft 7/8: 187 - 195
- Klasink, A., Steffens G., 1995, Ergebnisse von Feldversuchen zur Anwendung von Kompost auf Acker und Grünland; in: *Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau*, Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, 1995, Seite 43 ff
- Kluge, R., 2003. Fertilisation Effect of the P and K supply with composts. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. *Applying Compost – Benefits and Needs*, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Kluge, R., 2006: Key benefits of compost use for the soil-plant system. In: *Ecologically Sound Use of Biowaste in the EU*; Brussels, 31 May – 1 June 2006
- Kluge, R., Mokry, M., Timmermann, F., 1997. Wirkung von Komposten auf den Ertrag sowie die Schwermetallsituation in Boden und Pflanze. *VDLUFA Schriftenreihe* 46, Kongreßband 1997: 647 - 650
- Knudsen, S., Nonboe Andersen, J., Broholm, M., 2001. Naturlig nedbrydning af PAH'er i jord og grundvand (Natural degradation of PAHs in soil and groundwater), Environmental Project No. 582, Danish EPA 2001. Electronic publication: <http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-367-2/html/>

- Kögel-Knabner, I., Leifeld, J., Siebert, S., 1996. Humifizierungsprozesse von Kompost nach Ausbringung auf den Boden. In: Stegmann, R. (Ed.): Neue Techniken der Kompostierung. Economica Verlag, Bonn, Hamburger Berichte 11: 73-87.
- Körschens, M., Wiegel, A., Schulz, E., 1998. Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances - Tools for Evaluating Sustainable Productivity of Soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 161: 409 - 424
- Kundler, P., 1986. Wirtschaftsdünger und Ernterückstände als Humuslieferanten. *Die Bodenkultur* 37: 293 - 307
- Kuntze, H., Roeschmann, G., Schwerdtfeger, G., 1988. *Bodenkunde*. 4. Auflage. UTB Verlag Stuttgart, 568 S
- Kupper, T., Becker van Slooten, K., 2001. Eintrag von organischen Schadstoffen in die Umwelt in: Herter, U., Külling, D. (Hrsg.); Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft, FAL, Reckenholz, Zürich
- Kuter, G. A., Hoitink, H. A. J., et al. 1988. Effects of municipal sludge compost curing time on suppression of *Pythium* and *Rhizoctonia* diseases of ornamental plants. *Plant Disease* 72: 751-756. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Kwok, O. C. H., Fahy, P. C., et al. 1987. Interactions between bacteria and *Trichoderma hamatum* in suppression of *Rhizoctonia* damping-off in bark compost media. *Phytopathology* 77: 1206-1212. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Ladd, J.N., Amato, M., Oades, J.M., 1985. Decomposition of plant material in Australian Soils III, Residual organic and microbial biomass C and N from isotope labelled legume material and soil organic matter, decomposing under field conditions, *Australian Journal of Soil Research* 23: 603 - 611
- Lalande, R., Gagnon, B., Simard, R.R., 1998. Microbial biomass C and alkaline Phosphatase activity in two compost amended Soils. *Can. J. Soil Sci.* 78: 581 - 587
- LaMondia, J. A., Gent, M. P. N., et al. 1999. Effect of compost amendment or straw mulch on potato early dying disease. *Plant Disease* 83(4): 361-366. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Lamp, D., 1996. Wirkung von Müllklärschlamm- und Bioabfallkompost auf physikalische Bodeneigenschaften in mehrjährigen Feldversuchen auf schluffigen Lehm Böden. Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Freising-Weihenstephan, TU München-Weihenstephan, 58 S
- Le Villio, M., Arrouays, D., Deslais, W., Daroussin, J., Le Bissonnais, Y., Clergeot, D., 2003. Estimating the amount of exogenous organic matter needed to restore and maintain french loamy soils at a given organic level. In: *Applying Compost – Benefits and Needs*, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels, Vienna
- Leifeld, J., Siebert, S., Kögel-Knabner, I., 1998. Humuschemische Parameter von Böden nach mehrjähriger Kompostanwendung im Feldversuch. *Z.f.Kulturtechnik und Landentwicklung* 39: 64 - 68
- Leifeld, J., Siebert, S., Kögel-Knabner, I., 1999. Effects of Biowaste Compost Amendment on Soil microbial Biomass and specific Carbon Turnover in agricultural Soils. *Bildingmaier, W., de Bertoldi, M., Diaz, L.F., Papadimitriou, E.K. (Eds.) ORBIT - Organic Recovery and Biological Treatment. Proceedings of the International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Waste and the Environment. Part II: Perspectives on Legislation and Policy, Product Quality and Use, Biodegradable Polymers, and Environmental and Health Impacts., Weimar, Part II: 475 - 482*
- Leita, L., De Nobili M., Mondini C., Muhlbachova G., Marchiol L., Bragato G., Contin M., 1999. Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. *Biology and Fertility of Soils*, 28/4: 371-376
- Leita, L., Fornasier, F., Mondini, C., Cantone, P., 2003. Organic matter evolution and availability of metals during composting of MSW. In: *Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs*, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels.  
<http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>

- Leith, H., 1973. Primary Produktivität: Terrestrial Ecosystems, *Human Ecology*, 1: 303 - 332
- Lievens, B., Vaes, K., Coosemans, J., Ryckeboer, J., 2001. Systemic Resistance Induced in Cucumber Against Phythium Root Rot by Source Separated Household Waste and Yard Trimmings Composts. *Compost Science and Utilization*, Vol. 9, No. 3: 221 - 229
- Lindner, U., 1995. Keine gesicherten Unterschiede durch Einsatz von Kompost bei Kohlrabi und Porree, Versuche im deutschen Gartenbau, LVG Auweiler-Friedsdorf. <http://www.ifgb.uni-hannover.de/gabainfo/versuchsberichte/auweiler/ahaan095> vom 22.9.2001
- Liu, X., Cole, A., 1996. Minimum Effective Compost Addition for Remediation of Pesticide-Contaminated Soil., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting*. European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 903 - 912
- López, R., Duràn, C., Murillo, J.M., Cabrera, F., 1998. Geranium's Response to compost based Substrates., R.A.K. Szmids, *Acta Hort. Proc. IS Composting and use Composted Materials*, 469: 255 - 262
- Loranger, G., Ponge, J.F., Blanchart, E., Lavelle, P., 1998. Impact of earthworms on the diversity of microarthropods in a vertisol (Martinique). *Biol. Fertil. Soils* 27: 21 – 26
- LUFA Augustenberg (Hrsg), 2003. Praxisbezogene Anwendungsrichtlinien sowie Vermarktungskonzepte für den nachhaltigen Einsatz von gütegesicherten Komposten im landwirtschaftlichen Pflanzenbau. DBU Verbund-Forschungsprojekt, Karlsruhe.
- Lütke-Entrup, N., Oehmichen, J., Thiemann, U., Vollack, I., 1989. Bio-Kompost steigert Pflanzenwachstum. In: *Umwelt (VDI) Bd. 19 (11/12)*, 601 - 603
- MacLeod, J.A., Sanderson, J.B., Douglas, B., 2000. Nutrient Content of Barley and Red Clover as Influenced by Application of Compost. *Commun. Soil Sci.Plant Anal.*, 31(11-14) : 2439-2444
- Madejón, E., López, R., Murillo, J.M., Cabrera, F., 2001. Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agriculture, Ecosystem and Environment* 84: 55-65
- Mäder, P., 2003. Long-term effects of manure compost and mineral fertilisers on soil biological activity as related to soil structure and crop yield. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. *Applying Compost – Benefits and Needs*, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Mäder, P., Edenhofer, S., Boller, T., Wiemken, A. and Niggli, U., 2000. Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low-input ('organic', 'biological') and high-input ('conventional') farming systems in a crop rotation. *Biology and Fertility of Soils* 31: 150-156.
- Mäder, P., Fliessbach, A., Wiemken, A., Niggli, U., 1995. Assessment of soil microbial status under long-term low input (biological) and high input (conventional) agriculture. In: Mäder, P., Raupp, J. (Eds), *Effects of low and high external input agriculture on soil microbial biomass and activities in view of sustainable agriculture*. Proc. of the second meeting in Oberwil (Switzerland), Sept. 15th to 16th. 1995. Publication of the Research Institute of Organic Agriculture (Oberwil) and the Institute for Biodynamic Research (Darmstadt), 24 – 38
- Madrid, F., Trasierra, M.J., López, R., Murillo, J.M., Cabrera, F., 1998. Municipal Solid Waste Compost Utilization in Greenhouse-cultivated Tomato., R.A.K. Szmids (Ed.), *Acta Hort. Proc. IS Composting and use Composted Materials*, 469: 297 - 303
- Maher, M.J., 1994. The Use of Spent Mushroom Substrate (SMS) as an Organic Manure and Plant Substrate Component. *Compost Science & Utilization*, Vol. 2, No. 3: 37 - 44
- Mamo, M., Moncrief, J.F., Rosen, C.J., Halbach, T.R., 2000. The Effect Of Municipal Solid Waste Compost Application On Soil Water and Water Stress in Irrigated Corn. *Compost Science & Utilization* Vol. 8, No. 3: 236 - 246
- Marcos, A., de Brito, A., Gagné, S., Antoun, H., 1995. Effect of Compost on Rhizosphere Microflora of the Tomato and on the Incidence of Plant Growth-Promoting Rhizobacteria, *Applied and Environmental Microbiology* Jan. 1995: 194 - 199

- Marinari, S., Badaluco, L., De Toledo, V.C., Grego, S., 1996. Effect of composted manure on soil fertility and maize (*Zea mays*) production: preliminary results. *Agrochimica* Vol. XL - N. 5-6: 276 – 283
- Martens R (1982) Concentrations and microbial mineralization of four to six ring polycyclic aromatic hydrocarbons in composted municipal waste. *Chemosphere* 11: 761-770
- Martins, O., Kowald, R., 1988. Auswirkung des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf einem mittelschweren Ackerboden. *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 29: 234 - 244
- Mats, J., Lennart, T., 1999. Impact of organic Residues on soil Microorganisms. Bidlingmaier, W., de Bertoldi, M., Diaz, L.F., Papadimitriou (Eds.), E.K., *Proceedings ORBIT 99 Part II*: 469 – 474
- Mayer, J., 2003. Einfluss der landwirtschaftlichen Kompostanwendung auf bodenphysikalische und bodenchemische Parameter. In: Berner, A., Bieri, M., Galli, U., Fuchs, J., Mayer, J., Schleiss, K. 2003. Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit. Modul 1 (Version A) Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur
- Maynard, A., 2000. Applying Leaf Compost to Reduce Fertilizer Use In Tomato Production, *Compost Science & Utilization* Vol. 8, No. 3: 203 - 209
- Maynard, A., Hill, D.E., 2000. Cumulative Effect of Leaf Compost on Yield And Size Distribution Distribution in Onions. *Compost Science & Utilization* Vol. 8 No. 1: 12 - 18
- Mbagwu, J. S. C., Piccolo, A., 1990. Some physical properties of structural aggregates separated from organic waste-amended Soils., *Biological Wastes* 33: 107-121
- McCallum, K.R., Keeling, A.A., Beckwith, C.P., Kettlewell, P.S., 1998. Effects of green waste compost on spring wheat (*Triticum aestivum* L. CV Avans) emergence and early growth. *Acta Hort.* 469: 313 - 318
- Michel, F.C., Huang, J.F., Forney, L.J., Reddy, C.A., 1996. Field Scale Study of the Effect of Pile Size, Turning Regime and Leaf to Grass Mix Ratio on the Composting of Yard Trimmings., In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting*. European Commission; International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 577 - 584
- Mitchell, C.C., Westerman, R.L., Brown, J.R., Peck, T.R., 1991. Overview of long-term agronomic research. *Agronomy Journal*, 83: 24-29
- Moreno, J.L., Garcia, C., Hernandez, T., 1998. Changes in organic Matter and Enzymatic Activity of an Agricultural Soil Amended with Metal-Contaminated Sewage Sludge Compost. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29(15&16): 2247 - 2262
- Moreno, J.L., García, C., Hernández, T., Pascual, J.A., 1996. Transference of heavy metals from a calcareous soil amended with sewage-sludge compost to barley plants. *Bioresource Technology* 55: 251 - 258
- Morgan R.P.C., 1995. *Soil Erosion and Conservation*, pp. 35-41, Longman, London
- Nakasaki, K., Kubo, M., Kubota, H., 1996. Production of functional compost which can suppress phytopathogenic fungi of lawn grass by inoculating *Bacillus subtilis* into grass clippings. In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting*. European Commission; International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 87 - 95
- Nakasaki, K., S. Hiraoka, et al. 1998. A new operation for producing disease-suppressive compost from grass clippings. *Applied and Environmental Microbiology* 64(10): 4015- 4020. Zit. in Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Negro, M.J., Carrasco, J.E., Saez, F., Ciria, P., Solano, M.L., 1996. Effect of Sweet Sorghum Bagasse Compost on Sweet Sorghum Productivity in Pots. In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting*. European Commission; International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 1247 - 1250

- Nelson, E. B., Boehm, M. J., 2002. Microbial mechanics of compost-induced disease suppression. *BioCycle* 43(7): 45-47. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Nelson, E. B., Hoitink, H. A. J., 1983. The role of microorganisms in the suppression of *Rhizoctonia solani* in container media amended with composted hardwood bark. *Phytopathology* 73: 274-278. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Nelson, E. B., Kuter, F. A. et al., 1983. Effects of fungal antagonists and compost age on suppression of *Rhizoctonia damping-off* in container media amended with composted hardwood bark. *Phytopathology* 73: 1457-1462. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Neuweiler, R., Heller, W., 1998. Growing techniques and cultivar choice of summer raspberries. OT: Anbautechnik und Sortenwahl bei Sommerhimbeeren. *Obst und Weinbau* 134(4): 97-99. Zit. in Fuchs, J., 2003.
- Nieder, R., Richter, J., 2000. C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment – Developments 1970 to 1998. C- und N-Akkumulation in westdeutschen Ackerböden und ihr Einfluß auf die Umwelt- Entwicklung 1970 bis 1998. *J. Plant.Nutr.Soil Sci.* 163: 65-72
- Niklasch, H., Joergensen, R.G., 2001. Decomposition of peat, biogenic municipal waste compost, and shrub/grass compost added in different rates to a silt loam. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 365 - 369
- Oades, J. M., 1995. Recent advances in organomineral interactions: Implications for carbon cycling and soil. In: Huang, P. M., Berthelin, Bollay, J. M., McGill, W. B. & Page, A. L. (Eds.): *Environmental impact of soil component interactions (Vol II)*, CRC-Press, Boca Raton, 119-134
- Oades, J.M., Waters, A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.* 29: 815-828.
- Oberholzer, H.R., Mäder, P., Fliessbach, A., 2000. DOC-trial: 20 years of organic and conventional farming affect soil microbial properties. In: Alföldi, T., Lockeretz, W., Niggli, U., (HRSG) 2000. *IFOAM 2000 – The World Grows Organic, Proceedings 13th international IFOAM Scientific Conference in Basel*
- ÖNORM L 1075, 2004-07-01. Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden. Österreichisches Normungsinstitut, Wien
- Ouédraogo, E., Mando, A., Zombré, N.P., 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 259 - 266
- Ozols, U., Brandt, M., Wildhagen, H., 1997. Nährstoffausträge mit dem Oberflächenabfluß nach Kompost- und Grünguthäcksel-Anwendung. In : *Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Gesellschaft*, Band 83, 355 - 358
- Pape, H., Steffens, D., 1998. Schätzung der N-Nachlieferung von Bioabfallkomposten im Labor- und Feldversuch. *VDLUFA Kongressband, Schriftenreihe* 49: 147-150.
- Parkinson, R.J., Fuller, M.P., Groenhof, A.C., 1999. An Evaluation of Greenwaste Compost for the Production of Forage Maize (*Zea mays* L.), *Compost Science & Utilization*, Vol. 7, No. 1: 71 - 80
- Parton, W., J., Scurlock, J.M.O., Ojina, D.S., Gilmanov, T.G., Scholes, R.J., Schimel, D.S., Kirchner, T., Menant, J.-C., Seastadt, T., Garcia Moya, E., Kamnalrut, A., Kinyamario, J.L., 1993. Observations and modelling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. *Global Biochemical Cycles*, 7: 785 - 809
- Pascual, J.A., Carcía, C., Hernandez, T., Ayuso, M., 1997. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biol. Fertil Soils* 24: 249 – 434
- Paul, E.A., 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant Soil* 76, 275-284, zitiert nach Jarvis (1996)
- Paul, E.A., van Veen, J.A., 1978. The use of tracers to determine the dynamic nature of soil organic matter: *Transactions of the International Congress of Soil Science*, 11th, 3, 61-102
- Péres, G., Cluzeau, D., Curmi, P., Hallaire, V., 1998. Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems. *Biol. Fertil. Soils* 27: 417-427

- Petersen, U., Gottschall, R., Kölsch, E., Pfozter, G.H., Schüler, C., Stöppler-Zimmer, H., Vogtmann, H., 1996. Komposteinsatz im ökologischen Landbau - Pflanzenbauliche Ergebnisse aus einem zehnjährigen Feldversuch., Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, VDLUFA-Schriftenreihe 44/1996, VDLUFA-Verlag, Darmstadt, 4 S
- Petersen, U., Stöppler-Zimmer, H., 1995. Frisch- oder Fertigkompost - Pflanzenbauliche Vor- und Nachteile. Was hat die Praxis zu erwarten? 11 S
- Petersen, U., Stöppler-Zimmer, H., 1996. Anwendungsversuche mit Komposten unterschiedlichen Rottegrades., In: R.Stegmann (Ed.), Technische Universität Hamburg-Harburg, Abfallwirtschaft, Neue Techniken der Kompostierung, Dokumentation des 2. BMBF-Statusseminars "Neue Techniken der Kompostierung" in Hamburg vom 6. - 8. Nov. 1996, Economica Verlag, Bonn, Hamburger Berichte II, 21-35
- Petruzzelli, G., 1996. Heavy Metals in Compost and their Effect on Soil Quality., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), The Science of Composting., European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 213 - 223
- Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., 2003. Sorption and availability dynamics of heavy metals in compost amended systems. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Peverly, J.H., Gates, P.B., 1994. Utilization of Municipal Solid Waste and Sludge Composts in Crop Production Systems., Garcia & Mangaroo: Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment, 193 - 203
- Pfiffner, L., Besson, J.-M., Niggli, U., 1995b. III.Boden: Untersuchungen über die epigäischen Nutzarthropoden, insbesondere über Laufkäfer (Col. Carabidae), in Winterweizenparzellen., Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung, Sonderausgabe, DOK-Versuch: vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell, 565 - 575
- Pfiffner, L., Mäder, P., Besson, J.-M., Niggli, U., 1995a. III.Boden: Untersuchungen über die Regenwurmpopulationen., Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung, Sonderausgabe, DOK-Versuch: vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell, 547 - 564
- Pfozter, G.H., Schüler, C., 1997. Effects of Different Compost Amendments on Soil Biotic and Faunal Feeding Activity in an Organic Farming System., Entomological Research in Organic Agriculture, A B Academic Publishers, 177 - 183
- Pfundtner, E., Dersch, G., 2001. Comparison of P and K Phyto-availability of Mineral Fertilizer, Compost and Sewage Sludge in Pot Experiments., Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien, Poster
- Piccolo, A., 1996. Humus and soil conservation. In: Piccolo, A. (Ed.), Humic substances in terrestrial environments. Elsevier Science Netherlands, 225-264
- Piccolo, A., Mbagwu, J.S.C., 1989. Effects of humic substances and surfactants on the stability of soil aggregates. Soil Sci. 147, 47-54
- Pickering, J. S., Kendle, A. D., Hadley, P., 1997. The suitability of composted green waste as an organic mulch: Effects on soil moisture retention and surface temperature. Proceedings of the international symposium on composting and use of composted Materials, Ayr, Schottland, Wageningen : ISHS.
- Pinamonti, F., 1998, Compost mulch effects on soil fertility, nutritional status and performance of grapevine., Nutrient Cycling in Agroecosystems, 51:239 – 248
- Pinamonti, F., Zorzi, G., 1996. Experiences of Compost Use in Agriculture and in land Reclamation Projects., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.) The Science of Composting., European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 517 - 527

- Pissarek, H.-P., Pralle, H. 2001. Versuchsprojekt „Kompostdüngung zu Getreide“. Fachhochschule Osnabrück, Fachbereich Agrarwissenschaften, und Fa. Rethmann Entsorgungswirtschaft GmbH, Kompostwerk Altenberge. Abschlussbericht, 39 S. Zit. in Timmermann, F., Kluge, R., Bolduan, R., Mokry, M., Janning, S., Grosskopf, W., Schreiber, A., Ziegler, W., Koscielniak, N., 2003
- Poletschny, H., 1995. Bodenverbessernde Wirkung von Kompost in der Landwirtschaft, In: Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau, Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, 1995, Seite 75
- Popp, L., Ebertseder, T., Gutser, R., Fischer, P., Claassen, N., 1996. Prognose der kurzfristigen N-Wirkung von Komposten durch Kombination chemischer und biologischer Parameter., Kongreßband , VDLUFA-Schriftenreihe 44, 397 - 400
- Post, W.M., Emmanuel, W.R., Zinke, P.J., Stangenberger, A.G., 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298: 156 - 159
- Postma, J., Kok, H., 2003. Effect of Compost application on the soil microflora. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P. 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels, Vienna.  
<http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Pötsch, E.M., 2000. Kompostprojekt Gumpenstein: Ergebnisse der grünlandwirtschaftlichen Versuche. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding (Editor), 6. Alpenländische Expertenforum: Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 16. – 17. März 2000, pp. 61-77
- Prasad, M., Maher, M.J., 2001. The use of composted green waste (CGW) as a grown medium component. Eds. Balis et al., Proc. Int. Symp. On Composting of organic Matter, Acta Hort. 549: 107 - 113
- Reider, C. R., Herdmann, W. R., Drinkwater, L. E. & Janke, R. (2000): Yields and nutrient budgets under composts, raw dairy manure and mineral fertilizer. *Compost Science & Utilisation*, 8:328-339.
- Reinhofer, M., Steinlechner, E., Katter, R., Berghold, H., Libal, B., Stuhlbacher, A., Trinkaus, P., Untersweg, T., Wonisch, A., 1997. Studie zur Kompostierung von Biomüll, seine Verwendung in der Landwirtschaft und die Auswirkungen auf den Boden. Endbericht. Joanneum Research, Institut für Umweltgeologie und Ökosystemforschung, Graz, 239 S.
- Reinhold, J., 2003. Neubewertung von Kompostqualitäten. Darstellung der zur Bewertung von Grenzwertfragen relevanten Ergebnisse. Bericht zum Projekt des UBA, Berlin und Der BGK e.V., Köln
- Reinhold, J., 2005. Eine Möglichkeit der Ableitung der Stickstoffwirksamkeit organischer Dünger aus stofflicher Zusammensetzung und Humusreproduktionsleistung einschließlich Auswirkungen auf die betriebliche Stickstoffbilanz, VDLUFASchriftenreihe, Band 61, CD-ROM, Bonn 2005
- Reinmuth, E., 1963. Phytopathologische Probleme auf dem Gebiet der Bodenfruchtbarkeitsforschung. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe*, 12: 269 - 277
- Ringer, C. E., Millner, P. D., et al., 1997. Suppression of seedling damping-off disease in potting mix containing animal manure composts. *Compost Science and Utilization* 5(2): 6-14. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Roe, N.E., Cornforth, G.C., 2000. Effects of Dairy Lot Scrapings and Composted Dairy manure on Growth, Yield, and profit Potential Of Double Cropped Vegetables. *Compost Science & Utilization* Vol. 8, No. 4: 320 - 327
- Roe, N.E., Stoffella, P.J., Bryan, H.H., 1993. Utilization Of MSW Compost And Other Organic Mulches On Commercial Vegetable Crops., *Compost Science & Utilization*, Vol. 1, No. 3: 73 - 84
- Roe, N.E., Stoffella, P.J., Graetz, D., 1997. Composts from Various Municipal Solid Waste Feedstocks Affect Vegetable Crops. II. Growth, Yields, and Fruit Quality., *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 122(3): 433 – 437
- Roper, M.M., Ophel-Keller, K.M., 1997. Microflora as bioindicators of soil health. In: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR (eds), *Biological indicators of soil health*, CAB International, pp. 157-177.
- Rowell, D.L., 1997, *Bodenkunde*. Springer Verlag Berlin, 614 S.



- Rützel, H., Pohlmeier, A., Narres, H.D., 1997. Wechselwirkung von Huminsäuren/Tonmineralen mit organischen Umweltchemikalien und Schwermetallen. 2: Schwermetallionen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 83: 45-47
- Ryckeboer, J., Coosemans, J., 1996a. The Influence of GFT-Compost Extracts on the Motility of Juveniles of *Heterodera Schachtii* in Vitro., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting*. European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 1294 - 1299
- Ryckeboer, J., Coosemans, J., 1996b. The suppression of clubroot (*Plasmodiophora brassicae* Wor.) on cauliflower after the addition of biowaste compost to the potting soil. OT: De suppressie van *Plasmodiophora brassicae* Wor. bij bloemkool na bijmengen van humotex, GFT-of groencompost in het containersubstraat. *Mededelingen Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent* 61(1): 31-41. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Sánchez-Camazano, M., Iglesias-Jiménez, E., Sánchez-Martin, M., 1997. City Refuse Compost and Sodium Dodecyl Sulphate as Modifiers of Diazinon leaching in Soil., *Chemosphere*, Vol. 35, No 12: 3003 - 3012
- Sauerbeck, D., 1994. Möglichkeiten des Einsatzes organischer Abfallstoffe in der Landwirtschaft und spezielle Anforderungen an Klärschlamm und Kompost., *Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit*. Band 6, *Recycling kommunaler und industrieller Abfälle in der Landwirtschaft*. Berichte aus der Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft. 208. Sonderheft., Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 152 - 173
- Sauerbeck, D., 1995. Risikobewertung auf Basis der möglichen Zufuhren an Schadstoffen und ihres Verhaltens im Boden., *Evangel. Akademie Loccum, Forum zur Förderung der landwirtschaftlichen Verwertung vom kommunalem Klärschlamm in Niedersachsen.*, 35 - 44
- Scheffer, F., Schachtschabel, P., Blume, H.P., Brümmer, G., Hartge, K.H., Schwertmann, U., 1998. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 494 S.
- Scheller, E., Bachinger, E., Raupp, J., 1997. Einfluss von Mineraldüngung und Stallmist auf die Aminosäuregehalte im Oberboden und auf den Humusaufbau im Darmstädter Düngungsvergleichsversuch. *Beitr. 4. Wissensch.Tgg. Ökol. Landbau, Bonn*, 63-69
- Scherer, H.W., Knauff, U., Werner, W., 1997. Einfluß der Bioabfallkompostzufuhr zu unterschiedlich mit Schwermetallen belasteten Böden auf den Biotransfer von Schwermetallen bei verschiedenen Kulturpflanzen., *Agrobiol Res.* 50, 3: 205 - 213
- Schonbeck, M.W., Evanylo, G.K., 1998, Effects of Mulches on Soil Properties and Tomato Production. II. Plant-Available Nitrogen, Organic Matter Input, and Tillage-Related Properties., *Journal of Sustainable Agriculture*, Vol. 13(1): 83 - 100
- Schreiber A., 2005. *Ökonomische und ökologische Beurteilung der Kompostverwertung in der Landwirtschaft*, Reihe XLII *Ökologie, Umwelt und Landespflge*, Bd./Vol. 30 Peter Lang Europäischer Verlag der Wissenschaften, Frankfurt
- Schubert J., Rohde C., Steinberg I., Bockreis A., Widmann R., Jager J., 2004. A comparative evaluation of biowaste utilisation versus other fertilizers using the notion of CO2 equivalence. *Proceedings: Biodegradable and Residual Waste Management*, ISBN: 0-9544708-1-8, CalRecovery Europe Ltd.
- Schüler, C., Biala, J., Brunds, C., Gottschall, R., Ahlers, S., Vogtmann, H., 1989a. Suppression of Root Rot on Peas, Beans and Beetroots Caused by *Phytophthora ultimum* and *Rhizoctonia solani* through the Amendment of Growing Media with Composted organic Household Waste., *J. Phytopathology*, 127: 227 - 238
- Schüler, C., Biala, J., Vogtmann, H., 1989b. Antiphytopathogenic Properties of Biogenic Waste Compost., *Agric. Ecosystems Environ.*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, 27: 477-482
- Schwaiger, E., 1996. Bio waste Compost and Soil Microbiology E3, Ifoam 96, *Organic Agriculture in Copenhagen*, August 1996, S 92
- Schwaiger, E., Wieshofer, I., 1996. Auswirkungen von Biotonnekompost auf bodenmikrobiologische und enzymatische Parameter im biologischen Landbau., *Mitt. der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 81: 229 - 232

- Seidel, D., 1961. Durch organische Düngung veränderte biologische Bodenverhältnisse in ihrer Bedeutung für phytopathogene Bodenpilze. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe* 10:19 - 23
- Selivanovskaya, S. Yu., Latypova, V.Z., Kiyamova, S.N., Alimova, F.K., 2001. Use of microbial parameters to assess treatment methods of municipal sewage sludge applied to grey forest soils of Tatarstan. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 86: 145 - 153
- Serra, W. C., Houot, S., et al., 1996. Increased soil suppressiveness to *Fusarium* wilt of flax after addition of municipal solid waste compost. *Soil Biology and Biochemistry* 28(9): 1207-1214. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Serra-Wittling, C., Houot, S., Barriuso, E., 1996, Modification of Soil Water Retention and Biological Properties by Municipal Solid Waste Compost., *Compost Science & Utilization*, Vol. 4, No.1: 44 - 52
- Shatalov, V., Malanichev, A., Dutchak, S., 2002. POP Contamination on European and Hemispherical Scale. EMEP Status Report 4/2002. <http://www.msceast.org/abstract/402.html>
- Shen, S.M., Hart, P.B., Powelson, D.S., Jenkinson, D.S., 1989. The nitrogen cycle in the Broad balk wheat experiment: 15N-labelled fertilizer residues in the soil and in the microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 21: 529-533, zitiert nach Jarvis (1996).
- Shindo, H., 1992. Effect of Continous Compost Application on the Activities of Protease, B-Acetylglucosaminidase, and Adenosine Deaminase in soils of Upland Fields and Relationships between the Enzyme Activities and the Mineralisation of organic Nitrogen., *Jpn. J. Soil Plant Nutr.*, 63: 190 - 195
- Shiralipour, A., Faber, B., Chrowstowski, M., 1996. Greenhouse Broccoli and Lettuce Growth Using Cocomposted Biosolids., *Compost Science & Utilization*, Vol. 4, No. 3: 38 - 43
- Shuman, L.M., 1998. Effect of Organic Waste Amendments on Cadmium and Lead in Soil Fractions of Two Soils., *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 29(19 & 20): 2939 - 2952
- Shuman, L.M., 1999. Effect of organic waste amendments on zinc adsorption by two soils. *Soil Science* 164/3: 197-205
- Smith, W.H., 1996, Utilizing Composts in land Management to Recycle Organics., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting.*, European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 413 - 422
- Sparling, G.P. und Ross, D.J., 1993. Biochemical methods to estimate soil microbial biomass: Current developments and applications. In Mulongoy K. and Merckx R. (Editors) *Soil Organic Matter: Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture*, Wiley, Chichester, pp. 21-37.
- Stamadiadis, S., Werner, M., Buchanan, M., 1999. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California), *Applied Soil Ecology*, 12: 217 - 225
- Statistisches Bundesamt Wiesbaden. Aus inländischer, 2004. Produktion oder Einfuhr an landwirtschaftliche Absatzorganisationen oder Endverbraucher abgesetzte Düngemittel 2003/2004
- Stauffer, R.S., Muckenhirn, R., Odell, R.T., 1940. Organic carbon, pH and aggregation of the soil of the Morrow Plots as affected by type of cropping and manurial addition. *Journal American Society of Agronomy*, 32: 819-832.
- Steffen, K. L., Dann, M. S., Fager, K., Fleischer, S. J. & Harper, J. K., 1994. Short-term and long-term impact of an initial large scale SMS soil amendment on vegetable crop productivity and resource use efficiency. *Compost Science & Utilisation*, 2, 75-83
- Steinlechner, E., Katter, R., Dullnig, G., Libal, B., Mayer, H., Reinhofer, M., Stuhlbacher, A., Trinkaus, P., Wonisch, A., 1996. Einsatz von Stallmist und Mistkompost im Acker-/Grünlandgebiet und dessen Einfluß auf Pflanzen und Boden unter bilanzierter Betrachtung der Nährstoffe in einem biologisch geführten Betrieb. Endbericht *Landwirtschaftliche Kompostierung*. Joanneum Research, Institut für Umweltgeologie und Ökosystemforschung, Graz, 228 S.

- Stevenson, F.J., 1994. Humus chemistry – Genesis, Composition, Reactions. John Wiley and Sons, New York, 496 S
- Stewart, D.P.C., Cameron, K.C., Cornforth, I.S., 1998a. Effects of spent mushroom substrate on soil chemical conditions and plant growth in an intensive horticultural system: a comparison with inorganic fertilizer., *Aust. J. Soil Res.* 36: 185 - 198
- Stewart, D.P.C., Cameron, K.C., Cornforth, I.S., 1998b. Inorganic-N Release from Spent Mushroom Compost under Laboratory and Field Conditions., *Soil Biol. Biochem.*, Vol 30:1689 - 1699
- Stewart, D.P.C., Cameron, K.C., Cornforth, I.S., 1998c. Effects of spent mushroom substrate on soil physical conditions and plant growth in an intensive horticultural system. *Aust. J. Soil Res.* 36: 899 - 912
- Stoffella, P.J., Graetz, D.A., 1996. Sugarcane Filtercake Compost Influence on Tomato Emergence, Seedling Growth and Yields., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T.,(Eds.), *The Science of Composting.*, European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 1351 - 1356
- Stoffella, P.J., Graetz, D.A., 2000. Utilization of Sugarcane Compost as a Soil Amendment In a Tomato Production System, *Compost Science & Utilization*, Vol. 8, No. 3: 210 - 214
- Stopes, C., Woodward, L., Forde, G., Vogtmann, H., 1989. Effects of Composted FYM and a Compound Fertilizer on Yield and Nitrate Accumulation in Three Summer Lettuce Cultivars Grown in an Organic System., *Agric. Ecosystems Environ.*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, 27: 555-559
- Stöppler-Zimmer, H., Gerke, H. H., Arning, M., 1999, Model-based investigations into long-term compost application effects on nitrate leaching at different agricultural sites. In: *Proceedings ORBIT 99*, part II, pp. 453-461.
- Stott, D.E., Kennedy, A.C., Cambardella, C.A., 1999. Impact of Soil Organisms and Organic Matter on Soil Structure. *Soil Quality and Soil Erosion.* CRC Press. 57 - 73
- Strauss, P., 2003. Runoff, Soil erosion and related physical properties after 7 years of compost application. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. *Applying Compost – Benefits and Needs*, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Stützel, H., Bloom, P., 2000. Gut für Boden und Wasser: Komposteinsatz im Spargelanbau. *HuMuss* Nr. 2, Hrsg. VHE NRW e.V., Düsseldorf, S. 1 und 2. Zit. in Timmermann, F., Kluge, R., Bolduan, R., Mokry, M., Janning, S., Grosskopf, W., Schreiber, A., Ziegler, W., Koscielniak, N., 2003.
- Sugahara, K., Katoh, K., 1992. Comparative studies on the decomposition of rice straw and straw compost by plant pathogens and microbial saprophytes in soil: I. Similarity in respiration between the pathogens and the saprophytes. *Soil Science and Plant Nutrition* 38(1): 113-122. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Szmidt, R.A.K., 2000. Review of Compost Process-control for Product Function., *Proceedings Microbiology of Composting*, Innsbruck Conf. 18-20 Oct. 2000
- Tagmann, H.-U., Oberson, A., Oehl, F., Frossard, E., Dubois, D., Mäder, P., 2001. DOK-Versuch: Phosphor-Bilanz und –Verfügbarkeit über 21 Jahre. *Agrar Forschung* 8 (8): 318 - 323
- Tenholtern, R., 1997. Kompostanwendung auf Kultursolen aus Löß., *Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Gesellschaft*, 84: 65 - 68
- Theodore, M., Toribio, J. A. 1995. Suppression of *Pythium aphanidermatum* in composts prepared from sugarcane factory residues. *Plant and Soil* 177(2): 219-223. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Tilston, E. L., Pitt, D., et al. 2002. Composted recycled organic matter suppresses soil-borne diseases of field crops. *New Phytologist* 154(3): 731-740. Zit. in: Fuchs J. 2003.

- Timmermann, F., Kluge, R., Bolduan, R., Mokry, M., Janning, S., Grosskopf, W., Schreiber, A., Ziegler, W., Koscielniak, N., 2003. Nachhaltige Kompostverwertung in der Landwirtschaft, DBU-Abschlussbericht zum Verbundforschungsprojekt Praxisbezogene Anwendungsrichtlinien sowie Vermarktungskonzepte für den nachhaltigen Einsatz von gütegesicherten Komposten im landwirtschaftlichen Pflanzenbau, Hrsg: Gütegemeinschaft Kompost Region Süd e.V., Leonberg
- Tisdall, J. M., 1996. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. In M. R. Carter and B. A. Steward (Eds.): Structure and organic matter storage in agricultural soils. Boca Raton, Lewis Publishers, 57-96
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163, zitiert nach Piccolo (1996).
- Törne, E. von, 1990. Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-tests. *Pedobiologia*, 34: 89 – 101
- Trillas-Gay, M. I., Hoitink, H. A. J., et al., 1986. Nature of suppression of Fusarium wilt of radish in a container medium amended with composted hardwood bark. *plant disease* 70: 1023-1027. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Tsrör (Lahkim), L., 1999. Biological Control of early Blight in Tomatoes., *Acta Horticulture*, 487: 271 - 273
- Tuitert, G., Bollen, G.J., 1996. The Effect of Composted Vegetable, Fruit and Garden Waste on the Incidence of Soilborne Plant Diseases., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds.), *The Science of Composting.*, European Commission, International Symposium, Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 1365 - 1369
- Utermann, J., Düwel, O., Nagel, I., 2004. Trace Element and Organic Matter Contents of European Soils, Results of a JRC-Co-ordinated survey on background values - provisional report. In: Gawlick, B.M., Langenkamp, H., Jones, R.J.A., Bidoglio, G. (eds.). JRC, European Commission, Ispra.
- Valdrighi, M.M., Pera, A., Agnolucci, M., Frassinetti, S., Lunardi, D., Vallini, G., 1996. Effects of compost-derived humic acids on vegetable biomass production and microbial growth within a plant (*Cichorium intybus*) -soil system: a comparative study., *Agriculture Ecosystems & Environment*, Elsevier Science B.V., 58: 133 - 144
- van Iersel, M., 2003. First results of "microfarming" in *Lysianthus* –Tillage are positive. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003c. *Applying Compost – Benefits and Needs*, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- van Veen, J.A., Paul, E.A., 1981. Organic carbon dynamics in grassland soils, I, Background information and computer simulations. *Canadian Journal of Soil Science*, 61: 185 - 201
- Van-Camp. L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S-K., 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/3, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- VERORDNUNG (EG) Nr. 181/2006 DER KOMMISSION vom 1. Februar 2006 zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 1774/2002 hinsichtlich anderer organischer Düngemittel und Bodenverbesserungsmittel als Gülle sowie zur Änderung der genannten Verordnung [http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/de/oj/2006/l\\_029/l\\_02920060202de00310034.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/de/oj/2006/l_029/l_02920060202de00310034.pdf)
- Vogtmann, H., Bours, G., Fuchshofen, W., 1996. The Influence of Composts and Mineral Fertilizers on the Heavy Metal Concentration and Transfer in Soil and Plants., In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.), *Int. Symposium "The Science of Composting"* Bologna, Italy, May 1995, Bologna/Italy, 346 - 354
- Vogtmann, H., Fricke, K., 1989. Nutrient Value and Utilization of Biogenic Compost in Plant Production., *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 27: 471-475
- Vogtmann, H., Matthies, K., Kehres, B., Meier-Ploeger, A., 1993. Enhanced Food Quality: Effects Of Composts on the Quality of Plant Foods., *Compost Science & Utilization*, Premier Issue, 82 - 100

- Waldow, F., Bruns, C., Schüler, C., 2000. Suppressive Effects of Yard Waste Compost Amended Growing Media on Soil Borne Plant Pathogens., PlanCoTec
- Walter, M., Frampton, C. M. A., et al. 1995. Pathogenicity and control using composts of *Aphanomyces euteiches* pea root rot. Proceedings of the Forty Eighth New Zealand Plant Protection Conference, Angus Inn, Hastings, New Zealand, August. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Warman, P. R. & Havard, K. A. (1997): Yield, vitamin and mineral contents of organically and conventionally grown carrots and cabbage. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61, 155-162.
- Warman, P.R., 2003. The long-term vegetable production experiment: plant growth and soil fertility comparison between fertilizer and compost-amended soils. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurtner, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Warman, P.R., Havard, K.A., 1997. Yield, vitamin and mineral contents of organically and conventionally grown carrots and cabbage., *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61: 155 - 162
- Warman, P.R., Muizelaar, T., Termeer, W.C., 1995. Bioavailability of AS, CD, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, and Zn from Biosolids Amended Compost., *Compost Science & Utilization*, Vol. 3 No. 4: 40 - 50
- Warmann, P.R., 1998. Results of the long-term vegetable Crop Production Trials: Conventional vs compost-amended Soils., *Acta Hort.*, Proc. IS Composting and use Composted Materials, 469: 333 - 341
- Weissteiner, C., 2001. Kompostanwendungs-Langzeitversuch an der LBFS Ritzlhof 1993 - 2002, Zwischenbericht 2000 im Auftrag der OÖ Landesregierung Abt. Umweltschutz, Projektleitung Wahlmüller, J., 56 S
- Weltzien, H.C., 1989. Some Effects of Composted Organic Materials on Plant Health, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 27: 439 - 446
- Whalen, J., K., Parmelee, R., W., Edwards, C.A., 1998. Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fertilizer amendments. *Biol. Fertil. Soils* 27: 400 - 407
- Whyatt, P., Putwain, P., 2003. Compost Application to Arable Crops; Evidence of Plant Nitrogen Depletion? In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurtner, K., Dreher, P., 2003c. Applying Compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- Widmer, T. L., Graham, J. H., et al., 1998. Composted municipal waste reduces infection of citrus seedlings by *Phytophthora nicotianae*. *Plant Disease* 82(6): 683-688. Zit. in Fuchs J. 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit. In: Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, Übersicht der aktuellen Literatur (FIBL)
- Wieshofer, I., 1994. Bodenmikrobiologische Parameter zur begleitenden Untersuchung des Umstellungsbetriebes Lobau., *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft., Bodenbiologie in Österreich. Tagung am 4. und 5. Nov. 1993 in Linz, Heft 48/49: 425 - 433*
- Wilcke, W., Döhler, H., 1995. Schwermetalle in der Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Arbeitspapier 217, Darmstadt
- Wong, J.W.C., Ma, K.K., Fang, K.M., Cheung, C., 1999. Utilization of a manure compost for organic farming in Hong Kong., *Bioresource Technology* 67: 43 - 46
- Wong, M.T.F., Nortcliff, S., Swift, R.S., 1998. Method for Determining the Acid Ameliorating Capacity of Plant Residue Compost, Urban Waste Compost, Farmyard Manure, and Peat Applied to Tropical Soils., *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29(19&20): 2927 - 2937
- Workneh, F., van Bruggen, A.H.C., 1994. Microbial density, composition, and diversity in organically and conventionally managed rhizosphere soil in relation to suppression of corky root of tomatoes. *Applied Soil Ecology* 1: 219 - 230

- Zachariakis, M., Tzorakakis, E., Krisostakis, I., Siminis, C.I., Manios, V., 2001. Humic substances stimulate plant growth and nutrient accumulation in grapevine rootstocks. Eds. Balis et al., Proc. Int. Symp. on Composting of Organic Matter, Acta Hort. 549, 131 - 136
- Zhang, H.Q., Hartge, K.H., 1992. Zur Auswirkung organischer Substanz verschiedener Humifizierungsgrade auf die Aggregatstabilität durch Reduzierung der Benetzbarkeit. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 155, 143-149
- Zhang, W., Dick, W. A., et al. 1997. Systemic acquired resistance induced by compost and compost water extract in Arabidopsis. Molecular approaches in biological control. Delemont, Switzerland 21(9): 129-132. Zit. in: Fuchs J. 2003.
- Zhang, W., Han, D.Y., et al. 1998. Compost and compost water extract-induced systemic acquired resistance in cucumber and Arabidopsis. Phytopathology 88(5): 450-455. Zit. in Fuchs J. 2003.
- Ziechmann, W., Müller-Wegener, U., 1990. Bodenchemie. BI-Wissenschaftsverlag, Mannheim
- Zinati, G.M., Li, Y.C., Bryan, H.H., 2001. Utilization of Compost Increases Organic Carbon And Its Humin, Humic and Fulvic Acid Fractions In Calcareous Soil. Compost Science & Utilization, Vol. 9, No.2: 156 – 162

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Die Rolle der organischen Substanz im Boden .....	17
Tabelle 2-2:	Umsatzzeit Organischer Fraktionen in Böden .....	20
Tabelle 2-3:	Anteil landwirtschaftlicher Flächen mit <i>Sehr Niedrigem</i> (< 2%) und <i>Niedrigem</i> (2 - 4 %) OBS Gehalt in einigen Europäischen Ländern (nach Utermann et al., 2004 ).....	32
Tabelle 2-4:	Veränderungen der OBS nach drei Fruchtfolgen mit zwei unterschiedlichen Bearbeitungssystemen auf den MORROW-PLOTS an der Universität von Illinois .....	34
Tabelle 2-5:	pH, organischer C und mikrobielle Biomasse im DOK Feldversuch nach drei 7-jährigen Fruchtfolgen (1998; Fließbach et al., 2000a; Fließbach et al., 2000b) .....	36
Tabelle 3-1:	Organische Substanz und C/N-Verhältnis in Komposten [Eigene Erhebungen an österreichischen Biokomposten] .....	37
Tabelle 3-2:	Humusreproduktionsleistung verschiedener organischer Reststoffe.....	38
Tabelle 3-3:	Humus-C Gehalt organischer Dünger (BGK e.V., 2005) .....	39
Tabelle 3-4:	Abschätzung der Kohlenstoffspeicherung durch Kompostierung und Kompostanwendung (ECCP, 2002) .....	49
Tabelle 3-5:	CO <sub>2</sub> Äqu -Bilanz der Kompostierung biogener Abfälle (VFG = Vegetable, Fruit and Garden Waste) und der Kompostanwendung, nach Grontmij (2005).....	50
Tabelle 3-6:	Netto Einkommen in £ verschiedener Düngesysteme (HDRA Consultants, 1999) .....	55
Tabelle 3-7:	Wert der Nährstoffe (Abweichungen je nach Nährstoffgehalt und Trockenmasse).....	55
Tabelle 3-8:	Erhöhung des Deckungsbeitrages in Marktfruchtbetrieben bei guter Humuswirtschaft (aus BGK e.V., 2005; Angaben in EUR ha <sup>-1</sup> ; LUFA Augustenberg, 2003; Schreiber, 2005) .....	55
Tabelle 3-9:	Liste der verwendeten Abkürzungen.....	57
Tabelle 3-10:	Phosphor und Kalium – Mediane und Häufigkeitsschwerpunkte in Bioabfall- und Grüngutkompost, Klärschlamm- und Mistkompost .....	75
Tabelle 3-11:	typischen Bereiche von Pflanzenverfügbaren Hauptnährstoffen in Bioabfall- und Grüngutkompost (mg/l FM) (Stöppler-Zimmer et al., 1993; ZAS, 2002) .....	76
Tabelle 3-12:	Konzentrationsbereiche von gesamten und verfügbaren Nährstoffgehalten in Bioabfall- und Grünkomposten.....	76
Tabelle 3-13:	spurennährstoffe – Mediane und Häufigkeitsschwerpunkte in Bioabfall- und Grüngutkompost, Klärschlamm- und Mistkompost .....	77
Tabelle 3-14:	Düngeneffizienz der P- und K- Versorgung durch Kompost bei einer anwendungsmenge von 6-10t TM ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup> (Kluge, 2003) .....	78
Tabelle 3-15:	Beitrag von Kompost zur Nährstoffversorgung von Boden und Pflanze.....	78
Tabelle 3-16:	Nährstoffbilanz einer drei-gliedrigen Fruchtfolge bei reiner Kompostdüngung (aus BGK e.V.,2005) .....	79
Tabelle 3-17:	Substitutionspotenzial für Pflanzennährstoffe durch Kompostverwertung in der Landwirtschaft in Deutschland (BGK e.V., 2005).....	80
Tabelle 3-18:	Substitutionspotenzial für Nährstoffe aus synthetisch hergestellten Mineraldüngern durch Kompostverwertung bei Ausschöpfung des Verwertungspotenzials in der EU25. ....	80
Tabelle 3-19:	Mittlere Werte für Bodendichte, C <sub>org</sub> und gesättigte hydraulische Leitfähigkeit im Vergleich von kompostgedüngten und Kontrollparzellen (Strauss, 2003) .....	100

Tabelle 3-20: Annahmen des Anreicherungszenarios für Schwermetalle durch regelmäßige Kompostdüngung .....	122
Tabelle 3-21: Konzept für die Definition von Schwermetallgrenzwerten in Abhängigkeit der erzielbaren Kompostqualität in Europa ( $\text{mg kg}^{-1}$ TM).....	126
Tabelle 3-22: Annahmen zur Erstellung der Akkumulationsszenarien von den organischen Schadstoffen PCB, PAH und PCDD/F durch jährliche Kompostanwendung .....	145
Tabelle 3-23: Anzahl und masse an Bodenorganismen in einem fruchtbaren und gut durchlüfteten Boden (verschiedene Quellen).....	153
Tabelle 3-24: Populationen von bakterien und Pilzen in Böden und Kompost (EPA, 1998).....	156
Tabelle 3-25: Übersicht zu den in der Literatur angegebenen Methoden zur charakterisierung der biologischen Aktivität von Böden .....	157
Tabelle 3-26: Biomasse und Anzahl der Regenwürmer (Juli 2001) nach 4 Jahren organischer Düngung (Christiaens et al., 2003).....	161
Tabelle 3-27: Beispiele von Pflanzenkrankheiten, deren Auftreten durch den Einsatz von Komposten reduziert wurde .....	182
Tabelle 4-1: Mögliche Aufwandsmengen von Kompost als Produkt in den einzelnen Anwendungsbereichen in Abhängigkeit von der Qualitätsklasse .....	190
Tabelle 4-2: Kompost als Mischkomponente zur Erdenherstellung.....	191
Tabelle 4-3: Aufbringungsmengen Rekultivierung von Schipisten.....	193
Tabelle 4-4: Übersicht zu den Aufbringungsempfehlungen (insbesondere Mengen) der Anwendungsrichtlinie für Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft.....	194
Tabelle 4-5: Schwermetallklassen und maximale Ausbringungsmengen für Klärschlamm und Komposte der Kärntner Klärschlamm und Kompostverordnung.....	197



## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Die vielfältigen den Boden und die Bodenfunktionen verbessernden Effekte der Kompostanwendung (aus BGK, 2005).....	12
Abbildung 2-1: Der Weg von den organischen Ausgangsstoffen (Ernterückständen, Kompost, abgestorbene Bodentiere und mikrobielle biomasse etc.) über mikrobielle umsetzungsprozesse zu komplexen kolloidalen strukturen der Huminstoffe.(aus Chenu und Robert, 2003 zit. In Van-Camp et al., 2004).....	22
Abbildung 2-2: Fluss-Diagramm des “soil organic matter model” (nach Jenkinson, 1990; verändert). .....	23
Abbildung 2-3: Flussdiagramm des Century Models für die organische Substanz des Bodens (verändert nach Parton et al. (1993) .....	24
Abbildung 2-4: Einfluss von Temperatur und Feuchtigkeit auf den Gehalt an OBS in Europa (aus Van-Camp et al., 2004) .....	31
Abbildung 2-5: Verteilung des Humusgehaltes in Europäischen Böden (aus Van-Camp et al., 2004).....	32
Abbildung 2-6: Dauerversuche Rothamstead: Einfluss des Düngesystems auf die Entwicklung des organischen Kohlenstoffgehaltes .....	35
Abbildung 3-1: Anteil des humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs am organisch gebundenen Kohlenstoff (BGK e.V., 2005).....	38
Abbildung 3-2: Gegenüberstellung der Zufuhr an Kompost-C zu Bedarf des Bodens bei mittlerem und hohem Humusbedarf in Abhängigkeit der Fruchtfolge und der Humusversorgung (Kluge, 2006) .....	39
Abbildung 3-3: Anhebungen der Humusgehalte nach 9 bzw. 12 Versuchsjahren mit Kompostaufbringung im Mittel aller Standorte bei Kompostgaben von jährlich 5, 10 bzw. 20 t/ha TM (Kluge (2006) .....	40
Abbildung 3-4: Modellberechnung (DAISY) der C and N Veränderung während 50 Jahren mit und ohne Kompostdüngung (30 t f.m. ha <sup>-1</sup> 3a <sup>-1</sup> ) (Stöppler-Zimmer et al., 1999) .....	41
Abbildung 3-5: An- oder Abreicherung des Gehaltes an organischer Bodensubstanz (OBS) durch langjährige Aufbringung verschiedener Mengen an Kompost (modellrechnung nach Hogg et al., 2002).....	42
Abbildung 3-6: relativer Anstieg des Humusgehaltes durch die Kompostdüngung in Versuchen mit verschiedenen Düngeregimen .....	42
Abbildung 3-7: Relativertrag über 4 Jahre (1992-1995) MD ... Mineraldünger; FK ... Frischkompost; RK ... Reifkompost (nach Petersen & Stöppler-Zimmer (1996) .....	52
Abbildung 3-8: Ertragsentwicklung bei verschiedenen Düngungsvarianten (STIKO-Versuch, Hartl & Erhart, 1998) .....	52
Abbildung 3-9: Einfluss von Kompost mit und ohne mineralischer Stickstoff-Ergänzungsdüngung auf den ertrag von Triticale (Klasnik & Steffens, 1995).....	53
Abbildung 3-10: Wirkung von Kompost auf den ertrag im Vergleich zur ungedüngten offiziell empfohlenen mineralisch gedüngten (N-P-K) Kontrolle (KA...Kartoffel; WW...Winterweizen; SG...Sommergerste; ZR...Zuckerrübe; Diez & Krauss, 1997) .....	53
Abbildung 3-11: Mittlere Relativerträge im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle bzw. zu einer Mineralischen N-Düngung(80 kg ha <sup>-1</sup> ); ZR ... Zuckerrübe; WW...Winterweizen; SW...Sommerweizen; WG...Wintergerste; SG: Sommergerste; BAK...Biokompost; GSK...Grünkompost; MIK...Mistkompost; KSK...Klärschlammkompost (Aichberger et al., 2000) .....	54
Abbildung 3-12: Mittlere Relativerträge in Kompostparzellen (meist mit mineralischer N-Ergänzungsdüngung) im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle bzw. zu einer Mineraldüngervariante (N-P-K); KM...Körnermais; SM...Silomais; KüKern...Kürbiskerne; GL...Grünland; WW...Winterweizen; SG: Sommergerste (Buchgraber, 2002) .....	54

Abbildung 3-13: Aufwand, Bruttoeinkommen und Nettogewinn einer Tomatenproduktion mit Kompost-, bzw. Mineraldüngung (Steffen et al., 1994).....	54
Abbildung 3-14: Mittlere Veränderung des pH-Wertes in verschiedenen Böden nach 8 – 11 Jahren Kompostanwendung (Kluge, 2006).....	87
Abbildung 3-15: Spezifische Oberfläche von Böden und humifizierter organischer Substanz (aus BGK e.V., 2005; nach Schffer & Schachtschabel, 1998).....	91
Abbildung 3-16: Die Bedeutung der organischen Substanz für die bodenphysikalischen Eigenschaften.....	93
Abbildung 3-17: Relative Aggregatstabilität bei verschiedenen Müllkompostgaben (Martins & Kowald, 1988).....	97
Abbildung 3-18: Relative hydraulische Leitfähigkeit bei unterschiedlichen Kompostgaben auf zwei Böden (Aggelides & Londra, 2000).....	97
Abbildung 3-19: Porenvolumen bei unterschiedlichen Kompostmengen und –ausreifungsgraden auf 2 verschiedenen Böden (Petersen & Stöppler-Zimmer, 1996).....	98
Abbildung 3-20: Relative Stabilität der aggregate bei unterschiedlichen Ausbringungsrhythmen und -mengen (Lamp, 1996).....	98
Abbildung 3-21: Bodenabtrag (kg/ha) aus der Kontroll- und den Kompostparzellen (mit standarabweichung) (Strauss, 2003).....	99
Abbildung 3-22: OBS in Relation zum Bodenabtrag und Bodendichte bei konstanten Abflussraten (Strauss, 2003).....	99
Abbildung 3-23: Einfluss von regelmäßigen Kompostgaben auf die aggregatstabilität – Änderung relativ zur Kontrolle ohne Kompost (= 100 %); .....	100
Abbildung 3-24: Einfluss von regelmäßigen Kompostgaben auf Bodendichte; Standorte EI, He und Fo, Jahre (3) und (6), n.s. ... nicht signifikant, (-) ... abnehmende tendenz (Kluge, 2003).....	101
Abbildung 3-25: Einfluss von regelmäßigen Kompostgaben auf die Wasserkapazität (in g wasser/g Boden TM (Kluge, 2003).....	101
Abbildung 3-26: Kritische Konzentrationen bzw. Schwellenwerte entscheiden, ob der Boden als Senke oder als Quelle von möglichen Schadstoffen fungiert (Gupta, 1999).....	116
Abbildung 3-27: Anreicherungsszenarios für Schwermetalle durch regelmäßige Kompostdüngung .....	124
Abbildung 3-28: Jahre bis ein Konzentrationsanstieg im Boden analytisch nachweisbar wäre .....	125
Abbildung 3-29: Signifikant reduktion des NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -löslichen Cadmiums an zwei mit Kompost gedüngten Standorten.....	127
Abbildung 3-30: Cd Konzentration in in Salat und Senfpflanzen nach Kompostapplikation im Topfversuch (Parabraunerde; 2 Komposte; 10 und 30 t Kompost ha <sup>-1</sup> ) .....	127
Abbildung 3-31: Cadmium im Korn von Hafer und Dinkel und in Kartoffeln.....	127
Abbildung 3-32: Mobile Schwermetallfraktion (extrahiert mit 1M NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> ) im Boden bei verschiedenen Kompostmengen (nach 6 Jahren) [in % der ungedüngten Kontrolle]; Kluge (2003).....	128
Abbildung 3-33: Sorptionsisotherme von Zink in unbehandelten (o.s.) und mit Schlamm behandelten Böden (s.s.) (Petruzzelli & Pezzarossa, 2003).....	128
Abbildung 3-34: Sorptionsisotherme von Cadmium in unbehandelten (o.s.) und mit Schlamm behandelten Böden (s.s.) (Petruzzelli & Pezzarossa, 2003).....	128
Abbildung 3-35: Veränderung der löslichen Cd- (a) und Zn- (b) Fraktion während der Kompostierung (Leita et al., 2003) .....	129
Abbildung 3-36: Herbizidabbau in verschiedenen Boden-Kompostmischungen nach 40 Tagen Maiskultur (Cole et al., 1995).....	141

Abbildung 3-37: Dehydrogenaseaktivität in Mischungen von pestizidkontaminiertem Boden mit unkontaminiertem Boden Bzw. Kompost (Cole et al., 1995) .....	141
Abbildung 3-38: Speicherung und Auswaschung von Diazinon in mit Kompost versetztem Boden (Sanches-Camanzano et al., 1997).....	142
Abbildung 3-39: fluoranthen mineralisierung während der Inkubation in Boden oder Kompost. (in % der anfänglichen Radioaktivität).....	143
Abbildung 3-40: Vergleich des Abbaus von fluoranthen in je 3 Frisch (links) und 3 Reifkomposten von jeweils derselben Anlage.....	143
Abbildung 3-41: Verteilung des <sup>14</sup> C-fluoranthen zwischen mineralisierter, extrahierbarer und nicht extrahierbarer Fraktion nach Inkubation in Bodenmischungen mit instabilen und stabilen (reifen) Komposten.....	143
Abbildung 3-42: Entwicklung der Gehalte an PCBs in Böden bei jährlicher Kompostaufbringung. <i>Grau hinterlegt: Richtwertbereiche für Böden (Amlinger et al., 2004)</i> .....	146
Abbildung 3-43: Entwicklung der Gehalte an PCDD/F in Böden bei jährlicher Kompostaufbringung. <i>Grau hinterlegt: Richtwertbereiche für Böden (Amlinger et al., 2004)</i> .....	147
Abbildung 3-44: Entwicklung der Gehalte an PAKs in Böden bei jährlicher Kompostaufbringung. <i>Grau hinterlegt: Richtwertbereiche für Böden (Amlinger et al., 2004)</i> .....	147
Abbildung 3-45: Zusammensetzung des Edaphons eines typischen fruchtbaren Bodens (aus Van-Camp et al., 2004) .....	154
Abbildung 3-46: Modell für die durch Bodenorganismen bewirkten Prozesse der Bereitstellung von Pflanzennährstoffen (aus Van-Camp et al., 2004).....	155
Abbildung 3-47: Schema für die Beziehung zwischen organischer Bodensubstanz und Bodenleben (Elliot, 1997).....	158
Abbildung 3-48: regenwurmbesatz bei unterschiedlicher düngung (stiko-versuch, hartl & erhart (1998) .....	160
Abbildung 3-49: Einfluss mineralischer und organischer Düngung auf die mikrobielle Biomasse (Leita et al., 1999) .....	161
Abbildung 3-50: Einfluss von mineralischem und organischem Dünger auf den metabolischen Quotienten qCO <sub>2</sub> (Leita et al., 1999).....	162
Abbildung 3-51: Wirkung der Kompostdüngung auf die Bodenqualität (Schwaiger & Wieshofer, 1996) .....	162
Abbildung 3-52: mikrobielle biomasse (mg C <sub>mic</sub> kg Boden <sup>-1</sup> ) unter drei Feldfrüchten im Vergleich von vier Produktionssystemen und drei Fruchtfolgen (Mäder, 2003).....	162
Abbildung 4-1: Die Berichte der Expertengruppen zur EU Bodenschutzstrategie .....	204
Abbildung 4-2: Der Umfang des „Bodenpakets“ der Bodenschutzstrategie: Bodenrahmenrichtlinie, Kommunikation zur Bodenschutzstrategie, Dokument zur umfassenden Folgeabschätzung.....	204







[lebensministerium.at](http://lebensministerium.at)