

Technische Universität München
Lehrstuhl für Pflanzenernährung
85350 Freising-Weihenstephan

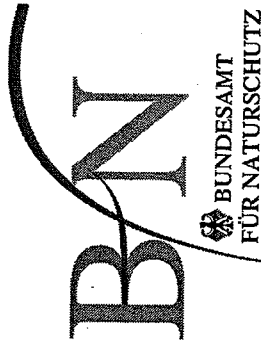
"Die Zukunft der Getrenntsammlung von Bioabfällen"

Schriftenreihe
des ANS,
herausgegeben von
K. Fricke
G. Kosak
A. Meier-Ploeger
T. Turk
R. Wallmann
H. Vogtmann

**20 Jahre Biotonne
Witzenhausen – eine
Standortbestimmung**

**unter der Schirmherr-
schaft von Bundesumwelt-
minister Jürgen Trittin**

in Kooperation mit:



- **Ingenieurgemeinschaft
Witzenhausen**
- Fricke & Turk GmbH**
- **Universität Kassel**
- Fachbereich Ökologische
Agrarwissenschaften**

**64. Informationsgespräch
des ANS e. V.
8. und 9. Juli 2003
in Witzenhausen**



Kompostverwertung – Sicherung von Bodenfunktionen

Reinhold Gutser und Thomas Ebertseder

Einleitung

Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ist ein elementares Ziel der landwirtschaftlichen und gartenbaulichen Bodennutzung. Bodenfruchtbarkeit wurde lange Zeit nahezu ausschließlich der Produktionsleistung des Bodens gleichgesetzt und später mit der Forderung nach hoher Produktqualität ergänzt. Landwirte und Gärtner erzeugen jedoch nicht nur Nahrungsmittel, sondern beeinflussen durch ihre Produktionsweise auf den ihnen anvertrauten 55 Prozent der Landfläche Deutschlands (mit Forstwirtschaft über 85 %) die stoffliche Qualität unserer Umwelt – der Pedo-, Hydro- und Atmosphäre. Die Öffentlichkeit erwartet von ihren Landwirten zunehmend mehr Umweltleistung, was sich in gesetzlichen Auflagen hinsichtlich Schutz des Bodens, des Wassers und der Luft niederschlägt. Hierbei kommt dem Boden mit seinen vielfältigen Regelungsfunktionen (Speicher-, Filter-, Abbau-, Entgiftungs-, Fixierungsfunktion) eine zentrale Bedeutung zu. Ein fruchtbarer Boden garantiert demnach hohe Ertragsicherheit, allerdings auch – und dies weitgehend uneingeschränkt – standörtlich vorgegebene Regelungsfunktionen. Der Schutz biotischer Ressourcen (z.B. Artenvielfalt etc.) ist letztlich nur über die Bereitstellung von Schutzflächen (5 – 20 % der Nutzfläche) in geeigneter Vernetzung erreichbar.

Vor diesem Hintergrund soll dieses Referat auf Auswirkungen eines langjährigen Einsatzes von Bioabfallkomposten bezüglich physikalischer, chemischer und biologischer Eigenschaften der Böden hinweisen und darauf aufbauend Grundregeln für eine optimierte Anwendung von Bioabfallkomposten in Landwirtschaft und Gartenbau ableiten.

Kenntnisstand über die Kurz- und Langzeitwirkung von Bioabfallkomposten

Sofern die Schadstoffvorgaben der Bioabfallverordnung (BioAbfV, 1998) erfüllt sind, stellen Bioabfallkomposte nährstoffreiche organische Sekundärrohstoffdünger dar. Besonders hervorzuheben ist deren bodenverbessernde Wirkung, zurückzuführen auf die nach der Kompostierung verbleibende relativ stabile und zur Humusbildung im Boden befähigte organischen Substanz sowie basisch wirksame Bestandteile, die der Versauerung der Böden entgegenwirken. Die im Bioabfallkompost mit Ausnahme von Stickstoff und Schwefel enthaltenen Nährelemente (z.B. K, P, Ca, Mg) zeigen in Abhängigkeit ihrer Löslichkeit kurzfristig mehr oder minder schnelle, längerfristig eine üblichen Mineraldüngern weitgehend vergleichbare Wirkung. Damit beinhalten Bioabfallkomposte ein beachtliches, natürliche Ressourcen schonendes Nährstoffpotenzial (bis zu 10 % der in der

Bundesrepublik Deutschland über Mineraldünger eingesetzten Nährstoffmengen). Die Nährelemente Stickstoff und Schwefel liegen im Bioabfallkompost zum größten Teil (bis zu 90 % und mehr) organisch gebunden und folglich für Mikroorganismen und Pflanzen kurzfristig (im Anwendungsjahr) in nicht verfügbarer Form vor. Bioabfallkomposte zeigen erst nach mehrjähriger Anwendung in Folge der Humus- und damit C-, N- und S-Anreicherung des Bodens und dessen jährlicher Mineralisation in Raten von 1 - 5 % eine mittel- bis längerfristige N- und S-Wirkung. Die Humusanreicherung der Böden nach langjähriger Kompostzufuhr ist Ursache für den Erhalt oder die Verbesserung der physikalischen (Struktur, Aggregatstabilität, Porenvolumen), chemischen (Sorptionseigenschaften) und biologischen (Aktivität der Bodenflora, -fauna und Mikrobiologie) Bodeneigenschaften und letztlich Ursache für sichere Ertragsleistungen der Kulturpflanzen. Diese angeführten Nährstoff- und Humuswirkungen von Bioabfallkompost sind vielfach belegt (EBERTSEDER, 1997; POPP, 1997) und bei GUTSER (1997) und GUTSER und EBERTSEDER (2002) zusammengefasst. Zudem wird auf das Handbuch "Kompost im Gartenbau" (ZVG, 2002) sowie auf den von GRONAUER et al. (1997) publizierten Forschungsbericht über das vom BayStMLU geförderte Forschungsvorhaben "Umweltschonende Aufbereitung und Verwertung von Bioabfallkomposten durch Kompostierung und Rückführung auf landwirtschaftliche und gärtnerische Flächen" hingewiesen.

Kohlenstoff- und Stickstoffanreicherung der Böden – Basis für Ertragsicherheit

Die Ursache für eine gute Ertragsleistung von langjährig zugeführtem Bioabfallkompost ist neben einer mehr oder weniger kurzfristigen Nährstoffwirkung vor allem in der Humusanreicherung der Böden zu sehen. Diese wirkt sich sehr wesentlich auf die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Böden (siehe unten) und damit auf vielseitige Wechselbeziehungen mit der Kulturpflanze aus. Nicht zuletzt bewirkt das hohe Nachlieferungspotenzial der Böden für Stickstoff eine stärkere Unabhängigkeit von der jahrgangsspezifischen Verwertbarkeit (Menge, Zeitpunkt) mineralischer Düngemittel mit bekannten Folgen für eine hohe Ertragsicherheit.

Mineralische und organische Düngemittel unterscheiden sich bezüglich Stickstoff sehr wesentlich in ihrem zeitlichen Wirkungsverhalten (Abb. 1).

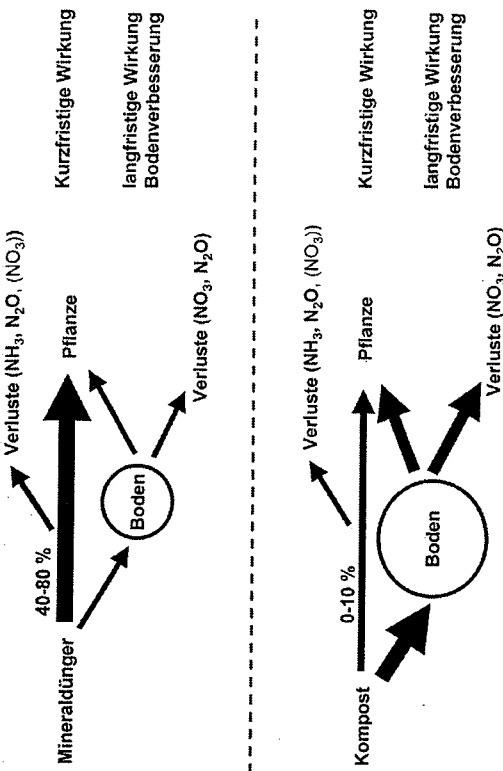


Abbildung 1: Wirk- und Verlustpfade organischer und mineralischer Stickstoff-Dünger

Die C- und N-Anreicherung der Böden über organische Düngemittel ist abhängig von der Quantität und Qualität der organischen Substanz. Bodentextur, Witterung und Bodenbearbeitung beeinflussen zudem sowohl den Umsatz der organischen Substanz als auch die Stabilisierung des gebildeten Humus. Komposte zeichnen sich gegenüber anderen organischen Düngern durch niedrige Gehalte an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen aus. Entsprechend weist ihre organische Substanz einen hohen humusreproduzierenden Wirkungsgrad auf (Tab. 1).

Tabelle 1: Humusproduktionsleistung und Qualität der organischen Substanz (C/N-Quotient) verschiedener organischer Dünger

	Humusproduktionskoeffizient*		C/N
	t Humus-C / t Dünger-C	relativ (Kompost = 100)	
Gründüngung	0,12 - 0,20	28 - 47	10 - 30
Stroh	0,24	56	70 - 80
Stallmist	0,35	81	12 - 15
Kompost	0,43	100	12 - 25
Niedermoor torf	0,52	121	25

* Kundler 1986, Asmus, 1992

Entsprechend erzielen Komposte auf Basis gleicher N-Frachten kurz- und längerfristig eine stärkere N-Anreicherung der Böden als Vergleichsdünger (Abb. 2).

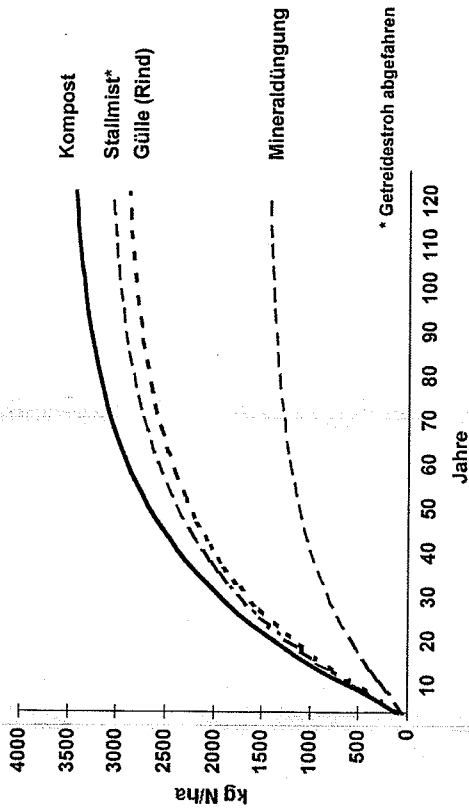


Abbildung 2: N-Anreicherung ungedüngter Böden durch Einsatz verschiedener Dünger (120 kg N ha⁻¹a⁻¹), Modellkalkulation mit einer Mineralisationsrate von 3 % ab dem 3. Jahr (GUTSER, 1997)

Die positive Korrelation zwischen der Anreicherung der Böden mit Kohlenstoff und Stickstoff und der Dauer und dem Niveau der Kompostdüngung wurde auch in Freilandversuchen am Standort Weihenstephan (Freising, 800 mm Jahresniederschlag, 7,4 °C Durchschnittstemperatur) bestätigt (Tab. 2): Die Experimente liefen auf tiefgründigen Braunerden aus lehmig-schluffigem Sand und schluffigem Lehm mit pH-Werten von 5,5 bis 7,0 (basische Wirkung der Komposte!) und landwirtschaftlichen Fruchtfolgen.

Tabelle 2: Kohlenstoff- und Stickstoff-Anreicherung sowie pH-Wert der Böden nach langjähriger Kompostdüngung

Kompostdüngung Mittel [ha ⁻¹ a ⁻¹] t TS	pH-Wert	C _{org} [%]	N _t [%]
Versuch 031: 9 Jahre, Boden: 19 % Ton, 44 % Schluff			
0	5,5	1,15	0,12
7	6,1	1,43	0,15
14	6,3	1,80	0,19
Versuch 048: 9 Jahre, Boden: 20 % Ton, 62 % Schluff			
0	6,5	1,25	0,14
9	6,7	1,46	0,17
Versuch 006: 22 Jahre, Boden: 25 % Ton, 59 % Schluff			
0	5,7	1,00	0,11
17	6,9	1,93	0,21
35	7,0	2,38	0,25

Um standortangepasste Humusgehalte ackerbaulich genutzter Böden zu erhalten, werden je nach Bodentextur, Witterung und Fruchtfolge jährlich etwa 3 – 5 t Bioabfallkompost (TS) pro ha benötigt. Für den in Ernterückständen enthaltenen humusproduzierenden Kohlenstoff können davon äquivalente Mengen in Abzug gebracht werden (siehe später sowie auch ISERMANN und ISERMANN, 2002). Die für den Humuserhalt erforderliche Kompostfracht liegt damit deutlich unter den abfallrechtlich festgelegten Höchstmengen von 7 – 10 t TS pro ha und Jahr.

Mit der Dauer der Kompostzufuhr und somit parallel zur C- und N-Anreicherung der Böden nimmt die Ertragsleistung und -sicherheit bislang überwiegend nur mineralisch gedüngter Böden im Vergleich zur Kontrolle deutlich zu (Abb. 3). Auch der additive N-Mehrentzug der Kompostvarianten steigt gegenüber der Kontrolle kontinuierlich an von 4 % (erste Rotation) bis 10 % (3 Rotationen) der über Kompost ausgebrachten N-Menge (Abb. 4). Nachdem Mehrerträge und N-Verwertung weitgehend unabhängig von der er-gänzenden mineralischen N-Düngung waren, dürfte die positive Wirkung der Komposte überwiegend auf einer Bodenverbesserung beruhen. Demnach ist zu folgern, dass Kompostdüngung die "Produktionsfunktion" der Böden sehr positiv beeinflussen kann.

Auswirkung der Humusanreicherung auf die Regulationsfunktionen der Böden

Jedige Art der organischen Düngung beeinflusst über den Humusgehalt die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Böden. Das Ausmaß der Veränderung geht in der Regel parallel mit der Humusanreicherung – mit Komposten lassen sich auf Grund ihres zur Humusproduktion besonders befähigten Kohlenstoffs auch kurzfristig bodenverbessernde Effekte erzielen.

Auswirkungen auf physikalische Bodeneigenschaften

In Weiherstephan wurden auf tiefgründigen Braunerden aus lehmig-schluffigem Sand bis schluffigem Lehm die mittel (3jährig)- und lang (22jährig)-fristige Auswirkung von Bioabfallkompost auf ausgewählte bodenphysikalische Parameter untersucht (EBERTSEDER, 1997; EBERTSEDER und GUTSER, 2001). Die Veränderung der Humusgehalte der Böden sind in Tabelle 2 (Versuche O31 – hohe Kompostgabe – und O06) bereits wieder gegeben.

Lagerungsdichte und Porenvolumen (Tab. 3, Abb. 5)

Die im Frühjahr in 5 – 15 cm Bodentiefe durchgeführten Untersuchungen belegen eine deutliche Abnahme der Lagerungsdichte sowie Zunahme des Porenvolumens durch Kompost (Tab. 3). Ausschlaggebend für die Veränderungen des Porenvolumens war der Anstieg der weiten Grobporen parallel zur Kompoststeigerung (Abb. 5)

Tabelle 3: Wirkung von Komposten auf Lagerungsdichte und Porenvolumen von Lösslehm-Böden

	Lagerungsdichte [g cm ⁻³]	Gesamt-Porenvolumen [Vol.-%]
Versuch O31: 3 Jahre Bioabfallkompost, Boden: lehmig-schluffiger Sand		
ohne Kompost	1,54	41,1
mit Kompost (2 Gaben im 1. Versuchsjahr, insgesamt 84 t TS ha ⁻¹)	1,42	45,6
Versuch O06: 22 Jahre Müllräschlammkompost, Boden sandig-schluffiger Lehm		
ohne Kompost	1,51	42,5
1 x Kompost (Ø 52 t TS ha ⁻¹ jedes 3. Jahr)	1,37	47,3
2 x Kompost (Ø 104 t TS ha ⁻¹ jedes 3. Jahr)	1,30	50,3

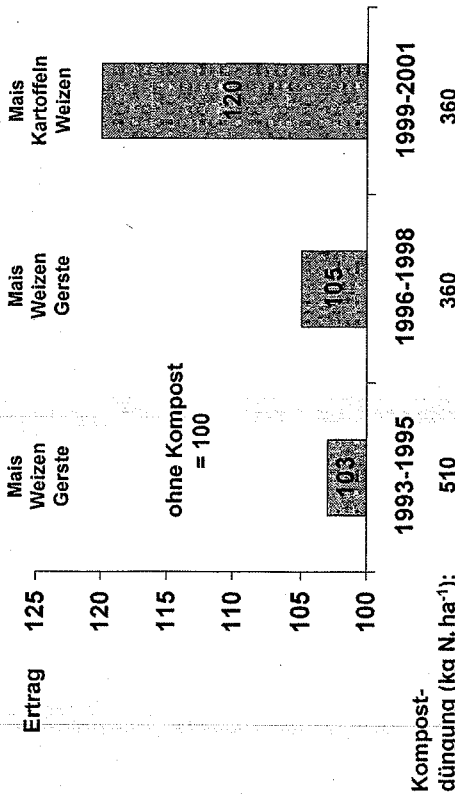


Abbildung 3: Ertragswirkung von Bioabfallkomposten im Verlauf von 3 Fruchtfolgerotationen – Mittel aus 2 Kompostprovenienzen und 3 N-Stufen mit Mineraldüngung

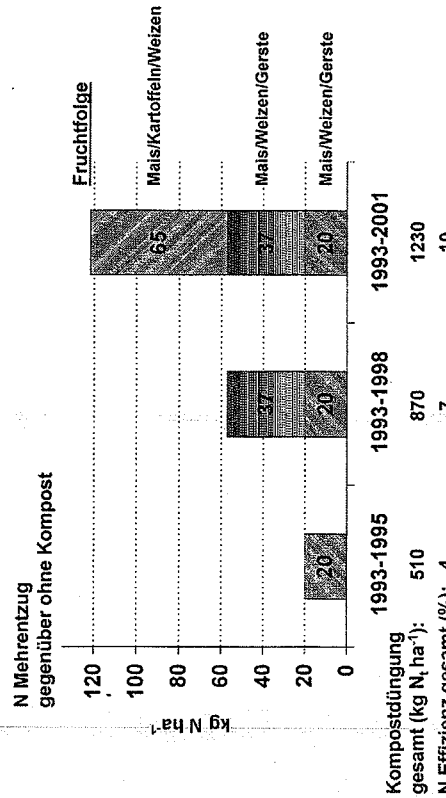


Abbildung 4: Stickstoffwirkung von Bioabfallkomposten im Verlauf von 3 Fruchtfolgerotationen – Mittel aus 2 Kompostprovenienzen und 3 N-Stufen mit Mineraldüngung (Gutser und Ebertseder, 2002)

Kompost bewirkte demnach verbesserte Voraussetzungen für den für das Pflanzenwachstum wichtigen Gasaustausch zwischen Bodenluft und Atmosphäre – schluffige Lehme neigen allgemein zur Verdichtung und Verschlammung! - ohne das durch Pflanzen nutzbare Wasserpotenzial zu mindern.

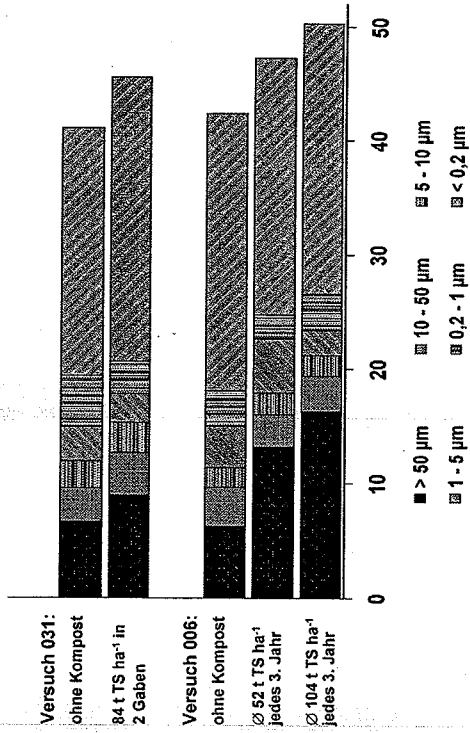


Abbildung 5: Wirkung von Kompost auf die Porengrößenverteilung von Lößlehm-Böden

Strukturstabilität (Tab. 4)

Die methodischen Ansätze zur Messung der Strukturstabilität von Böden sind bekanntlich nicht unproblematisch, um die reale Situation wiederzugeben. Der Nachweis einer durch Kompost deutlich verbesserten Aggregatstabilität (Perkolationsstabilität von lufttrockenen Aggregaten mit 1 – 2 mm Durchmesser, nach BECHER und KAINZ (1983) war jedoch eindeutig (Tab. 4). Die Methode erfasste zudem die schwächere Stabilität der Aggregate des schluffigen Lehms gegenüber dem lehmigen Sand.

Tabelle 4: Wirkung von Kompost auf die Perkolationsstabilität von Aggregaten aus Oberböden

		Perkolationsrate [ml 10 min ⁻¹]
Versuch 031: 3 Jahre Bioabfallkompost, Boden: lehmig-schluffiger Sand		
ohne Kompost		51,5 (± 2,7)
mit Kompost		86,0 (± 4,8)
(2 Gaben im 1. Versuchsjahr, insgesamt 84 t TS ha ⁻¹)		
Versuch 006: 22 Jahre Müllkiärschlammkompost, Boden sandig- schluffiger Lehm		
ohne Kompost		15,4 (± 2,9)
1 x Kompost		35,6 (± 2,5)
	(Ø 52 t TS ha ⁻¹ jedes 3. Jahr)	
2 x Kompost		38,0 (± 0,3)
	(Ø 104 t TS ha ⁻¹ jedes 3. Jahr)	

Die an ungestörten Bodenprofilen ermittelte gesättigte Wasserleitfähigkeit führte zu keinen signifikanten Unterschieden der Kompost- und Kontrollvarianten – die organisch gedüngten Böden zeigten allerdings hierzu auch erkennbare Vorteile (nicht abgebildet). Die verbesserten physikalischen Eigenschaften der Böden korrelieren letztlich stets mit einer Humusanreicherung, wobei allerdings auch indirekte Wirkungen des Humus über eine aktivere Bodenfauna und –mikrobiologie wesentlich mitbeteiligt sein sollten. Nicht zu vergessen ist auch der mit den Komposten applizierte basisch wirksame Kalk, der zudem zur Strukturstabilisierung beitragen kann (siehe pH-Werte, Tabelle 2).

Die durch Kompostdüngung ausgelösten Veränderungen der Struktureigenschaften der Böden sind nicht nur Indikatoren für eine hohe Ertragssicherheit der Kulturpflanzen, sondern auch für eine umweltrelevante Risikominimierung bezüglich Bodenverlust durch Wassererosion (Bodenschutz).

Auswirkungen auf chemische Bodeneigenschaften

Kalkzustand der Böden

Bioabfallkomposte enthalten 1 – 10 % (TS) basisch wirksame Bestandteile (berechnet als CaO), die sehr wesentlich zur Erhaltung des Kalkzustandes der Böden beitragen können (siehe pH-Wert, Tabelle 2). Im Falle sehr kalkreicher Komposte muss deren Anwendungsmenge auf Grund der Kalkfracht begrenzt werden, um einen unerwünschten Rückgang der Nährstoffmobilität (z.B. Spurenelemente auf tonarmen Böden) auszuschließen.

Sorptionseigenschaften der Böden

Die Kationenaustauschkapazität von Böden korreliert mit deren Ton- und Humusgehalten. Insofern ist es folgerichtig, dass Kompost über die Humusanreicherung die Sorptionskapazität der Böden positiv beeinflusst (Tab. 5). Je nach dem Reifezustand der Komposte weisen diese bereits mehr oder weniger Huminstoffe und damit zur Kationensorption befähigte organische Substanz auf, sodass sich auch in kurzfristigen Experimenten der Anstieg des Sorptionspotenzials schnell einstellt.

Tabelle 5: Einfluss steigender Kompostgaben auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff und die Kationenaustauschkapazität (KAK) eines tonigen Lehm-Bodens nach 2 Versuchsjahren (Giusquiani et al., 1995)

	Kompost [t ha ⁻¹ a ⁻¹]		
	0	10	30
C _{org} [g kg ⁻¹]	7,7	9,5	10,8
KAK [cmol kg ⁻¹]	17,2	18,0	18,7
			90
			11,9
			20,0

Nährstoffpotenzial der Böden – Stickstoff und Schwefel

Mit der C-Anreicherung der Böden steigt deren N- und S-Potenzial entsprechend mit an. Die C/N-Quotienten der Böden (Krumme) liegen üblicherweise um 8 – 12, die C/S-Quotienten um 40 – 60 und die N/S-Quotienten um 4 – 7.

Festzuhalten bleibt, dass die Mineralisationsrate des Bodens durch langjährige mineralische und organische (Kompost) N-Düngung nicht verändert wird und zwischen 3 – 4 % stabil bleibt (Tab. 6). Steigende N-Gehalte der Böden bedingen bei konstanter Nettomineralisation (2 – 3 %) allerdings eine deutliche Zunahme der freigesetzten N-Menge (Abb. 6). Dass sich Sandböden trotz schwächerer N-Anreicherung nach Kompostdüngung in der mineralisierten N-Menge vom Lehm kaum unterscheiden, ist auf die angenommene und in der Literatur vielfach bestätigte höhere Mineralisationsrate dieses Bodens zurückzuführen.

Tabelle 6: Stickstoffmineralisation in langjährig unterschiedlich gedüngten Böden – Krumme aus Versuch 006 nach 20 Versuchsjahren, Inkubation in Mitscherlich-Gefäßen (Ebertseder, 1997)

langjährige Düngung	N-Gehalt %	N-Nettomineralisation % N _t
ohne N	0,10	3,3
mineralisch N	0,10	4,5
1 x Kompost (Ø 170 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	0,17	3,5
2 x Kompost (Ø 340 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	0,19	3,3

Die N-Freisetzung aus dem Boden ist nicht steuerbar. Sie trägt sehr wesentlich zu einer guten Ertragsicherheit bei (siehe oben), bedingt allerdings auch ein höheres Verlustpotenzial für Stickstoff (siehe Abbildung 1 und unten).

Die kurzfristige S-Wirkung von Komposten ist insgesamt gering (C/S-Quotient ca. 70, Sulfat-S < 10 % am Gesamt-S - GUTSER und v. TUCHER, 2000). Nach langjähriger Kompostzufuhr steigen die Schwefelgehalte der Böden an und ebenso die als Sulfat-S mineralisierten Mengen (Abb. 7). Der Beitrag dieser S-Mineralisation für die S-Versorgung ist für Pflanzen mit kurzer Vegetationszeit aber gering, jedoch größer für Kulturen mit längerer Wachstumsperiode insbesondere während der warmen Jahreszeit.

Kompost-Zufuhr:	100 kg N _i ha ⁻¹ a ⁻¹		
Jahr:	1	2	≥ 3
Mineralisationsrate			
Sand:	8%	4%	3,5%
Lehm:	8%	3%	2,5%

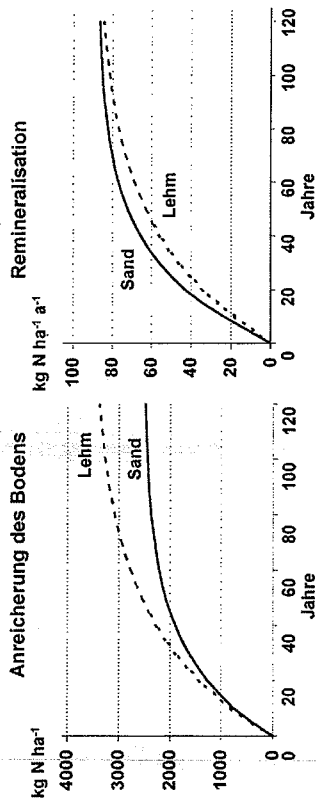


Abbildung 6: Stickstoffanreicherung und -rückleitung verschiedener Böden durch langjährige Kompostdüngung – Modellrechnung nach GUTSER und CLAASSEN (1994)

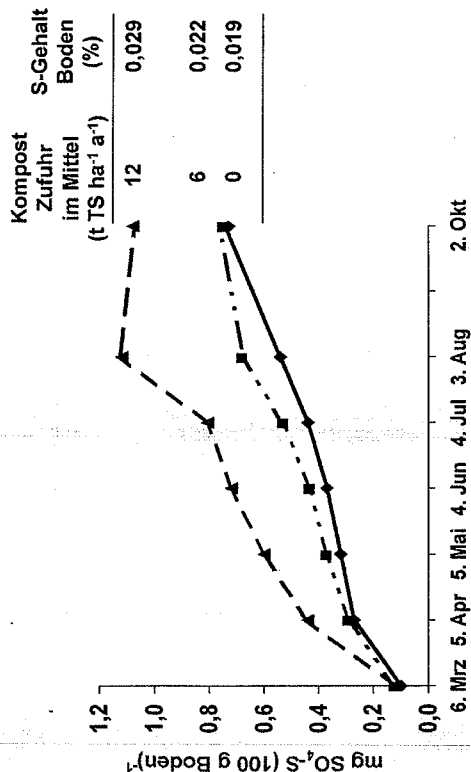


Abbildung 7: Schwefelmineralisationspotenzial langjährig kompostgedüngter Böden – Krume nach 7 Jahren Kompostdüngung, Inkubation in Mitscherlich-Gefäßen (GUTSER und EBERTSEDER, 2002)

Kompostdüngung verändert somit wesentliche chemische Eigenschaften der Böden. Die Produktionsfunktion wird hierbei nahezu ausnahmslos verbessert. Ebenso steigt die Filterfunktion der Böden mit deren Sorptionsleistung an. Das höhere Potenzial für N-Verluste kann die Regulationsfunktion des Bodens allerdings beeinträchtigen.

Auswirkungen auf biologische Bodeneigenschaften

Es ist hinreichend belegt, dass die faunistische und mikrobiologische Aktivität in Böden wesentlich abhängig ist von der Menge und Regelmäßigkeit der Zufuhr an organischer Substanz. Zudem ist eine schwach saure bis neutrale Bodenreaktion für viele biologische Bodenprozesse förderlich – Komposte weisen ein hohes basisches Düngungspotenzial auf.

Diese allgemeinen Aussagen werden in Abbildung 8 belegt durch die Wiedergabe des Jahrganges der Denitrifikationspotenziale (Methode nach TIEDJE, 1994) in Böden mit Kompost- (Versuch 031) und Gülle-Düngung (KILLIAN et al., 1998). Das Denitrifikationspotenzial reflektiert die gesamte mikrobielle Aktivität des Bodens, da der überwiegende Teil der Bodenorganismen zur Denitrifikation befähigt ist. Kompost bewirkte einen stärkeren Anstieg als Gülle, jedoch bei einem deutlich niedrigeren Ausgangsniveau.

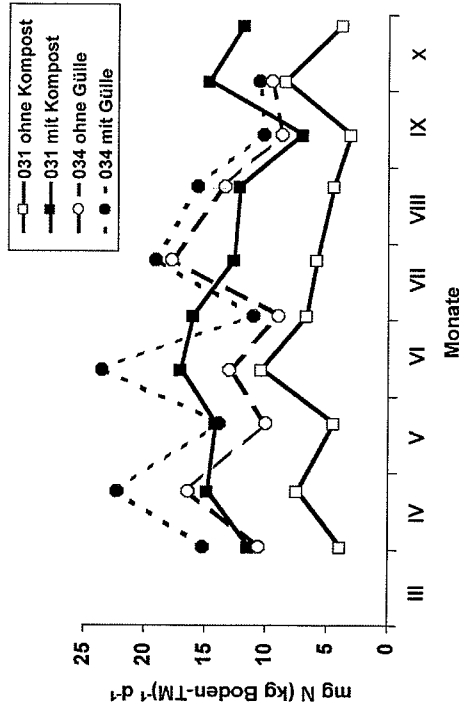


Abbildung 8: Jahresgang 1996 der Denitrifikationspotenziale von mehrjährig mit Kompost (Versuch 031, 5. Jahr) und Gülle (Versuch 034, 9. Jahr) gedüngten Böden (KILLIAN et al., 1998)

Biologisch aktivere Böden weisen häufig eine gute Produktionsfunktion auf, wenn gleich auch eine Konkurrenz von Mikroorganismen und Pflanzen um Nährstoffe auftreten kann. Auch eine pauschale Aussage bezüglich einer Parallelität von mikrobieller Aktivität und Güte der Regulationsfunktion ist belegbar, ebenso allerdings zwischen

Nitrifikations- und Denitrifikationsaktivitäten und umweltrelevanten Emissionen von N_2O und NO_x (siehe unten).

Humusanreicherung der Böden – Basis für Stickstoffverluste

Der schematischen Darstellung der Wirk- und Verlustpfade von N-Düngern in Abbildung 1 ist zu entnehmen, dass die umweltrelevanten Emissionen von Nitrat- und Lachgas (N_2O)-Stickstoff aus landwirtschaftlich oder gartenbaulich genutzten Flächen sehr wesentlich auf den im Boden gespeicherten organischen N-Pool zurückzuführen ist (siehe auch GUTSER und MATTHES, 2001; GUTSER und EBERTSEDER, 2002). Lediglich NH_3 -Emissionen treten fast ausschließlich unmittelbar nach der Düngung auf, wenn NH_4 -haltige Wirtschaftsdünger oberflächlich, ohne Einarbeitung in den Boden, appliziert werden. Die Ursachen für hohe N-Vorräte der Böden sind zwar vielschichtig, sie sind jedoch überwiegend in einer langjährig intensiven Zufuhr von Wirtschaftsdüngern (z.B. in Betrieben mit hohen Tierbesatzdichten) und auch in einem auf Ertragsicherheit und Bodenverbesserung (Bodenstruktur) ausgerichteten überzogenen "Bodenfruchtbarkeits-Denken" (häufig in Gartenbaubetrieben) zu suchen. Der Überschuss-Saldo aus Input und Output an Stickstoff auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, für mehrere Jahre gemittelt, stellt einen aussagekräftigen Indikator sowohl für die Intensität der N-Anreicherung der Böden als auch für das Potenzial für N-Verluste dar.

Das Verlustrisiko auf C- und N-angereicherten Böden wird zudem durch die jährliche mineralische N-Düngung noch verschärft, da der mikrobielle N-Umsatz dadurch stimuliert werden kann (GUTSER et al., 2000).

Die Ergebnisse des 9. Jahres im Weihenstephaner Lysimeter-Experiment belegen die überragende Bedeutung des Bodenpools für die Höhe der N-Auswaschung (Tab. 7).

Tabelle 7: Bedeutung des N-Potenzials der Böden für N-Verluste durch Auswaschung – Lysimeter Weihenstephan im 9. Versuchsjahr, Düngung mit ^{15}N zu Zuckerrüben (Gutser, 1998)

N-Düngung [kg N ha ⁻¹]	Mittel über 9 Jahre		9. Versuchsjahr - Zuckerrüben	
	N-Saldo [kg N ha ⁻¹]	N-Mineralisation aus Boden [kg N ha ⁻¹]	insgesamt	davon Auswaschung
ohne N	-42	164	57	-
mineralisch	+26	172	61	<1
organisch + mineralisch	+90	258	82	<1

Ab dem 14. Versuchsjahr wurde in diesem Experiment auf bisherige "Güllevarianten" ein Glied mit Bioabfallkompost eingebracht, das im 3jährigen Rhythmus jeweils 360 kg Gesamt-N ha⁻¹, stets im Herbst vor Zuckerrüben, gedüngt und wie bisher weiterhin mit mineralischer N-Düngung jährlich ergänzt wird. Die Ertragswirkung von Kompost war in den ersten zwei Fruchtfolgerotationen insgesamt schwächer als die der unveränderten Güllevarianten – zu Zuckerrüben zeigt Kompost zumindest in der 3. Rotation (bereits) Vorteile (Abb. 9).

Auffallend waren allerdings höhere N-Auswaschungsverluste im Kompostglied und dies im Mittel der 2. Rotation sowie besonders deutlich im Jahr 2000 vor und unter Zuckerrüben. Dieses Ergebnis belegt auch für Kompost ein kurz- und längerfristiges Gefährdungspotenzial für N-Verluste durch Auswaschung trotz sehr geringer Anteile an mineralischem Stickstoff (Ammonium-N) und erfordert ein Überdenken bisheriger Anwendungstrategien bezüglich tolerierbarer Mengen und Zeitspannen der Anwendung.

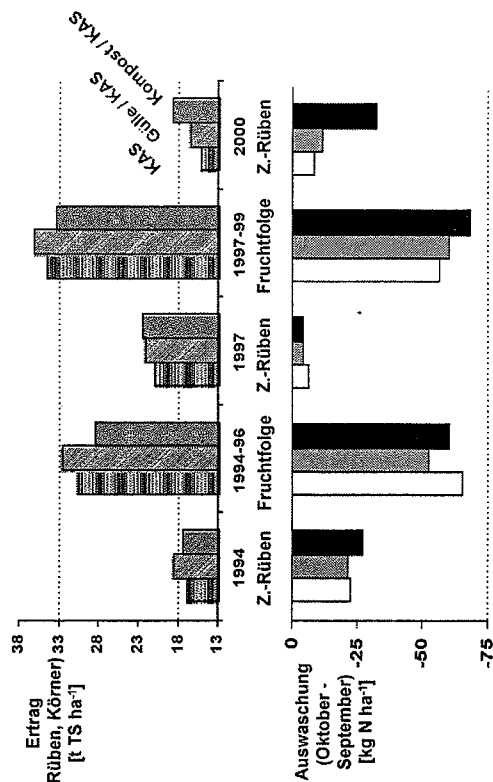


Abbildung 9: Stickstoffwirkung von Rindergülle und Bioabfallkompost im Lysimeterversuch (Gülle durchschnittlich 110 kg Nt ha⁻¹ a⁻¹, Kompost durchschnittlich 120 kg Nt ha⁻¹ a⁻¹, beides mit mineralischer Ergänzung)

Auch der als Lachgas (N_2O) entweichende Stickstoff besteht zu einem beachtlichen Teil aus angereicherterem Bodenstickstoff (LINZMEIER et al., 2001; GUTSER et al., 2000). Besonders deutlich kommt dieser Zusammenhang in dem Langzeitexperiment mit Gülle zum Ausdruck (Abb. 10).

Auch langfristig mit Kompost gedüngte Flächen zeigen höhere N_2O -Freisetzungsraten als ausschließlich mineralisch gedüngte Böden (Abb. 11). Offensichtlich beeinflusst die C- und N-Qualität des organischen Düngers die mikrobielle Umsetzbarkeit des organischen

C- und N-Pools des Bodens, da der Anstieg der N_2O -Emission gegenüber dem Kontrollwert im Falle des Kompostes trotz stärkerer Humusanreicherung wesentlich schwächer ausfällt als auf den Güllevarianten in Abbildung 10.

Im Gegensatz zur N-Auswaschung ist der N-Austrag über Lachgasemissionen quantitativ unbedeutend für die Bemessung der N-Düngung, wohl aber bedeutsam für den Ozonhaushalt in der Tropo- und insbesondere Stratosphäre.

In Kenntnis der engen Beziehung zwischen Humusgehalt und Verlustpotenzial für Stickstoff wird derzeit an standortabhängigen Zielwerten für optimale N- und C-Gehalte von Böden gearbeitet (ISERMANN und KÖRSCHENS, 2001), die letztlich auch Eingang finden sollten in der Optimierung der Düngung. Optimale Humusgehalte ackerbaulich genutzter Böden dürften hierbei in Abhängigkeit vom Tongehalt zwischen 0,7 (Sand) bis 2,5 (Schwarzerde) % organischem Kohlenstoff bzw. 0,07 bis 0,25 % organischem Stickstoff liegen. Der Großteil intensiv gemüsebaulich genutzter Flächen dürfte sich z.T. erheblich über diesen Zielwerten befinden. Für die Erhaltung dieser optimalen Humusgehalte sind jährlich im Mittel etwa 3 – 5 t Kompost (TS) oder entsprechend ca. 60 $kg N ha^{-1}$ erforderlich.

Ø 120 $kg N ha^{-1} a^{-1}$ als Gülle (seit 1988)

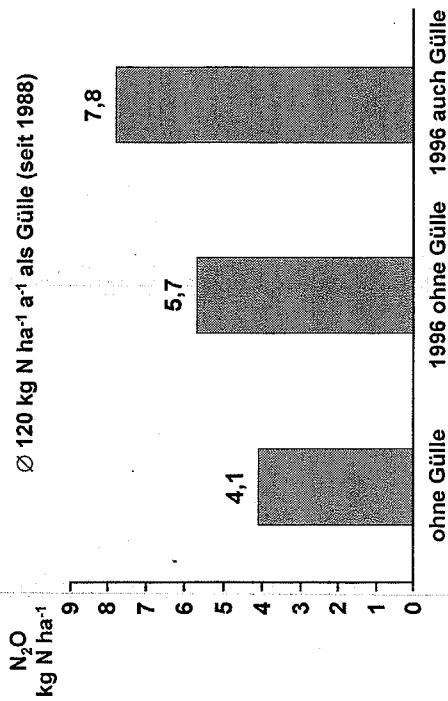


Abbildung 10: N_2O -Emissionen aus langjährig mit Gülle gedüngten Flächen von April 1996 bis März 1997; 1996: Silomais, einheitlich mit 60 $kg N ha^{-1}$ als KAS gedüngt (Kilian et al., 1998)

1996: Hafer
Mineraldüngung: einheitlich 60 $kg N ha^{-1}$ als KAS in 2 Gaben(30/30)

Σ April 1996
bis März 1997

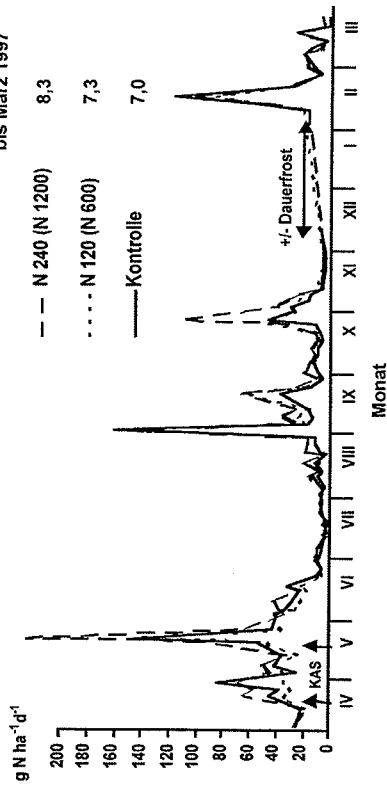


Abbildung 11: Jahresgang der N_2O -Freisetzung nach 5 Jahren Kompostdüngung (im Mittel 120 bzw. 240 $kg N ha^{-1} a^{-1}$, Versuch 031)

Grundsätze einer optimalen Verwertungsstrategie für Bioabfallkomposte

Bioabfallkomposte sind Sekundärrohstoffdünger, deren Einsatzmenge durch die Nährstofffracht begrenzt wird. In unserer letzten Arbeit (GUTSER und EBERTSEDER, 2002) haben wir für optimal mit Phosphat versorgte Böden im Jahresmittel eine P-Fracht bis 30 $kg ha^{-1}$ (65 $kg P_2O_5 ha^{-1}$) oder allgemein eine N-Fracht von 100 – 120 $kg ha^{-1}$ vorgeschlagen. In der Regel ist die N-Fracht eher zufuhrbegrenzend und entspricht einer Trockensubstanzmenge von 7 – 8 t mit 220 kg basisch wirksamem Kalk (CaO) sowie 80 kg Kalium (95 $kg K_2O$) je ha. Für die Aufrechterhaltung eines standortangepassten optimalen Humusgehaltes und wichtiger Bodenfunktionen (Regelungsfunktionen) sind zumindest für ackerbaulich mit landwirtschaftlichen Fruchtfolgen genutzte Böden bereits Mengen von 3 – 5 t Kompost je ha und Jahr mit etwa 60 $kg N$ ausreichend (siehe oben). Mit der höheren Zufuhr würde sich demnach noch ein weiterer Anstieg dieser so genannten optimalen Humusgehalte einstellen oder ein höherer Humusgehalt stabilisieren lassen.

Akzeptiert man die Vorgabe, dass auf gemüsebaulich genutzten Flächen infolge der stetigen Belastung der Bodenstruktur infolge mehrmaliger Kulturfolgen und Erntearbeiten z.T. bei ungünstiger Bodenfeuchte die optimalen Humusgehalte der Böden höher sind, so kann die mittlere jährliche Kompostfracht bis ca. 6 – 8 t je ha betragen. Auf landwirtschaftlichen Flächen in "gutem Fruchtbarkeitszustand" sollten 3 – 5 t je ha nicht überschritten werden. Eine Kompostdüngung ist aus Sicht des Nährstoffrecyclings und des Humushaushaltes nur in Betrieben ohne Tierhaltung sinnvoll.

Nachdem Komposte nur geringe Anteile an mineralischem Stickstoff enthalten (0-10 %), kann die empfohlene Zufuhr in mehrjährig zusammengefassten Einzelgaben ausbracht werden. Auf auswaschungsfähigsten Standorten oder Böden mit höheren Humusgehalten ist eine Ausbringung zu Vegetationsbeginn der im Herbst/Winter wegen des dann niedrigeren Auswaschungsrisikos vorzuziehen.

Mit diesen vorgeschlagenen Kompostmengen liegt die Zufuhr deutlich unter den in der BioAbfV (1998) festgelegten Höchstmengen. Entsprechend wird das von der Schadstofffracht ausgehende Restrisiko eines landwirtschaftlichen Compostrecycling deutlich minimiert.

Zusammenfassung

In vorliegender Arbeit wird die Auswirkung einer längerfristigen Zufuhr von Bioabfallkomposten auf die Ertrags- und Regelungsfunktionen der Böden diskutiert. Ausschließlich ertragsoptimierende Einsatzstrategien für Kompost führen zu einem deutlichen Anstieg der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Böden und erhöhen damit deren Potenzial für N-Verluste (Emissionen von Nitrat- und Lachgas-Stickstoff). Für die Aufrechterhaltung einer guten "Funktionsfähigkeit" der Böden mit optimalen physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften werden jährliche Kompostgaben von 3 - 5 t TS je ha für ausreichend betrachtet. Für gemüsebaulich genutzte Böden sind wegen der stärkeren Bodenbelastung höhere optimale Humusgehalte zu tolerieren; deshalb sind jährliche Zufuhren bis 6 - 8 t TS je ha vertretbar. Die gegenüber der abfallrechtlichen Höchstfracht deutlich niedrigeren Kompostgaben mindern nicht unwesentlich die Schadstoffproblematik der Verwertungsstrategien für Bioabfallkomposte.

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.
- Becher, H.H. und Kainz, M. (1983): Auswirkungen einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge im Lößgebiet bei Straubing. Z. f. Acker- und Pflanzenbau 152, 152-158.
- Ebertseder, Th. (1997): Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Shaker Verlag, Aachen, zugleich Dissertation, Technische Universität München.
- Ebertseder, Th. und Gutser, R. (2001): Nutrition potential of biowaste composts. Seminar 'Applying Compost - Benefits and Needs'. European Commission, DG Environment, Brussels, 22./23. November 2001, im Druck.
- Giusquiani, P.L., Pagliari, 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. (1998): Zur Problematik von Stickstoffbilanzen. Die Düngeverordnung auf dem Prüfstand. DLG-Kolloquium, Dez. 1997, Kassel, DLG-C/98, 27-45.
- Gutser, R. und Claassen, N. (1994): Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 73, 47-50.
- Gutser, R. und Ebertseder, Th. (2002): Grundlagen zur Nährstoff und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrategien von Kompost im Freiland. In: Zentralverband Gartenbau e.V. (ZVG) (Hrsg.). Handbuch Kompost im Gartenbau. FGG Fördergemeinschaft Gartenbau mbH, Bonn, 47-72.
- Gutser, R. und v. Tucher, S. (2000): Zur Schwefelwirkung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern. VDLUFA-Schriftenreihe 53, Schwefelernährung von Kulturpflanzen - Grundlagen, Düngemittelermittlung, Beratungsempfehlungen. VDLUFA-Verlag, Darmstadt, 48-63.
- Gutser, R., Linzmeier, W. und Killian, A. (2000): N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Abhängigkeit der N-Düngung und des N-Potenzials der Böden. VDLUFA-Schriftenreihe 55, Teil 2, Kongressband 2000, 190-1999.
- Gronauer, A., Claassen, N., Ebertseder, Th., Fischer, P., Gutser, R., Helm, M., Popp, L. und Schön, H.: Bioabfallkompostierung - Verfahren und Verwertung. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe Heft 139, München.

- Isermann, K. und Isermann, R. (2002): Tolerierbare und unvermeidbare Emissionen bzw. Verluste an Kohlenstoff (C, Humus), Stickstoff (N), Phosphor (P) und Schwefel (S) vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Tier-, Pflanzen- und Humanernährung. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongressband Leipzig 2002, im Druck.
- Isermann, K. und Körschens, M. (2001): Optimisation of soil organic matter (SOM). Proc. Int. Conf. "Food 21/Sustainable Food Production (Uppsala). JTI-Rappoerlantbruk and Industri 281, 103-104.
- Kilian, A., Gutser, R., and Claassen, N. (1998): N₂O-emissions following long-term organic fertilization at different levels. *Agri. Res.* 51, 1, 27-36.
- Kundler, P. (1986): Wirtschaftsdünger und Ernterückstände als Humuslieferanten. *Bodenkultur* 37, 293-307.
- Linzmeier W., Gutser, R. und Schmidhalter, U., 2001: Nitrous oxide emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *Biol. Fert. Soils* 34, 2, 103-108.
- Popp, L. (1997): Reifekriterien und Einsatzmöglichkeiten für Komposte aus Bioabfall im Gartenbau und Garten-Landschaftsbau. Shaker Verlag, Aachen, zugleich Dissertation, Technische Universität München.
- Tiedje, J.M. (1994): Denitrifiers. In: *Methods of Soil Analysis, Part 2 – Microbiological and Biochemical Properties*. No. 5 in the *Soil Sci. Soc. of America Book Series*, Madison, WI, USA, 245-267.
- Zentralverband Gartenbau e.V. (ZVG) (Hrsg.) (2002): *Handbuch Kompost im Gartenbau*. FGG Fördergemeinschaft Gartenbau mbH, Bonn.