

### 3 Grundlagen zur Nährstoff- und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrategien von Komposten im Freiland

Reinhold Gutser und Thomas Ebertseder

#### 3.1 Komposte als Sekundärrohstoffdünger

Mit einem geschätzten Anfall von ca. 8 Mio. t (entsprechend etwa 5 Mio. t Trockenmasse) in Deutschland stellen Komposte einen bedeutenden Nährstoffträger dar. Das enthaltene Nährstoffpotenzial ist beachtlich. Es beträgt knapp 10 % der derzeit mit Mineraldüngern ausgebrachten Mengen an Phosphor, Kalium und Kalk sowie etwa 2,5 % des in der gesamten deutschen Landwirtschaft eingesetzten Mineraldüngerstickstoffs (Tabelle 1). Um diese Nährstoffmengen effizient nutzen zu können, erfordern Komposte einen gezielten Einsatz als Sekundärrohstoffdünger (GUTSER, 1997). Der hohe Gehalt an organischer Substanz macht Komposte aber auch zu wirkungsvollen Bodenverbesserungsmitteln. Bei der Ableitung optimaler Einsatzstrategien ist dies, insbesondere im intensiven Marktfrucht- bzw. Gemüsebau, ebenso zu beachten wie die Wirkung der Nährstoffe.

Komposte sind bedeutende Nährstoffträger und gut in der Pflanzenproduktion einsetzbar

Tab. 1: Jährlicher Anfall an Bioabfall- und Grüngutkomposten sowie darin enthaltene Nährstoffmengen im Vergleich zur Nährstofflieferung aus Mineraldüngern an die deutsche Landwirtschaft

	Kompost*	Mineraldünger 1999/00**
		t / Jahr
Trockenmasse	5.000.000	
Organische Masse	2.000.000	
Stickstoff (N)	50.000	1.903.000
Phosphor (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	35.000	407.000
Kalium (K <sub>2</sub> O)	60.000	629.000
Kalk (CaO)	200.000	2.270.000

\* POLETSCHNY, 1994 \*\* INDUSTRIEVERBAND AGRAR, 2000

Komposte aus kommunalen und gewerblichen organischen Abfällen bilden, wie alle Abfälle, eine Senke für Schadstoffe. Voraussetzung für einen Komposteinsatz auf pflanzenbaulich genutzten Flächen ist, dass davon auch langfristig keine Schadstoffanreicherung im Boden ausgeht, die über ein tolerierbares Maß hinausgeht und keine Beeinflussung der Qualität pflanzlicher Produkte. Nur wenn die Produktionsgrundlagen langfristig gesichert sind, macht es Sinn, die im Kompost enthaltenen Nährstoff-

potenziale auch zu nutzen. Niedrige Schadstoffgehalte stellen daher ein grundlegendes Qualitätskriterium für Komposte dar.

Im Folgenden soll die Qualität derzeitiger Komposte bewertet und ihre Nährstoffwirkung diskutiert werden. Darauf aufbauend werden grundlegende Einsatzstrategien für den Freilandanbau abgeleitet.

### 3.2 Eigenschaften und Inhaltsstoffe von Komposten

Die Inhaltsstoffe von Grüngut- und Bioabfallkomposten schwanken in Abhängigkeit von den Ausgangsmaterialien, den Kompostierungsbedingungen und der regionalen Herkunft in weiten Bereichen. Süddeutsche Komposte sind häufig reicher an Nährstoffen, organischer Substanz und Kalk als norddeutsche Komposte (VOGTMANN et al., 1993; REINHOLD, 1999). Die in den Tabellen 2 und 3 angegebenen Spannen umfassen die häufigsten in der Literatur angegebenen Werte. Auf die Angabe „repräsentativer“ Mittelwerte wurde verzichtet, da aufgrund der großen Schwankungsbreite und den zwingenden Vorgaben der Düngemittelverordnung bei der Düngung in jedem Fall die tatsächlichen Gehalte der jeweils eingesetzten Komposte zu berücksichtigen sind.

#### Wertgebende Eigenschaften und Inhaltsstoffe

Komposte bestehen zu etwa 30 bis 50% aus organischer Substanz (Tabelle 2), die insbesondere bei ausgereiften Komposten weitgehend humifiziert und stabilisiert ist. Aufgrund unterschiedlicher Ausgangsmaterialien sind Bioabfallkomposte (höherer Anteil an Küchenabfällen) tendenziell reicher an organischer Substanz und Nährstoffen als reine Grüngutkomposte (i.d.R. höherer Anteil Holziger Bestandteile). Wie Tabelle 2 verdeutlicht, sind die Grenzen zwischen beiden Kompostarten jedoch fließend. Ein wesentliches Qualitätskriterium der organischen Substanz ist der C/N-Quotient (siehe Abschnitt Humusanreicherung bzw. N-Verfügbarkeit). Bioabfallkomposte weisen, von wenigen Ausnahmen mit hohen Holzanteilen abgesehen, bereits zu Beginn der Rotte (Frischkomposte) C/N-Quotienten kleiner 20 und im ausgereiften Zustand (Fertigkomposte) kleiner 14 auf. Dagegen streuen C/N-Quotienten frischer Grüngutkomposte wesentlich stärker bis hin zu Werten von 30 und darüber. Auch im ausgereiften Zustand ist das C/N-Verhältnis von Grüngutkomposten zumeist deutlich weiter als das von Bioabfallkomposten.

Komposte enthalten mehr oder weniger große Mengen an Kalk (basisch wirksame Bestandteile). Infolgedessen liegen die pH-Werte generell im schwach alkalischen Bereich (pH 7 bis 8). Die Kalkgehalte der Komposte korrelieren mit deren Rottegrad und deren Gehalten an Calcium und Magnesium (EBERTSEDER, 1997), so dass davon auszugehen ist, dass ein wesentlicher Teil des Kalkes während der Kompostierung durch Ausfällung von  $\text{CaCO}_3$  bzw.  $\text{MgCO}_3$  entsteht. Der Ca- und Mg-Gehalt steht häufig in Be-

Ausgangsmaterialien bestimmen die Nährstoffgehalte – also Anwendung nur nach Deklaration der Charge

Ausgereifte Grüngutkomposte haben i.d.R. ein weiteres C/N-Verhältnis als Bioabfallkomposte d.h. bei Anwendung weniger pflanzenverfügbaren N

Der pH-Wert der Komposte liegt bei pH 7 – 8 (siehe auch Kapitel 12 „Absenkung des pH-Wertes von Komposten“)

ziehung zum geogen bedingten Kalkgehalt der Böden im Einzugsgebiet der Kompostierungsanlagen.

Aufgrund der hohen Gehalte an Kalk und insbesondere organischer Substanz sind Komposte primär als Bodenverbesserungsmittel anzusehen. Sie enthalten aber auch erhebliche Mengen an Nährstoffen (Tabelle 2), die einen gezielten Einsatz als Düngemittel (Mehrnährstoffdünger) erforderlich machen. Neben den Gesamt-Gehalten ist dabei die Löslichkeit, die einen Anhaltspunkt für die unmittelbare Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe darstellt, von besonderer Bedeutung (siehe Abschnitt Nährstoffwirkung).

Vergleicht man das Verhältnis der Gesamt-Gehalte an Stickstoff, Phosphor und Kalium von Komposten (N / P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> / K<sub>2</sub>O = 1 / 0,5 / 0,8) mit dem verschiedener Gemüsepflanzen (N / P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> / K<sub>2</sub>O = 1 / 0,4 / 1,7; FINK et al., 1999), wird deutlich, dass Komposte relativ arm an Kalium bzw. reich an Phosphat sind. Daraus lässt sich ableiten, dass bei entzugsorientierter Düngung z.B. im Gemüsebau der P-Gehalt meist den begrenzenden Faktor darstellt. In mehr landwirtschaftlichen Fruchtfolgen (hohe Anteile an Körnerfrüchten) stimmen dagegen die Nährstoffverhältnisse in der Regel relativ gut mit denen der abgefahrenen Ernteprodukte überein.

Die Verfügbarkeit der im Kompost enthaltenen Haupt- und Spurennährstoffe für die Pflanzen ist zu berücksichtigen

Tab. 2: Wertgebende Eigenschaften und Inhaltsstoffe von Komposten – üblicher Schwankungsbereich

Eigenschaften	Grünpflanzkomposte		Bioabfallkomposte	
	Gesamt-Gehalte % TS	löslicher Anteil % Ges.-Gehalt	Gesamt-Gehalte % TS	löslicher Anteil % Ges.-Gehalt
pH-Wert	7,0 – 8,0		7,0 – 8,5	
C/N	15 – 30		12 – 20	
Organ. Substanz	20 – 40	--	27 – 60	--
Kalk (CaCO <sub>3</sub> )	2 – 20	--	2 – 11	--
Stickstoff (N)	0,5 – 1,5	1 – 5*	1,0 – 1,8	1 – 7*
Phosphor (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0,3 – 0,7	25 – 55**	0,5 – 1,0	25 – 45**
Kalium (K <sub>2</sub> O)	0,4 – 1,2	50 – 100**	0,5 – 1,5	75 – 100**
Calcium (Ca)	1,5 – 9,0	--	1,5 – 6,0	--
Magnesium (Mg)	0,3 – 1,7	--	0,2 – 1,1	--
Schwefel (S)	--	--	0,1 – 0,5	6 – 11***

\* NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N (CaCl<sub>2</sub>-Extrakt) \*\* CAL-Extrakt \*\*\* SO<sub>4</sub>-S (CaCl<sub>2</sub>-Extrakt)

Aufgrund unterschiedlicher chemischer Reaktionsweisen und Bindungsformen unterscheiden sich die Nährstoffe sehr stark in ihrer Löslichkeit. Insbesondere N ist sehr stabil organisch gebunden und weist nur sehr geringe lösliche Anteile auf. Im Mittel liegt der Kompost-N zu weniger als 5 % in unmittelbar pflanzenverfügbarer Form als Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) und Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) vor. Phosphor ist dagegen zu etwa 35 % und Kalium nahezu vollständig (i.d.R. ≥ 75 %) löslich im CAL-Extrakt.

Hinsichtlich der Schwefelgehalte von Komposten sind bisher nur wenig Untersuchungsergebnisse bekannt. Für Bioabfallkomposte wurden Gehalte zwischen 0,1 und 0,45 % in der Trockensubstanz ermittelt. Davon liegt, ähnlich wie bei Stickstoff, nur ein sehr ge-

Die Pflanzenverfügbarkeit im Fertigungskompost liegt für N um 6%, für Phosphor um 35% und für Kalium über 75%

Der geringe S-Anteil liegt bis zu 10% als unmittelbar pflanzenverfügbarer Sulfat-S vor

ringer Anteil (i.d.R. < 10%) in unmittelbar pflanzenverfügbarer Form ( $\text{SO}_4\text{-S}$ ) vor. Obgleich sowohl Schwefel als auch Stickstoff in der Regel zu mehr als 90 % in der organischen Substanz gebunden vorliegen, schwanken die N/S-Quotienten in relativ weiten Bereichen von 4 bis 15 (GUTSER und v. TUCHER, 2000). Es ist anzunehmen, dass die S-Gehalte von Grüngutkomposten, wie die Gehalte anderer Nährstoffe auch, im unteren Bereich der für Bioabfallkomposte angegebenen Spanne liegen.

## Spurennährstoffe und Schwermetalle

Neben den Makronährstoffen N, P, K, Ca, Mg und S enthalten Komposte auch größere Mengen an Spurennährstoffen (Tabelle 3). Hierzu zählen neben Bor auch Schwermetalle wie Mangan, Zink, und Kupfer, die essentiell sind für das Pflanzenwachstum, jedoch nur in relativ geringen Mengen. Bei stärkerer Anreicherung in Böden und Pflanzen bzw. bei erhöhten Gehalten im Erntegut wirken sie ebenso wie andere Schwermetalle (Blei, Cadmium, Quecksilber, Chrom) toxisch. Eine Schwermetallanreicherung im Boden ist daher in jedem Fall zu vermeiden. Auf Standorten mit gelegentlichem Spurenelementmangel (stark unterschiedlicher Bedarf einzelner Kulturen) ist stattdessen eine gezielte, dem Pflanzenbedarf angepasste Düngung des im Mangel befindlichen Nährstoffs anzuraten.

Die in Tabelle 3 angegebenen Elementgehalte stellen Gesamtgehalte dar. Die Löslichkeit der Spurennährstoffe bzw. Schwermetalle hängt zusätzlich von Boden- und Pflanzenparametern (z.B. pH-Wert in der Rhizosphäre) ab. So wird der verfügbare Anteil des zugeführten Mangan oder auch Bor sehr wesentlich vom pH-Wert des Bodens beeinflusst – mit steigendem pH-Wert geht die Verfügbarkeit zurück. Ähnliches gilt auch für die Verfügbarkeit der Schwermetalle. Bedingt durch die meist basische Wirksamkeit von Bioabfall- und Grüngutkomposten ist folglich die Verfügbarkeit gering.

Insgesamt liegen die Schwermetallgehalte von Bioabfall- und Grüngutkomposten auf einem niedrigen, regional (geogene oder anthropogene Bodenbelastung, allgemeine Umweltbelastung) für einzelne Schwermetalle geringfügig unterschiedlichem Niveau. Unter Berücksichtigung der Streuung der Einzelwerte unterscheiden sich die Schwermetallgehalte beider Kompostarten aus der gleichen Region nicht wesentlich von einander (Tabelle 3), wengleich insbesondere die Cu- und Zn-Gehalte in Bioabfallkomposten zum Teil etwas höher liegen als in Grüngutkomposten (VOGMANN et al., 1993; SEVERIN, 1993).

Der Vergleich mit üblichen Gehalten landwirtschaftlich genutzter Böden (Tabelle 3) zeigt, dass das von den Schwermetallen in Grüngut- und Bioabfallkomposten ausgehende Gefährdungspotential als gering zu beurteilen ist. Selbst bei einem theoretischen Abbau der gesamten organischen Kompostsubstanz ist nach langjähriger Kompostdüngung ein nicht tolerierbarer Anstieg der Schwermetallgehalte der Böden unwahrscheinlich. Die mit den an den Nährstoffbedarf der Kulturen angepassten Kom-

Anbauflächen mit speziellem Spurenelementmangel bedürfen gezielter Düngung mit Spurenelementen

Steigende pH-Werte mindern die Pflanzerverfügbarkeit von Spurenelementen wie Zink, Mangan und Bor

Beprobungen zeigen, dass die Schwermetallbelastung von Grüngut- und Bioabfallkomposten als gering zu beurteilen ist

postgaben ausgebrachten Schwermetallfrachten liegen in der Regel dennoch über dem Entzug der Kulturen, so dass die Menge an Schwermetallen im Oberboden erhöht wird. Um diesen Anstieg zu begrenzen, sollten in erster Linie Komposte eingesetzt werden, die die Anforderungen der Bioabfallverordnung bezüglich hochwertiger Qualität (max. Aufbringungsmenge 30 t TS/ha-3a; BioAbfV, 1998) mehr oder weniger deutlich unterschreiten.

*Wird die maximale Aufbringungsmenge von 30 t TS/ha in 3 Jahren ausgeschöpft, sollten die verwendeten Komposte die erlaubten Belastungen nach Bioabfallverordnung möglichst weit unterschreiten.*

Tab. 3: Spurennährstoff- und Schwermetallgehalte von Komposten und landwirtschaftlich genutzten Böden (mg/kg TS) – üblicher Schwankungsbereich

	Düngerkompost	Bioabfallkompost	BioAbfV "Qualitätskompost"	landwirtschaftl. Böden*
Bor (B)	10 – 31	(29)**	k.A.	k.A.
Mangan (Mn)	180 – 510	200 – 690	k.A.	k.A.
Molybdän	0,1 – 1,0	k.A.	k.A.	k.A.
Zink (Zn)	50 – 200	110 – 280	300	38 – 101
Kupfer (Cu)	15 – 45	30 – 70	70	9 – 22
Nickel (Ni)	5 – 20	10 – 25	35	12 – 45
Chrom (Cr)	15 – 40	12 – 50	70	17 – 57
Blei (Pb)	25 – 80	25 – 95	100	22 – 50
Cadmium (Cd)	0,1 – 0,7	0,2 – 1,0	1,0	0,1 – 0,8
Quecksilber (Hg)	0,1 – 0,3	0,1 – 0,7	0,7	k.A.

\* WILCKE und DÖHLER, 1995      \*\* nur ein Wert      k.A. = keine Angabe

Generell sei zur Problematik der Schwermetalle in Düngemitteln, insbesondere von Sekundärrohstoffdüngern, Folgendes ergänzend festgestellt: Derzeit werden vom Gesetzgeber nährstoffbezogene Schwermetall-Grenzwerte für Düngemittel festgelegt. Als Berechnungsbasis werden entweder die in der BioAbfV (1998) oder die im Bodenschutzgesetz (1998 – gegenüber BioAbfV niedrigere Frachten!) zulässigen Höchstfrachten in Betracht gezogen und nährstoffspezifische Teilfrachten ermittelt. Die zulässige Höchstfracht wird auf die Hauptnährstoffe N, P, K, Ca+Mg, S zu gleichen Teilen aufgeteilt. So wird einem Einnährstoffdünger je nach Nährstofffracht bis zu einem Fünftel und einem Mehrnährstoffdünger, z.B. NPK, bis maximal drei Fünftel der Höchstfracht an Schwermetallen eingeräumt. Demnach empfiehlt es sich für den Einsatz von Komposten nur „gute Qualitäten“ zu berücksichtigen, die die zulässigen Höchstgehalte nach BioAbfV (1998) deutlich unterschreiten. Solche guten Qualitäten werden in ausreichender Menge angeboten. Der Einsatz von geeigneten Komposten wird in erster Linie durch die Nährstofffracht begrenzt – diese gesetzliche Regelung minimiert demnach sehr wesentlich die Schadstoffrisiken.

*Der Komposteinsatz wird hauptsächlich durch seinen Nährstoffgehalt begrenzt – was gleichzeitig die Schadstofffracht begrenzt.*

**Organische Schadstoffe**

Von den bekannten, in der Umwelt vorkommenden organischen Schadstoffen fanden in Zusammenhang mit der Kompostqualität vor allem die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierten Biphenyle (PCB) und polychlorierten Dibenzop-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) größere Beachtung. PAK werden nicht gezielt erzeugt, sondern entstehen unbeab-

*Komposte spiegeln in ihrer Belastung die Inputmaterialien und die regionale Umweltbelastung wieder*

sichtigt bei allen unvollständig ablaufenden Verbrennungsvorgängen (z. B. Verbrennungsanlagen, Verkehr). Dagegen wurden PCB bis 1984 in großem Umfang industriell hergestellt und sind aufgrund ihrer hohen Persistenz nach wie vor in der Umwelt vorhanden. Die Verbindungen beider Stoffgruppen werden ebenso wie die PCDD/F, die im wesentlichen als Nebenbestandteil vieler chlororganischer Chemikalien sowie auch durch unvollständige Verbrennungsprozesse freigesetzt werden, in großem Umfang über den Luftweg verfrachtet und in alle Ökosysteme eingetragen. Die in den Ausgangsmaterialien von Komposten (Grüngut, getrenntgesammelte Bioabfälle) vorliegenden Gehalte können überwiegend auf diesen Eintragungspfad zurückgeführt werden. Sie stellen somit eine aufgrund des allgemeinen Verschmutzungszustandes der Umwelt unvermeidbare, regional etwas unterschiedliche Hintergrundbelastung dar (KRAUB und GRAMMEL, 1992; KRAUB et al., 1994). Üblicherweise findet man in Komposten etwa folgende Gehalte an organischen Schadstoffen, wobei keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Grüngut- und Bioabfallkomposten erkennbar sind:

PAK: 0,7 bis 1,7 mg / kg TS (Summe der 6 PAK nach TrinkwasserV, 1990)

PCB: 0,1 bis 0,25 mg / kg TS (Summe der 6 PCB nach AbfKlärV, 1992)

PCDD/F: 10 bis 15 ng Internationale Toxizitätseinheiten / kg TS

Die Gehalte liegen insgesamt auf einem niedrigen, die Kompostverwertung auch langfristig nicht beeinträchtigenden Niveau. Aufgrund der angesprochenen Eintragungspfade sind diese Schadstoffe mittelfristig kaum wesentlich zu reduzieren. Entsprechend sieht die Bioabfallverordnung (BioAbfV, 1998) im Gegensatz zu Schwermetallen hinsichtlich organischer Schadstoffe keine Beschränkungen der Kompostverwertung vor.

### 3.3 Bodenverbesserung

Beim Einsatz organischer Dünger ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen einer direkten Wirkung der enthaltenen Nährstoffe und einer indirekten, insbesondere von der organischen Substanz ausgehenden Wirkung auf das Pflanzenwachstum. Durch Verbesserung physikalischer, chemischer und biologischer Bodeneigenschaften (allgemein „Bodenfruchtbarkeit“) trägt die bodenverbessernde Wirkung letztlich sehr wesentlich zum Erfolg der Kompostdüngung bei.

Komposte zeichnen sich gegenüber anderen organischen Düngern (z.B. Gründüngung, frischer Stallmist) durch geringe Gehalte an leichtabbaubaren Kohlenstoffverbindungen aus, da diese während der Kompostierung weitgehend mineralisiert wurden. Schwerer abbaubare Bestandteile werden zudem überwiegend in stabile Huminstoffe überführt. Nach Einarbeitung von Komposten in den Boden findet im Vergleich zu frischem Pflanzenmaterial nur mehr ein langsamer Ab- und Umbau durch Mikroorganismen und bodenchemische Prozesse statt. Dabei kommt es im Laufe der Zeit zu einer weitergehenden Angleichung der strukturellen und chemischen Eigenschaften von Kompost-Huminstoffen (noch ge-

*„Kompostdüngung“ fördert über bodenverbessernden Dauertumus die Bodenfruchtbarkeit*

*Komposte besitzen gegenüber anderen Wirtschaftsdüngern hohe Gehalte an schwer abbaubaren Huminstoffen*

prägt durch Inhaltsstoffe der Ausgangsmaterialien) und ursprünglichem Bodenhumus.

Die Abbaurrate der mit reifen Komposten zugeführten organischen Substanz unterscheidet sich kaum von jener der organischen Bodensubstanz. Aufgrund dieser hohen Abbaustabilität weisen Komposte (15 - 25 % C) nach Torf die höchste Humusreproduktionsleistung aller organischen Dünger auf (Tabelle 4). Sie bewirken daher in Abhängigkeit von der Ausbringmenge eine vergleichsweise starke Humusanreicherung im Boden. Bei hohen C/N-Quotienten der organischen Substanz ist sowohl für den Abbau der mineralisierbaren Substanz als auch für den Aufbau von Huminstoffen eine mehr oder weniger starke zusätzliche Festlegung an mineralischem Stickstoff verbunden (C/N im Boden ca. 10). Dieser als N-Immobilisierung bezeichnete Vorgang tritt häufig bei frischen Komposten auf und ist mit reiferen Komposten (engeres C/N-Verhältnis) in größerem Umfang nicht zu erwarten.

*Kompost hat nach Torf die höchste Humusreproduktionsleistung im Gegensatz zu reifen Komposten, die durch ihre Kompostierung die Humusreproduktion im Boden in der Regel kaum zu Festlegung*

Tab. 4: Humusreproduktionsleistung und Qualität der organischen Substanz (C/N-Quotient) verschiedener organischer Dünger

Dünger	Humuskoeffizient relativ (Kornzahl * 100)	C/N
Gründüngung	0,12 - 0,20	28 - 47
Stroh	0,24	56
Stallmist	0,35	81
Kompost	0,43	100
Niedermoor torf	0,52	121
		25

\* KUNDLER 1986, ASMUS 1992

Der Verlauf der Anreicherung ist gekennzeichnet durch einen starken Anstieg der Bodengehalte in den ersten Jahren der Kompost-

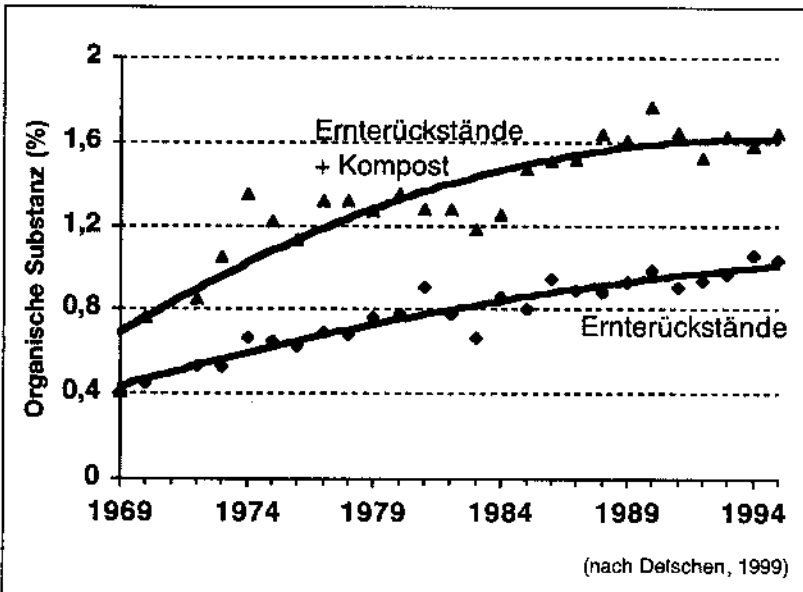


Abb.1: Anreicherung des Bodens mit organischer Substanz durch Kompostzufuhr (7,2 t Org. Substanz/ ha-a) – Langzeitversuch Berrenrath

Regelmäßige Anwendung von Kompost führt zu einem Humusgleichgewicht, d.h. einen für Boden und Standort typischen Humusgehalt

zufuhr und jährlich abnehmenden Zuwachsraten (Abbildung 1). Da mit zunehmender Anreicherung bei gleichbleibender Mineralisierungsrate auch zunehmend mehr organische Substanz abgebaut wird, gleichen sich jährliche Zufuhr und jährlicher Abbau immer mehr an, bis schließlich nach mehreren Jahrzehnten in etwa ein Gleichgewicht erreicht wird (Sättigungskurve). Mit dieser Veränderung des Humuszustandes der Böden eng verbunden sind von der Kompostdüngung ausgehende Effekte auf wesentliche Fruchtbarkeitsmerkmale von Böden.

Die Höhe der N-Anreicherung ist boden- und klimaabhängig. Mit steigenden Tongehalten der Böden und unter besonders trockenen bzw. feuchten Bedingung sollte eine insgesamt höhere Anreicherung erreicht werden. Derzeit werden Richtwerte für bodenspezifische Humusgehalte erarbeitet, um vor allem einer zu hohen 'Eutrophierung' der Böden mit einem unnötigen Anstieg des Verlustpotenzials für Stickstoff entgegen zu arbeiten.

### Physikalische Bodenparameter

Der am stärksten limitierende Faktor für das Pflanzenwachstum ist oft der Wasser-Luft-Haushalt des Bodens. Dies gilt nicht zuletzt für die mechanisch häufig stark belasteten Böden des Feldgemüsebaus. Eine hohe Nährstoffverfügbarkeit und eine gute Durchwurzelung, beides Voraussetzung für eine optimale Nährstoffverwertung der Pflanzen, sind nur auf gut durchlüfteten und strukturierten (Lagerungsdichte, Porenvolumen, Drainvermögen), nicht zur Verschlämmung neigenden Böden (Aggregatstabilität) möglich. Insbesondere für diese Bodeneigenschaften lassen sich bereits nach wenigen Jahren Kompostdüngung positive Auswirkungen feststellen (Tabelle 5).

Tab. 5: Wirkung von Bioabfallkompost auf Humusgehalt, pH-Wert und physikalische Bodeneigenschaften – 4. Versuchsjahr  
Boden: Ls (17% Ton, 46% Schluff); Düngung: 2x 510 kg N/ha als Bioabfallkompost für jeweils 3 Jahre

Bodeneigenschaften (Kritik)	ohne Kompost	mit Kompost
C <sub>t</sub> (%)	1,36	1,86
N <sub>t</sub> (%)	0,17	0,21
pH (CaCl <sub>2</sub> )	5,6	6,0
Lagerungsdichte (g/cm <sup>3</sup> )	1,54	1,42
Gesamt-Porenvolumen (Vol.%)	41,1	45,6
Gesättigte Wasserleitfähigkeit (10 <sup>-3</sup> cm/s)	6,4	10,2
Perkolationsstabilität (ml/10 min.)	51,5	86,0
"Aggregatstabilität"		

(EBERTSEDER, 1997)

### Chemische Bodenparameter

Ein wesentlicher Aspekt der Fruchtbarkeit von Böden ist ihre Fähigkeit, Nährstoffe zu speichern und den Pflanzen bei Bedarf zur Verfügung zu stellen (Sorptions- bzw. Kationenaustauschkapazität). Bedeutendster Sorptionsträger neben Tonmineralen ist

Kompost fördert den Humusgehalt im Boden und damit dessen Sorptions- und Puffervermögen



die organische Substanz, so dass mit zunehmender Kompostdüngung selbst auf tonreichen Böden ein Anstieg der Kationenaustauschkapazität beobachtet werden kann (Tabelle 6).

Tab. 6: Einfluss steigender Kompostgaben auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff und die Kationenaustauschkapazität (KAK) von Böden nach 2 Versuchsjahren; Boden: Lt

	Kompost (t/ha II)			
	0	10	30	90
Org. C (g/kg)	7,7	9,5	10,8	11,9
KAK (cmol/kg)	17,2	18,0	18,7	20,0

(GIUSQUANI et al., 1995)

Ergänzt werden die von der organischen Substanz ausgehenden bodenverbessernden Wirkungen der Komposte durch deren basische Wirksamkeit, zurückzuführen auf den zumeist hohen Kalkgehalt. Die mit der Kompostdüngung häufig einhergehende Anhebung der pH-Werte (Tabelle 5) hat Auswirkungen sowohl auf die Nährstoff- als auch auf die Schadstoffverfügbarkeit. Während eine Verminderung der Schwermetallmobilität durch hohe pH-Werte grundsätzlich positiv zu beurteilen ist, kann ein über das Optimum hinausgehender pH-Anstieg die Spurenelementverfügbarkeit (so z.B. Mangan) stark vermindern. Dies ist insbesondere beim Einsatz sehr kalkreicher Komposte zu beachten.

*Kompostanwendung hebt meist den pH-Wert und vermindert so die Löslichkeit der Schwermetalle, aber auch die Verfügbarkeit von Mangan und Bor*

### 3.4 Nährstoffwirkung

Kompostdüngung ist mit einer Humusanreicherung der Böden verbunden. Folglich muss bei der Beurteilung der Wirkung der im Kompost enthaltenen Nährstoffe zwischen einer kurzfristigen Wirkung im Jahr der Kompostanwendung und einer langfristigen, über mehrere Jahre anhaltenden Wirkung unterschieden werden. Dies gilt insbesondere für Nährstoffe, die überwiegend in organisch gebundener Form vorliegen (N, S).

*Je nach Bindungsform der im Kompost enthaltenen Nährstoffe (mineralisch oder organisch gebunden) wirken diese kurz- oder langfristig*

#### Stickstoff

##### a) Stickstoffumsatz im Boden

Die Nährstoffwirkung organischer Dünger wird generell sehr stark bestimmt durch die nach ihrer Ausbringung im Boden ablaufenden Umsetzungsprozesse. Dies gilt im besonderem Maß für Stickstoff (N), dessen Pflanzenverfügbarkeit sehr stark an mikrobielle Umsetzungen gebunden ist. Mikroorganismen nutzen die organische Substanz zur Energiegewinnung und zum Aufbau von Biomasse. Bei diesen Prozessen wird Kohlenstoff einerseits veratmet ( $CO_2$ ), andererseits zusammen mit Stickstoff in N-reiche mikrobielle Biomasse eingebaut. Enthält die abgebaute organische Substanz mehr Stickstoff als zum Mikroorganismen-Wachstum benötigt wird (z.B. Grünrückstände, Abbildung 2 oben), erfolgt eine Freisetzung von mineralischem Stickstoff ( $N_{min}$ ) als Ammonium ( $NH_4$ ) bzw. nach dessen Nitrifikation als Nitrat ( $NO_3$ ). Ist dagegen in der abgebauten organischen Substanz weniger N enthalten als zum Aufbau der Biomasse benötigt wird (weites

... ohne Fortfährtschritt  
... N mindert und  
... mindern

... des organischen N  
... C/N 10

C/N-Verhältnis), so wird  $\text{NH}_4$ - oder  $\text{NO}_3$ -N aus dem Boden aufgenommen (immobilisiert). Der Stickstoff steht den Pflanzen dann kurzfristig nicht mehr zur Verfügung. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt bei Einarbeitung leicht umsetzbarer, N-armer Erntereste (z.B. Stroh, Abbildung 2). Er kann insbesondere bei Kulturen mit kurzer Vegetationszeit zu Mindererträgen führen. Wenn Mikroorganismen absterben, wird ein Teil des immobilisierten Stickstoffs wieder remineralisiert, ein wesentlicher Teil aber auch in den Humuspool des Bodens eingebaut. Mineralisation und Immobilisation laufen im Boden immer nebeneinander ab. Für die N-Verfügbarkeit ist entscheidend, welcher der beiden Prozesse überwiegt (Nettoeffekt).

Ob es nach der Applikation organischer Dünger zu einer Nettomineralisation oder -immobilisation kommt, hängt im Wesentlichen von der Abbaubarkeit der organischen Substanz und deren C/N-Verhältnis ab. Reife Fertigkomposte enthalten nur mehr geringe Mengen rasch umsetzbarer C-Verbindungen; ihr C/N-Quotient liegt mit 11 bis 15 i.d.R. nur wenig über dem von Böden (ca. 10). Bei insgesamt geringem Umsatz halten sich N-Immobilisation und -Mineralisation weitgehend die Waage (Abbildung 2, Kompost „reif“).

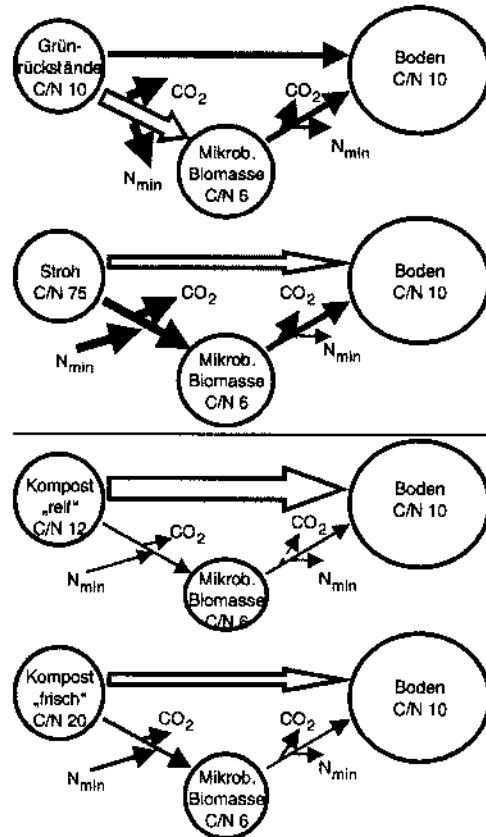
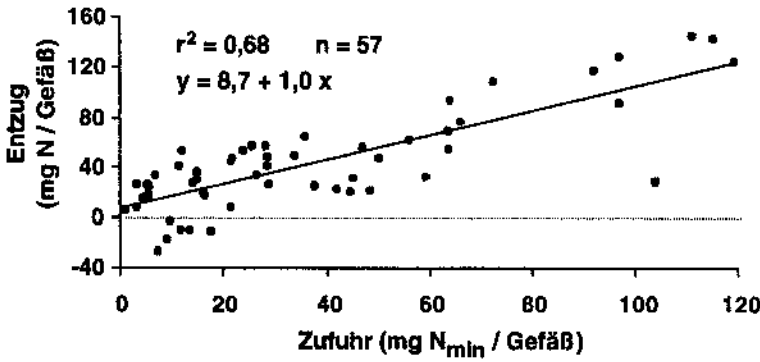


Abb.2: Umsatz zuggeführter organischer Substanz im Boden – Pfeildicke entspricht Größe der Massenflüsse



(Ebertseder, 1997)

Abb.3: Zusammenhang zwischen der Nmin-Zufuhr durch Fertigkomposte und dem N-Mehrentzug von Hafer gegenüber der Kontrolle - Gefäßversuch

Der in Fertigkomposten enthaltene  $NH_4$ - und  $NO_3$ -N ( $N_{min}$ ) kann damit als weitgehend pflanzenverfügbar im Jahr der Anwendung angesehen werden (Abbildung 3). Für frische, noch wenig stabilisierte Komposte gilt dies nicht. Ihre organische Substanz wird im Boden noch zu größeren Teilen umgesetzt. Dabei kommt es häufig zu einer Netto-Immobilisation, so dass den Pflanzen weniger N zur Verfügung steht als ohne Kompostdüngung (z. T. Mindererträge; Abbildung 4). Auf fruchtbaren Böden erfolgt zumeist eine relativ rasche Remineralisation, so dass bei länger wachsenden Feldkulturen der negative Einfluss häufig ohne größere Auswirkungen auf den Ertrag bleibt. Es gibt jedoch auch Frischkomposte, insbesondere wenn hohe Anteile N-reicher Bioabfälle ent-

Wichtig ist: Nicht alle frischen Frischkomposte sind gleich! Dauerkulturen (z.B. Spargel) können dies kompensieren, insbesondere auf Böden mit langjähriger organischer Düngung

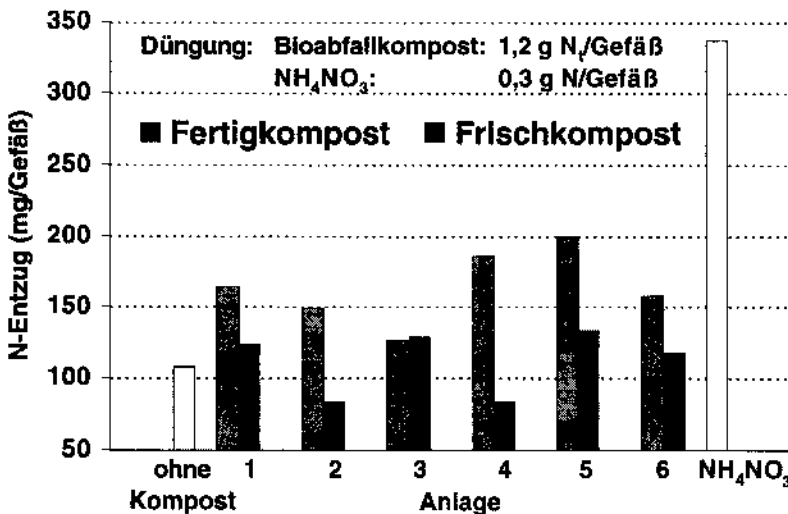


Abb.4: Stickstoffwirkung von Fertig- und Frischkomposten aus verschiedenen Kompostierungsanlagen im Vergleich zu mineralischer N-Düngung; Gefäßversuch, Kultur: Grünhafer

halten sind, die eine positive N-Wirkung aufweisen, welche erheblich über der durchschnittlicher Fertigkomposte liegt.

### b) Parameter zur Abschätzung der N-Wirkung

Um insbesondere bei rasch wachsenden Kulturen eine N-Immobilisation zu vermeiden bzw. die mineralische N-Ergänzungsdüngung entsprechend optimal bemessen zu können, sind geeignete Parameter erforderlich, anhand derer die Ertrags- und N-Wirkung der Komposte abgeschätzt werden kann. Biologische Methoden zur Bestimmung der Kompostreife (z.B. Selbsterhitzungstest, Atmungsaktivität, Enzymaktivitäten) sind hierzu unmittelbar wenig geeignet (POPP und FISCHER, 1995, 1996). Durch Zuordnung der Komposte zu Gruppen unterschiedlichen Rottegrades lassen sich aber anhand folgender Parameter entsprechende Aussagen treffen:

Frischkomposte (Rottegrad I bis III):  $C/N > 15$  Gefahr einer N-Immobilisation

Fertigkomposte (Rottegrad IV bis V):  $N_{\min}$ -Gehalt entspricht etwa N-Wirkung

Einen für alle Komposte unabhängig vom Rottegrad gut geeigneten Parameter stellt der C/N-Quotient der mit einer 2M  $K_2SO_4$ -Lösung extrahierbaren organischen Substanz ( $C/N_{K_2SO_4}$ ) dar (EBERTSEDER et al., 1995, 1996). Er erlaubt nicht nur eine Unterscheidung von N-liefernden und N-immobilisierenden Komposten, sondern auch die Abschätzung der im Anwendungsjahr zu erwartenden N-Verfügbarkeit (EBERTSEDER, 1997):

$C/N_{K_2SO_4} > 6 \Rightarrow$  Gefahr einer N-Immobilisation

$C/N_{K_2SO_4} < 2,5 \Rightarrow$  N-Verfügbarkeit  $> 5\%$

Erste Ergebnisse (CAPRIEL et al., 1999) deuten darauf hin, dass zur Beurteilung der zu erwartenden N-Wirkung die vergleichsweise zeitaufwendigen chemischen Extraktionsmethoden durch einfach und schnell durchzuführende spektroskopische Messungen im Infrarot-Bereich ersetzt werden könnten (Diffuse Reflexions Fourier Transform Infrarot-Spektroskopie).

### c) Kurzfristige N-Wirkung

Aus Abbildung 2 geht hervor, dass unabhängig von der Kompostreife der weitaus überwiegende Teil des in Komposten enthaltenen N entweder direkt oder über den Einbau in mikrobielle Biomasse in den Humuspool des Bodens eingeht. Die unmittelbare N-Wirkung im Jahr der Kompostanwendung ist sehr gering, wie zahlreiche Feldversuche mit verschiedensten Kulturen und auf unterschiedlichsten Standorten bestätigen. Sie beträgt zumeist weniger als 5% des zugeführten Kompost-Stickstoffs und variiert in Abhängigkeit standort- und kulturspezifischer Einflüsse (Vegetationszeit, Bodenbearbeitung u.a.) in gewissen Grenzen (Abbildung: 5).

Komposte mit hohen Anteilen an Grünschnitt (Gehölzschnitt) weisen unter sonst gleichen Kompostierungsbedingungen in der Regel eine etwas geringere N-Wirkung auf als Komposte mit hohen Bioabfallanteilen (SCHERER et al., 1996). Durch eine mineralische Ergänzungsdüngung wird die Verfügbarkeit des Kompoststickstoffs im Allgemeinen wenig beeinflusst. Auch eine Zusammenfassung jährlicher Gaben zu einer Gabe für mehrere Jahre bringt

Frischkomposte (Rottegrad I bis III) mit höheren C/N-Quotienten als 15 können N binden

Bei Fertigkompost ist auch die Zusammenfassung von 2 oder 3 Jahresgaben ohne Auswirkung auf die Rate von 5% pflanzenverfügbarem N

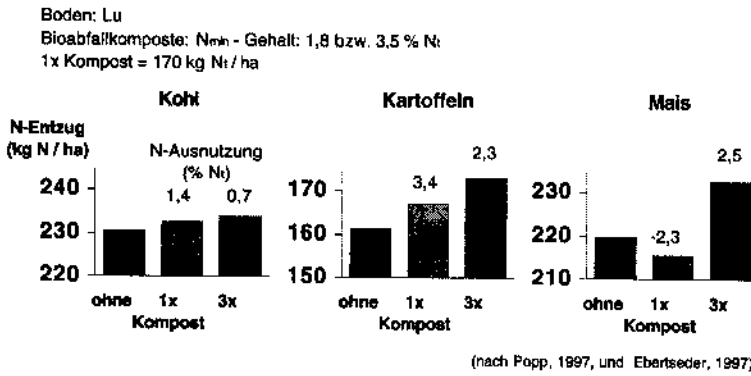


Abb.5: Stickstoffwirkung von Bioabfallkomposten zu unterschiedlichen Kulturen im Anwendungsjahr – Mittel aus 2 Komposten und abgestufter mineralischer Ergänzungsdüngung

keine Vorteile für eine bessere N-Verwertung (% der N-Zufuhr). Im Anwendungsjahr steht den Pflanzen damit aber insgesamt mehr Kompost-N zur Verfügung, der bei der Bemessung einer mineralischen Ergänzungsdüngung entsprechend anzurechnen ist.

Ansatzpunkte zur Optimierung der N-Verwertung durch die Pflanzen bieten die Wahl des Applikationstermins und die Art der Einarbeitung. Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln konkurrieren im Boden um Stickstoff, der in der Regel den begrenzenden Wachstumsfaktor darstellt. Strategien, mit denen der Kompost möglichst nahe an die Wurzeln plaziert wird (Applikation zum Pflanzenwachstum) bzw. die einen geringen Kontakt zwischen Kompost und Boden ermöglichen (oberflächige Applikation), bringen daher Vorteile bezüglich einer etwas höheren, im Vergleich zu Mineraldünger (ca. 60 – 80%) aber dennoch insgesamt geringen N-Ausnutzung. So wurde auf einem schluffigen Lößboden mit oberflächlich appliziertem Biokompost zu Mais die beste N-Ausnutzung erzielt (Tabelle 7).

Tab. 7: Durchschnittliche Ausnutzung von Bioabfallkompost-N nach unterschiedlicher Ausbringung (Termin, Einarbeitung) in benachbarten Feldversuchen  
 Boden: Lu, Kultur: Mais

Applikationstermin	Einarbeitung	N-Ausnutzung %
Herbst	Pflug (bis 25 cm)	- 0,6
Frühjahr, zur Saat	mit Saatbearbeitung	5,2
Frühjahr, nach Saat	ohne Einarbeitung (Mulch)	9,0

(nach EBERTSEDER, 1997)

Durch Einarbeiten des Komposts in die Ackerkrume im Herbst (Pflug) liegt die N-Ausnutzung zumeist im Bereich zwischen 0 und wenigen Prozent (siehe auch Abbildung 4). Die Applikation zur Saat/Pflanzung (wachsende Pflanzenwurzeln) und insbesondere die Ausbringung als Mulch ohne Einarbeitung (geringe Immobili-

*Nach Einarbeitung vom Kompost im Herbst wird der enthaltene N kaum (0-2%) genutzt*

*Im Frühjahr eingearbeiteter oder als Mulch ausgebrachter Kompost wird im Anwendungsjahr besser verwertet*

sation durch wenig Bodenkontakt) führen zu höheren Ausnutzungsraten (in diesen Versuchen bis durchschnittlich fast 10%).

#### d) Langfristige N-Wirkung

Die geringe N-Wirkung im Anwendungsjahr hat zur Folge, dass mehr als 90 % des Kompoststickstoffs im Boden verbleiben (Anstieg des N-Gehalts). Die Nachwirkung unterscheidet sich bereits im ersten Folgejahr nur mehr unwesentlich von der N-Nachlieferung aus der organischen Substanz des Bodens (je nach Standort 1,5 bis 3,5% pro Jahr). Die standort- und bewirtschaftungstypische Mineralisationsrate sowohl des Boden-Stickstoffs als auch des im Einzeljahr zugeführten Kompost-Stickstoffs wird durch eine langjährige Kompostanwendung nicht erhöht (Tabelle 8). Die unmittelbare Wirkung einer Kompostearbeitung auf die Nettomineralisation des Boden-Stickstoffs (verminderte Mineralisationsrate aufgrund eines erhöhten Immobilisationspotenzials) wird ebenfalls durch die zurückliegende, langjährige Düngung nicht beeinflusst. Auf leichten, sandigen Böden erfolgt im Allgemeinen eine stärkere N-Mineralisation aus der organischen Substanz (N-Nachlieferung) als auf schwereren Böden. Damit ist auch ein stärkerer Kompostumsatz in den Jahren nach der Kompostausbringung verbunden. Die Bodenart (z.B. Sand, Lehm) und die damit zusammenhängende Mineralisationsrate hat deshalb unter gleichen Klima-, Witterungs- und Bewirtschaftungseinflüssen neben der Ausbringungsmenge den stärksten Einfluß auf die langfristige N-Anreicherung des

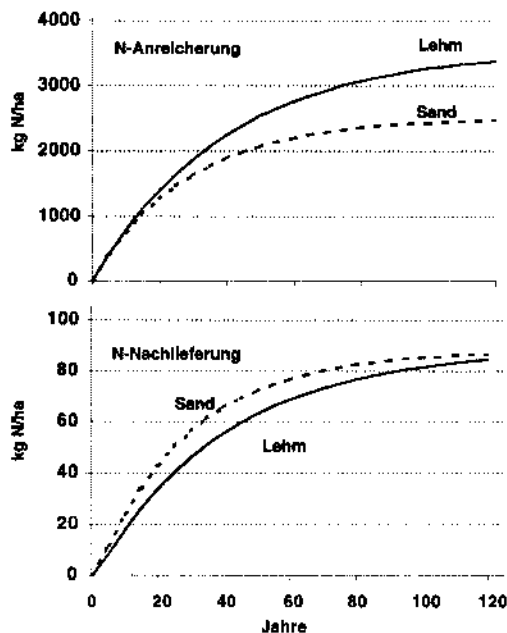


Abb.6: Stickstoff-Anreicherung und -Nachlieferung auf Lehm- und Sandboden durch langjährige Kompostdüngung – jährliche Applikationsmenge: 100 kg N/ha

(Annahme: Mineralisationsrate im 1. Jahr 8%, im 2. Jahr 3 bzw. 4% und später 2,5 bzw. 3,5% von im Boden verbleibendem N)

Boden durch die Kompostdüngung. Die Berechnung der N-Anreicherung ist bei GUTSER und CLAASSEN (1994) nachzulesen. So führt langjährige Kompostanwendung auf Lehmböden zu einer höheren N-Anreicherung und zu einem etwas langsameren Anwachsen der N-Nachlieferung als auf einem Sandboden (Abbildung 6). Die N-Anreicherung im Boden nähert sich mit zunehmender Zeitdauer asymptotisch einem Maximalwert. Die Hälfte der maximalen Anreicherung ist auf Sandböden etwa nach 20 Jahren, auf Lehmböden nach ca. 30 Jahren erreicht.

Ein weitgehendes Gleichgewicht zwischen N-Zufuhr und -Mineralisation (Kurvenverlauf annähernd parallel zur Abszisse) wird erst nach etwa 60 Jahren erreicht (Abbildung 6 unten). Dies bedeutet, erst nach relativ langen Zeiträumen wird eine mit der jährlichen Zufuhr vergleichbare N-Menge aus dem angereicherten Bodenpool verfügbar für die Pflanze bzw. für N-Verluste. Die N-Mineralisation ist kaum steuer- und nur schwer kalkulierbar. Sie stimmt zeitlich nur zum Teil mit dem N-Bedarf der Pflanzen überein. Eine nicht unerhebliche N-Menge wird in der vegetationsfreien Zeit mineralisiert und ist damit potentiell auswaschungsgefährdet. Die Anreicherung des Bodens mit organischer Substanz durch organische Dünger, insbesondere durch Komposte, führt daher unvermeidlich zu einer Zunahme des Verlustpotentials. Dies ist bereits nach wenigen Jahren mit Kompostdüngung an um etwa 5 – 10 kg N/ha erhöhten  $N_{min}$ -Gehalten im Boden zu erkennen (Abbildung 7) und wird ebenso in einem Lysimeterversuch in Weihenstephan (Tabelle 9) belegt.

*Erst nach 60 Jahren kontinuierlicher Kompostanwendung stellt der Boden annähernd so viel N zur Verfügung wie über Kompost gedüngt wird (Gleichgewicht)*

*N-Mineralisation ist kaum steuerbar, nur schwer zu kalkulieren und stimmt nicht immer mit dem N-Bedarf der Pflanze überein*

*Geht man von niedrigen Ertragszielen aus, so führt ausschließliche organische N-Düngung zwangsläufig zu höheren Verlustraten als eine Kombination aus Kompostdüngung und gezielter N-Ergänzung über Mineraldünger*

Tab. 8: Stickstoffmineralisation in langjährig unterschiedlich gedüngten Böden mit und ohne zusätzlicher Einarbeitung von Bioabfallkompost (BAK) – Brutversuch in Mitscherlich-Gefäßen; Bebrütung: 296 Tage; 1 x Kompost =  $\Delta$  170 kg N/ha-a

langjährige Düngung (20 Jahre)	N-Gehalt Boden %	N-Mineralisation	
		ohne BAK % N <sub>a</sub>	mit BAK % N <sub>a</sub>
ohne N	0,10	3,3	1,7
mineral. N	0,10	4,5	2,3
1 x Kompost	0,17	3,5	1,4
2 x Kompost	0,19	3,3	2,2

Langjährige Anwendung von Kompost zeigt auch im Vergleich mit Mineraldüngung und Gülle eine gute Ertragswirkung, erhöht aber zugleich das Auswaschungsrisiko unter den niederschlagsreichen Standortbedingungen in Weihenstephan (Auswaschungsverluste liegen in Lysimeterversuchen (1 m Bodentiefe) bekanntlich auf relativ hohem Niveau). Insbesondere nach der dritten Kompostgabe im September 1999 in Höhe von 360 kg N/ha wurden bis September 2000 trotz Zwischenfruchtanbau eine um 20 kg N/ha höhere Auswaschung ermittelt als in den Vergleichsvarianten.

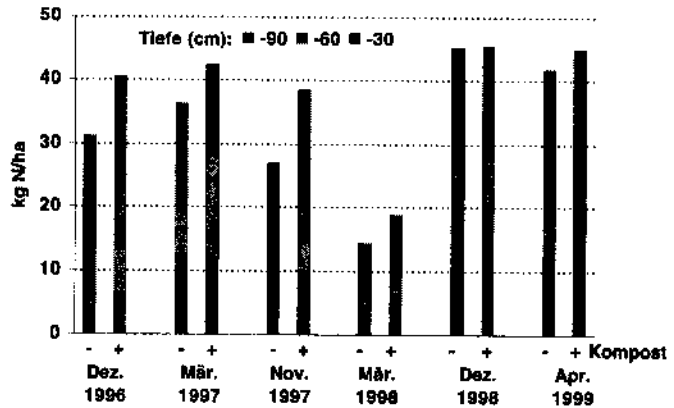


Abb. 7: Nmin-Gehalte im Boden nach mehrjähriger Kompostdüngung  
 Bioabfallkompost: 1993 bis 1995 170 kg Nt/ha-a  
 ab 1996 120 kg Nt/ha-a

Tab. 9: Langzeitexperiment zur N-Wirkung von Rindergülle und Biokompost (BAK) im Lysimeter  
 Boden: schluffiger Lehm; jährliche Niederschläge Weihenstephan: Ø 810 mm; Versuchsbeginn 1980 mit einheitlicher Gülle/KAS-Düngung. Ab Herbst 1993 alternativ Biokompost alle 3 Jahre vor Zu-Rüben im Herbst  
 Fruchtfolge: Zu-Rüben – Wi-Weizen – Wi-Gerste(+Zwi-Frucht)  
 Düngung (kg/ha): Ri-Gülle jährlich 120 N, Biokompost 3-jährlich 360 N, jeweils mit jährlich 60 N als KAS, Variante KAS: jährlich Ø 160 N

Variante	Zu-Rüben 1994	1. Fruchtfolge 1994-95	Zu-Rüben 1997	2. Fruchtfolge 1997-98	Zu-Rüben 2000
Erträge (Rüben, Körner) dt TS/ha					
KAS	168	307	210	345	152
Gülle/KAS	186	327	222	362	166
BAK/KAS	174	285	225	334	187
Auswaschung * kg N/ha					
KAS	22	65	6	56	8
Gülle/KAS	21	52	4	60	11
BAK/KAS	27	60	4	68	32

\* Auswaschung von Oktober des Vorjahres bis September des angegebenen Jahres

Höhe Erträge und mögliche geringe N-Auswaschung durch Kombination aus Kompostdüngung und von Pflanzenart angelegte mineralische Ergänzungsdüngung

Anwendungsstrategien für Komposte, die auch auf lange Sicht mit den Grundsätzen einer umweltverträglichen Landwirtschaft im Einklang stehen sollen, müssen diesem unvermeidlich mit der Kompostdüngung verbundenen Anstieg des N-Auswaschungspotentials Rechnung tragen und die jährlich zulässige N-Fracht begrenzen. Damit sind Höchsterträge durch Kompostdüngung allein auch langfristig generell nicht möglich. Höhere Erträge erfordern stets eine angepasste mineralische Ergänzungsdüngung.

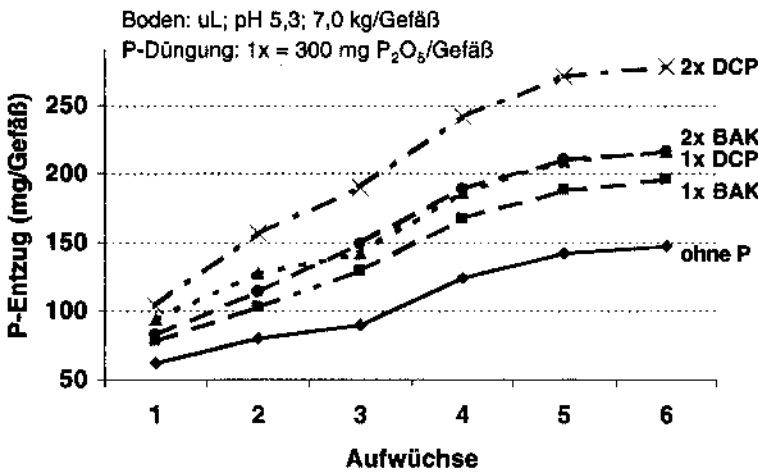
**Phosphor**

Phosphor liegt in Komposten zu etwa 35 % in löslicher Form (CAL-Extrakt) vor. Ca. 20 % des Gesamt-Phosphors sind orga-



nisch gebunden (CABRERA et al., 1991; EBERTSEDER, 1997; TRAORÉ et al., 1999). Während der Kompostierung steigt der Anteil des organischen P am Gesamt-P nicht an. In Abhängigkeit von den Kompostierungsbedingungen (zeitweise Anaerobie) und Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien (Anteil Haushalts- und Speiseabfälle) kommt es jedoch zu einer Zunahme schwererlöslicher anorganischer P-Verbindungen (Ca/Mg-Phosphate, Fe/Al-Phosphate) (TRAORÉ et al., 1999). Die Prozesse des P-Umsatzes während der Kompostierung dürften damit weitgehend denen des Bodens beim Umsatz von Mineraldünger-P entsprechen. Die Produkte dieser Umsetzungen werden langfristig für voll pflanzenverfügbar angesehen. Mikrobielle Vorgänge (Immobilisation, Mineralisation) spielen für die P-Verfügbarkeit von Komposten nur eine untergeordnete Rolle (Unterschied zu N).

Die langfristige P-Wirkung von Kompost ist mit dem Anteil an kaliumlöslichem Phosphat verbunden. Eine Immobilisation von P durch Schwermetalle spielt eine untergeordnete Rolle.



(nach Ebertseder, 1997)

Abb.8: P-Wirkung von Bioabfallkompost (BAK, 35% von Pt CAL-löslich) und Dicalciumphosphat (DCP) – Gefäßversuch, Versuchsdauer 2 Jahre, Fruchtfolge: Hafer-Mais-Raps

Insgesamt weisen Komposte eine relativ gute P-Düngewirkung auf, wie Ergebnisse aus einem Gefäßversuch mit Bioabfallkompost beispielhaft belegen (Abbildung 8). Im Vergleich zu mineralischen P-Düngern ist die Wirkung von Kompostphosphat jedoch häufig langsamer und damit die Pflanzenverfügbarkeit in den ersten Jahren nach der Anwendung geringer. Dabei ist zu beachten, dass sich auch mineralische P-Dünger in ihrer Löslichkeit und damit auch ihrer Pflanzenverfügbarkeit auf unterschiedlichen Böden (pH-Wert, Sorptionsverhältnisse) stark unterscheiden.

Aus Feldversuchen lässt sich die P-Wirkung von Komposten meist nicht unmittelbar ableiten, da die Ertragsentwicklung häufig von anderen Faktoren (N-Verfügbarkeit, Bodenphysik) stärker bestimmt wird als durch das in der Regel ausreichend im Boden vorhandene Phosphat. Mehrjährig kompostgedüngte Flächen weisen aber zumeist in Abhängigkeit von der Kompostzufuhr erhöhte Gehalte an löslichem Phosphat im Boden auf (Abbildung 9). Diese in vielen Versuchen (DIEZ und WEIGELT, 1980, BISCHOFF, 1988, DIEZ

P aus Kompost ist langsamer verfügbar als aus mineralischer P-Düngung

Kompost-P sollte wie P aus anderen Wirtschaftsdüngern voll in die Düngebedarfsrechnung abbezogen werden

und KRAUSS, 1997) gemachte Beobachtung bestätigt eine auch längerfristig hohe P-Verfügbarkeit. Da Pflanzen sich überwiegend aus dem P-Bodenvorrat ernähren, ist daher die Empfehlung gerechtfertigt, Kompost-P ähnlich wie Phosphat aus Stallmist oder Mineraldüngern voll in der Düngerbemessung zu berücksichtigen.

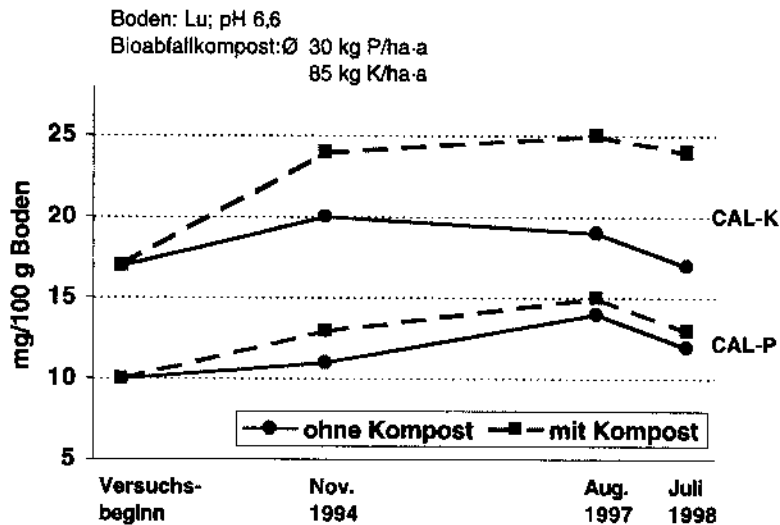


Abb.9: Wirkung einer mehrjährigen Kompostdüngung auf die CAL-löslichen Phosphor- und Kalium-Gehalte im Boden

### Kalium

Kalium ist in Komposten in der Regel zu mehr als 75 % löslich (CAL-Extrakt). Es ist damit von einer ähnlich guten Verfügbarkeit auszugehen wie für Kalium aus mineralischen Düngemitteln. Das in Komposten enthaltene Kalium kann dabei voll auf den Düngbedarf angerechnet werden. Auch die Bodenuntersuchung weist auf höhere Mengen an CAL-löslichem Kalium nach Kompostdüngung hin (Abbildung 9)

### Schwefel

Für die Schwefelwirkung von organischen Düngern spielen, ähnlich wie für Stickstoff, mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden (Mineralisation, Immobilisation) eine entscheidende Rolle. Die Verfügbarkeit von N und S unterliegt damit weitgehend den selben Gesetzmäßigkeiten.

#### a) Kurzfristige Schwefelwirkung

Die Schwefelwirkung im Jahr der Kompostanwendung wird bestimmt durch den Gehalt an  $\text{SO}_4\text{-S}$  einerseits und dem C/S-Verhältnis andererseits. Analog zu Stickstoff wird auch Schwefel durch Einbau in mikrobielle Biomasse immobilisiert, wenn schwefelarme, leicht abbaubare organische Substanz im Boden umgesetzt wird. Eine S-Immobilisation ist zu erwarten nach Applikation organischer Dünger mit C/S-Quotienten von etwa 80 und darüber. Komposte weisen üblicherweise C/S-Quotienten kleiner 75 auf.

Kompost-K ist ähnlich gut  
 verfügbar wie K aus  
 Mineraldüngern

Kompost-S ist ähnlich gut  
 verfügbar wie S aus  
 Mineraldüngern

Demnach ist keine stärkere Immobilisation des zugeführten  $SO_4$ -Schwefels zu erwarten. Entsprechend eines  $S_{min}$ -Anteils von 5 bis 10% am Gesamt-Schwefel (siehe Tabelle 2) liegt die kurzfristige Verwertung des Kompost-S durch die Pflanze in ähnlicher Höhe. In einem einjährigen Gefäßversuch erzielten  $SO_4$ -haltige Mineraldünger hohe Mehrerträge im Gegensatz zu Biokompost oder insbesondere Stallmist. Der über die organischen Dünger verabreichte Schwefel erreichte bestenfalls ein Mineraldüngeräquivalent von etwa 5 bis 15% (Abbildung 10).

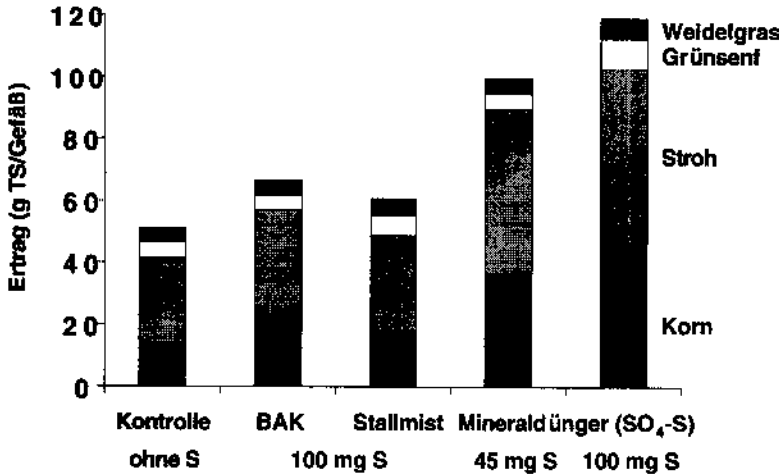
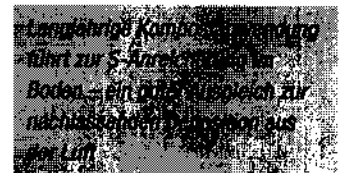


Abb.10: Kurzfristige Schwefelwirkung von Biokompost (BAK) im Vergleich zu Mineraldünger und Stallmist – Ertrag von Sommerweizen, Grünsenf und Weidelgras, Düngung: 45 bzw. 100 mg S/Mitscherlich-Gefäß

**b) Langfristige Schwefelwirkung**

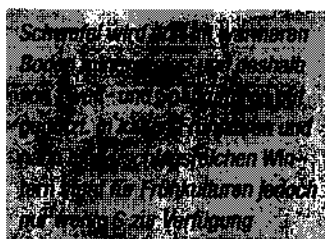
Ca. 90 % des Kompost-Schwefels sind organisch gebunden. Dieser Anteil steht den Pflanzen im Jahr der Kompostanwendung zunächst nicht zur Verfügung. Er reichert sich mit zunehmender Dauer der Kompostanwendung zusammen mit der organischen Substanz ebenso wie Stickstoff im Boden an (Tabelle 10). Abbildung 11 gibt den Verlauf der S-Freisetzung von kompostgedüngten Böden unter Freilandbedingungen wieder.



Tab. 10: Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelanreicherung des Bodens nach 25-jähriger Kompostdüngung – Ø 170 kg N bzw. 10 – 12 t TS/ha-a

Düngung	Böden (Gesamtgehalt %)		
	C	N	S
ohne Kompost	1,19	0,13	0,019
mit Kompost	1,59	0,16	0,026

Damit erhöht sich auch das S-Nachlieferungsvermögen. Der aus der organischen Substanz des Bodens freigesetzte Schwefel kann



von den Pflanzen genutzt werden und trägt damit zu einer Verminderung des S-Düngebedarfs bei. Auf dem langjährig mit Kompost gedüngten Boden (Tabelle 10) bewirkte eine optimale mineralische Schwefeldüngung zu Sommerweizen nur Mehrerträge bis 12% gegenüber 51% auf dem Kontrollboden (Gefäßversuche). Entscheidend für die Deckung des S-Bedarfs der Pflanzen ist aber nicht nur die Höhe der mineralisierten S-Menge, sondern auch der Zeitpunkt der Freisetzung. Die S-Mineralisation ist im Vergleich zur N-Mineralisation stärker temperaturabhängig. Sie setzt in der Regel später (höhere Bodentemperatur) ein. Die Nachlieferung aus dem S-Pool des Bodens kann daher insbesondere von Kulturen mit langer Wachstumszeit (z.B. Kohl, Lauch) und spätem S-Bedarf oder von spät wachsenden Kulturen (Zweit- oder Drittkultur) genutzt werden. Für Kulturen mit hohem S-Bedarf im Frühjahr ist aus der S-Mineralisation kein wesentlicher Beitrag zur Bedarfsdeckung zu erwarten, insbesondere nach einem niederschlagsreichen Winter (S-Auswaschung).

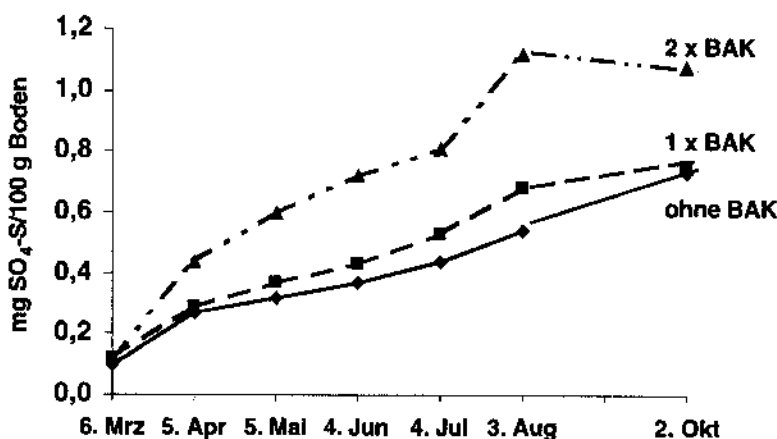
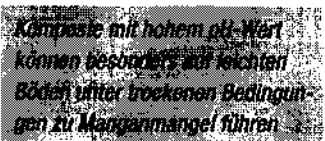


Abb.11: Freisetzung von SO<sub>4</sub>-Schwefel in langjährig mit Biokompost (BAK) gedüngten Böden – 1 x BAK = 43 t TS/ha (Summe 1992-1998)

### Spurennährstoffe

Hinsichtlich der Verfügbarkeit einzelner Spurennährstoffe aus Komposten für Freilandkulturen besteht Forschungsbedarf. Generell wird die Mobilität von Spurenelementen im Boden und damit ihre Pflanzenverfügbarkeit entscheidend durch den pH-Wert beeinflusst (abnehmende Verfügbarkeit mit steigendem pH-Wert, Ausnahme: Molybdän). So nehmen die Schwermetallgehalte der Pflanzen nach Zufuhr größerer Mengen Kompost als Folge des pH-Anstieges der Böden häufig ab. Dies trifft insbesondere für Mangan zu. Der Einsatz großer Mengen kalkreicher Komposte kann daher trotz hoher Gehalte zu einer eingeschränkten Spurenelement-, insbesondere Mn-Verfügbarkeit führen, vor allem auf trockenen Standorten mit leichten Böden (BISCHOFF, 1988). Auch aus dieser Sicht sollten Komposte nur in relativ geringen jährlichen Gaben ausgebracht und der bodenspezifisch optimale pH-Wert nicht überschritten werden.



### 3.5 Grundsätzliches zur Anwendung von Biokomposten im Freiland

Das vorliegende Kompendium enthält spezifische Kapitel für die Anwendung von Komposten in den vielfältigen Bereichen des Gartenbaus. Deshalb werden hier nur grundsätzliche Aussagen für die Optimierung der Kompostanwendung im Freiland-Gartenbau getroffen.

Wie gezeigt, werden Bioabfallkomposte in der Düngemittelverordnung als organische NPK-Dünger mit der Ergänzung „Sekundärrohstoffdünger“ eingestuft. Hervorzuheben sind neben den Nährstoffen beachtliche Gehalte an organischer Substanz und basisch wirksamen Bestandteilen.

Der Einsatz von Düngemitteln orientiert sich im Wesentlichen an den Nährstoffabfuhr durch die Ernteprodukte sowie den unvermeidbaren Nährstoffverlusten bei „guter gartenbaulicher Praxis“. Auch der Nährstoffzustand der Böden, z.B. bezüglich der P- und K-Versorgung, wird in die Düngerbemessung durch Zu- oder Abschläge mit einbezogen. Schwierigkeit bereitet die Abschätzung der N-Lieferung aus dem durch langjährige Kompostanwendung angereicherten N-Pool des Bodens und folglich auch die Bemessung der für gute Ernten stets notwendigen mineralischen Ergänzungsdüngung. Nmin-Untersuchungen der Böden, auch kulturbegleitend, können wertvolle Zusatzinformationen für die Düngeroptimierung liefern, wenngleich auch die hohe Variabilität dieses Parameters in der Fläche die Aussagekräftigkeit dieser Untersuchungsmethode begrenzen kann. Da Biokompost nur geringe Mengen (0-10% des enthaltenen Stickstoffs) an unmittelbar verfügbarem Stickstoff (Nmin) enthält und somit kurzfristig nur zu einem geringen Anstieg des Nitratgehaltes im Boden führt - es liegt somit ein kurzfristig niedriges Verlustpotential für Biokomposte vor - können jährliche Gaben mehrjährig zusammengefasst werden. Einschränkungen für diese Düngungspraxis bestehen für auswaschungsgefährdete Standorte (N- und K-Auswaschung); Zwischenfruchtanbau mindert die Verlustgefahr. Eine mehrjährige Zusammenfassung jährlicher Düngemaßnahmen kann Vorteile für die kurzfristige Verwertung des Kompoststickstoffs durch die Pflanzen bringen ebenso wie für die unmittelbar bodenverbessernde Wirkung dieses organischen Düngemittels.

Auch besteht Freiraum für die zeitliche Ausbringung von Biokompost (Früh- und Spätherbst, Frühjahr); grundsätzlich sollten allerdings Komposte mit höheren Nmin-Gehalten und bei mehrjähriger zusammengefasster Applikation zeitlich nahe an den N-Bedarf einer Kultur gelegt werden.

Nachdem nun gartenbaulich genutzte Flächen als Folge der langjährigen Düngungsvorgeschichte überwiegend eine optimale bis hohe P-Versorgung der Böden aufweisen, wird die Düngung von Biokomposten durch den Nährstoff P begrenzt.

Mit durchschnittlich jährlichen Kompostgaben von 20 m<sup>3</sup>/ha (entsprechend ca. 10 t TM/ha - die BioAbfV lässt grundsätzlich Mengen bis zu 20 bzw. 30 t TM/ha alle 3 Jahre zu) werden etwa 25 kg P oder 60 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha gedüngt und damit die P-Abfuhr über mitt-

*Siehe auch kulturbezogene Kapitel Gemüsebau (Kap. 8), Beerenobst (Kap. 9), Obstbau (Kap. 10)*

*Mehrere jährliche Teilgaben (2-3) an Kompost können zusammengefasst werden*

*Die Zusammenfassung mehrerer Jahresgaben kann den bodenverbessernden Effekt von Kompost erhöhen*

*Hohe P-Versorgung des Bodens begrenzt die Kompostanwendung*

Ca. 120 kg N/ha als jährliche organische Düngung, z.B. Kompost, stellen die tolerierbare Grenze dar.

Kompostgaben bis jährlich 400 kg N/ha erlauben eine deutliche Senkung der N-Versorgung der Pflanzen durch ergänzende mineralische N-Düngung.

Die Begrenzung der Kompostanwendung über die Nährstofffrachten vermindert erheblich die Gefahr der Überfrachtung mit Schadstoffen.

lere Ernten weitgehend gedeckt. Diese Kompostmenge enthält zudem etwa 100 bis 120 kg  $K_2O$ , 200–250 kg basisch wirksame CaO-Äquivalente, 3 t organische Substanz und letztlich ca. 120 kg Gesamtstickstoff. Damit deckt die K-Zufuhr weitestgehend die K-Abfuhr, die basischen Bestandteile den durchschnittlichen Bedarf an Erhaltungskalkung für viele Standortbedingungen sowie die Zufuhr an organischer Substanz den Humusabbau der Böden bei gartenbaulicher Nutzung.

Die zugeführte N-Menge von ca. 120 kg/ha stellt die obere, tolerierbare Grenze für die jährliche Zufuhr über organische Dünger dar. Das nach langjähriger Kompostdüngung sich im Boden einstellende N-Potential sollte durch begleitende konservierende Maßnahmen auf den meisten Standorten soweit kontrollierbar sein, dass keine größeren Umweltbeeinträchtigungen durch N-Verluste über Nitratauswaschung und gasförmige Emissionen auftreten. Zudem ermöglicht eine organische Düngung in dieser Höhe noch eine gezielte Steuerung des Pflanzenwachstums durch eine mineralische Ergänzungsdüngung, ebenso auch eine Zusammenlegung von 2–4 jährlichen Einzelgaben je nach Standortbedingungen mit tolerierbarem Auswaschungsrisiko. Mit der Begrenzung des Komposteinsatzes durch die Nährstofffracht kann die gesetzlich tolerierte Schadstofffracht wesentlich unterschritten werden, so dass insgesamt das mit der Kompostdüngung verbundene Restrisiko hinsichtlich der Schadstoffanreicherung der Böden und Pflanzen weiter reduziert wird.

### 3.6 Zusammenfassung

Die Verwertung von Komposten im Gartenbau ist sowohl durch das Abfallrecht (Schadstoffgehalte und -frachten) als auch durch das Düngemittelrecht als Sekundärrohstoffdünger (Nährstoffgehalte und -frachten) geregelt. Die Einsatzmengen von gartenbaulich geeigneten Komposten werden durch die Nährstofffrachten begrenzt; die zulässigen Höchstfrachten an Schadstoffen werden wesentlich unterschritten und somit das Restrisiko bezüglich Schadstoffanreicherung der Böden und des Erntegutes auf ein Mindestmaß reduziert.

Komposte weisen neben beachtlichen Gehalten an Nährstoffen und basisch wirksamen Bestandteilen hohe Kohlenstoffgehalte auf, so dass sie durch ihre humusreproduzierende Wirkung sehr wesentlich zur Bodenverbesserung beitragen. Da der Stickstoff zu 90 bis 95% organisch gebunden vorliegt, zeigen die Komposte im Anwendungsjahr nur eine geringe N-Wirkung. Über die Anreicherung der C- und N-Gehalte der Böden nach langjähriger Anwendung nimmt die N-Freisetzung aus dem N-Pool des Bodens (ebenso wie das Verlustpotenzial) zu, so dass die mineralische Ergänzungsdüngung mit der Dauer der Kompostanwendung verringert werden kann. Komposte können sowohl im Herbst als auch im Frühjahr und ebenso für mehrere Jahre zusammengefasst in größeren Einzelgaben appliziert werden, da sie wegen der langsamen N-Freisetzung kurzfristig nur ein geringes Verlustrisiko darstellen. Bedingt durch die in der Regel gute P-Versorgung gartenbaulich genutzter Böden wird die Kompostdüngung meist durch die P-

Mit jährlichen Kompostgaben von durchschnittlich 20 m<sup>3</sup>/ha (entspricht ca. 10 t TM) werden neben 120 kg Gesamt-N, 60 kg  $P_2O_5$ , auch ca. 120 kg  $K_2O$  sowie 200–250 kg CaO in Verbindung mit 3 t org. Substanz ausbracht.

Fracht begrenzt. Mit einer jährlichen Zufuhr von 15 bis 20 m<sup>3</sup>/ha werden neben 60 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> zusätzlich etwa 120 kg N und K<sub>2</sub>O, 200 – 250 kg basisch wirksames CaO sowie 3 t organische Substanz ausgebracht. Damit wird ein wesentlicher Teil des Düngungsbedürfnisses gartenbaulicher Kulturen abgedeckt und bezüglich der Stickstoffversorgung noch ein ausreichend großer Freiraum belassen, um das Pflanzenwachstum über eine mineralische Ergänzungsdüngung optimal zu steuern.

### 3.7 Literatur

- ASMUS, F. (1992): Einfluß organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusproduktion. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 206, Bd. 4, 127-139.
- BioAbfV (1998): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV). Vom 21. September 1998. BGBl. I S. 2955.
- BISCHOFF, R. (1988): Auswirkungen langjähriger differenzierter organischer Düngung auf Ertrag und Bodenparameter. VDLUFA-Schriftenreihe 23, Kongreßband 1987, 451-466.
- CABRERA, F., MURILLO, J.M., LOPEZ, R. und HERNANDEZ, J.M. (1991): Fate of phosphorus added with urban compost to a calcareous soil. J. Environ. Sci. Health, B 26, 1, 451-466.
- CAPRIEL, P., EBERTSEDER, Th., POPP, L. und GUTSER, R. (1999): IR-Spektroskopie: Eine Schnellmethode zur Prognose der N-Wirkung und relevanten Parameter von Biokomposten. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162, 149-153.
- 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.
- DIEZ, Th. und KRAUSS, M. (1997): Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Bodenfruchtbarkeit. Agri-biol. Res. 50, 1, 78-84.
- DIEZ, Th. und WEIGELT, H. (1980): Zur Düngewirkung von Müllkompost und Klärschlamm. Landwirtsch. Forschung 33, 1, 47-66.
- EBERTSEDER, Th. (1997): Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Shaker Verlag, Aachen, zugleich Dissertation, Technische Universität München.
- EBERTSEDER, Th., GUTSER, R. und CLAASSEN, N. (1995): Parameter zur Abschätzung der Wirkung von Bioabfallkomposten auf das Pflanzenwachstum. VDLUFA-Schriftenreihe 38, Kongreßband 1994, 325-328.

- EBERTSEDER, Th., GUTSER, R. und CLAASSEN, N. (1996): Parameters to estimate the nitrogen effect of biogenic waste composts. In: DeBertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., and Papi, T. (Eds.): *The science of composting*. Blackie Academic & Professional, London, 306-313.
- Fink, M., Feller, C., Scharpf, H.-C., Weier, U., Maync, A., Ziegler, J., Paschold, P.-J., and STROHMEYER, K. (1999): Nitrogen, phosphorus, potassium and magnesium contents of field vegetables – Recent data for fertilizer recommendations and nutrient balances. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 162, 71-73.
- GIUSQUIANI, P.L., PAGLIAI, M., GIGLIOTTI, G., BUSINELLI, D., and BENETTI, A. (1995): Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24, 175-182.
- GUTSER, R. (1997): Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger. *VDLUFA-Schriftenreihe 44, Kongreßband 1996*, 29-43.
- GUTSER, R. und CLAASSEN, N. (1994): Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten. *Mitteign. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 73, 47-50.
- GUTSER, R. und v. TUCHER, S. (2000): Zur Schwefelwirkung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern. *VDLUFA-Schriftenreihe 53, Schwefelernährung von Kulturpflanzen – Grundlagen, Düngebedarfsermittlung, Beratungsempfehlungen*. VDLUFA-Verlag, Darmstadt, 48-63.
- INDUSTRIEVERBAND AGRAR (Hrsg.) (2000): *Wichtige Zahlen – Düngemittel: Produktion, Markt, Landwirtschaft*. Industrieverband Agrar e.V., Frankfurt/Main.
- KRAUB, P. und GRAMMEL, U. (1992): Die Relevanz der Schadstoffdiskussion bei der Bioabfallkompostierung. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): *Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost*. *Abfallwirtschaft 9.*, M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, 223-257.
- KRAUB, P., KRAUB, Th. und HAGENMAIER, H. (1994): PCDD/F-Belastung von Bioabfallkomposten und Belastungspfade. In: Fiedler, H. (Hrsg.): *Dioxine im Biokompost*. *Organohalogen Compounds 18*, ECO-INFORMA Press, Bayreuth, 39-54.
- KUNDLER, P. (1986): Wirtschaftsdünger und Ernterückstände als Humuslieferanten. *Bodenkultur* 37, 293-307.
- POLETSCHNY, H. (1994): Nährstoffe und organische Substanz. *Ber. ü. Landw., SH 208, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit*, Bd. 6, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 83-91.
- POPP, L. (1997): *Reifekriterien und Einsatzmöglichkeiten für Komposte aus Bioabfall im Gartenbau und Garten-Landschaftsbau*. Shaker Verlag, Aachen, zugleich Dissertation, Technische Universität München.



- POPP, L. und FISCHER, P. (1995): Aussagekraft des nach biologischen Methoden ermittelten Reifegrades von Komposten für deren Wirkung im Gefäßversuch. VDLUFA-Schriftenreihe 38, Kongreßband 1994, 329-332.
- POPP, L. und FISCHER, P. (1996): Biological Parameters to estimate the effect of biogenic waste composts on plant growth in pot trials. In: DeBertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., and Papi, T. (Eds.): *The science of composting*. Blackie Academic & Professional, London, 294-305.
- REINHOLD, J. (1999): Biowaste composting in the Federal Republic of Germany – under special consideration of the guarantee for the quality properties of compost. In: Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.): *Report: EU-symposium „Compost – Quality approach in the European Union“*, Vienna, 29 – 30. October 1998. Wien, 175 – 185.
- SCHERER, H.W., WERNER, W. und NEUMANN, A. (1996): N-Nachlieferung und N-Immobilisation von Komposten mit unterschiedlichem Ausgangsmaterial, Rottegrad und C/N-Verhältnis. *Agribiol. Res.* 49, 2-3, 120-129.
- SEVERIN, K. (1993): Komposte aus Siedlungsreststoffen – ihre chemische Zusammensetzung und Anwendungsbereiche. VDLUFA-Schriftenreihe 35, Kongreßband 1992, 357-360.
- TRAORÉ, O., SINAJ, S., FROSSARD, E. und VAN DE KERKHOVE, J.M. (1999): Effect of composting time on phosphate exchangeability. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55, 123-131.
- VOGTMANN, H., FRICKE, K. and TURK, T. (1993): Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. *Compost Science & Utilization*, 1, 4 69-87.
- WILCKE, W. und DÖHLER, H. (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. KTBL Arbeitspapier 217, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt.

*Zu den Autoren:*

*Dr. Reinhold Gutser:*

*Dr. agr. Reinhold Gutser ist Akademischer Direktor am Lehrstuhl für Pflanzenernährung des Wissenschaftszentrums Weihenstephan der Technischen Universität München. Seit 1970 leitet er die Versuchsstation dieses Lehrstuhles und ist Dozent für angewandte Bereiche des Fachgebietes Pflanzenernährung in den Studiengängen Agrar- und Gartenbauwissenschaften. Sein Arbeitsschwerpunkt liegt unter anderem in der Entwicklung optimaler Einsatzstrategien für organische Reststoffe, die neben dem Nährstoffrecycling auch mögliche Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit und die Umwelt mit erfassen.*

*Adresse: Lehrstuhl für Pflanzenernährung der Technischen Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, 85350 Freising*

*Dr. Thomas Ebertseder*

*Dr. agr. Thomas Ebertseder war von 1992 bis 1996 wissenschaftlicher Angestellter am Lehrstuhl für Pflanzenernährung der Technischen Universität München-Weihenstephan. Dabei war er mit der Durchführung eines Verbundforschungsprojektes zur Kompostierung und Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen betraut. Von 1997 bis 2001 war er Mitarbeiter der Düngemittel-Beratung und -Entwicklung der BASF AG, Agrarzentrum Limburgerhof. Seit 01.10.2001 ist er wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau.*

*Adresse: Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Vöttingerstr. 38, 85354 Freising*