



# *UFZ-Bericht*

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 9/1999

---

**Beziehungen zwischen organischer  
Bodensubstanz und  
bodenmikrobiologischen Prozessen**

---

**Ehrenkolloquium  
anlässlich des 60. Geburtstages von  
Frau Dr. habil. Eva-Maria Klimanek**

**Martin Körschens (Hrsg.)**

UFZ-Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH  
Sektion Bodenforschung

ISSN 0948-9452

**Beziehungen zwischen organischer Bodensubstanz  
und bodenmikrobiologischen Prozessen**

**Ehrenkolloquium  
anlässlich des 60. Geburtstages von  
Frau Dr. habil. Eva-Maria Klimanek**

Martin Körschens (Hrsg.)

Inhalt	Seite
<i>Körschens, M:</i> Laudatio	1
<i>Kandeler, Ellen - Hohenheim:</i> Einfluß der Bodenbewirtschaftung auf bodenmikrobiologische Prozesse in Mikrohabitaten	5
<i>Merbach, Wolfgang - Halle:</i> Wuzelexsudation und mikrobielle Leistungen der Rhizosphäre	15
<i>Kubat, Jaromir; Novakova, Jitka; Apfelthaler, Roman - Prag:</i> Organic carbon dynamics and biological activities in a long - term bare fallow field experiment in Prague	39
<i>Peschke, Heinz - Berlin:</i> <sup>15</sup> N-Tracer-Eingriff in Dauerfeldversuche am Beispiel des Internationalen Stickstoffdauerdüngungsversuches Berlin - Dahlem	59
<i>Körschens, Martin - Bad Lauchstädt:</i> Experimentelle Möglichkeiten zur Ableitung optimaler C <sub>org</sub> -Gehalte in Ackerböden	75
Ausgewählte Veröffentlichungen	95

## LAUDATIO

Sehr verehrte, liebe Frau Klimanek,  
meine sehr verehrten Damen und Herren,  
liebe Kolleginnen und Kollegen!

Vor wenigen Tagen hat Frau Dr. habil. Eva-Maria Klimanek ihren 60. Geburtstag gefeiert, ein Ereignis, das Anlaß zur Rückschau und zur Würdigung ihrer bisherigen Leistungen ist. Der Tradition folgend, haben wir zu ihren Ehren ein Colloquium zum Thema: „Beziehungen zwischen organischer Bodensubstanz und bodenmikrobiologischen Prozessen“ ausgerichtet.

Diesem Thema hat sie mehr als 30 Jahre ihrer wissenschaftlichen Arbeit gewidmet und mit Kreativität, Engagement, Beharrlichkeit und Kontinuität Ergebnisse erarbeitet, die national und international große Anerkennung gefunden haben.

Es ist für mich eine große Ehre und Freude, heute und an dieser Stelle Leben und wissenschaftliche Leistung von Eva-Maria Klimanek zu würdigen.

Eva-Maria Klimanek wurde vor 60 Jahren, am 9. Januar 1939 in Lohnau in Oberschlesien geboren. Im gleichen Jahr begann der zweite Weltkrieg, nach dessen Ende sie im Alter von 6 Jahren ihre Heimat unter heute kaum noch vorstellbaren Entbehrungen verlassen mußte. Am Ende ihrer Flucht erreichte sie die neue Heimat in Raßnitz und später Merseburg. Hier besuchte sie von 1945 bis 1953 die Grundschule, ab 1953 die Ernst-von-Harnack-Oberschule in Merseburg und schloß diese 1957 mit der Reifeprüfung ab. Im Anschluß begann sie ein Pädagogikstudium in der Fachrichtung Biologie/Chemie am „Pädagogischen Institut“ in Halle-Kröllwitz. Im Jahre 1958 mußte sie dieses Studium aus weltanschaulichen Gründen abbrechen und begann eine Facharbeiterausbildung als Chemielaborantin an der Betriebsberufsschule der Leuna-Werke.

Nach Abschluß dieser Ausbildung folgte ein nochmaliger, diesmal erfolgreicher Anlauf zum Studium der Biologie an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg mit dem Hauptfach Pflanzenphysiologie und den Nebenfächern Biochemie der Pflanzen bei Prof. Mothes und Zoologie. Ihr Diplom schloß sie mit dem Thema: „Vergleichende Untersuchungen zur Mycelproduktion von *Panus tigrinus* (Fr.) Singerii“ ab.

Bereits nach ihrem Studium begann Eva-Maria Klimanek ihre Arbeit in der landwirtschaftlichen Forschung im damaligen Institut für „Saatgut und Ackerbau“ Bad Lauchstädt der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin. Hier baute sie ein

bodenbiologisches Labor auf und begann mit den experimentellen Arbeiten zu ihrer Dissertation. 1973 promovierte sie zum Dr. rer. nat. mit dem Thema „Untersuchungen zur Physiologie und Ökologie des in Löß-Schwarzerde vorkommenden *Bac. cereus* var. *Mycooides* (Flügge) und seine Beziehung zu Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit“.

Den Problemen der Bodenfruchtbarkeit blieb sie dann auch in der Folgezeit treu, wenn auch die mikrobiologischen Arbeiten vorübergehend eingestellt werden mußten. In den Folgejahren beschäftigte sie sich mit dem Aufbau der gaschromatischen Bestimmung der Bodenluftzusammensetzung mit Hilfe von Wärmeleitzellen in einem selbst kombinierten gaschromatischen Meßsystem sowie der Stickstoffverlagerung im Boden in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte unter Einbeziehung der <sup>15</sup>N-Tracertechnik.

Im Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit, dem das Institut in Bad Lauchstädt seit 1975 als Außenbereich zugeordnet war, galten ihre Untersuchungen vorrangig der Quantifizierung des mineralisierbaren Kohlenstoffs unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von Düngung, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Beregnung. In Zusammenarbeit mit Dr. Greilich und Dr. Franko wurde das Gaskreislaufverfahren entwickelt und Untersuchungen zur Mineralisierung von Seeschlamm, Klärschlämmen, organischen Düngern und Substraten durchgeführt.

Mit der zunehmenden Verlagerung der Arbeiten der Abteilung auf die Probleme der Versorgung der Böden mit organischer Substanz konzentrierte sie sich in den 80er Jahren auf die Untersuchungen zur Bedeutung der Ernte- und Wurzelrückstände als Quelle der organischen Bodensubstanz und bestimmte für alle wichtigen landwirtschaftlich und auch gemüsebaulich genutzten Pflanzenarten Menge und stoffliche Zusammensetzung verschiedener Pflanzenteile in Abhängigkeit von Vegetationsstadium, Düngung und Nutzung. So konnte sie wesentliche Zusammenhänge zwischen der stofflichen Zusammensetzung der Pflanzenteile, dem anatomischen Aufbau von Wurzeln und der N-Mineralisierung bzw. -Immobilisierung aufklären. Mit diesen Arbeiten konnte Eva-Maria Klimanek auch aus internationaler Sicht einen hohen Neuheitswert erreichen.

Mit den auf diesem Gebiet erzielten Ergebnissen hat sie 1989 ihre Promotion B mit dem Thema „Qualität und Umsetzungsverhalten der Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten“ mit großem Erfolg verteidigt.

1991 wurde nach der Erlangung der *Facultas docendi* an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg diese Arbeit als Habilitation anerkannt.

Nach der Gründung des Umweltforschungszentrums übernahm Eva-Maria Klimanek die Leitung der Abteilung Bodenbiologie in der Sektion Bodenforschung in Bad Lauchstädt. Sie baute ein neues, bodenbiologisches Labor zur Bestimmung mikrobieller Aktivitätsparameter und zur Bioindikation auf. Schwerpunkte der weiteren Untersuchungen waren landwirtschaftlich genutzte Böden, belastete Aueböden, Stadtböden und Industriekippen. Mit diesen Arbeiten ist sie in die Projektbereiche Naturnahe Landschaften und Urbane Landschaften integriert.

Mit der Einführung der SIR - Methode nach Heinemeyer zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse, der Bestimmung des Bakterien- und Pilzanteils in der mikrobiellen Biomasse mit Hilfe der selektiven Hemmung der Bakterien und Pilze mit Antibiotika sowie der Bestimmung des Phospholipidfettsäuremusters von Bodenmikroorganismen zur Beurteilung der mikrobiellen Diversität von Bodenbiozönosen hat sie ein breites Methodenspektrum zur Beurteilung der biologischen Aktivität von Böden und von Schadstoffbelastungen geschaffen.

Eva-Maria Klimanek hat die Ergebnisse ihrer Arbeit in rd. 70 wissenschaftlichen Veröffentlichungen dargelegt, von denen die Monographie „Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Fruchtarten“ besondere Beachtung verdient. Dank ihrer kontinuierlichen Arbeit auf dem Gebiet der Bodenbiologie sowohl im Rahmen der Bodenfruchtbarkeitsforschung als auch, in den letzten Jahren, zum Erkennen und Bewerten von Bodenbelastungen hat sie langjährige Erfahrungen auf einem breiten Gebiet sammeln können. Hervorzuheben sind dabei insbesondere ihre methodischen Arbeiten.

Mit ihren Ergebnissen zur Quantifizierung der Mineralisierungsleistung unterschiedlicher Böden zahlreicher Dauerfeldversuche und dem Umsetzungsverhalten organischer Primärschubstanzen hat sie wichtige Grundlagen für die Modellierung der C- und N-Transformation geschaffen und großen Anteil an der Erarbeitung von Bodenqualitätszielen/Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz. Dabei war die enge Zusammenarbeit zwischen Bodenbiologie, Bodenchemie und Bodenphysik einerseits und zwischen Labor, Vegetationsstation und Feldversuchswesen andererseits ein wesentlicher Schlüssel des Erfolges. Diese Zusammenarbeit, die kritische Auseinandersetzungen einschloß und immer von einer

menschlich sehr angenehmen Atmosphäre geprägt war, hat Eva-Maria Klimanek in besonderem Maße gepflegt und ihr Wissen und ihre Erfahrungen jederzeit bereitwillig an zahlreiche Praktikanten, Studenten, Diplomanden und Doktoranden, für deren Ausbildung sie verantwortlich war, weitergegeben.

Liebe Eva, ich möchte Dir ganz besonders herzlich für eine 24jährige erfolgreiche, kollegiale und freundschaftliche Zusammenarbeit danken. Wir alle, Deine Kolleginnen und Kollegen, wünschen Dir noch viele Jahre beste Gesundheit, Freude und Erfolg bei der weiteren wissenschaftlichen Arbeit sowie viele interessante Reisen rund um den Erdball.

Martin Körschens

# **Einfluß der Bodenbewirtschaftung auf bodenmikrobiologische Prozesse in Mikrohabitaten**

Ellen Kandeler<sup>1</sup>

## **Zusammenfassung**

Düngung und Bodenbearbeitung verändern die mikrobielle Biomasse und die Aktivität von Bodenzymen. Ziel dieser Untersuchung war es, anhand von zwei Langzeitversuchen (Statischer Düngungsversuch in Bad Lauchstädt, Deutschland, und Feldversuch in Fuchsenbigl, Österreich) den Einfluß der Bodenbewirtschaftung auf die kleinräumige Verteilung von Bodenmikroorganismen und Bodenzymen zu untersuchen.

Nach der schonenden physikalischen Fraktionierung von Bodenproben ist die bodenmikrobiologische Analyse von Korngrößenfraktionen seit einigen Jahren möglich. Die Wiederfindungsraten von organischem Kohlenstoff, mikrobiellem Stickstoff und unterschiedlichen bodenzymatischen Aktivitäten lagen im Bereich von 85 – 98 Prozent. Der mikrobielle Stickstoff konnte hauptsächlich in der Tonfraktion nachgewiesen werden. Organische Düngung konnte das Verhältnis von mikrobiellem Stickstoff zu organischem Kohlenstoff in der Tonfraktion erhöhen. Die Wirkung unterschiedlicher Bodenbearbeitung war aus der Grob- und Mittelsandfraktion ersichtlich. Die Xylanaseaktivität dieser Fraktion wurde nach reduzierter und minimaler Bodenbearbeitung erhöht.

## **Einleitung**

In der Literatur wurden in der Vergangenheit verschiedene Mikrohabitats, die durch eine Anreicherung von leicht löslichen organischen Verbindungen und partikulären organischen Substanzen gekennzeichnet sind, als „hot spots“ beschrieben. Die Detritus-, Rhizo- und Drilosphäre stellen u.a. ideale Lebensräume für Bodenmikroorganismen dar (Beare et al. 1995). Aus der Rhizosphärenforschung ist bekannt, daß der direkte Einflußbereich der Wurzel auf Bodenmikroorganismen lokal begrenzt ist (Tarafdar and Jungk 1987, Tarafdar and Marschner 1994). Die Dimension der Detritussphäre ist bis heute noch sehr viel weniger untersucht worden. Die Aktivitäten von Bodenmikroorganismen in diesen Mikrohabitats sind nicht nur von der Quantität, sondern auch von der Qualität der organischen Substrate

---

<sup>1</sup> Prof. Dr. Ellen Kandeler, Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 70599 Stuttgart, email: kandeler@uni-hohenheim.de

abhängig. Messungen zur kleinräumigen Wirkung von Pflanzenstreu, die unter unterschiedlichen Kohlendioxidkonzentrationen angezogen wurde, auf die mikrobielle Biomasse und auf bodenmikrobiologische Prozesse des C- und N-Kreislaufes fehlen zur Zeit vollständig.

Eigene Vorarbeiten haben zunächst die methodische Basis für die Durchführung zahlreicher bodenmikrobiologischer Untersuchungen gelegt (Kandeler und Gerber 1988, Schinner et al. 1996, Bruckner et al. 1995, Beck et al. 1997, Kiem und Kandeler 1997). Zur räumlichen Verteilung von Bodenorganismen und deren Stoffwechselprozessen liegen ebenfalls eigene Untersuchungen vor (Kandeler und Böhm 1996, Ahl et al. 1998). Diese Arbeiten zeigen, daß Bodenbearbeitung die räumliche Verteilung von Streumaterial und Bodenmikroorganismen im Bodenprofil ändert.

Methodische Vorarbeiten von Stemmer et al. (1998) ermöglichen es, die mikrobielle Biomasse und die Aktivitäten von Bodenenzymen in Korngrößenfraktionen zu bestimmen. Erste Ergebnisse haben gezeigt, daß Bodenmikroorganismen hauptsächlich in der Tonfraktion lokalisiert sind und daß Enzyme, die für den Abbau hochmolekularer organischer Verbindungen verantwortlich sind, hauptsächlich an die partikuläre organische Substanz in der Grobsandfraktion gebunden sind (Stemmer et al. 1998, 1999). Die starke Bindung von Enzymen des Kohlenstoffkreislaufes (z.B. Xylanase und Invertase) an die unmittelbare Umgebung von Streustoffen wurde auch aus ersten Mikrokosmosexperimenten deutlich (Kandeler et al., 1999).

Im Rahmen dieses Vortrages sollen zwei unterschiedliche Feldversuche zum Einfluß der Bodenbewirtschaftung auf die mikrobielle Biomasse und einige bodenmikrobiologische Prozesse dargestellt werden. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse kann folgenden Publikationen entnommen werden: Kandeler et al. (1999 a, 1999 b, 1999 c).

## **Material und Methodik**

### ***Statischer Düngungsversuch in Bad Lauchstädt, Deutschland***

Der Versuch wurde 1902 auf einer Löß-Schwarzerde (Haplic Phaeozem nach der FAO-Klassifikation) angelegt. Der Oberboden (0-20 cm) der Löß-Schwarzerde besitzt nach Körschens (1994) folgende physikalische und chemische Eigenschaften: 0,5% Grobsand, 2,1% Mittelsand, 8,6% Feinsand, 44,8% Grobschluff, 16,0% Mittelschluff, 7% Feinschluff, 21,0% Ton, 4% Humus, 0% Karbonat, pH (CaCl<sub>2</sub>) 6,6. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,8°C und der mittlere Jahresniederschlag 479.6 mm. Folgende Behandlungen wurden für die bodenmikrobiologischen Versuche ausgewählt: (1) Kontrolle (keine Düngung), (2) NPK, (3)

20 t Stallmist ha<sup>-1</sup>, (4) 20 t Stallmist ha<sup>-1</sup> + NPK, (5) 30 t Stallmist ha<sup>-1</sup>, (6) 30 t Stallmist ha<sup>-1</sup> + NPK (Stallmist jeweils jedes 2. Jahr). Folgende Fruchtfolge wurde verwendet: Zuckerrübe, Kartoffel, Winterweizen, Sommergerste und Luzerne. Die Probenahme erfolgte im April 1996 aus einer Tiefe von 0-20 cm. Die Bodenproben wurden bis zur Analyse bei -20°C gelagert, anschließend bei 4°C aufgetaut und auf < 2 mm gesiebt.

### ***Feldversuch in Fuchsenbigl (Bodenbearbeitung), Österreich***

Der Versuch wurde 1988 auf einer mittel- bis tiefgründigen Schwarzerde (Haplic Tschernozem) angelegt. Der Oberboden (0-20 cm) besitzt folgende physikalischen und chemischen Eigenschaften: 9,1% Grob- und Mittelsand, 27,2% Feinsand, 40,7% Schluff, 22,0% Ton, 2,0% Humus, 13,0% Karbonat, pH (CaCl<sub>2</sub>) 7,65. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,3°C und der mittlere Jahresniederschlag 519 mm. Folgende Behandlungen wurden für die bodenmikrobiologischen Versuche ausgewählt: (1) Pflug: Die Grundbodenbearbeitung erfolgt im Herbst mit einem Wendepflug in der Tiefe von 25 – 30 cm. Die Saatbettbereinigung findet im Frühjahr mittels Löfflegette und Krümelwalze statt. (2) Grubber: Diese Grundbodenbearbeitung erfolgt im Herbst bis in eine Tiefe von 20 cm. Die Saatbettbereitung wird analog der Pflugvariante durchgeführt. (3) Frässaat: Im Frühjahr wird mit einer Frässaatkombination in einer Tiefe von 5 – 8 cm direkt ausgesät. Folgende Früchte wurden in den Jahren 1994 und 1995 angebaut: Zuckerrübe und Sommergerste. Die Probenahmen erfolgten im März und Oktober 1995 aus den Tiefen von 0-10 cm, 10 – 20 cm und 20 – 30 cm.

### ***Physikalische Fraktionierung der Bodenproben***

Zur Gewinnung der Korngrößenfraktionen Grob/Mittelsand, Feinsand, Schluff und Ton wurde ein Verfahren, das von Stemmer et al. (1998) entwickelt worden war, angewendet. Zur Dispergierung wurden die Bodenproben mit einer definierten Energiemenge beschallt. Die schonende Ultraschallbehandlung erhält teilweise die Mikroaggregatstruktur, zerstört jedoch Makroaggregate (Partikel >250 µm) und setzt teilweise partikuläre organische Substanz frei. Mit Hilfe einer Kombination aus Naßsiebung und Zentrifugation wurden anschließend die verschiedenen Korngrößenklassen separiert.

### ***Bodenmikrobiologische Methoden***

Zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse und verschiedener Bodenenzyme wurden die Arbeitsvorschriften von Schinner et al. (1996) verwendet. Die einzelnen boden-

Tabelle 1: Ninhydrin-reaktiver Stickstoff (CFE), Urease- and Xylanase - Aktivität des Gesamtbodens und der Korngrößenfraktionen von Böden mit unterschiedlicher Düngung (Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt). Die Ergebnisse (n=3) wurden auf Gramm C<sub>org</sub> bezogen.

(nach Kandeler et al. 1999 a)

Düngung	CFE					Urease					Xylanase				
	(µg Ninhydrin-reaktiver N g <sup>-1</sup> C <sub>org</sub> )					(mg N g <sup>-1</sup> C <sub>org</sub> 2 h <sup>-1</sup> )					(mg Glu g <sup>-1</sup> C <sub>org</sub> 24 h <sup>-1</sup> )				
	Korngrößenfraktion					Korngrößenfraktion					Korngrößenfraktion				
	— (µm) —					— (µm) —					— (µm) —				
	Boden	> 250	250-63	63-2	2-0.1	Boden	> 250	250-63	63-2	2-0.1	Boden	> 250	250-63	63-2	2-0.1
Kontrolle	347	ND	319	286	227	0.8	ND	0.5	0.8	0.8	18	261	85	25	7
20t FYM ha <sup>-1</sup>	403	238	410	400	445	1.3	ND	1.1	1.1	2.1	30	117	124	43	20
30t FYM ha <sup>-1</sup>	412	23	113	424	433	1.7	ND	1.3	1.2	2.4	43	236	161	43	21
30t FYM ha <sup>-1</sup> + NPK	504	296	389	547	726	2.3	0.7	1.5	1.5	3.2	47	133	137	68	26
LSD	109	NE	NE	98	133	0.4	NE	0.8	0.3	0.5	17	89	63	9	5

ND, nicht bestimmt

NE, nicht bestimmt wegen Inhomogenität der Varianz (ANOVA, P < 0.05).

mikrobiologischen Untersuchungen wurden jedoch mit geringeren Probenmengen (0,3 – 0,5 g) durchgeführt. Die Modifikationen der einzelnen Methoden wurden in den Arbeiten von Kandeler (1999 a und c) beschrieben.

## **Ergebnisse und Diskussion**

### ***Statistischer Düngungsversuch in Bad Lauchstädt, Deutschland***

Nach einer Versuchsdauer von 94 Jahren war der Einfluß der Düngung sehr viel stärker ausgeprägt als der Einfluß der Fruchtfolge. Eine Diskriminanzanalyse der bodenmikrobiologischen Daten (Substrat-induzierte Respiration, Biomasse-N, Xylanase, Phosphatase, Urease, N-Mineralisation) ergab, daß sich die unterschiedlichen organischen Düngungsstufen signifikant voneinander trennen lassen; zusätzliche mineralische Düngung führte jedoch nur bei niedrigem Nährstoffniveau zu einer weiteren Differenzierung.

Der höchste Anteil an organischem Kohlenstoff und am Gesamtstickstoff konnte in den kleinen Korngrößenfraktionen (Schluff und Ton) nachgewiesen werden. Das C/N-Verhältnis der Ton- und Schlufffraktion (ca. 10) liegt sehr viel niedriger als das C/N-Verhältnis der Sandfraktionen (20 – 30). Der Einfluß der Düngung kann besonders gut in den Sandfraktionen beobachtet werden. Bei fehlender Düngung liegt das C/N-Verhältnis der Grob- und Mittelsandfraktion bei 30, bei organischer und mineralischer Düngung bei ca. 20. In dieser Fraktion kann also die unterschiedliche Qualität der Ernterückstände nachgewiesen werden.

Der mikrobielle Stickstoff, gemessen als Ninhydrin-reaktiver Stickstoff, war zu einem hohen Prozentsatz in der Tonfraktion (2 – 0,1 µm) und Schlufffraktion (63 – 2 µm) nachweisbar; nur ein geringer Anteil wurde in der Feinsandfraktion (200 – 63 µm) gemessen. Durch die Berechnung des Verhältnisses von Ninhydrin - reaktivem Stickstoff zu organischem Kohlenstoff, wurde der Einfluß der Düngung auf die Bodenmikroorganismen sehr deutlich (Tabelle 1). Ungedüngte Böden zeigten in allen Korngrößenfraktionen ähnliche Verhältnisse von Ninhydrin-reaktivem Stickstoff zu organischem Kohlenstoff. Bei hoher organischer Düngung wurde dieser Quotient in der Ton- und Schlufffraktion erhöht. Aus diesen Ergebnissen geht hervor, daß langjährige organische Düngung die Kapazität der Tonfraktion erhöht um Bodenmikroorganismen vor dem Abbau zu schützen. Die vorhandenen Untersuchungen über die Verteilung von mikrobiologischen Eigenschaften in Korngrößenfraktionen reichen jedoch noch nicht aus (Ahmed und Oades 1984, Christensen and Bech-Andersen 1989, Singh und Singh 1995), um die Gemeinschaftsstruktur von Bodenmikroorganismen in Korngrößenfraktionen beurteilen zu können.

Die Xylanaseaktivität war hauptsächlich an die partikuläre organische Substanz der Grob- und Mittelsandfraktion gebunden, die Ureaseaktivität war dagegen zu einem großen Anteil in den kleineren Fraktionen lokalisiert (Tabelle 1). Aus diesen Ergebnissen läßt sich ableiten, daß die Höhe der Xylanaseaktivität hauptsächlich eine Funktion des Substratangebots ist.

#### ***Feldversuch in Fuchsenbigl (Bodenbearbeitung), Österreich***

Unterschiedliche Bodenbearbeitung veränderte die Verteilung von Bodenmikroorganismen und einiger Bodenenzyme im Oberboden (0 – 30 cm). Eine Anreicherung von Bodenmikroorganismen in den obersten 10 Zentimetern des Bodens konnte bei der Minimalbodenbearbeitung (Frässaat) nach dem dritten Versuchsjahr nachgewiesen werden. Unterschiede in der Xylanaseaktivität waren bereits nach dem ersten Versuchsjahr sichtbar.

Die Untersuchung von bodenmikrobiologischen Parametern nach Korngrößenfraktionierung der einzelnen Böden konnte folgende Zusatzinformationen erzielen: Unabhängig von der Bodenbearbeitung war der mikrobielle Stickstoff hauptsächlich an die kleinen Korngrößenfraktionen gebunden. Der Effekt der Bodenbearbeitung wird anhand der Ergebnisse der Grob- und Mittelsandfraktion besonders deutlich (Abbildung 1). In der Tiefe von 0 – 10 cm erhöhte die reduzierte und die minimale Bodenbearbeitung die Xylanaseaktivität in dieser Fraktion. In der Tiefe von 20 – 30 cm zeigte die Xylanaseaktivität der Grob- und Mittelsandfraktion in der Pflugvariante die höchste Aktivität. Aus diesen Ergebnissen wurde ebenfalls klar, daß die Xylanaseaktivität von der Verteilung der partikulären organischen Substanz abhängig war. Durch die Verwendung des Pflugs wurden Ernterückstände in tiefere Bodenschichten eingebracht. Die unzersetzte Streu wurde nach der physikalischen Fraktionierung in der Grob- und Mittelsandfraktion gefunden. Dieser zweite Feldversuch konnte die Ergebnisse, die wir bereits an Bodenproben des Statischen Feldversuches in Bad Lauchstädt erhalten hatten, bestätigen.

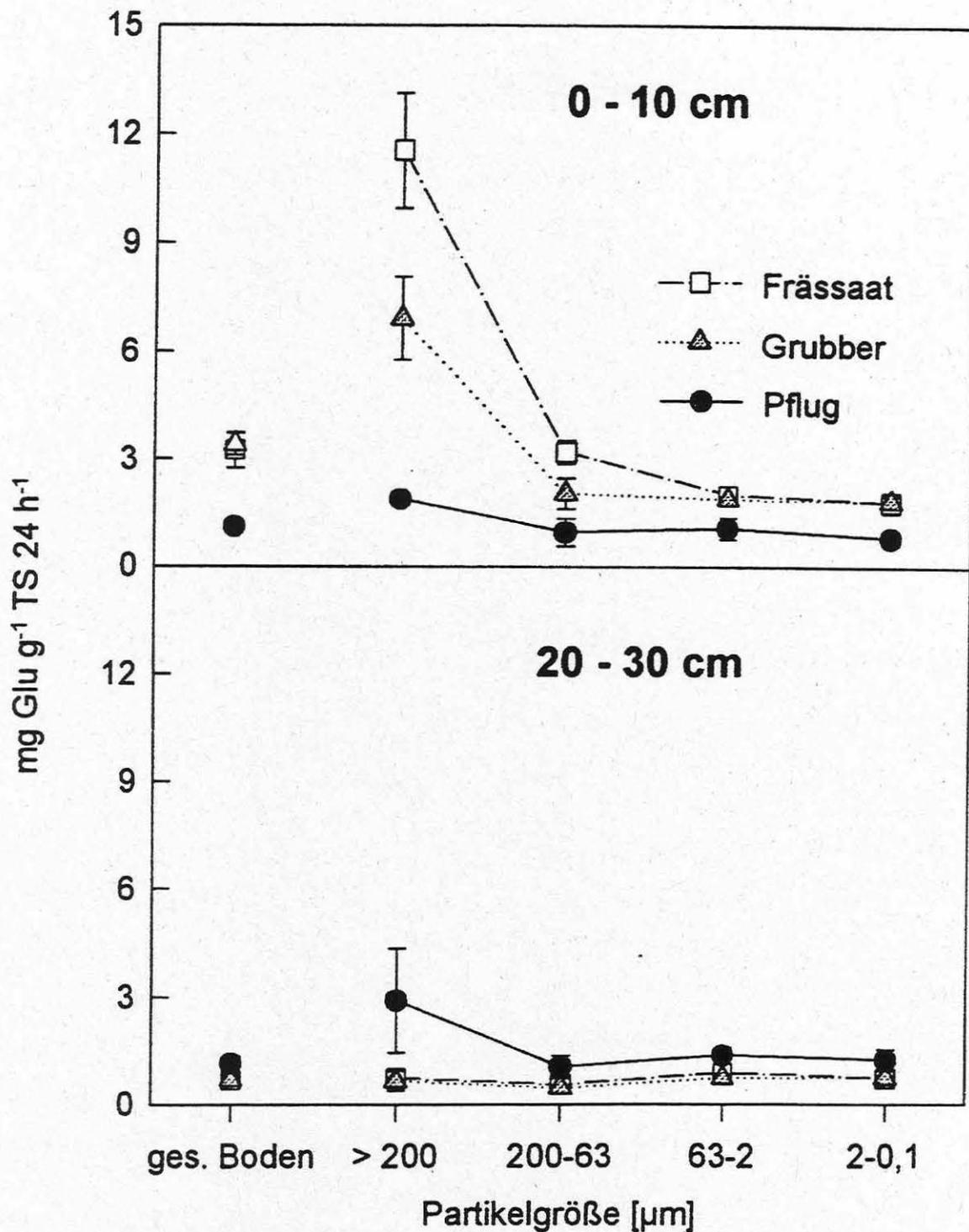
## Dank

Die vorgestellten Ergebnisse wurden im Rahmen zweier Projekte des Bundesamtes für Land- und Forstwirtschaft, Wien, erarbeitet. Die Projektpartner waren Frau Dr. habil. E.M.Klimanek (UFZ, Bad Lauchstädt, Deutschland) und Univ. Doz. Dr. M.H. Gerzabek (Forschungszentrum Seibersdorf, Österreich). Im einzelnen möchte ich folgenden Personen für die gute Zusammenarbeit danken: Frau Dr. habil. Eva-Maria Klimanek, Herrn Prof. Dr. habil. Dr. h.c. Martin Körschens, Herrn Univ. Doz. Dr. Martin H. Gerzabek, Herrn Dr. Michael Stemmer, Frau Dipl. Ing. Dagmar Tscherko, Frau Sabine Palli, Frau Eva Kohlmann, Frau Doris Busch und Frau Hildgard Peisser.

## Literatur

- Ahl C., Joergensen R.G., Kandeler E., Meyer B., Woehler V. (1998) Microbial biomass and activity in silt and sand loams after long-term reduction in tillage using the "Horsch" system. *Soil and Tillage Research* 49, 93 – 104.
- Ahmed M. and Oades J.M. (1984) Distribution of organic matter and adenosine triphosphate after fractionation of soils by physical procedures. *Soil Biology & Biochemistry* 16, 465-470.
- Beare M.H., Coleman D.C., Crossley D.A., Jr, Hendrix P.F. and Odum E.P. (1995) A hierarchical approach to evaluate the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *Plant and Soil* 170, 5-22.
- Beck T., Joergensen R.G., Kandeler E., Makeschin F., Oberholzer H.R., Nuss E., Oberholzer H.R., Scheu S. (1997) An inter-laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial C. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1023-1032.
- Bruckner A., Wright J., Kampichler C., Bauer R. and Kandeler E. (1995) A method to prepare mesocosms for assessing complex biotic processes in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 19, 257-262.
- Christensen B.T. and Bech-Andersen S. (1989) Influence of straw disposal on distribution of amino acids in soil particle size fractions. *Soil Biology & Biochemistry* 21, 35-40.
- Kandeler E. and Böhm K.E. (1996) Temporal dynamics of microbial biomass, xylanase activity, N-mineralization and potential nitrification in different tillage systems. *Applied Soil Ecology* 4, 181-191.
- Kandeler E. und Gerber H. (1988) Short-term assay of soil urease activity using determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, 6, 68-72.
- Kandeler E., Stemmer M. and Klimanek E.M. (1999 a) Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fractions to long-term management. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 261 – 273.
- Kandeler E., Tscherko D. and Spiegel H. (1999 b) Long-term monitoring of microbial biomass, N-mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biology and Fertility of Soils* 28, 343 – 351.
- Kandeler E., Palli S., Stemmer M. and Gerzabek M.H. (1999 c) Tillage changes microbial biomass, xylanase, invertase, protease and phosphatase in particle size fractions. *Soil Biology and Biochemistry* (in press)
- Kiem R. and Kandeler E. (1997) A simple method for the determination of trehalase activity in soils. *Microbiological Research* 152, 19-25.
- Körschens M. (1994) Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart, Leipzig.
- Palli S. (1998) Einfluß der Bodenbearbeitung auf die organische Substanz und Enzymaktivitäten in Korngrößenfraktionen. Diplomarbeit, Formal- und Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Wien.

- Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E. and Margesin R. (eds) (1996) *Methods in Soil Biology*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, pp 1-426.
- Singh S. and Singh J.S. (1995) Microbial biomass associated with water-stable aggregates in forest, savanna and cropland soils of a seasonally dry tropical region, India. *Soil Biology & Biochemistry* 27, 1027-1033.
- Stemmer M., Gerzabek M.H. and Kandeler E. (1998) Organic matter and enzyme activity in particle size fractions of soils obtained after low-energy sonication. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 9-17.
- Stemmer S., Gerzabek M. and Kandeler E. (1999) Invertase and xylanase activity of bulk soil and particle-size fractions during maize straw decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 9-18.
- Tarafdar J.C. and Jungk A. (1987) Phosphatase activity in the rhizosphere and its relation to the depletion of soil organic phosphorus. *Biology and Fertility of Soils* 3, 199-204.
- Tarafdar J.C. and Marschner H. (1994) Phosphatase activity in the rhizosphere of VA-mycorrhizal wheat supplied with inorganic and organic phosphorus. *Soil Biology & Biochemistry* 26, 387-395.



**Abb. 1:** Xylanase-Aktivität [mg Glu g<sup>-1</sup> TS 24 h<sup>-1</sup>] im Gesamtboden und in den Fraktionen in beiden Beprobungstiefen und bei allen drei Bearbeitungsvarianten (nach Palli, 1998)



# Wurzelexsudation und mikrobielle Leistungen in der Rhizosphäre - ausgewählte Aspekte

<sup>1</sup>Merbach, W., <sup>1</sup>Deubel, A., <sup>1</sup>Gransee, A., <sup>1</sup>Ležovič, G., <sup>1</sup>Remus, R.<sup>2</sup>

## 1. Einführung

Sowohl die Lebenstätigkeit von Bodenorganismen als auch die Akkumulation organischer Bodensubstanz basieren bekanntlich nahezu ausschließlich auf der Einschleusung von Sonnenenergie und Kohlenstoff durch die Vegetation. Dabei fungiert die Pflanzendecke als „Antenne“ und „Transformator“ zugleich. Sie verfügt dafür über einen beeindruckenden „Apparat“. Mit etwa 20 000 bis 60 000 m<sup>2</sup> Blattfläche pro ha bindet sie ca. 400 bis 6000 kg C · ha<sup>-1</sup> · a<sup>-1</sup> und baut damit nicht nur die oberirdische Substanz, sondern auch mit > 10 km Wurzellänge/m<sup>2</sup> Boden (ohne Wurzelhaare) ein gewaltiges Wurzelsystem auf (Lit. bei LIETH 1974, MERBACH et al. 1996, SCHILLING et al. 1990, STEINGROBE et al. 1999, EHLERS 1996). Der Pflanzenbewuchs, das dazugehörige Wurzelsystem und der durchwurzelte Bodenraum nehmen daher eine Schlüsselstellung in terrestrischen Ökosystemen ein. Hier vollziehen sich einerseits die komplizierten Wechselwirkungen zwischen Pflanzenstoffwechsel und Umweltfaktoren. Basierend auf der C-Lieferung durch die Pflanzen ist der durchwurzelte Bodenraum andererseits der Ort intensiver mikroökosystemarer Interaktionen zwischen Pflanzenwurzeln, Mikroben, Bodentieren, organischen C- und N-Verbindungen sowie mineralischen Bodenbestandteilen, welche aus dem toten Ausgangssubstrat erst den belebten Boden machen. Dabei kann der C-Eintrag auf zwei Wegen erfolgen, und zwar **1. durch abgestorbene Pflanzenreste** (Ernte- und Wurzelrückstände bzw. Streu) und **2. durch die Abgabe organischer C- und N-Verbindungen an den Boden während der Vegetationszeit**. Im folgenden soll ausschließlich auf die zweite Möglichkeit eingegangen werden; der erste Weg wird durch die Beiträge von KANDELER, KÖRSCHENS und KUBAT in diesem Band behandelt.

Eine entscheidende Voraussetzung für das Verständnis und die Nutzbarkeit von Rhizosphärenprozessen ist die detaillierte Kenntnis über Menge, Zusammensetzung, Umsatz, Beeinflussbarkeit und Wirkung der durch Pflanzenwurzeln abgegebenen Verbindungen. Dieser Problematik soll im vorliegenden Beitrag anhand ausgewählter Beispiele nachgegangen werden.

---

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Adam-Kuckhoff-Straße 17 b, D-06108 Halle (Saale), Fax 0345/5527113, e-mail: merbach@landw.uni-halle.de

<sup>2</sup>ZALF e.V., Institut für Rhizosphärenforschung und Pflanzenernährung, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

## 2. Bilanzierung der pflanzlichen C- und N-Verwertung und Charakterisierung der primär wurzelbürtigen Verbindungen

### 2.1. Vorbemerkungen

Über die Menge und Zusammensetzung wurzelbürtiger organischer Verbindungen liegt im Schrifttum eine fast unübersehbare Zahl von Einzelanalysen vor, die vorwiegend auf Nährlösungsversuchen basieren (Lit. z.B. bei CURL u. TRUELOVE 1986). Dagegen existieren für Festsubstrate sehr viel weniger und stark divergierende Befunde. Bis Mitte der 80er Jahre fehlten für das natürliche Pflanzensubstrat, den Boden, nicht nur exakte und vollständige Bilanzierungen der pflanzlichen C-Verwertung, sondern auch verlässliche und reproduzierbare Daten der primär wurzelbürtigen C-Verbindungen (vgl. HELAL u. SAUERBECK 1990, MERBACH et al. 1990). Untersuchungen zur N-Bilanzierung unter Einschluß der pflanzlichen N-Abgabe begannen sogar erst Anfang der 90er Jahre (JANZEN 1990, JANZEN u. BRUINSMA 1993, REINING et al. 1995, TOUSSAINT et al. 1995). Die Ursachen dafür waren hauptsächlich methodischer Art. Mit herkömmlichen Verfahren konnten nämlich weder pflanzen- und wurzelbürtige C- bzw. N-Verbindungen unterschieden noch sekundär emittierte (im Falle von C veratmete) Exsudate erfaßt werden.

### 2.2. Prinzipien der C-Bilanzierung

Die Bilanzierung der C-Verwertung der Versuchspflanzen [Sommerweizen, Luzerne, Erbse, Ölrettich (*Raphanus oleiformis*), Weißer Gänsefuß (*Chenopodium album*), Ackerfuchsschwanz (*Amaranthus retroflexus*)] erfolgte auf der Basis von Anzuchtgefäßen (Einzelheiten zu Boden und Düngung vgl. MERBACH et al. 1996). Sie erfolgte nach zwei Grundprinzipien:

a) **Verabreichung von  $^{14}\text{CO}_2$ , um die (primär) wurzelbürtigen  $^{14}\text{C}$ -Verbindungen von den im Boden befindlichen  $^{12}\text{C}$ -Substanzen unterscheiden zu können.** Dabei wurde den in Doppelkompartimentgefäßen (luftdichte Trennung von Sproß- und Wurzelraum, Prinzip vgl. Abb. 1) herangezogenen Pflanzen über die Sprosse  $^{14}\text{CO}_2$ -haltige Luft angeboten. Der Sproßraum kann durch eine gemeinsame Markierungskammer für mehrere „Untergefäße“ ersetzt werden. Dies war vor allem bei größeren Pflanzen und längerer Versuchsdauer der Fall, in denen Mitscherlichgefäße mit Deckeln zum gasdichten Abschluß verwendet wurden. Die  $^{14}\text{CO}_2$ -Applikation geschah im geschlossenen System (Freisetzung des  $^{14}\text{CO}_2$  aus  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$  mittels  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , automatische Regulierung der  $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration, eingesetzte spezifische  $^{14}\text{C}$ -Radioaktivität, angebotene  $\text{CO}_2$ -Konzentration bzw. Versuchsbedingungen vgl. SCHUMANN et al. 1988 bzw. Abb. 3).

Die  $^{14}\text{CO}_2$ -Begasung erfolgte zu unterschiedlichen Zeitpunkten (3-4-Blatt-Stadium, Bestockung, Schossen, Ährenschieben, Milchreife bei Weizen; 3-4-Blatt- bis 8-10-Blatt-Stadium bei anderen

Pflanzenarten) und dauerte in der Regel 3 Tage. Zu Versuchsende erfolgte die Bilanzierung der Verteilung des assimilierten  $^{14}\text{C}$  auf die Pflanzensubstanz (Sproß, Wurzel), die Wurzelatmung (periodisches „Ausblasen“ des  $^{14}\text{CO}_2$  aus dem Wurzelraum, vgl. Abb. 1) und den Boden.

b) **Vergleich steriler und nicht steriler Anzuchten, um die eigentliche Wurzelatmung von der sekundären Wurzelexsudatveratmung durch Mikroben unterscheiden zu können.** Dabei wurde die  $^{14}\text{CO}_2$ -Wurzelatmung der Sterilvariante (RS) als eigentliche Wurzelatmung ( $R_w$ ) und diejenige der unsterilen Anzucht (RNS) als Summe der Wurzelatmung ( $R_w$ ) und der mikrobiellen Exsudatveratmung (ER) angenommen.

Es galt also:

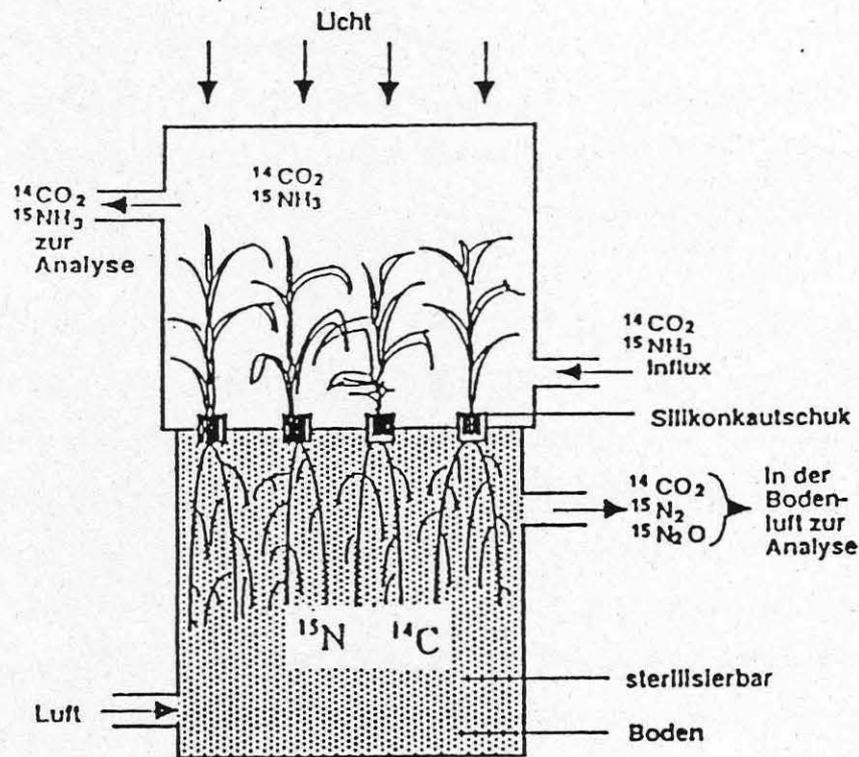
$$RS = R_w$$

$$RNS = R_w + ER.$$

Hieraus ergab sich der veratmete Exsudatanteil als

$$ER = RNS - RS.$$

ER wird zu der im Boden der Nichtsterilvariante befindlichen  $^{14}\text{C}$ -Menge addiert, und man erhält so den tatsächlichen Betrag der primär wurzelbürtigen C-Verbindungen.



**Abb. 1:** Prinzip der Gefäße zur  $^{15}\text{NH}_3$ - bzw.  $^{14}\text{CO}_2$ -Begasung der Pflanzensprosse. Der Sproßraum (oberes Gefäß), der gegebenenfalls auch als Küvette für mehrere Untergefäße dienen kann, ist vom Wurzelraum (unteres Gefäß) gasdicht abgetrennt. Der Wurzelraum ist sterilisierbar und für Gase „durchblasbar“ (in Anlehnung an MERBACH 1992, 1997)

### 2.3. Quantifizierung der N-Verteilung im System Pflanze-Boden

Um den durch die Wurzeln abgegebenen N von dem bereits vorher im Boden befindlichen N zu unterscheiden, kam  $^{15}\text{N}$  zum Einsatz. Als  $^{15}\text{N}$ -Applikationsmethode diente eine  $^{15}\text{NH}_3$ -Sproßbegasung (Doppelkompartimentgefäße nach Abb. 1), da sich in früheren Versuchen herausgestellt hatte, daß Pflanzen signifikante N-Mengen aus diesem Gas absorbieren können (JANZEN & BRUINSMA 1989, REINING et al. 1992). Der Weizen wurde ab Bestockungsdatum 6 mal in viertägigen Abständen für die Dauer von jeweils 6 h mit  $^{15}\text{NH}_3$  begast. Die Herstellung des  $^{15}\text{N}$ -haltigen Gases erfolgte durch Einleitung von gelöstem  $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (95at-%  $^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ ) in NaOH (methodische Einzelheiten vgl. MERBACH et al. 1992). Diese  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen waren in Vorversuchen nicht phytotoxisch (REINING et al. 1992). Auch hier wurde nach Versuchsende die  $^{15}\text{N}$ -Verteilung auf Sproß, Wurzel und Boden bilanziert.

### 2.4. Teilcharakterisierung wurzelbürtiger C- und N-Verbindungen

Die (primär) wurzelbürtigen  $^{14}\text{C}$ -Verbindungen wurden aufgetrennt in a) veratmetes  $^{14}\text{CO}_2$  (Auffangen in NaOH) und im Boden verbleibenden  $^{14}\text{C}$ , b) wasserlösliche und nicht wasserlösliche Anteile, c) saure, basische und neutrale Anteile der wasserlöslichen Exsudate und d) deren Einzelverbindungen. Bei den durch die Wurzeln freigesetzten  $^{15}\text{N}$ -Verbindungen erfolgte zunächst eine Grobtrennung in wasserlösliche und nicht wasserlösliche Fraktionen. Die weitere Charakterisierung ist derzeit im Gange.

### 2.5. Methoden

Die **Sterilisation des Bodens** in den Untergefäßen (Wurzelraum, vgl. Abb. 1) erfolgte durch 4-maliges fraktioniertes Autoklavieren mit zwischenzeitlicher Bebrütung. Vor der Aussaat wurden die Samen der Versuchspflanzen oberflächensterilisiert (3%iges  $\text{H}_2\text{O}_2$ , NaOCl). Die Sterilitätskontrollen geschahen durch mikroskopische Keimzahlbestimmungen und Beimpfung von Agarplatten mit nachfolgender Kolonienauszählung.

Die **Ernte und Probenaufbereitung** gestalteten sich wie folgt:

Zu Versuchsende wurden die Pflanzen geerntet, mechanisch in Sproß und Wurzeln getrennt (bei  $^{14}\text{C}$ -Bilanzierung vorher fraktionierte Extraktion des an den Wurzeln haftenden Bodens durch mehrmaliges Tauchen), bei 60 °C bis zur Massenkonstanz getrocknet (Trockensubstanz (TS) - Feststellung) und fein vermahlen (0,2 mm Korngröße). Das Bodenmaterial erfuhr die gleiche Vorbehandlung. Je nach Versuchsansatz wurde das Material danach weiter aufgetrennt und der N-,  $^{15}\text{N}$ - bzw.  $^{14}\text{C}$ -Analytik zugeführt.

Die Auftrennung der  $H_2O$ -löslichen  $^{14}C$ -Exsudate erfolgte durch Ionenaustauscherchromatographie (Dowex 50 W x 8; Dowex 1 x 2). Dabei wurde die basische Fraktion vereinfacht als Aminosäure (AS)-Fraktion, die saure als OS (org. Säuren)-Fraktion und die neutrale als Zuckerfraktion (KH) bezeichnet. Die Wiederfindungsquote betrug 84-94 % (MERBACH et al. 1990). Die so gewonnenen Fraktionen wurden weiter mittels HPLC bzw. Radioaktivitätsdetektor in einzelne Verbindungen aufgetrennt bzw. quantifiziert (Abb. 2).

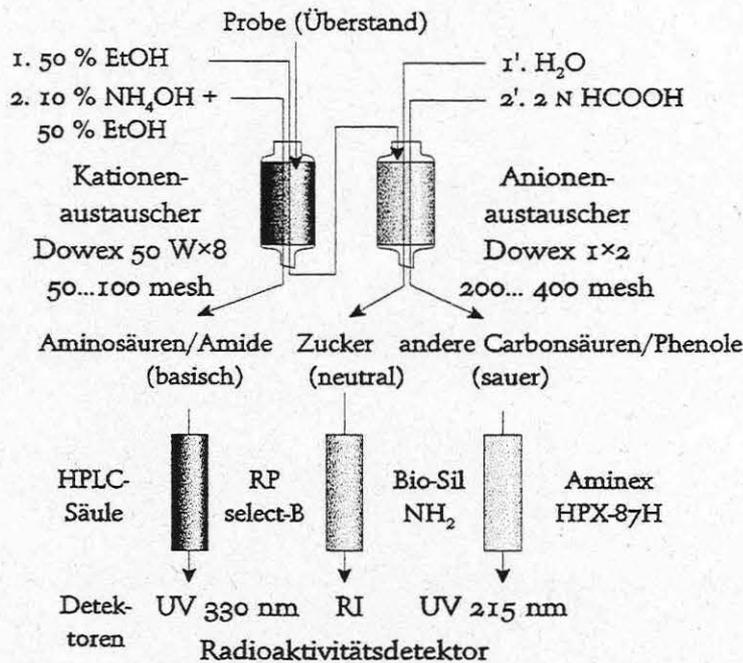
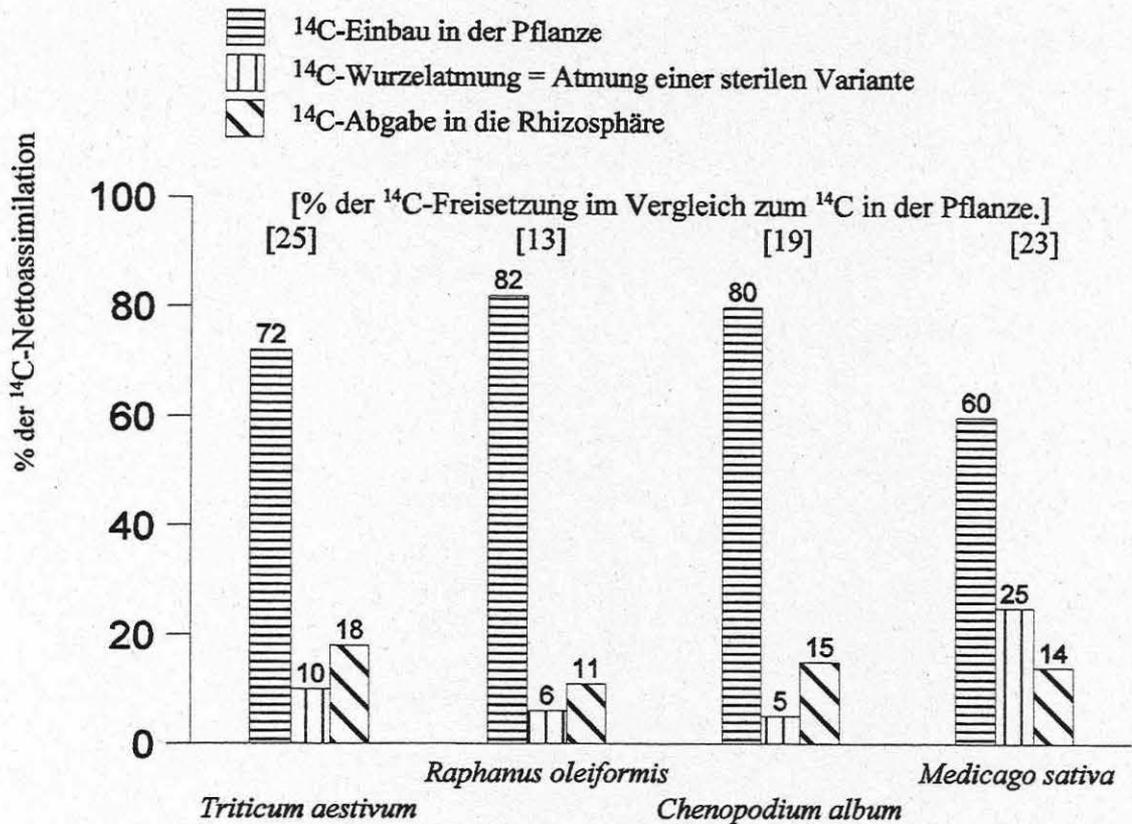


Abb. 2: Analysengang zur Auftrennung radioaktiv markierter Wurzelabscheidungen (nach GRANSEE und WITTENMAYER 1995, GRANSEE 1998)

Die **Gesamt-N-Bestimmung** in der Pflanzensubstanz erfolgte nach Kjeldahl, diejenige im Bodenmaterial nach BREMNER (1960) durch Aufschluß mit Salicylschwefelsäure und Oxidation mit Natriumthiosulfat und Selenreaktionsgemisch. Die  $^{15}N$ -Analyse wurde emissionsspektrometrisch, z.T. massenspektrometrisch (FAUST et al. 1981), die  $^{14}C$ -Radioaktivitätsbestimmung szintillationsspektrometrisch durchgeführt. Die statistische Verrechnung der Resultate erfolgte durch Varianzanalyse mit nachfolgendem TUKEY-Test.

## 2.6. Menge der $^{14}C$ - und $^{15}N$ -Freisetzung durch Pflanzenwurzeln

Zunächst war die Verteilung des assimilierten ( $^{14}C$ ) und des aufgenommenen ( $^{15}N$ ) im System Pflanze-Boden und die Menge der C- und N-Freisetzung durch die Pflanzenwurzeln zu untersuchen.



**Abb. 3:**  $^{14}\text{C}$ -Verteilung im System Pflanze/Boden nach  $^{14}\text{CO}_2$ -Applikation. Gefäßversuche mit 330 g Boden, 5 d Begasung mit  $^{14}\text{CO}_2$ -haltiger Luft (0,03 Vol.-%  $\text{CO}_2$ , spezifische Radioaktivität  $21645 \text{ Bq} \cdot (\text{mg C})^{-1}$ . 12 h hell, 12 h dunkel,  $400 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ ,  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ , 3 Pflanzen pro Gefäß, Mittel aus 12 Wiederholungen) Pflanzenalter: Weizen 4-6 Blätter, Luzerne 6-8 Blätter, Ölrettich 4 Blätter, *Chenopodium album* L. 6-8 Blätter.

kBq/g TS: Weizen 664, Luzerne 1173, Ölrettich 422, *Chenopodium album* L. 363 (aus MERBACH et al. 1999)

Abb. 3 weist aus, daß zwischen 60 und 82 % des in der Nettoassimilation fixierten  $^{14}\text{C}$  in das Pflanzengewebe eingebaut und zwischen 5 bis 25 % durch die Wurzeln wieder veratmet wurden. Dabei lassen sich Tendenzen einer relativ hohen Atmung und eines niedrigeren  $^{14}\text{C}$ -Einbaus in die Trockensubstanz bei Luzernepflanzen erkennen (hohe Kosten für  $\text{N}_2$ -Fixierung, MERBACH 1990). Ins Auge fällt ferner die niedrige Wurzelatmung bei Ölrettich und *Chenopodium* (möglicherweise größere C-Effektivität). Die  $^{14}\text{C}$ -Freisetzung der Wurzeln erreichte Werte zwischen 13 % (Ölrettich) und 25 % (Weizen) des in die Pflanzensubstanz (Sproß und Wurzel) eingebauten  $^{14}\text{C}$  (obere Zahlenreihe: vgl. jeweils 1. und 3. Säule). Die in der Literatur verfügbaren Daten für junge Gersten-, Weizen- und Maispflanzen bewegen sich ebenfalls in dieser Spanne (BARBER & MARTIN 1976, HELAL & SAUERBECK 1989, WHIPPS & LYNCH 1983).

Unterstellt man einmal einen „C-Ertrag“ (Gesamtpflanzenmasse einschließlich Wurzel- und Ernterückstände) von 60 dt · ha<sup>-1</sup> für Luzerne, 40 dt · ha<sup>-1</sup> für Weizen und 5-10 dt · ha<sup>-1</sup> für die übrigen hier untersuchten Arten, so ergäbe sich unter Zugrundelegung der Werte aus Abb. 3 während der Vegetation eine C-Freisetzung zwischen 1 dt · ha<sup>-1</sup> (Unkräuter, Zwischenfrüchte) und 12 bzw. 15 dt · ha<sup>-1</sup> (Getreide, Luzerne). Damit steht ein beträchtliches Energiepotential für die verschiedenen Rhizosphärenprozesse zur Verfügung. Ein Beispiel mag dies belegen. Bei Annahme einer N-Assimilation von 4,2 mg N je g C-Substrat (unter Feldbedingungen bei uneingeschränkter Konkurrenz anderer Mikroben ermittelt (SEIDEL 1984)) könnten assoziierende Mikroben (z. B. *Azospirillum*) mit diesem C-Dargebot bis zu 50 kg N je ha fixieren.

Dies vermittelt eine Vorstellung von der ökologischen Potenz wurzelbürtiger C-Verbindungen und kennzeichnet die Relevanz entsprechender Forschungen.

Es verwundert daher nicht, daß 62 - 86 % der (primär) wurzelbürtigen C-Verbindungen während der Versuchszeit durch Mikroben wieder veratmet werden (Tab. 1).

**Tabelle 1:** Sekundärveratmung des (primär) wurzelbürtigen <sup>14</sup>C unter Bodenbedingungen

Weitere Versuchsangaben vgl. Abb. 3

Pflanzenart	% als <sup>14</sup> CO <sub>2</sub> , veratmet in 5 d
Sommerweizen, 4-6-Blatt-Stadium	86
Sommerweizen, Schoßstadium	78
Sommerweizen zur Blüte	80
Luzerne, 6-8-Blatt-Stadium	64
Luzerne, 2. Schnitt (14 Blätter)	62
Erbse (10 Blätter)	62
Ölrettich (8 Blätter)	71

Trotzdem blieben noch beträchtliche <sup>14</sup>C-Mengen in der Wurzelumgebung zurück, insbesondere bei älteren Pflanzen (3-12,5 %, hier nicht tabellarisch dargestellt, vgl. MERBACH et al. 1996). Bei Annahme der oben angeführten C-Freisetzung von 1 bis 15 dt · ha<sup>-1</sup> · a<sup>-1</sup> sind das immerhin noch ca. 30 bis 200 kg C · ha<sup>-1</sup> · a<sup>-1</sup> (vgl. auch bei MERBACH et al. 1996). Diese <sup>14</sup>C-Verteilung traf grundsätzlich auch für ältere Wachstumsstadien zu, wenngleich die spezifische <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>-Netto-Assimilation (kBq · (gTS)<sup>-1</sup>) mit zunehmendem Pflanzenalter deutlich absank.

Die Resultate zur <sup>15</sup>N-Verteilung nach <sup>15</sup>NH<sub>3</sub>-Begasung der Weizenpflanzen sind in Tab. 2 zu sehen. Es zeigt sich, daß die Weizenpflanzen beträchtliche N-Mengen (4,9 bis 5,6 % des im Gesamtsystem befindlichen <sup>15</sup>N bzw. 5,1 bis 6,1 % des in die Pflanzen eingebauten <sup>15</sup>N) in den Boden abgegeben

hatten. Interessanterweise sind das ähnliche proportionale Anteile, wie sie für den  $^{14}\text{C}$  nach Abzug der mikrobiellen  $^{14}\text{CO}_2$ -Sekundärveratmung auftraten (siehe oben). Diese Werte unterschreiten deutlich die N-Freisetzungsrate, die JANZEN & BRUINSMA (1989) nach  $\text{NH}_3$ -Begasung von Weizen gefunden haben. Eine Interpretation ist aber derzeit wegen des Fehlens von Literaturbefunden nicht möglich. Immerhin erreichen die hier vorgestellten Freisetzungswerte praktisch signifikante Größenordnungen, zumal RROCO et al. (1998) im Schoßstadium bei Weizen neuerlich deutlich höhere N-Abscheidungen gefunden haben. Legt man z. B. eine Nettoabgabe von 6 % des in den Pflanzen befindlichen  $^{15}\text{N}$  (Tab. 2) zugrunde, so ergäbe sich bei einem angenommenen N-Entzug des Weizens von  $250 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (Korn, Stroh und Wurzeln) eine Stickstoffmenge von  $\text{ca. } 15 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , die während der Vegetationszeit in den Boden freigesetzt würde. Diese Kalkulationen werden gestützt durch Schätzungen von BIONDINI et al. (1988), wonach Präriegräser jährlich 7 bis  $10 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$  durch die Wurzeln in das Substrat abgeben.

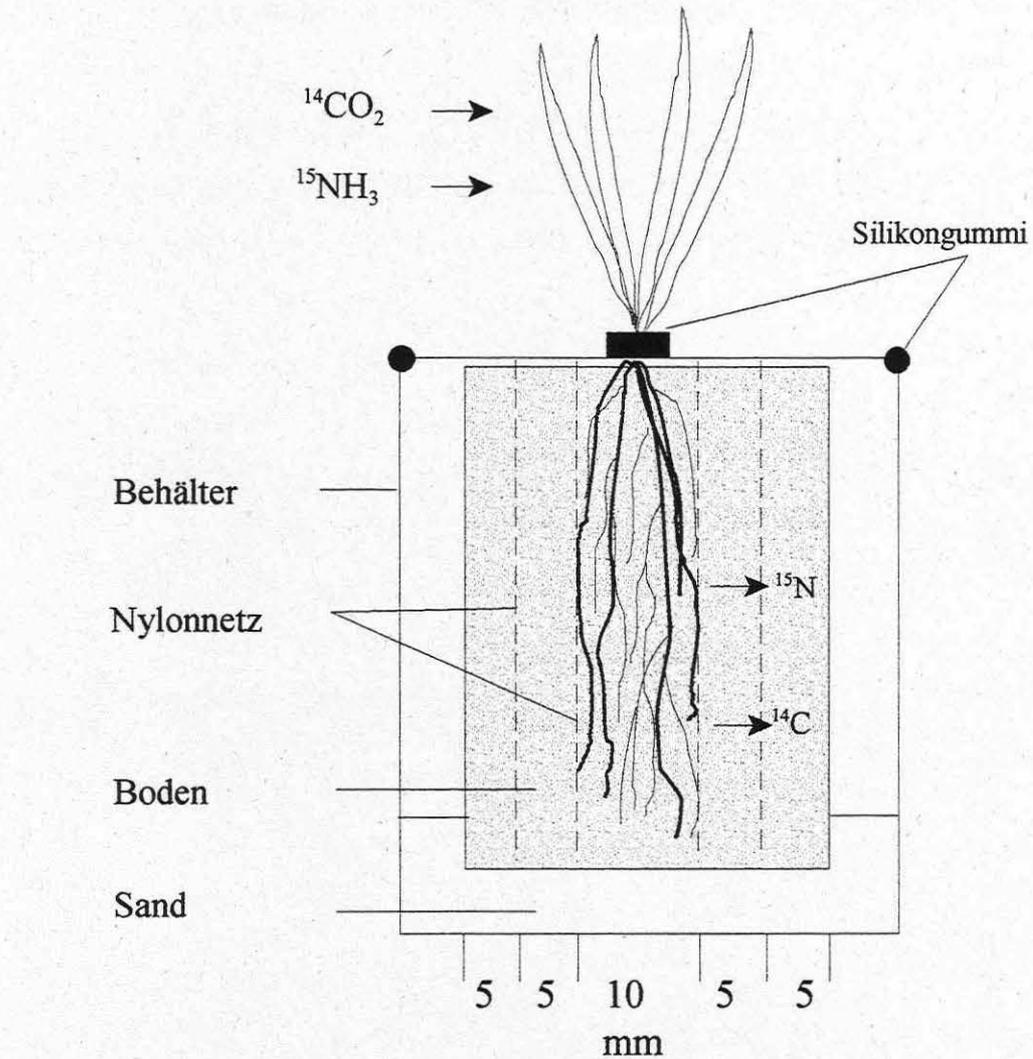
**Tabelle 2:**  $^{15}\text{N}$ -Verteilung im System Pflanze-Boden bei Weizenpflanzen nach  $^{15}\text{NH}_3$ -Begasung (jeweils 4 h), 3 Pflanzen pro Gefäß, Mittel aus 3 Gefäßen,  $^{15}\text{N}$ -Abundanz des  $\text{NH}_3$  95 at-%  $^{15}\text{N}_{\text{exc}}$ , Substrat: anlehmgiger Sandboden. Unterschiede zwischen den Varianten nicht signifikant (Varianzanalyse, TUKEY-Test) (MERBACH et al. 1994)

Meßgröße (jeweils $\text{mg } ^{15}\text{N}$ pro Gefäß)	100 ppm $^{15}\text{NH}_3\text{-N}$		200 ppm $^{15}\text{NH}_3\text{-N}$	
$^{15}\text{N}$ im System	2,45	100 %	3,49	100 %
$^{15}\text{N}$ im Sproß	2,14	87,4 %	3,02	86,6 %
$^{15}\text{N}$ in Wurzeln	0,19	7,7 %	0,27	7,7 %
$^{15}\text{N}$ im Boden (primär wurzelbürtig)	0,12	4,9 %	0,20	5,6 %
Anteil des wurzelbürtigen $^{15}\text{N}$ am $^{15}\text{N}$ in der Pflanze	5,1 %		6,1 %	

### 2.7. Die Verteilung primär pflanzenbürtiger Verbindungen im Wurzelraum

Hinsichtlich des möglichen Effekts wurzelbürtiger organischer Verbindungen ist nicht nur deren Menge, sondern auch ihre **Verteilung im Boden** von Bedeutung. Daher wurde zunächst die **horizontale Verteilung** des  $^{14}\text{C}$  und  $^{15}\text{N}$  untersucht. Dies geschah in Schichtgefäßen („Sandwichgefäßen“) mit einer Dreiteilung des Wurzelraumes, in denen die einzelnen Bodenzonen, nämlich die Zentralzone mit 1 cm Breite sowie die wurzelnahe und wurzelperne Zone mit jeweils 0,5 cm Breite durch Gazenetze von 0,035 mm Weite getrennt waren (Abb. 4), so daß in die wurzelnahen Zonen nur noch Wurzelhaare einwachsen konnten. Die Verteilung des pflanzenbürtigen

$^{15}\text{N}$  bzw.  $^{14}\text{C}$  in den 3 Bodenzonen läßt sich dem unteren Teil der Abb. 4 entnehmen.

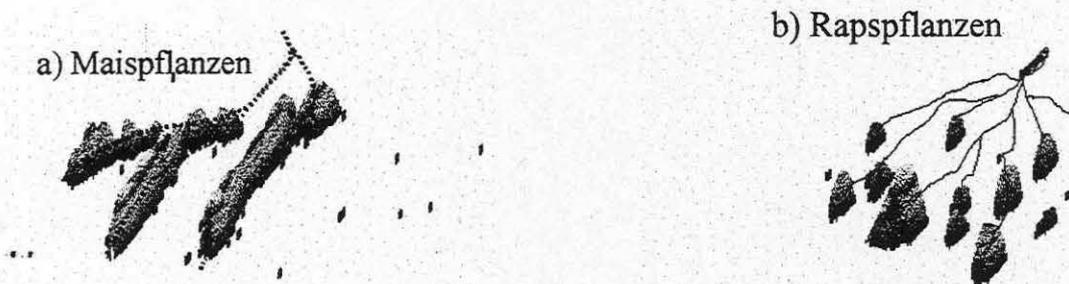


% des $^{14}\text{C}$	7,4	15,3	54,6	15,3	7,4
% $\text{H}_2\text{O}$ -löslich	5	3	74,6	3	5
% $\text{H}_2\text{O}$ -unlöslich	95	97	25,4	97	95
% des $^{15}\text{N}$	6,1	13,1	61,5	13,1	6,1
% $\text{H}_2\text{O}$ -löslich	2	16	95,0	16	2
% $\text{H}_2\text{O}$ -unlöslich	98	84	5,0	84	98

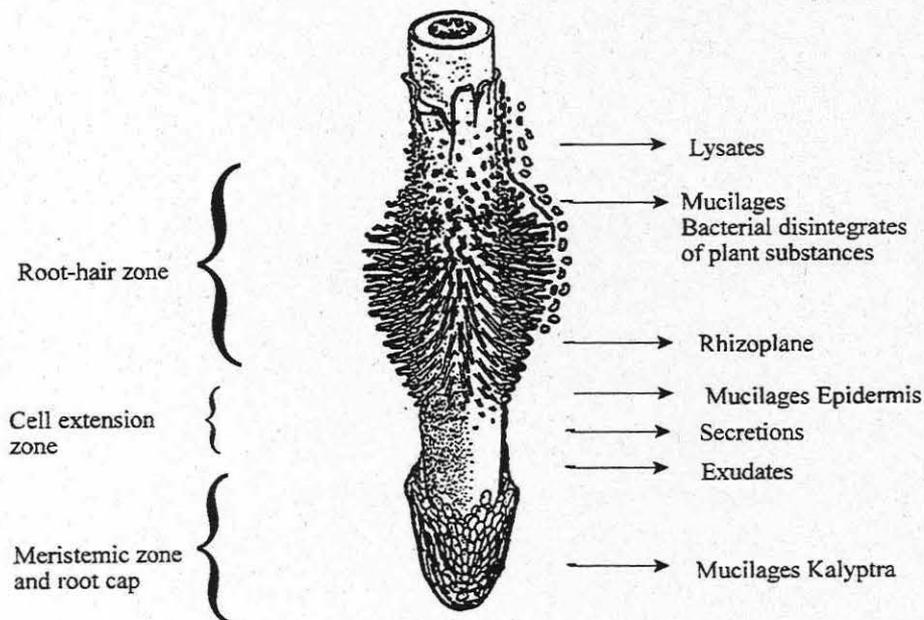
**Abb. 4:** Schichtgefäß zur Untersuchung der horizontalen Verteilung wurzelbürtiger Verbindungen im Boden (oben: in Anlehnung an HELAL & SAUERBECK 1981, TOUSSAINT et al. 1995) sowie prozentuale  $^{14}\text{C}$ -und  $^{15}\text{N}$ -Verteilung im Wurzelraum von Weizen (unten)

Die  $^{14}\text{C}$ - und  $^{15}\text{N}$ -Mengen nehmen von der Wurzel nach außen exponentiell ab. Im wurzelfernen Kompartiment konnten noch ca. 15 % des pflanzenbürtigen Kohlenstoffs bzw. ca. 12 % des pflanzenbürtigen Stickstoffs gefunden werden. Interessanterweise lagen diese Verbindungen in der unmittelbaren Wurzelumgebung (1 cm) überwiegend (75-95 %) in wasserlöslicher Form vor, während weiter außen der wurzelbürtige C und N überwiegend wasserunlöslich waren, wohl als Resultat sekundärer mikrobieller Umsetzungen.

Auch die vertikale Verteilung der durch die Wurzeln freigesetzten Verbindungen unterliegt nach Menge und Herkunft je nach Pflanzenart, Umweltbedingungen und Mikrobenbesatz beträchtlichen Schwankungen. Dies gilt sowohl in quantitativer (Abb. 5) als auch in qualitativer Hinsicht (Abb. 6).



**Abb. 5:** Scannogramme von Mais- und Rapswurzeln, die im Kontakt mit Agarplatten gewachsen waren, nach  $^{14}\text{CO}_2$ -Verabreichung an die Sprosse für 3 Tage. Registrierte Radioaktivität > 150 Bq. Die gestrichelten Linien zeigen die Lage der Wurzeln (aus SCHILLING et al. 1998).



**Abb. 6:** Mögliche Herkünfte der in der Rhizosphäre vorkommenden Verbindungsgruppen (zusammengestellt nach ROVIRA et al. 1979, HALE et al. 1981, OADES 1978, AUGUSTIN 1980 und CURL & TRUELOVE 1986)

## 2.8. Zusammensetzung des wasserlöslichen Anteils wurzelbürtiger <sup>14</sup>C-Verbindungen

Da die primär wurzelbürtigen Verbindungen in unmittelbarer Wurzelnähe (der Rhizosphäre) überwiegend in wasserlöslicher Form vorlagen (vgl. Abb. 4, unterer Teil), wurde diese Fraktion mit Hilfe der Ionenaustauscherchromatographie und der Hochdruckflüssigkeitschromatographie aufgetrennt (siehe Abb. 2) und danach die <sup>14</sup>C-Radioaktivität in den einzelnen Stoffgruppen bestimmt. Aus Tabelle 3 geht hervor, daß die wasserlöslichen „Exsudate“ bei den meisten untersuchten Pflanzenarten hauptsächlich als Zucker vorlagen, gefolgt von den organischen Säuren und den Aminosäuren. Lediglich bei Ölrettich und *Chenopodium* waren die saure Fraktion und z. T. die Aminosäurefraktion dominierend (Tab. 3). Die weitere Auftrennung dieser Stoffgruppen erfolgte nur für Mais und Erbse und ist in Kapitel 3 auszugsweise dargestellt.

**Tabelle 3:** Teilfraktionierung wasserlöslicher wurzelbürtiger C-Verbindungen im wurzelnahen Boden (<sup>14</sup>CO<sub>2</sub>- Sproßbegasung, Trennung durch Ionenaustauscherchromatographie, vgl. Abb. 2)  
OS = saure Fraktion, KH = neutrale Fraktion, AS = basische Fraktion

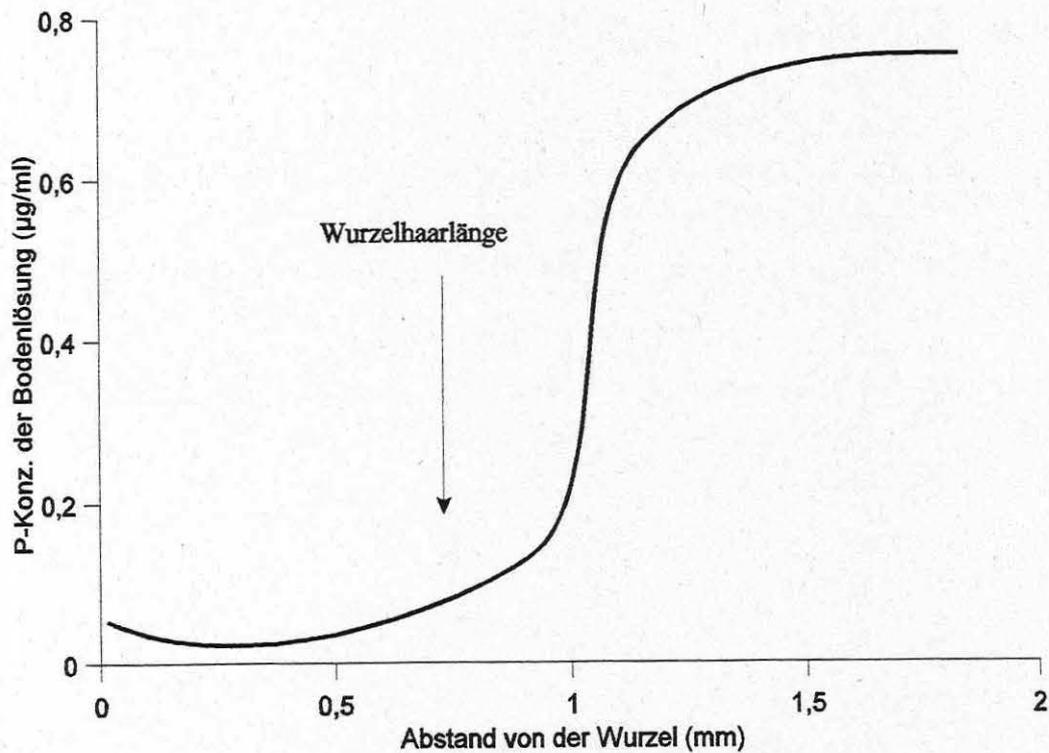
Pflanzenart	Gesamt mg C/g TS	davon relativ		
		OS	KH	AS
Sommerweizen	11,6	34	49	6
Luzerne	18,5	23	46	12
Ölrettich	27,7	57	15	24
Erbse	16,0	9	52	7
<i>Chenopodium album</i>	16,2	40	15	31
<i>Amaranthus retroflexus</i>	15,2	31	40	23
GD Tukey 5 %	4,3	15	19	6

## 3. Mögliche Funktionen der wasserlöslichen wurzelbürtigen Verbindungen - dargestellt am Beispiel der Phosphatverfügbarkeit

### 3.1. Vorbemerkung

Der wurzelnahe Raum ist häufig infolge der P-Aufnahme der Pflanzen an diesem Element verarmt, wie RÖMER (unveröffentlicht) an Weizenwurzeln mit Hilfe der Autoradiographie in einem mit

$\text{Ca}(\text{H}_2^{32}\text{PO}_4)_2$  vermischten Lößlehm Boden zeigte. Abb. 7 stellt diesen Sachverhalt quantitativ dar (HENDRICKS et al. 1981). Es wird deutlich, daß die P-Konzentration erst außerhalb des Einflußbereiches der Wurzelhaare (ca. 1 mm) deutlich wieder zunahm. Da sich in unmittelbarer Wurzelnähe - wie in Abb. 4 gezeigt wurde - auch der größte Teil der wasserlöslichen Exsudate befindet, lag es nahe, einen Zusammenhang zwischen Exsudaten und Phosphatlöslichkeit zu vermuten (vgl. z. B. NEUMANN et al. 1998). Dazu wurde zunächst geprüft, inwieweit Pflanzen auf P-Mangel mit einer veränderten Exsudatzusammensetzung reagieren.



**Abb. 7:** Phosphatverarmung in Wurzelnähe: Phosphatkonzentration der Bodenlösung in der Umgebung eines 3 Tage alten Maiswurzelabschnittes (HENDRIKS et al. 1981, modifiziert)

### 3.2. Einfluß von P-Mangel auf die Menge und Zusammensetzung der wasserlöslichen

#### Wurzelexsudate

Die Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher P-Versorgung erfolgte am Beispiel von jungen Erbsen- und Maispflanzen. Dabei wurden die in Quarzsand wachsenden Pflanzen entweder mit 100 mg P (als  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ ) versorgt, oder sie blieben ohne P-Düngung (Einzelheiten vgl. GRANSEE 1997). Etwa 3 Wochen nach der Aussaat erfolgte eine  $^{14}\text{C}$ -Begasung der Sprosse, der sich eine Analyse der  $^{14}\text{C}$ -markierten Wurzelabscheidungen anschloß.

**Tabelle 4:** Einfluß von P-Mangel auf die Zusammensetzung kaltwasserlöslicher,  $^{14}\text{C}$ -markierter Wurzelabscheidungen bei der Erbsensorte „Grapis“. (3 Wochen nach Aussaat)

<b>P-Düngung</b> mg P/Gefäß	<b>Zucker</b> dpm/g TS	<b>Aminosäuren</b> dpm/g TS	<b>Carbonsäuren</b> dpm/g TS
0	28,931	9,743	11,227
100	80,769	20,344	9,327
GD Tukey 5 %	4,328	2,773	0,894

Tabelle 4 zeigt, daß bei optimaler P-Ernährung die meiste  $^{14}\text{C}$ -Radioaktivität in der Zuckerfraktion und nur ein geringer Anteil in der Carbonsäurefraktion zu finden war. Bei P-Mangel ging der Zuckeranteil drastisch zurück, während der Carbonsäureanteil bis auf etwa 30 % der Gesamtradioaktivität anstieg. Gleichzeitig änderte sich auch die Zusammensetzung der Carbonsäuren (hier nicht zahlenmäßig dargestellt): Zitronensäure und Bernsteinsäure waren auf Kosten von Äpfel- und Milchsäure erhöht. Ähnliches wurde auch bei Mais-, Raps- und Weizenpflanzen gefunden. Darüber hinaus ließ sich zeigen, daß sich auch die Zusammensetzung der Zuckerfraktion bei P-Mangel drastisch veränderte, wie in Tabelle 5 am Beispiel von Mais ausgewiesen wird. So fanden sich in der Zuckerfraktion bei ausreichender P-Versorgung nur Glucose, Fructose, Saccharose und Ribose, wobei die Glucose fast die Hälfte der gemessenen Radioaktivität ausmachte. Bei P-Mangelbedingungen konnten zusätzlich die Zucker Galactose, Arabinose, Xylose und Fucose bestimmt werden, während der Anteil der erstgenannten deutlich zurückging. Es fällt auf, daß insbesondere der Anteil der Pentosen deutlich zunahm.

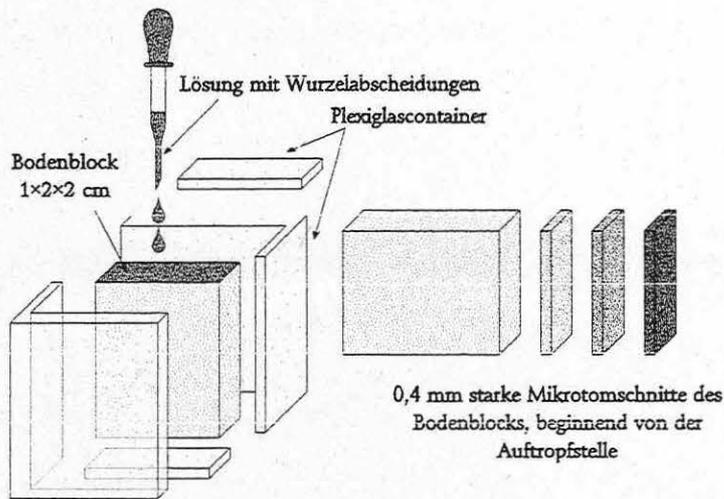
**Tabelle 5:** Zusammensetzung der Zuckerfraktion der wasserlöslichen, <sup>14</sup>C-markierten Wurzelabscheidungen (Bq/g TS Wurzel) bei der Maissorte „Bermasil“ in Abhängigkeit von der P-Ernährung; in Klammern Relativzahlen (%). Meßzeitpunkt 4 Wochen nach der Aussaat (nach GRANSEE 1998)

Verbindung	P-Düngung, mg P/Gefäß			
	0		100	
Glucose	153,0	(17,9)	671,6	(46,2)
Fructose	50,8	(5,9)	410,4	(28,2)
Galactose	107,6	(12,6)	0	(0,0)
Arabinose	125,4	(14,7)	0	(0,0)
Ribose	156,0	(18,2)	114,0	(7,8)
Xylose	71,5	(8,4)	0	(0,0)
Saccharose	158,8	(18,6)	257,5	(17,8)
Fucose	31,6	(3,7)	0	(0,0)

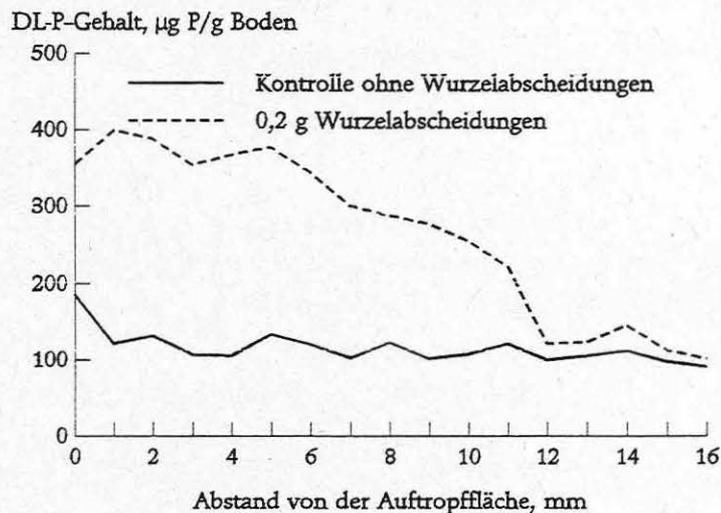
### 3.3. Einfluß der P-Mangel-induzierten Veränderungen der Exsudatzusammensetzung auf die P-Löslichkeit

Es war nun zu fragen, ob die im Abschnitt 3.2. beschriebene starke Veränderung der pflanzlichen Exsudatzusammensetzung bei P-Mangel eine phosphatmobilisierende Wirkung hat. Denkbar wären dabei direkte oder indirekte (d. h. unter Einschluß von Mikroben vonstatten gehende) Effekte.

Zur Prüfung eines möglichen **Direkteffektes** wurde zunächst der Exsudateinfluß unter sterilen Bedingungen geprüft. Zu diesem Zweck kam ein System mit Modellbodenblöcken zum Einsatz (Abb.8). Dabei wurden die <sup>14</sup>C-markierten Wurzelabscheidungen oder Standardverbindungen, die in ihrer Zusammensetzung den Wurzelabscheidungen entsprachen, auf die Frontseite von Bodenblöcken aufgetropft, die sich in Plexiglascontainern befanden und nach Versuchsende in 0,4 mm dicke Mikrotomschnitte zerlegt wurden (Abb. 8). Dieses Verfahren erlaubt es, die Wanderung <sup>14</sup>C-markierter Wurzelabscheidungen im Boden und gleichzeitig auch die P-Löslichkeit in Abhängigkeit von der Exsudatbewegung zu verfolgen. Dabei stellte sich heraus (hier nicht dargestellt), daß bis etwa 10 mm von der Auftropfstelle entfernt <sup>14</sup>C-Radioaktivität zu messen war. Bis zum gleichen Abstand war aber auch die mittels Doppellaktat (DL) extrahierbare P-Menge gegenüber einem unbehandelten Boden erhöht (Abb. 9). In größerem Abstand war keine oder nur eine geringe Beeinflussung zu erkennen. Phosphat dürfte also nur im Einflußbereich der Wurzelexsudation mobilisiert werden.



**Abb. 8:** Bodenblockmethode zur Untersuchung des Einflusses von Wurzelabscheidungen auf die Löslichkeit von Phosphaten; links: Auftropfen von wasserlöslichen Wurzelabscheidungen auf die Stirnseite eines von einem Plexiglascontainer umgebenen Bodenblocks (1x2x2 cm); rechts: Schneiden von 0,4 mm starken Bodenplättchen, von der Stirnseite her beginnend (nach LEŽOVIČ 1998)



**Abb. 9:** Abhängigkeit der P-Löslichkeit in einem Boden von der Zugabe von Wurzelabscheidungen von Maispflanzen (nach LEŽOVIČ 1998). (Parabraunerde-Tschernosem,  $\text{pH CaCl}_2 = 6,3$ )

Tabelle 6 zeigt diesen Sachverhalt nochmals für eine Entfernung von 2 mm von der Auftropfstelle. 3 Tage nach der Zugabe von 200 mg unverändertem (weil sterilem) Maisexsudat war die Menge des DL-löslichen Phosphates auf etwa das 3-fache der Kontrolle erhöht. Als Ursache dieser direkten Exsudatwirkung auf die P-Verfügbarkeit dürfte neben der erhöhten Gesamtmenge an Carbonsäuren (siehe Tab. 4) wohl der in Abschnitt 3.2. beschriebene Anstieg an Zitronensäure und Milchsäure in Frage kommen, da diese beiden Säuren besonders effektiv P lösen können (DEUBEL 1996; vgl. auch

Tab. 9). Damit werden Vorstellungen bekräftigt, nach denen Zitrat ausschüttung bei Pflanzen (z. B. auch im Falle der Proteoidwurzeln bei Weißlupinen) eine verbreitete Strategie zur P-Mobilisierung darstellt (DINKELAKER et al. 1989, NEUMANN et al. 1998).

**Tabelle 6:** Einfluß wasserlöslicher Wurzelexsudate auf die Menge des DL-löslichen P (2 mm Entfernung vom Applikationsort, Maisexsudat)

Variante	µg DL-lösl. P/g Boden
ohne Exsudate	125
3 d nach Zugabe von 200 mg Exsudat, steril	370 <sup>x</sup>

### 3.4. Mikrobielle Sekundäreffekte auf die P-Löslichkeit

Da unter normalen Bodenverhältnissen die Exsudate durch Mikroben verändert werden, wurde der Einfluß einer Exsudatgabe unter nicht sterilen Bedingungen geprüft. Wie Tabelle 7 zeigt, ergab sich dadurch zwar immer noch eine verdoppelte P-Löslichkeit (Zeile 3) im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle, aber gegenüber der Steril-Exsudatvariante (Zeile 2) war die P-Verfügbarkeit deutlich geringer.

**Tabelle 7:** Einfluß wasserlöslicher Wurzelexsudate von Mais auf die Menge des DL-löslichen P in 2 mm Entfernung vom Aufgabort (Methode vgl. LEŽOVIČ 1998, 3 d nach der Exsudatzugabe) <sup>x</sup> = signifikant verschieden zu Zeile 1 bzw. 2

Variante	µg DL-löslicher P/g Boden insgesamt	Durch das Exsudat zusätzlich mobilisierter P µg P/g Boden	Spezifische P-Lösungseffektivität µg DL-löslicher P/mg Exsudat
1 ohne Exsudat	125	-	-
2 200 mg Exsudat	370 <sup>x</sup>	245	1,23
3 200 mg Exsudat insteril <sup>1)</sup>	270 <sup>x</sup>	145	<b>2,90<sup>1)</sup>x</b>
4 320 mg Exsudat insteril <sup>2)</sup> Wiederfindungsquote 25,8 %	432 <sup>3)</sup>	<b>307<sup>3)</sup></b>	3,83 <sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> nach 3 d Wiederfindungsquote von 25,8 %, vgl. auch Tabelle 1.

<sup>2)</sup> im insterilen Wurzelraum wurden im Durchschnitt etwa 60 % mehr <sup>14</sup>C-Exsudate als im sterilen gefunden (vgl. Tabelle 8)

<sup>3)</sup> errechnet unter den Bedingungen der Fußnoten 1 und 2

Die Ursache dafür liegt auf der Hand: Die Exsudatmenge war während der Versuchszeit durch  $^{14}\text{CO}_2$ -Veratmung (vgl. Tabelle 1) auf etwa ein Viertel zurückgegangen (Tabelle 7, Fußnote 1), so daß nur noch ein Teil davon P-mobilisierend wirksam werden konnte. Der verbleibende Teil (25,8 %) muß aber eine stark erhöhte spezifische Mobilisierung bewirkt haben, denn es wurden je mg Exsudat ca. 2.9  $\mu\text{g}$  DL-löslicher P/g Boden im Vergleich zu 1,23  $\mu\text{g}$  bei der Sterilvariante zusätzlich gelöst (Tabelle 7, Spalte 3). Hinzu kommt, daß Mikrobenbesiedlung die Menge der Wurzelabscheidungen im Vergleich zu keimarmen Varianten deutlich fördert (Tab. 8). Zieht man dies in Betracht, so ergibt sich rechnerisch auch absolut eine Überlegenheit der Insterilvariante bei der P-Mobilisierung (Tab. 7, Zeile 4), was aber experimentell noch zu beweisen bleibt.

**Tabelle 8:** Einfluß der Mikrobenbesiedlung auf die  $^{14}\text{C}$ -Menge in der Rhizosphäre nach  $^{14}\text{CO}_2$ -Begasung der Pflanzensprosse (Gefäßversuche mit Boden, 5 d, nach MERBACH & RUPPEL 1992) (Bq/g TS), <sup>x</sup>, <sup>xx</sup> = signifikant verschieden von Sterilvariante mit 5 bzw. 1 %

Pflanzenart	steril	nicht steril
Sommerweizen	9143 (100)	16357 (179) <sup>xx</sup>
Ölrettich	6703 (100)	8222 (123) <sup>x</sup>
Chenopodium album L.	15474 (100)	24385 (158) <sup>xx</sup>

### 3.5. Mögliche Ursachen der mikrobiellen Beeinflussung der P-Löslichkeit am Beispiel von *Pantoea agglomerans* (D 5/23)

Mikrobenbesiedlung kann also prinzipiell die Potenz von Wurzelexsudaten zur P-Erschließung in der Rhizosphäre erhöhen. Offen blieb zunächst, welche Ursachen dafür verantwortlich sind. Zur Beantwortung dieser Fragestellung wurde zunächst überprüft, inwieweit die Zuckerfraktion der Wurzelexsudate, die ja bei P-Mangel deutliche Veränderungen erfahren hatte (Tabelle 5), das Phosphatlösungsvermögen von *Pantoea agglomerans* D 5/23 zu erhöhen vermag. Dieses in Gefäß- und Feldversuchen phytostimulative Bakterium (REMUS et al. 1999) kann sich in der Rhizosphäre von Kulturpflanzen anreichern (Abb. 10), wobei die Stärke der Besiedlung pflanzenspezifisch ist (Abb. 11).

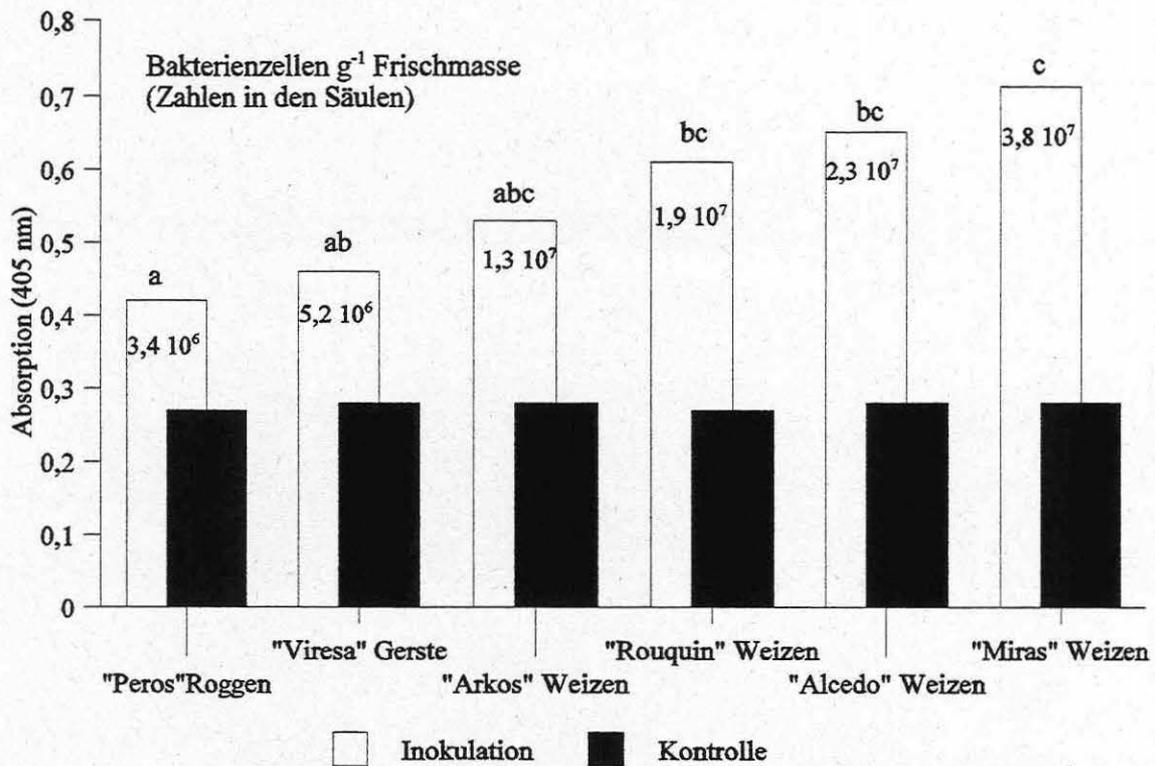


**Abb. 10:** Besiedlung von Weizenwurzeln mit *Pantoea agglomerans* D 5/23. Transmissions-Elektronenmikroskopie 22000-fache Vergrößerung. (aus MERBACH et al. 1998)

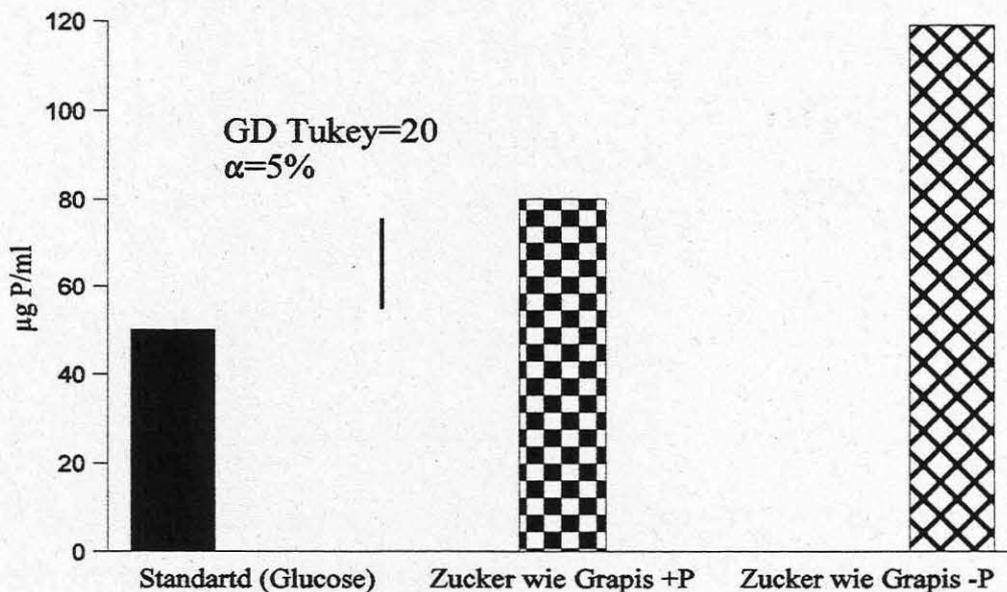
a) Anhäufung der Bakterien auf der Wurzeloberfläche

b) Anhäufung der Bakterien im Interzellularraum der Wurzelexodermis

In den Versuchen zeigte sich nun, daß das Lösungsvermögen von *Pantoea agglomerans* (D 5/23) für P aus dem schwerlöslichen  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  in einer MUROMCEV-Nährlösung durch die Zuckerexsudate von P-Mangel-Erbesen tatsächlich stark erhöht ist (Abb. 12). Im Vergleich zu einem Glukosestandard konnten die Bakterien mit dieser Exsudatfraktion mehr als doppelt so viel P mobilisieren. Über mögliche Ursachen hierfür gibt Tabelle 9 Auskunft. Sie zeigt, daß die bei P-Mangel im Exsudat auf Kosten von Glukose zunehmenden Pentosen (hier Ribose und Xylose) das Bakterium *Pantoea agglomerans* (D 5/23) zu höherer Extraktion an Bernsteinsäure und Zitronensäure veranlassen, deren P-Lösungsvermögen besonders hoch ist (unterer Teil der Tab. 9).



**Abb. 11:** Wurzelbesiedlung verschiedener Getreidearten und -sorten durch *Pantoea agglomerans* D 5/23 21 d nach Inokulation ( $10^4$  Zellen · ml<sup>-1</sup>) Bestimmung der Bakterienzeldichte durch DAS-ELISA (Double Antibody Sandwich-Enzyme Linked Immunosorbent Assay) auf der Basis polyklonaler Kaninchen - Seren, alkalischer Phosphatase und 4-Nitrophenylphosphat (aus MERBACH et al. 1999)



**Abb. 12:** Einfluß der Zuckerfraktion von Erbsenwurzelexsudaten (Sorte Grapis) auf das Ca-Phosphatlösungsvermögen von *Pantoea agglomerans* D 5/23 (Substrat: Ca<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>, Grapis + P = ausreichend mit P versorgte Erbsen, Grapis - P = P-Mangelerbsen, in Anlehnung an DEUBEL 1996)

**Tabelle 9:** Einfluß der C-Quelle auf die Säurefreisetzung von *Pantoea agglomerans* (D5/23) in Nährlösung (aus DEUBEL 1996, verändert)

Meßgröße	C-Quelle		
	Glucose	Ribose	Xylose
Veränderung im Wurzelexsudat von Mais bei P-Mangel (%)	46,2 - 17,9	7,8 - 18,3	0 - 8,4
Milchsäure ( $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ )	19 ( $\pm$ 10)	19 ( $\pm$ 8)	3 ( $\pm$ 2)
Bernsteinsäure ( $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ )	249 ( $\pm$ 7)	318 ( $\pm$ 16)	293 ( $\pm$ 110)
Zitronensäure ( $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ )	--	7 ( $\pm$ 1)	30 ( $\pm$ 15)

Lösungsvermögen für  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  ( $\mu\text{g P} \cdot \text{ml}^{-1}$ )

Milchsäure	12,6	
Bernsteinsäure	17,8	(bezogen auf
Zitronensäure	23,6	100 $\mu\text{g Säure} \cdot \text{ml}^{-1}$ )

#### 4. Mögliche Anwendungsfelder der exsudatbedingten P-Erschließung

Als Anwendungsfelder sind denkbar:

- a) Durch Impfung P-effektiver Mikroben könnte bei schlechter P-Verfügbarkeit, insbesondere in Entwicklungsländern, die P-Ernährung der Kulturpflanzen verbessert werden („Biofertilizer“).

**Tabelle 10:** Einfluß von Wurzelabscheidungen von Maispflanzen auf die extrahierbare P-Menge dreier Böden. Angaben in mg P/100 g Boden (in Anlehnung an GRANSEE 1998) (DL = Doppellaktat, WA = Wurzelabscheidungen)

Extraktionsmittel	Boden 1 (pH 4,3)		Boden 2 (pH 6,2)		Boden 3 pH 7,2)	
	P-Gehalt	%	P-Gehalt	%	P-Gehalt	%
DL	3,6	100	9,7	100	7,2	100
WA	4,2	117	11,7	121	9,7	132
GD Tukey 5 %	0,2		0,7		0,5	

- b) Die P-Erschließung durch Wurzelexsudate könnte zur Fortentwicklung von P-Extraktionsmethoden dienen. In diesem Zusammenhang wurde geprüft, ob wasserlösliche Wurzelexsudate mehr P aus Böden zu lösen vermögen als z. B. die herkömmliche Doppellaktatmethode. Ein entsprechender „Tastversuch“ zeigt (Tabelle 10), daß Wurzelabscheidungen von Mais tatsächlich dazu in der Lage sind. Wenn sich dieser Befund in weiteren Untersuchungen bestätigen sollte,

wäre dies bei der Entwicklung neuer Bodenextraktionsmethoden zur Charakterisierung des pflanzenverfügbaren P im Boden zu berücksichtigen.

## 5. Zusammenfassung

Mittels einer  $^{14}\text{C}$ -Bilanzierungsmethode ( $^{14}\text{CO}_2$ -Sproßbegasung; Steril-/Nichtsterilvergleich) wurden in Gefäßversuchen mit Boden die C-Verwertung im System Pflanze/Boden und die C- und N-Freisetzung aus den Wurzeln verschiedener Kultur- und Wildpflanzen untersucht. Des Weiteren ist die Bedeutung der wasserlöslichen Exsudate für die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphates geprüft worden. Folgende Resultate wurden erzielt:

1. Von dem während der Vegetation fixierten C verwendeten die Pflanzen 60 bis 82 % zur Substanzbildung bzw. 5 bis 25 % für die (Wurzel)atmung und setzten 11 bis 18 % durch die Wurzeln wieder frei. Beim N betrug dieser Wert 5 bis 6 %. Dies entspricht ca.  $10 \text{ dt C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  und  $15 \text{ bis } 20 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ .
2. Die wurzelbürtigen C-Verbindungen wurden zu 62 bis 86 % innerhalb von 3 d von Mikroben veratmet, die dadurch den C-Stoffwechsel der Pflanzen „belasteten“ (MERBACH et al. 1999).
3. Beträchtliche Anteile des wurzelbürtigen C ( $3\text{-}12\% \triangle 30 - 200 \text{ kg/ha} \cdot \text{a}$ ) und N (6 %) verblieben längerfristig in der Wurzelumgebung, davon etwa 85 % in unmittelbarer Wurzelnähe (1 cm Durchmesser).
4. Die wurzelnahen  $^{14}\text{C}$ - und  $^{15}\text{N}$ -Verbindungen waren zu 75 bis 95 % wasserlöslich und enthielten Zucker (15 - 52 %), Carbonsäuren (9-57 %) und Aminosäuren (6-31 %).
5. Die wasserlöslichen Wurzelexsudate erhöhten die DL-extrahierbaren P-Mengen des Bodens.
6. Mikrobenbesiedlung erhöhte die Exsudatmenge sowie das spezifische P-Lösungsvermögen der Exsudate und führte daher trotz starker Exsudatveratmung zur Vergrößerung der DL-P-Löslichkeit.
7. Exsudatzuckerfraktionen von P-Mangel-Pflanzen erhöhte die P-Mobilisierung aus Tricalciumphosphat durch *Pantoea agglomerans* D 5/23, vermutlich durch Veränderung der Säureextraktion dieses Mikrobenstammes.
8. Die wasserlöslichen Wurzelabscheidungen von Mais vermochten aus verschiedenen Böden mehr P zu lösen als die Doppellaktatmethode und könnten daher vielleicht bei der Fortentwicklung der Bodenextraktionsmethoden zur Erfassung des pflanzenverfügbaren P von Bedeutung sein.

## Literatur

- AUGUSTIN, J. (1980): Neue Erkenntnisse über die Wurzelausscheidungen unter besonderer Berücksichtigung ihrer Auswirkungen auf die Phosphataufnahme der Pflanzen. Dipl.-Arbeit Sekt. Pflanzenproduktion, Univ. Halle-Wittenberg
- BARBER, D.A., MARTIN, J. M. (1976): The release of organic substances by cereal roots into soil (wheat, barley). *New Phytol.* **76**, 69-80
- BIONDINI, M., KLEIN, D.A., REDENTE, E.F. (1988): Carbon and nitrogen losses through root exudation by *Agropyron cristatum*, *A. smithii* and *Bouteloua gracilis*. *Soil Biol. Biochem.* **20**, 477-482
- BREMNER, J.M. (1960): The determination of nitrogen in soil. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* **55**, 11-31
- CURL, E.A., TRUELOVE, B. (1986): *The Rhizosphere*. Springer Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo
- DEUBEL, A. (1996): Einfluß wurzelbürtiger organischer Kohlenstoffverbindungen auf Wachstum und Phosphatmobilisierungsleistung verschiedener Rhizosphärenbakterien. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. (Shaker-Verlag Aachen)
- DINKELAKER, B., RÖMHELD, V., MARSCHNER, H. (1989): Citric acid excretion and precipitation of calcium citrate in the rhizosphere of white lupin (*Lupinus albus* L.). *Plant Cell Environment* **12**, 285-292
- EHLERS, W. (1996): Wasser in Boden und Pflanze. Dynamik des Wasserhaushaltes als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag. Eugen Ulmer Stuttgart, S. 60-73
- FAUST, H., BORNHACK, H., HIRSCHBERG, K., JUNG, K., JUNGHANS, P., KRUMBIEGEL, P. (1981): <sup>15</sup>N-Anwendung in der Biochemie, Landwirtschaft und Medizin. - Eine Einführung, Schriftenreihe Anwendung von Isotopen und Kernstrahlungen in Wissenschaft und Technik, Isocommerz Berlin Nr. 5, 1-93
- GRANSEE, A. (1997): Untersuchungen zum Einfluß von Wurzelabscheidungen auf den Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat in der Rhizosphäre. *VDLUFA-Schriftenreihe* **46**, 751-754
- GRANSEE, A. (1998): Die Beeinflussung der Phosphatlöslichkeit in der Rhizosphäre durch direkte und indirekte Wirkungen von Wurzelabscheidungen höherer Pflanzen. In: MERBACH, W., WITTENMAYER, L. (Hrsg.): *Beiträge aus der Hallenser Pflanzenernährungsforschung*, Universität Halle, 84-96
- GRANSEE, A., WITTENMAYER, L. (1995): Eine neuartige Methode zur Gewinnung und Identifizierung von Wurzelabscheidungen bei Kulturpflanzen. *VDLUFA-Schriftenreihe* **40**, 733-736
- HALE, M.G., MOORE, L.D., GRIFFIN, G.J. (1981): Factors affecting root exudation and significance for the rhizosphere ecosystem. In: *Biological and chemical Interactions in the rhizosphere*. Swed. Nat. Sci. Res. Council, Stockholm, 43-71
- HELAL, H.M., SAUERBECK, D. (1981): Ein Verfahren zur Trennung von Bodenzonen unterschiedlicher Wurzelnahe. *Z. Pflanzenernährung, Bodenk.* **144**, 524-527
- HELAL, H.M., SAUERBECK, D. (1989): Carbon turnover in the rhizosphere. *Z. Pflanzenernährung, Bodenk.* **152**, 211-216
- HENDRICKS, L., CLAASSEN, N., JUNGK, A. (1981): Phosphatverarmung des wurzelnahen Bodens und Phosphataufnahme von Mais und Raps. *Z. Pflanzenernährung, Bodenk.* **144**, 486-499
- JANZEN, H.H. (1990): Deposition of nitrogen into rhizosphere by wheat roots. *Soil Biol. Biochem.* **22**, 1155-1160
- JANZEN, H.H., BRUINSMA, Y. (1989): Methodology for the quantification of root and rhizosphere nitrogen dynamics by exposure of shoots to N-labelled ammonia. *Soil. Biol. Biochem.* **21**, 189-196
- JANZEN, H.H., BRUINSMA, Y. (1993): Rhizosphere N-depositon by wheat under varied water stress *Soil. Biol. Biochem.* **25**, 631-632

- LEŽOVIČ, G. (1998): Verhalten und Metabolisierung wasserlöslicher Wurzelabscheidungen in der Rhizosphäre. In: MERBACH, W. (Hrsg.): Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation, B.G. Teubner-Verlagsgesellschaft Stuttgart/Leipzig, 230-237
- LIETH, H. (1974): Basis und Grenze für die Menschheitsentwicklung: Stoffproduktion der Pflanzen. Umschau in Wiss. u. Techn. **74**, 169-174
- MERBACH, W. (1990): Carbon requirement of leguminous plants receiving different nitrogen nutrition. Agrochem. Soil Sci. (Agrokémia és Talajtan) Budapest **39**, 382-384
- MERBACH, W. (1992): Carbon balance in the system plant-soil. In: KUTSCHERA, L. et al. (Eds.): Root ecology and its practical applications, Verein für Wurzelforschung Klagenfurt, 299-301
- MERBACH, W. (1997): C-Freisetzung durch Pflanzenwurzeln. Stapfia **50**, 321-326
- MERBACH, W., RUPPEL, S. (1992): Influence of microbial colonization on  $^{14}\text{C}$  assimilation and amounts of root borne  $^{14}\text{C}$  compounds in soils. Photosynthetica (Praha) **26**, 551-554
- MERBACH, W., KNOF, G., MIKSCH (1990): Quantifizierung der C-Verwertung im System Pflanze-Rhizosphäre-Boden. Tag.-Ber. Akad. Landw.-Wiss. Berlin **295**, 57-63
- MERBACH, W., AUGUSTIN, J., REINING, E. (1992):  $^{15}\text{N}$ -Aufnahme und -Verteilung in Winterweizen aus  $^{15}\text{NH}_3$ . Mengen- und Spurenelemente (Jena, Leipzig) **12**, 238-242
- MERBACH, W., REINING, E., KNOF, G. (1994): Quantifizierung und Teilcharakterisierung wurzelbürtiger  $^{15}\text{N}$ -Verbindungen im Boden, untersucht am Beispiel von *Triticum aestivum* L. Mengen- und Spurenelemente (Jena) **14**, 485-490
- MERBACH, W., KNOF, G., AUGUSTIN, J., JACOB, H. J., JÄGER, R., TOUSSANT, V. (1996): Ökophysiologische Wechselwirkungen zwischen Pflanze und Boden. In: MÜHLE, H. u. St. CLAUS (Hrsg.): Reaktionsverhalten von agrarischen Ökosystemen homogener Areale. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig, 195-207
- MERBACH, W., GRANSEE, A., SCHMIDT, L. (1998): Pflanzenernährungsforschung im Spannungsfeld von Prozeßaufklärung und Düngeberatung - Widerspruch oder Chance? In: Forschung als Grundlage der Düngeberatung. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) Würzburg, 19-35
- MERBACH, W., MIRUS, E., KNOF, G., REMUS, A., RUPPEL, S., RUSSOW, R., GRANSEE, A., SCHULZE, J.: (1999): Release of carbon and nitrogen compounds by plant roots and their possible ecological importance Z. Pflanzenernährung, Bodenk. **162**, in press
- NEUMANN, G., GEORGE, E., RÖMHELD, V. (1998): Zur Regulation der P-Mangel-induzierten Abgabe organischer Säuren aus Proteoidwurzeln der Weißblupine. In: MERBACH, W. (Hrsg.): Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, 221-229
- OADES, J.M. (1978): Mucilages at the root surface. J. Soil Sci. **29**, 1-12
- REINING, E., MERBACH, W., AUGUSTIN, J. (1992):  $^{15}\text{N}$ -Bilanzierung im System Pflanze-Boden nach  $^{15}\text{NH}_3$ -Begasung. Ökophysiologie des Wurzelraumes (Müncheberg) **3**, 58-62
- REINING, E., MERBACH, W., KNOF, G. (1995):  $^{15}\text{N}$  distribution in wheat and chemical fractionation of root-borne  $^{15}\text{N}$  in the soil. Isotopes Environm. Health Stud. **31**, 345-349
- REMUS, R., RUPPEL, S., JACOB, H.J., HECHT-BUCHHOLZ, C., MERBACH, W. (1999): Colonization behaviour of two enterobacteria on cereals. Biol. Fert. Soils **29**, in press
- ROVIRA, A.D., FOSTER, R.C., MARTIN, J.K. (1979): Note of terminology: Origin, nature and nomenclature of the organic materials in the rhizosphere. In: HARLEY, I.L., RUSSEL, R.S.: The soil-root interface, Acad. Press London, New York, 1-4
- RROCO, E., STEFFENS, D., MENGEL, K. (1998): N-Abgabe von Sommerweizen in verschiedenen Entwicklungsstadien. In: MERBACH (Hrsg.): Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, 205-212
- SEIDEL, P. (1984): Zur Lebensweise und Luftstickstoffbindung von Azospirillum-Arten. Dipl.-Arbeit Sekt. Pflanzenproduktion, Univ. Halle-Wittenberg

- SCHILLING, G., ANSORGE, H., BORCHMANN, W., MARKGRAF, G., PESCHKE, H. (1990): Pflanzenernährung und Düngung, Teil I - Pflanzenernährung. Dt. Landwirtschaftsverlag Berlin, 41-42
- SCHILLING, G., GRANSEE, A., DEUBEL, A., LEŽOVIČ, G., RUPPEL, S. (1998): Phosphorus availability, root exudates and microbial activity in the rhizosphere. *Z. Pflanzenernährung, Bodenk.* **161**, 465-478
- SCHUMANN, F., MERBACH, W., FREYE, E., SCHILLING, G. (1988): Ein offenes Gaswechselsystem zur gleichzeitigen Ermittlung der apparenten CO<sub>2</sub>-Assimilation mittels URAS und des <sup>14</sup>C-Einbaus in die Pflanze. *Arch. Acker- u. Pflanzenb. Bodenk. (Berlin)* **32**, 41-48
- STEINGROBE, B., SCHMID, H., ZINTEL, A., CLAASSEN, N. (1999): Wurzelenerneuerung bei Wintergerste und ihre Bedeutung für die P-Versorgung. In: MERBACH, W., WITTENMAYER, L., AUGUSTIN, J. (Hrsg.): *Stoffumsatz im wurzelnahen Raum*, B.G. Teubner Stuttgart, Leipzig, 61-67
- TOUSSAINT, V., MERBACH, W., REINING, E. (1995): Deposition of <sup>15</sup>N into soil layers of different proximity to root of wheat plants. *Isotopes Environm. Health Stud.* **31**, 351-355
- WHIPPS, J.M., LYNCH, I.M. (1983): Substrate flow and utilization in the rhizosphere of cereals. - *New Phytol.* **95**, 605-623

# **Organic carbon dynamics and biological activities in a long-term bare fallow field experiment in Prague**

**Kubát J., Nováková J., Apfelthaler R.**

## **Introduction**

Soil organic matter is an important component in soils on which most of the ecological functions is closely depending. Soil organic matter is subject of continuous transformations mediated by edafon, particularly soil microflora. Soil organic matter is, however, heterogeneous. It consists of many different substances having different chemical structures, that are located in different micro-localities in the soil and interact by means of physico-chemical mechanisms with mineral particles. Dynamics of soil organic matter is, therefore, an extremely complex phenomenon. It proceeds by means of short-term reactions and processes mediated mainly by soil organisms. As a result, adaptation mechanisms take place, including changes in number and composition of soil microflora and its activities.

This can be easily demonstrated in short term laboratory experiments. However, it was shown that these processes occur in natural conditions, as well. Besides of the short term reactions, that can be measured in laboratory conditions, long-term processes occur, lasting several years or decades in natural conditions, which seem to tend to a sort of steady state. Each change in land use, cropping, tillage or fertilisation starts long-term processes that tend to reach a new equilibrium. Körschens (1994) reported that it took 28 years to reach a new equilibrium of soil organic carbon in individual variants of organic and mineral fertilisation in the long-term field experiment in Bad Lauchstädt. Long-term field experiments are, therefore, indispensable means for the study of agroecosystems and their agronomical and ecological functions.

In order to determine long-term effects of organic and mineral fertilisers on soil organic matter, soil micro-organisms and their activity and further soil properties, Novák has initiated a small plot field experiment (Novák and Apfelthaler, 1971, Novák et al. 1971). To eliminate the effect of cultivated plants, he decided to carry out this experiment as a bare fallow. The effect of organic and mineral fertilisers on organic carbon in soil, soil micro-organisms and their respiration activity over 40 years of the experiment will be presented in this paper.

---

Department of Soil Biology, Research Institute of Crop Production, Drnovská 507, 161 06 Prague 6 – Ruzyně, Czech Republic

## Materials and methods

The experiment was founded on Luvi-haplic Chernozem in Prague-Ruzyně in 1958. It consists of 7 plots 1,5 x 2 m that have been treated once a year as follows:

- I. control (untreated soil)
- II. manured with 80 tons of composted manure per ha per year, mixed within 10 cm layer (FYM)
- III. manured with 160 tons composted manure per ha per year, mixed within 20 cm layer (2FYM)
- IV. fertilised with mineral fertilisers (ammonium sulphate, mono calcium phosphate and potassium chloride) in the equivalent doses of N, P, and K as in II, mixed within 10 cm layer (NPK)
- V. the same fertilisers in doses equivalent to III, mixed within 20 cm layer (2NPK)
- VI. no fertilisers tilled to 10cm (Tilled)
- VII. no fertilisers tilled to 20 cm (Tilled)

In 1971 the depth of tillage was changed to 20 cm in all plots (except plot I) and ammonium sulphate was substituted by urea. Since 1989 no manure and fertilisers have been applied and the plots have not been tilled. The plots have been kept bare, weeds have been removed mechanically for the whole time of the experiment.

Soil samples have been taken twice a year till 1979 and once a year since. Depth of sampling was 20 cm in all plots. Immediately after sampling, the soil samples were sieved through 2 mm sieve and several analyses were performed, e.g. numbers of micro-organisms by the plate dilution method, respiration activity, basal and potential according to Novák and Apfelthaler, 1971. The results were calculated to oven dry matter. Organic carbon was determined in air dried soil samples by wet combustion according to Alten et al. (1935).

## Results and discussion

Most of the data available are from 1965 and the following years. We have, therefore, taken this year as a starting one for the evaluation.

### a) soil organic carbon content

The data concerning organic carbon content in individual plots over the whole time of the experiment are shown in fig. 1.

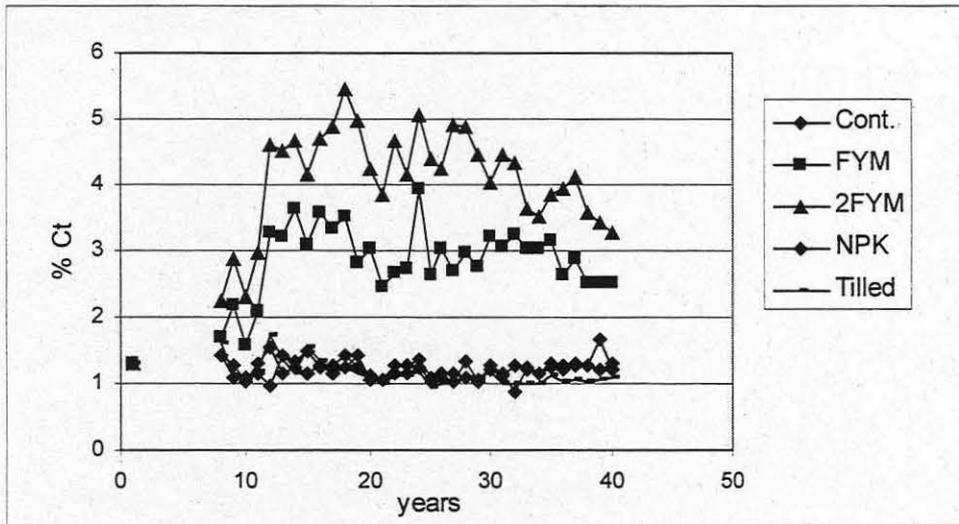


Fig. 1: Organic carbon content in soil samples from individual plots.

High doses of organic manure (farm yard manure compost) increased the soil organic carbon content substantially. Changes in organic carbon content in the control, mineral fertilised and tilled variants were relatively low.

Carbon accumulation in organic manured plots proceeded for about 13 years (first time period of the organic matter accumulation). During this time period, the effect of organic manure on the carbon content in soil seemed to be approximately additional. This can be demonstrated on the fig.2, in which linear regression line was calculated for the data of the plot II (FYM).

Linear regression line represents a simple concept of an additive effect of organic manuring on the organic carbon accumulation in soil, supposing a constant humification coefficient. This could be true for a short period of time as the experimental values suggest. The increasing content of the organic matter in soil should increase its mineralisation rate, in consequence of which the increments of the net organic matter accumulated should decrease over the years passing. For this reason, more realistic functions might be a power function or logarithmic function. To evaluate a similarity of the experimental values with simple functions, several regression functions and their correlation coefficients were calculated. Results are presented in table 1.

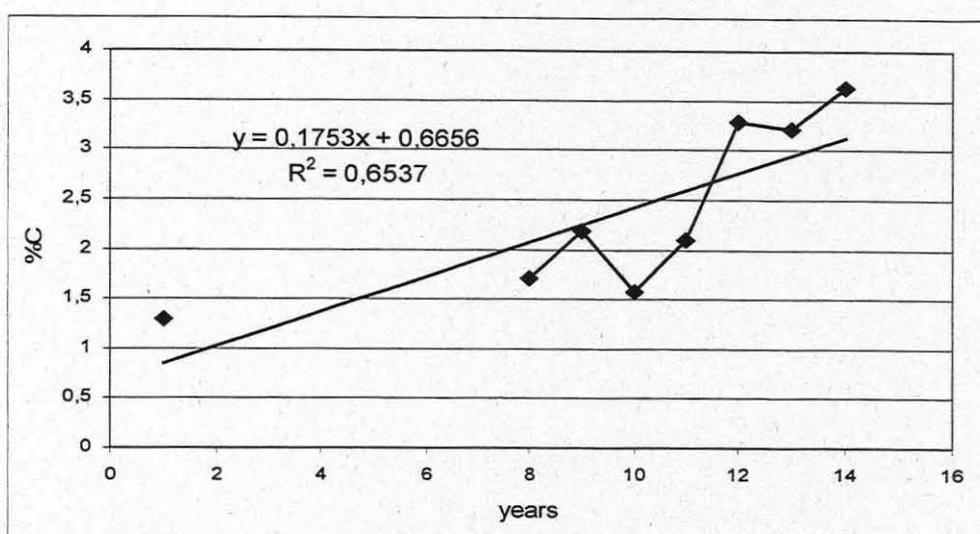


Fig 2: Organic C accumulation in soil in the initial period of the experiment in plot II

Table 1: Regression functions of the organic carbon accumulation in FYM plot (II) in the first time period (1958 to 1971)

Function	Equation	R <sup>2</sup>
Linear	$Y=0,1753x + 0,6656$	0,6537
Power	$Y=1,1624x^{0,3133}$	0,509
Logarithmic	$Y=0,658\ln(x) + 1,0042$	0,4148
Exponential	$Y=1,0303e^{0,0793}$	0,7243
Polynomial	$Y=0,0234x^2 - 0,1699x + 1,4647$	0,86

The correlation coefficients for both power and logarithmic functions are lower than those for the linear function. The best fit was found for polynomial function, which is demonstrated on fig. 3. Correlation coefficient for this function is surprisingly high, however, the background for this is not clear.

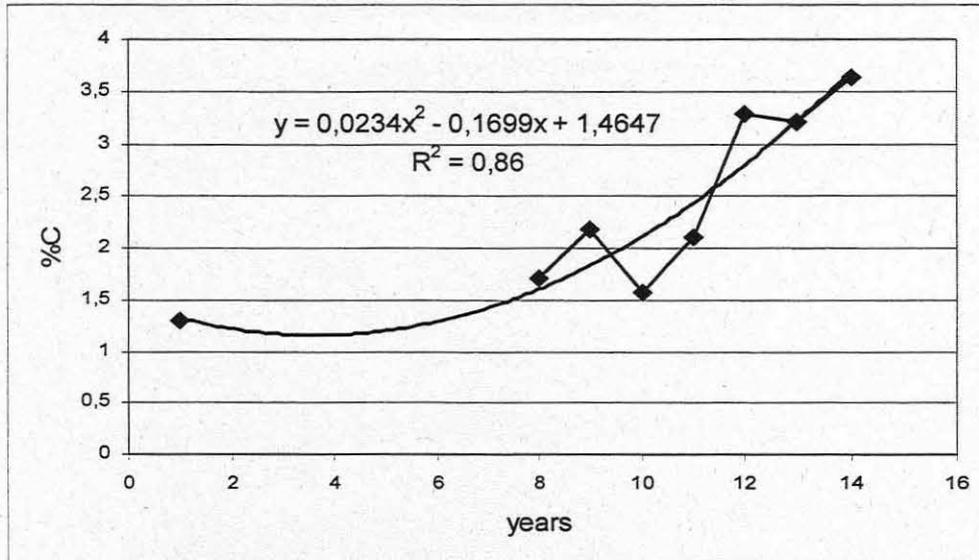


Fig. 3: Organic C accumulation in soil in the initial period of the experiment in plot II

After this first period (since about 1972), there was no further apparent carbon accumulation in this plot. Taking into account the variability of annual measurements, we can suppose that a steady state had been reached in this soil (second time period). Steady state should be characterised by an equilibrium in inputs and outputs of the organic carbon in the soil and the carbon content in soil should be constant. Experimental data for this time period are shown in fig. 4.

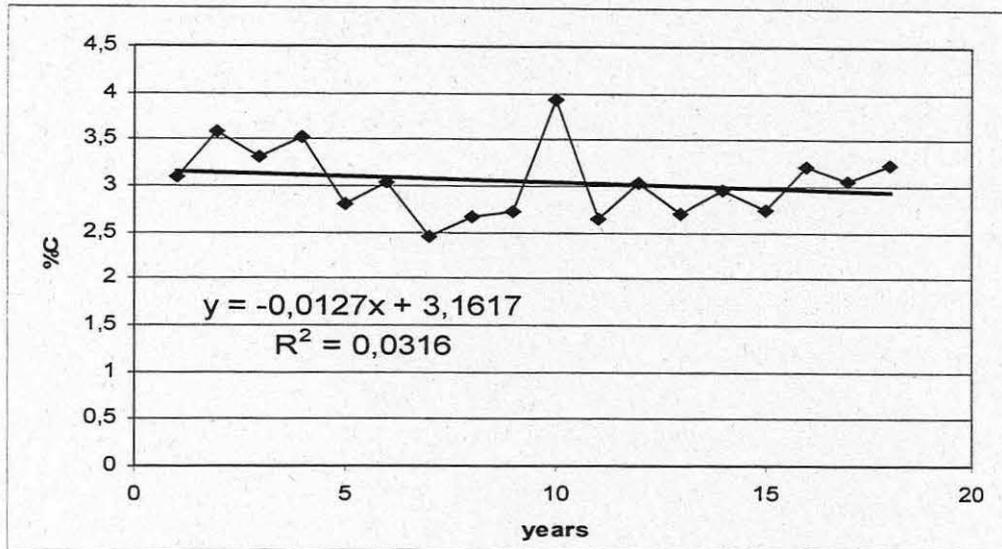


Fig. 4: Organic C content in soil in the second (steady state) period in plot II (FYM)

Linear regression line shows a slight decline, while the experimental values vary substantially.

In 1989 a decision was made to stop the application of fertilisers and tillage and to look at the accumulated organic matter decomposition later on (third time period). The drop down of organic carbon content consequently occurred and can be seen in fig. 5.

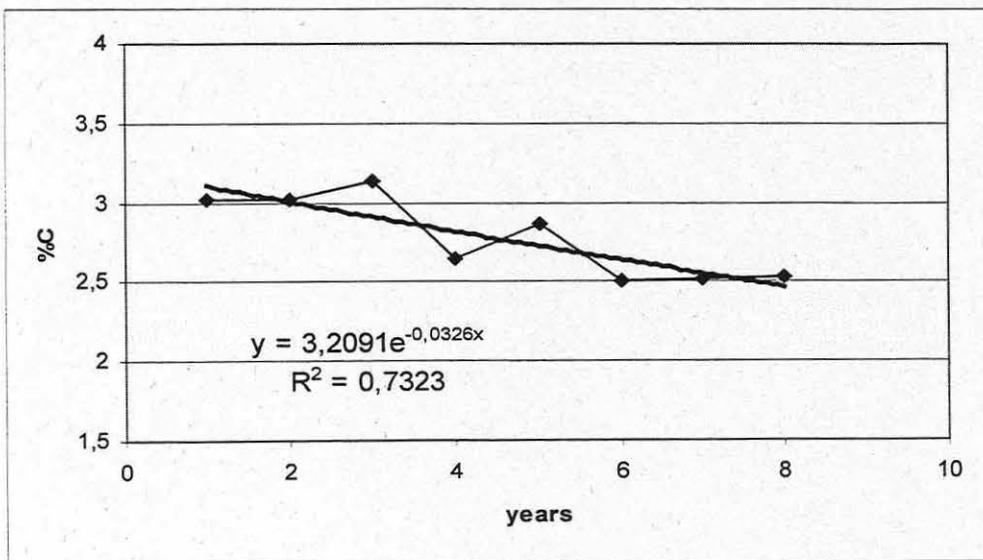


Fig. 5: Organic C content in soil in the third (decline) period in plot II (FYM)

Organic matter decomposition should follow the first order kinetics which can be expressed by a simple exponential function. The calculated exponential regression curve fits quite well to the experimental data. Correlation coefficient is relatively high.

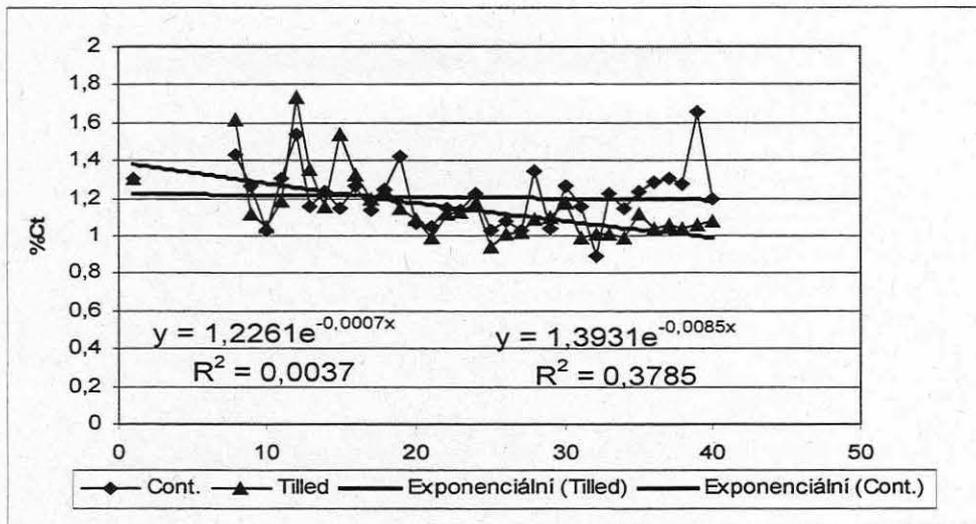


Fig. 6: : Organic C content in soil in the control and tilled variants over the whole time of the experiment and exponential regression of the values obtained

Fig. 6 shows the values of the organic carbon in control and tilled plots over the whole time of the experiment. According to the same concept, exponential regression curve and appropriate correlation coefficients were calculated. The correlation coefficient was higher for the values obtained for the tilled plot, however, both were rather low.

The same values and linear regression lines and equations are presented in fig. 7.

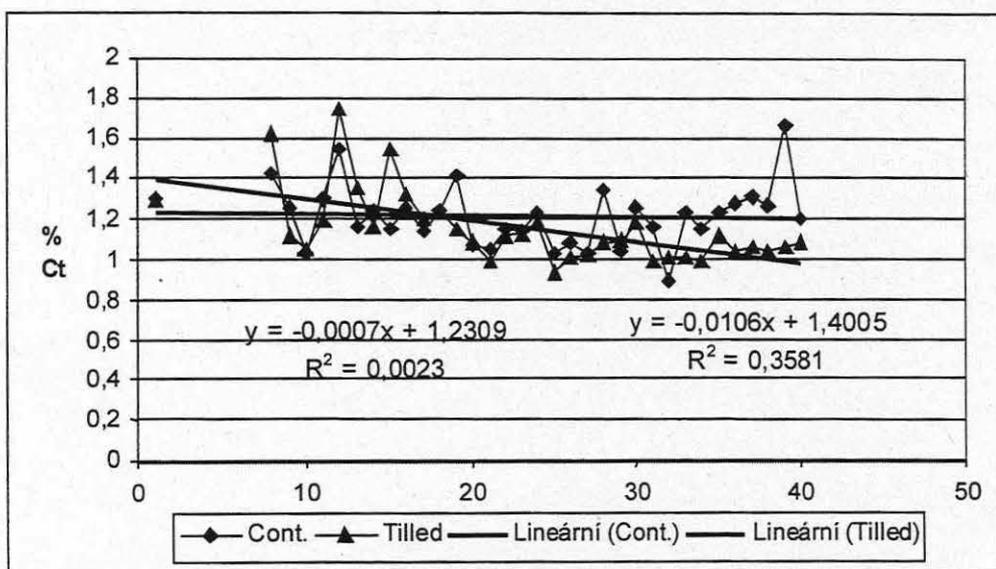


Fig. 7: Organic C content in soil in the control and tilled variants over the whole time of the experiment and linear regression of the values obtained

Slight decrease (about 0.1 %  $C_t$ ) of the carbon concentration occurred in control and mineral fertilised variants. This decrease was about doubled in the tilled variants. There are no distinct differences in the time periods mentioned above.

a) respiration activity

Respiration activity of the soil samples indicates the intensity of metabolic processes occurring in situ. It is, therefore, an important characteristics of the carbon dynamics in soil. The values determined over the whole time of the experiment showed a high variability. To make the picture simpler, the results were grouped in three time periods according to the soil organic carbon accumulation in organic manured variants mentioned above. The first period of the carbon accumulation was from the beginning of the experiment till 1971. The second period of the steady state equilibrium took place till 1989 and the third period of the carbon decomposition took the following years till 1997. Average values were calculated for individual time periods. Results for the basal respiration are presented in fig. 8.

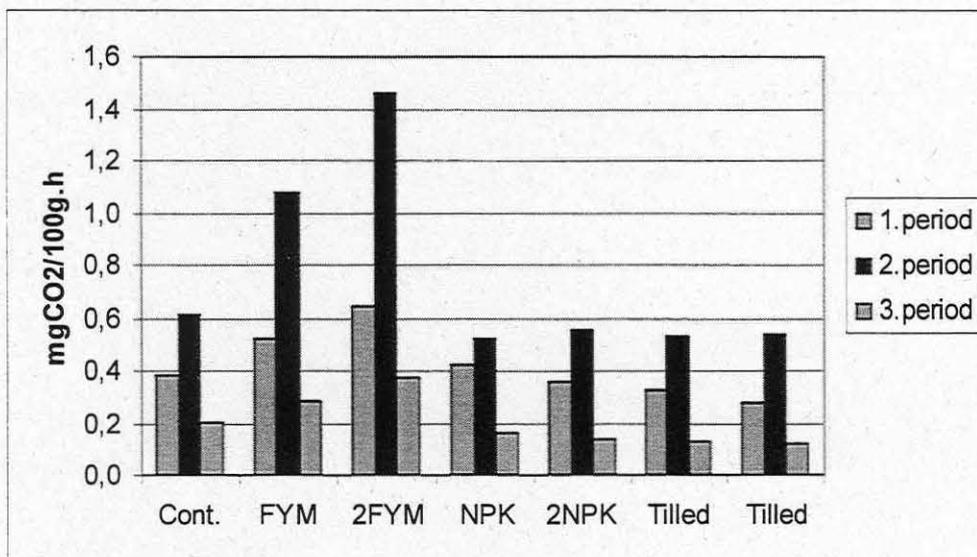


Fig. 8: Average basal respiration rate in time periods

Basal respiration rate was slightly enhanced in organic manured variants in the first, accumulation, period of the experiment. Average basal respiration increased remarkably in the stationary phase, evidently due to the increase in organic carbon concentration in soil, in which the net mineralisation of organic carbon added reached or surpassed its input. In the third (mineralisation) period, the average respiration rate dropped down due to the change in manuring (no further input of organic C). Besides of this, however, this result was affected by the change in the method of the determination of this activity: till 1989, CO<sub>2</sub> produced was determined after 24 hours of incubation, while later it was determined after 72 hours of incubation. The respiration rate was then calculated per one hour in both cases.

Average respiration rate was more or less the same in control and mineral fertilised variants in the first period. It increased in all these variants during the stationary phase and dropped down in the third period. This drop down may be, similarly, explained by the change in methodology, however, the decrease in average respiration rate may be noticed in mineral fertilised and tilled variants, in comparison with the control.

Besides of the basal respiration rate, several potential respiration rates were determined, as well. Fig. 9 shows the average potential respiration rates in time periods.

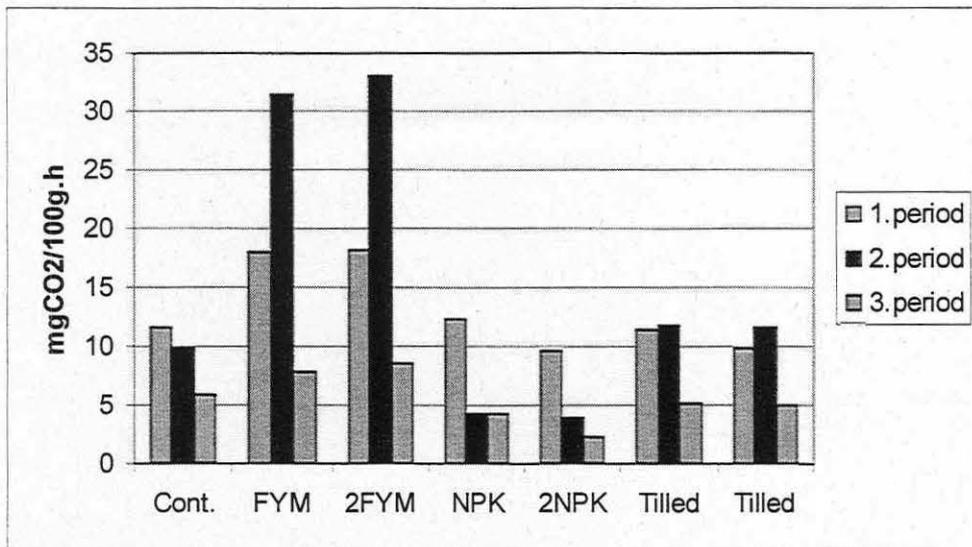


Fig. 9: Average potential (NG) respiration rate in time periods

The values obtained in organic manured variants show similar trends as those for the basal respiration. The most remarkable result is the drop down of the potential respiration rate in mineral fertilised variants in the second time period, already. This is an evident change in the soil functionality caused by high doses of mineral fertilisers. The decrease in this value in control and tilled variants in the third period is hard to explain (the method of the determination of this value was the same during the whole time of the experiment).

b) biomass and number of soil micro-organisms

Metabolic processes in soil are mainly mediated by soil microflora. Number of several cultivation groups has been determined over the whole time of the experiment. During the third period, determination of biomass by fumigation-extraction method (Vance et al. 1976) was included, as well.

Average values of the biomass C in the third period is presented in fig. 10. Its content resembles the basal respiration rate and total carbon content in soil. Average values of C content for this time period was, therefore, included in this figure, and the value of biomass C related to total C unit, as well. It is interesting to note that the amount of biomass C per unit of the total C was similar in organic and control variants, while it was depressed in mineral fertilised variants.

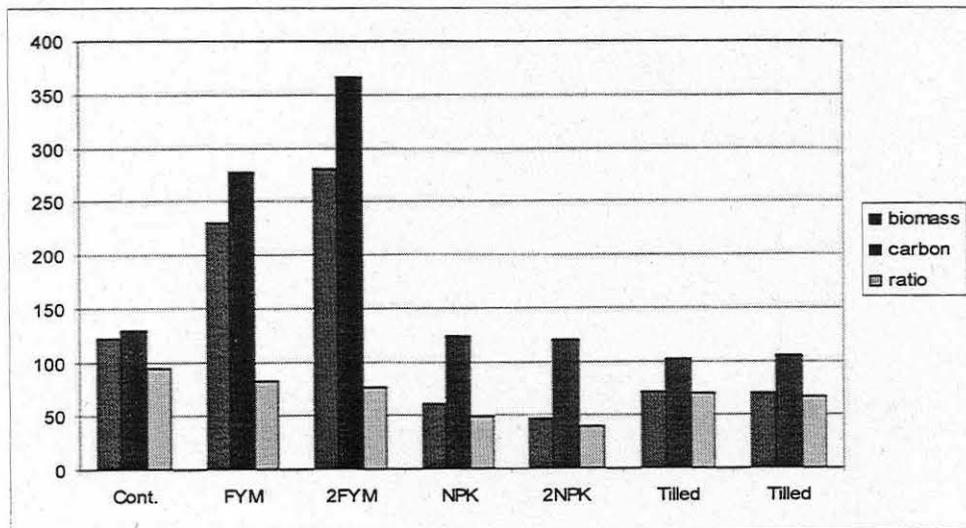


Fig. 10: Average biomass C content ( $\mu\text{g C/g}$ ), total carbon content ( $\text{mg C}/10\text{g}$ ) and biomass related to total C unit in the third period

Numbers of several groups of micro-organisms were determined by plate dilution technique. That of bacteria growing on Thornton agar and of micromycetes growing on Jensen agar are presented on figs 11 and 12.

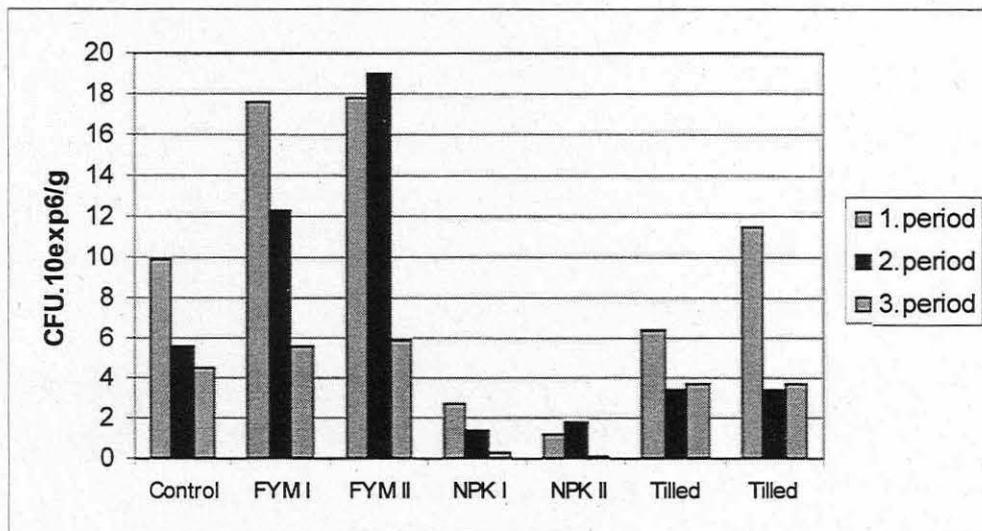


Fig. 11: Average number of bacteria determined on Thornton agar in time periods

In the first time period, organic manuring increased the average number of bacteria growing on Thornton agar about twice, as compared to unfertilised controls, while mineral fertilisation decreased its number to about a half of that in controls. Tillage slightly decreased their number, probably due to the higher mineralisation rate in tilled soils.

Number of bacteria did not increase in the second time period, as did the respiration activity. On the contrary, its number dropped down in all variants except for the 2NPK variant.

Similarly, the drop down of the number of bacteria in the second period in controls as compared to the first period may be explained by the decrease in the decomposable organic matter in soil. Mineral fertilisation compared to tilled and control variants depressed the number of bacteria substantially in all time periods.

Average number of bacteria growing on Thornton agar in the organic manured variants dropped down to the level of the control in the third time period, indicating a direct relationship of this value to the fresh organic matter input.

Unlike bacteria, micromycetes reacted another way to the treatments applied in this experiment. Results are shown on fig. 12.

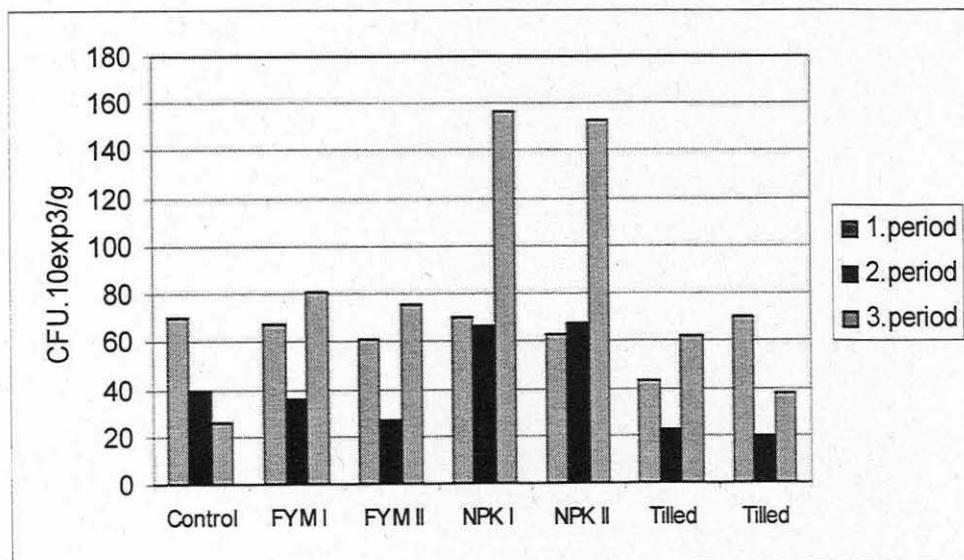


Fig. 12: Average number of micromycetes determined on Jensen agar in time periods

Average number of micromycetes was much less affected by organic manuring and mineral fertilisation. The most remarkable result probably is the increase of the number of micromycetes in mineral fertilised variants in the third period. In this period number of micromycetes doubled in mineral fertilised variants, while number of bacteria dropped down.

## Conclusions

1. High doses of organic manure increased the soil organic carbon content. The carbon accumulation in these plots proceeded for about 12 years. During this time period, the effect of organic manure on the carbon content in soil was approximately additional. Exponential and polynomial regression curves showed, however, a better correlation coefficients. None of these functions reflected the increasing mineralisation rate of the already present organic matter in soil.
2. Later, there was no further apparent carbon accumulation. A steady state equilibrium can be supposed in this time period, which might be characterised by a slightly declining regression line.
3. Accumulated organic matter decomposition occurred later on, when no further manuring was applied.
4. Slight decrease (about 0.1 % C<sub>t</sub>) of the carbon concentration occurred in control and mineral fertilised variants over the whole time of the experiment. This decrease was about doubled in the tilled variants.
5. Organic manuring increased basal respiration rate, mainly in the stationary time period. Average respiration rate was more or less the same in control and mineral fertilised variants in the first period. It increased in all these variants during the stationary phase and dropped down in the third period.
6. Potential respiration (NG) has shown similar trends as those for the basal respiration. The most remarkable result is the drop down of the potential respiration rate in mineral fertilised variants in the second time period, already. This is an evident change in the soil functionality caused by high doses of mineral fertilisers.
7. Average values of the biomass C in the third period resembles the basal respiration rate and total carbon content in soil. The amount of biomass C per unit of the total C was similar in organic and control variants, while it was depressed in mineral fertilised variants.
8. Organic manuring increased the average number of bacteria about twice, as compared to unfertilised controls, while mineral fertilisation decreased their number to about a half of that in controls.

9. Number of bacteria dropped down in organic variants to the values determined in controls in the third period, when no further manuring was applied.
10. Number of micromycetes was much less affected by organic manuring and mineral fertilisation. Its number increased in mineral fertilised variants in the third period.
11. Incidence of bacteria in soil samples was evidently dependent on the presence of fresh organic matter rather than on the total carbon content in soil.

## References

- Alten F., Wandrowski B., Knippenberg E.: Beitrag zur Humusbestimmung. *Ergeb. Agrikulturchemie IV B*, (1935), 61-69
- Apfelthaler R.: Changes in the quality of humic acids and the distribution of nitrogen after 12 years fertilisation and manuring of the fallow soil. *Studies about Humus, Transact. Int. Symp. "Humus et Planta V"*, Prague (1971), 87-90
- Hodges R.D.: Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment. W.S. Wilson (editor). Royal society of Chemistry, Cambridge (1991), 299-314
- Körschens M.: Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig (1994), 179 pp.
- Körschens M.: C-N-Langzeitdynamik im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt. Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im Boden sowie Programme zur Steuerung der organischen Düngung. *Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.- Wiss., Berlin 295* (1990), 81-90
- Novák B., Apfelthaler R.: Effect of manuring and fertilising on carbon and nitrogen transformations in soil. *Studies about Humus, Transact. Int. Symp. "Humus et Planta V"*, Prague (1971), 73-76
- Novák B., Bönischová S., Apfelthaler R., Pokorná-Kozová J.: Effect of manuring and fertilising on the biochemical properties of soil. *Studies about Humus, Transact. Int. Symp. "Humus et Planta V"*, Prague (1971), 77-80
- Pokorná-Kozová J., Novák B.: Effect of manuring and fertilising on soil microflora. *Studies about Humus, Transact. Int. Symp. "Humus et Planta V"*, Prague (1971), 81-86

## Abstract

In order to determine long-term effects of organic and mineral fertilisers on soil organic matter, soil micro-organisms and their activity and further soil properties, Novák has started a small plot field experiment in 1958. To eliminate the effect of cultivated plants, he decided to carry out this experiment as a bare fallow. The experiment was founded on Luvi-haplic Chernozem in Prague-Ruzyně. It consists of 7 variants: Soil samples have been taken twice a year till 1979 and once a year since. Number of chemical and microbiological analyses were performed over the whole time of the experiment. The long-term data basis of this experiment was used for the evaluation of organic and mineral fertilisation on the total carbon dynamics in soil, respiration activity, biomass and the incidence of soil micro-organisms in soil.

High doses of organic manure increased the soil organic carbon content. The carbon accumulation in these plots proceeded for about 12 years. During this time period, the effect of organic manure on the carbon content in soil was approximately additional. Exponential and polynomial regression curves showed, however, a better correlation coefficients. None of these functions reflected the increasing mineralisation rate of the already present organic matter in soil. Later, there was no further apparent carbon accumulation. A steady state equilibrium can be supposed in this time period, which might be characterised by a slightly declining regression line. Accumulated organic matter decomposition occurred later on, when no further manuring was applied. Slight decrease (about 0.1 % C<sub>v</sub>) of the carbon concentration occurred in control and mineral fertilised variants over the whole time of the experiment. This decrease was about doubled in the tilled variants.

Organic manuring increased basal respiration rate, mainly in the stationary time period. Average respiration rate was more or less the same in control and mineral fertilised variants in the first period. It increased in all these variants during the stationary phase and dropped down in the third period. Potential respiration (NG) has shown similar trends as those for the basal respiration. The most remarkable result is the drop down of the potential respiration rate in mineral fertilised variants in the second time period, already. This is an evident change in the soil functionality caused by high doses of mineral fertilisers.

Average values of the biomass C in the third period resembles the basal respiration rate and total carbon content in soil. The amount of biomass C per unit of the total C was similar in organic and control variants, while it was depressed in mineral fertilised variants. Organic manuring increased the average number of bacteria about twice, as compared to unfertilised

controls, while mineral fertilisation decreased their number to about a half of that in controls. Number of bacteria dropped down in organic variants to the values determined in controls in the third period, when no further manuring was applied. Number of micromycetes was much less affected by organic manuring and mineral fertilisation. Its number increased in mineral fertilised variants in the third period. Incidence of bacteria in soil samples was evidently dependent on the presence of fresh organic matter rather than on the total carbon content in soil.

# **<sup>15</sup>N-Tracer-Eingriff in Dauerfeldversuche am Beispiel des Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuches Berlin-Dahlem**

Heinz Peschke

## ***1. Bedeutung der Dauerversuche***

Dauerfeldversuche sind für die Forschung zur Bodenfruchtbarkeit und zum Bodenschutz unersetzlich. Sie leisten einen wichtigen Beitrag zur Klärung offener Fragen des nachhaltigen Landbaus. Bei langjährigen statischen Feldexperimenten verändern sich verschiedene Bodenmerkmale und zwar gegenüber den Ausgangswerten und zunehmend zwischen extrem behandelten Prüfgliedern. Mit der allgemeinen und speziellen Auswertung der Versuchsergebnisse derartiger Langzeitreihen werden somit Entscheidungshilfen für die Agrar- und Umweltpolitik geliefert. Einige bedeutsame Fragestellungen sind nur über diese Forschungsbasis zu beantworten. Unbestritten sind solche Dauerversuchsanstellungen kumulativ kosten-, material- und personalaufwendig. Und die Kritiker fragen uns, was bringt die 100. Ernte des Statischen Versuches Bad Lauchstädt im Jahre 2001? Gegenüber den Vorjahren werden die Veränderungen und Differenzierungen in bodenökologischer Hinsicht minimal sein und die Erträge gehen in ein gleitendes Mittel der Jahresfortschreibung ein. Dem steht eine einmalige Konstruktion verschiedener Bodennutzungssysteme auf kleinstem Raum gegenüber und die Verpflichtung, diese durch fachübergreifende, interdisziplinäre Forschung mit modernster Methodik und Analytik über das planmäßige Untersuchungsprogramm hinaus zu bearbeiten. Eine solche Möglichkeit besteht explizit über den Einsatz von <sup>15</sup>N-Tracern (PESCHKE, 1997b).

---

Prof. Dr. H. Peschke, Institut für Pflanzenbauwissenschaften  
der Humboldt-Universität zu Berlin, D- 10115 Berlin, Invalidenstr. 42  
E-mail: [heinz.peschke@agrar.hu-berlin.de](mailto:heinz.peschke@agrar.hu-berlin.de)

## **2. Ansätze der Verwendung von $^{15}\text{N}$ -Tracern in Dauerversuchen**

Verschiedene Formulierungen von  $^{15}\text{N}$ -Tracern, so  $^{15}\text{N}$ -Mineraldünger und  $^{15}\text{N}$ -angereicherte organische Dünger, werden mit unterschiedlicher  $^{15}\text{N}$ -at.-% Häufigkeit in der Pflanzenbauforschung eingesetzt. Zu den wissenschaftlichen Arbeitsfeldern sind der N-Umsatz im Boden, pflanzenphysiologische Aspekte, der große Komplex N-Düngung und Pflanzenproduktion, aber auch Vorhaben über N-Bilanzen und N-Kreisläufe zu rechnen. Der Stellenwert derartiger Experimente kann vergrößert werden, wenn solche Untersuchungen im Zusammenhang mit Dauerversuchen vorgenommen werden. Ausgewählte Möglichkeiten einer derartigen Kombination sind in der Tabelle 1 aufgeführt (PESCHKE u. MOLLENHAUER, 1996; PESCHKE, 1997a).

**Tabelle 1**  
 **$^{15}\text{N}$ -Tracer und Dauerversuche**

### **1. Labor- und Inkubationsexperimente mit Dauerversuchsbodensubstraten**

- a. Düngung mit  $^{15}\text{N}$ -Tracern
- b. Einsatz als  $^{15}\text{N}$ -markiertes Bodensubstrat
- c. Kombinierte Anwendung von  $^{15}\text{N}$ -Präparaten und ionisierende Bestrahlung und/oder radioaktiven Stoffen

### **2. Nutzung von Dauerversuchsböden im Gewächshaus**

- a. Versuchskonform ([hochmarkierte]  $^{15}\text{N}$ -Substitute)
- b. Nutzung durch Langzeitwirkung akkumulierter ackerbaulicher Differenzierungen von ausgewählten [extremen] Prüfgliedern zu  $^{15}\text{N}$ -Spezialuntersuchungen
- c. Verwendung von  $^{15}\text{N}$ -angereicherten [Dauer-]Versuchsboden für Sonderuntersuchungen

### **3. Installation von Mikroparzellen in Freilandprüfglieder**

- a. Düngungskonform ( $^{15}\text{N}$ -Substitute)
- b. N-Staffelung in ausgewählten Freilandparzellen

Dieser Arbeit liegen Ergebnisse, die unter 3. Installation von Mikroparzellen in Freilandprüfgliedern des IOSDV Berlin-Dahlem erzielt wurden, zugrunde.

## **3. Der Internationale Organische Stickstoffdauerdüngungsversuch**

In Fortsetzung einer von v. BOGUSLAWSKI begründeten Internationalen Stickstoff-

Dauerversuchsreihe (ISDV) wurde Mitte der 80er Jahre die Einrichtung des Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuches (IOSDV) im Rahmen der Arbeitsgemeinschaft Bodenfruchtbarkeit der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft abgesprochen. Gemeinsame Festlegungen sind: Dreifeldrige Fruchtfolge, mineralische N-Düngung in 3 Stufen, Stalldung und weitere organische Dünger pflanzlicher Herkunft. Heute existieren noch 13 europaweit platzierte Versuche unter verschiedenen Boden- und Klimabedingungen.

Der IOSDV Berlin-Dahlem wurde 1986 auf einem schluffigen Sand über lehmigen Sand einer Parabraunerde-Sandkeilbraunerde (Albic Luvisol) angelegt. Der mittlere Niederschlag beträgt 550 mm, die durchschnittliche Jahrestemperatur 9,3 °C. Häufig auftretende Vorsommer- und Sommertrockenheiten machen die Ertragsfähigkeit des Pflanzenbaus stark witterungsabhängig (KÖHN u. LIMBERG, 1996).

**Tabelle 2**  
**Düngung in der Fruchtfolge des IOSDV**

**Mineralische N-Düngung ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ N}$ )**

N-Stufe	Kartoffeln	Winterweizen	Sommergerste
N <sub>0</sub>	0	0	0
N <sub>1</sub>	60	60	40
N <sub>2</sub>	100	110	80
N <sub>3</sub>	150	160	120

Grunddüngung: Kartoffeln 26  $\text{kg ha}^{-1}$  P,  $\text{kg ha}^{-1}$  K  
Getreide 26  $\text{kg ha}^{-1}$  P,  $\text{kg ha}^{-1}$  K

**N-Mineraldüngeraufteilung zu Winterweizen ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ N}$ )**

Gesamtausgabe	Frühjahr	Schossen	Ährenschieben
60 $\text{kg ha}^{-1}$ =	20	40	0
110 $\text{kg ha}^{-1}$ =	40	40	30
160 $\text{kg ha}^{-1}$ =	60	40	40

**Organische Düngung  $\text{t ha}^{-1}$  ( $\approx \text{kg ha}^{-1} \text{ N}$ )**

Serie	Kartoffeln	Winterweizen	Sommergerste
ohne (A)	-	-	-
Stallmist (B)	30 (232)	-	-
Rübenblatt (C)	-	25 (100)	-
Stroh (C) *	6 (115)	-	6 (115)
Zwischenfr. (C) **	n. Aufwuchs	-	-

\* N-Ausgleich 1 dt Stroh = 1  $\text{kg N}$

\*\* Ölrettich, ohne N-Zusatz

Die mineralische Stickstoffdüngung und ihre Unterteilung ist in Abhängigkeit von der Fruchtart differenziert, ebenso variiert die Zuordnung der organischen Dünger (Tab. 2). Von den insgesamt 30 Möglichkeiten wurden 6 Prüfglieder ausgewählt, einer Statusuntersuchung unterzogen und für die Tracerexperimente benutzt (Tab. 3). Daß sich nach drei Fruchtfolgerotationen einige

agrikulturchemische Bodenkennwerte differenziert haben, soll mit den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten belegt sein (Tab. 4) (PESCHKE et al., 1997).

**Tabelle 3**

**Auswahl der Versuchsvarianten im IOSDV Berlin-Dahlem**

Var. Nr.	Prüfglied-Nr.	Düngungsregime	Bewirtschaftungsstatus
1	1	ohne jede Düngung	Extensivbewirtschaftung
4	2	nur Mineraldüngung	mineraldüngerbetonte Extensivbewirtschaftung
7	3	nur Stallmist-Düngung	ökologischer Landbau
13	4	Kombination Mineral- und Stallmistdüngung	viehhaltender Betrieb, integrierte Pflanzenproduktion
19	5	nur Stroh-, Grün- und Rübenblatt-Düngung	extensiv wirtschaftender viehloser Betrieb
25	6	Kombination Mineral-, Stroh-, Grün- und Rübenblattdüngung	intensiv wirtschaftender viehloser Betrieb

**Tabelle 4**

**Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt in mg/100 g Boden**

Variante	C <sub>t</sub> *	N <sub>t</sub>	C/N	C <sub>hwl</sub>
1. Ohne Düngung	630	51,3	12,3	17,25
2. Mineraldünger	650	55,0	11,8	20,75
3. Stallmist	828	60,3	13,7	22,75
4. Mineraldünger + Stallmist	770	59,3	13,0	21,25
5. Rübenblatt / Gründüngung / Stroh	698	63,0	11,1	19,87
6. Mineraldünger + Rübenblatt / Gründüngung / Stroh	906	67,3	13,5	26,00

\* trockene Verbrennung

Der Tracereinsatz mit  $^{15}\text{N}$ -markiertem Ammoniumsulfat (10at.-%  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit) zu Winterweizen erfolgte in zwei Ebenen mittels Mikroparzellen ( $0,25\text{ m}^2$ ) in den Originalfeldparzellen (Abb. 1):

- (1) Kleinparzellen mit großparzellenkonformer N-Düngung zur Boden- und Pflanzenprobenahme während der Vegetationszeit  
 $^{15}\text{N}$ -angereicherter Dünger kam deshalb nur in den Prüfgliedern 2,4 und 6 in Frage.
- (2) Kleinparzellen mit allen Düngungsstufen zu Weizen des Gesamtversuches in jeder Großparzelle.

**Abbildung 1**  
**Anordnung der Mikroparzellen**

Prüf- glied	Düngung	Zwischenernte				Haupternte (kg N/ha)			
		1.	2.	3.	4.	0	60	110	160
1.	ohne Düngung	0				0			
2.	Mineral- düngung	160							160
3.	Stall- mist	0				0			
4.	Mineraldünger und Stallmist	110						110	
5.	Stroh, Gründung, Rübenblatt	0				0			
6.	Mineraldünger, Stroh, Gründung, Rübenblatt	110						110	

Die Ertragsbeziehungen zwischen Groß- und Kleinparzelle weisen in allen drei Versuchsjahren ein hohes Bestimmtheitsmaß aus (Tab. 5) (PESCHKE u. MOLLENHAUER, 1998a).

IOSDV Berlin-Dahlem

**Tabelle 5****Regressionsfunktionen der Winterweizen-Ertragsvergleiche Großparzelle - Mikroparzelle**

Versuchs- jahr	Ertrags- komponente	y =	B =
1994	Korn	$0,8695 x - 0,3865$	0,971
	Stroh	$0,743 x - 9,5736$	0,994
1995	Korn	$0,5992 x + 11,034$	0,969
	Stroh	$-0,0135 x^2 + 1,8215 x - 21,554$	0,820
1996	Korn	$0,876 x + 1,3388$	0,913
	Stroh	$0,7749 x - 12,583$	0,935

**4. Ergebnisse**

Bekannterweise kann mit dem Einsatz von  $^{15}\text{N}$ -Tracern in Boden und Pflanze je nach Anreicherungs-pool zwischen dem dünger- und bodenbürtigen, zwischen mineraldünger- und boden- + organischen düngerbürtigen usw. Stickstoff unterschieden werden. In diesem Projekt wurde über die dreigeteilte  $^{15}\text{N}$ -Mineraldüngung zu Winterweizen die Entwicklung des  $N_{\min}$ -Gehaltes im Boden und die N-Aufnahme der Versuchsfruchtart während der Vegetationszeit vom Frühjahr bis zur Ernte verfolgt (Abb. 2 u. 3).

**4.1. Zwischenernten**

Am Beispiel der N-Mineraldünger-Variante ist deutlich erkennbar, daß die N-Gaben von  $60 + 60 + 40 \text{ kg/ha}$  nur teilweise (1. Gabe) vom Pflanzenbestand aufgenommen wird und ein großer Teil im Boden immobilisiert wird, nur eine kleine Menge wird gegen Versuchsende remineralisiert. Bei mäßiger N-Aufnahme aus der  $N_{\min}$ -Quelle des Bodens wird dagegen in den ersten beiden Monaten zusätzlich bodenbürtiger  $N_{\min}$  mineralisiert. Erst nach Abschluß des Streckungswachstums folgt eine Phase, bei der auch beträchtliche aus dem Bodenfonds stammende N-Mengen wieder festgelegt werden, die allerdings teilweise gegen Ende der Wachstumszeit wieder freigesetzt werden. Ein gleichgerichtetes Bild zeigt sich in der Variante „Stallmist + Mineraldünger“ mit  $40 + 40 + 30 \text{ kg N/ha}$ , mit der Besonderheit, daß im Zeitraum Mitte Mai bis Mitte Juli Boden-N zunächst nahezu  $40 \text{ kg/ha}$  immobilisiert und anschließend wieder  $64 \text{ kg/ha}$  mineralisiert werden. Die Wiederholung im darauffolgenden Jahr bestätigt diese Befunde (PESCHKE u. MOLLENHAUER, 1998b).

Eine Ursache für die differenzierte Inanspruchnahme von boden- und düngerbürtigem Stickstoff durch das Wintergetreide ist die Verteilung des Nährstoffs in der Bodentiefe. Der  $N_{\min}$ -Gehalt

bezieht sich auf die Bodenschicht von 0 bis 60 cm. Dagegen erfolgt bei der breitflächigen Kopfdüngung nur eine oberflächennahe Migration des Düngers. Die mikrobielle N-Mineralisation und -Immobilisation werden von den bodenökologischen Rahmenbedingungen bestimmt, d.h. die Intensität und Stärke der Parameter, Porenvolumen, Durchlüftung, Humusgehalt usw. nehmen mit der Tiefe ab, so auch der Keimgehalt, und hier vorrangig der Aerobier.

Ein zweiter Grund ist der Wurzelstatus des Getreides. Die Wurzelentwicklung tendiert zum (Bodenfeuchte- und) Stickstoffangebot. Bis zu einer bestimmten N-Konzentration nimmt die Wurzelmasse nachweisbar zu. Die Getreidewurzel erreicht zwar ohne weiteres Bodentiefen bis 60 cm, jedoch befindet sich die Hauptwurzelmasse zu 70 – 90 % im Krumbereich.

Somit laufen die Konkurrenzereignisse zwischen Pflanze und Mikroflora vorwiegend in der Bodentiefe von (0) 2 bis 20 (30) cm ab. Während sich die N-Immobilisation von Düngerstickstoff in der oberen Bodenschicht lokalisiert, wird sich die Mineralisation von umsetzbarer organischer Bodensubstanz mehr oder weniger auf den Humushorizont erstrecken.

#### **4.2. Haupternte**

Die Weizenerträge reagieren mit verringerter bzw. gesteigerter N-Gabe gegenüber den Standard-N-Gaben der originalen Prüfglieder mit signifikanten Minder- bzw. Mehreträgen. Das setzt sich in den Produktionsfunktionen der Entzüge fort (PESCHKE u. MOLLENHAUER, 1998a). Dabei wird der Anstieg 1995 ausschließlich mit der Zunahme der N-Düngung erreicht. Der aufgenommene Boden-N bleibt von der Dünge-N-Steigerung unbeeinflusst (Abb. 4). Ganz anders ist die Situation im folgenden Jahr (Abb. 5). Zum einen ist die Aufnahme aus dem Boden-N-Pool durchweg größer als die von Dünger-N. Herauszustellen ist weiterhin, daß die Assimilation von bodenbürtigem N mit dem ansteigenden Mineraldüngerangebot sich ebenfalls erhöht. Die N-Produktionsfunktion für den Gesamt-N-Entzug (Korn und Stroh) wird somit aus beiden Herkünften gebildet.

Am Beispiel des Boden-N-Entzuges im Korntrag 1996 läßt sich erkennen, wie sich die N-Aufnahme in den ungedüngten Prüfgliedern zwischen den nur organisch gedüngten Varianten und den Parzellen mit einmalig ausgesparten Mineraldüngern differenziert (Tab. 6). Unter den Voraussetzungen des Jahres 1996 ergibt sich mit der Steigerung des Düngerstickstoffs eine erhebliche Extramineralisation organisch gebundenen Bodenstickstoffs. Sie ist wiederum in den ausschließlich organisch vorgelegten Prüfgliedern am größten. Das unmittelbar vor der Weizenaussaat eingebrachte Rübenblatt könnte als N-Lieferant mitbeteiligt sein.

Aus der Linearität der Dünger-N-Aufnahme und der Parallelität dieser Beziehung zur Gesamt-N-Aufnahme in Bezug auf die Stickstoffsteigerungen leitet sich die quasi uniforme <sup>15</sup>N-Ausnutzung der drei Düngeebenen ab (Tab. 7). So sind auch die Unterschiede zwischen den Varianten minimal, während sich die Abweichung des Jahres 1996 bedeutend niedrigerer Ausnutzung durch die hohe

Verwertung von bodenbürtigem Stickstoff erklärt.

Ein spezielles Ergebnis, das nur über den Tracereinsatz ermittelt werden kann, ist der minimale, absolute, wie relative Anteil von Düngerstickstoff im  $N_{\min}$ -Gehalt des Bodens zum Erntezeitpunkt (Tab. 8). Die abweichend größeren Prozentwerte in den höheren Dünge­stufen von 1996 sind lediglich dem niedrigen  $N_{\min}$ -Gehalt insgesamt geschuldet.

**Tabelle 6**  
**Anteil des Bodenstickstoffs am N-Entzug des Kornertrages (kg/ha) 1996**

Variante	Dünge­stufe (kg/ha)			
	0	60	110	160
1. Ohne Düngung	45,9	59,9	77,8	74,7
2. Mineraldünger	33,8	51,6	66,0	80,0
3. Stallmist	63,7	88,2	86,7	100,5
4. Mineraldünger + Stallmist	44,9	56,6	64,1	73,8
5. Rübenblatt / Gründung / Stroh	73,1	91,4	88,9	108,5
6. Mineraldünger / + Rübenblatt Gründung, Stroh	55,6	77,4	89,7	91,9

Der Mineralisations- und Immobilisations-Umsatz des Stickstoffs im Boden und dessen Verwertung durch die Pflanze verläuft mengenmäßig und temporär zwischen nativem Boden- und düngerbürtigem Stickstoff unterschiedlich. Eine annähernde Übereinstimmung der N-Ausnutzungswerte zwischen Differenz- und Isotopenmethode besteht nur, wenn die N-Herkünfte im pflanzlichen Entzug etwa aus gleichen Teilen von Boden- und Dünger-N stammen. Ein höherer scheinbarer Ausnutzungsgrad mittels Differenzmethode ist dann zu erwarten, wenn über die mineralische N-Düngung ein tatsächlicher Primingeffekt vorliegt und/oder über einen intensiven Mineralisations-Immobilisations-Turnover weniger  $^{15}\text{N}$  zur Verfügung steht und gleichzeitig eine  $^{14}\text{N}$ -Akkumulation im  $N_{\min}$ -Pool vorliegt.

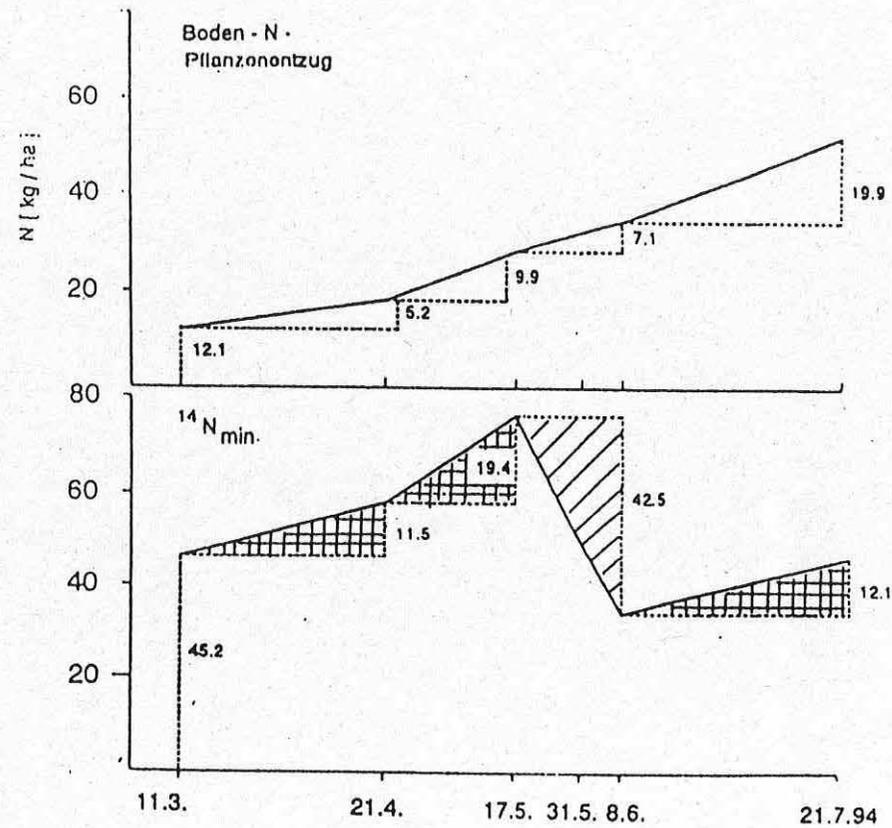
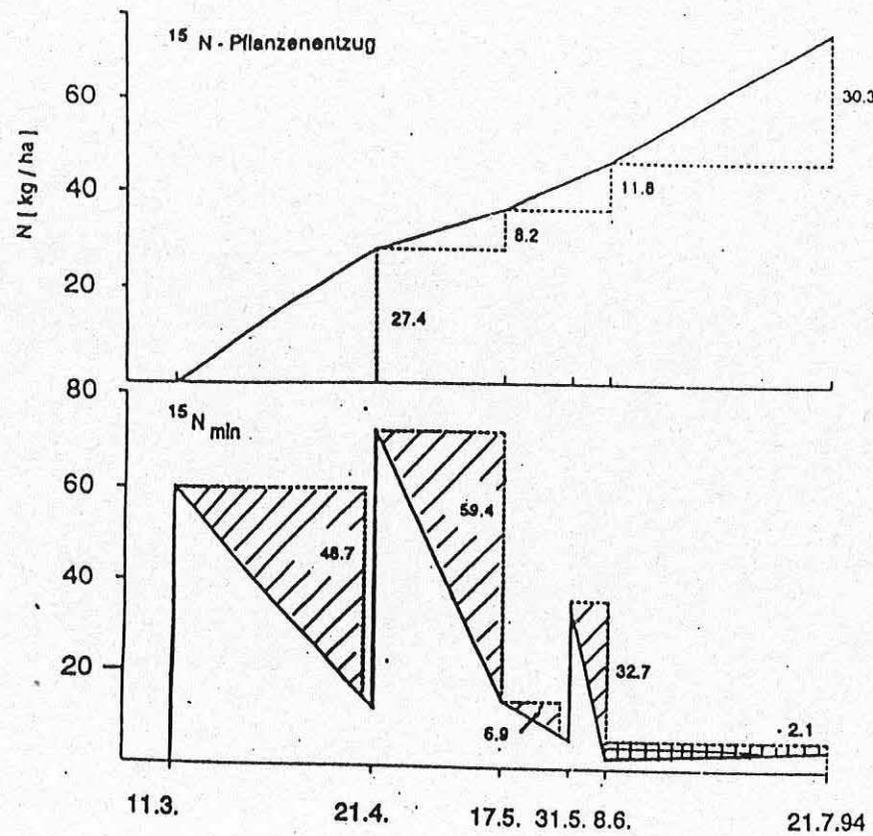


Abb. 2:  $\text{N}_{\text{min}}$ -Dynamik und N-Pflanzenentzug 1994; Variante 2: Mineraldünger

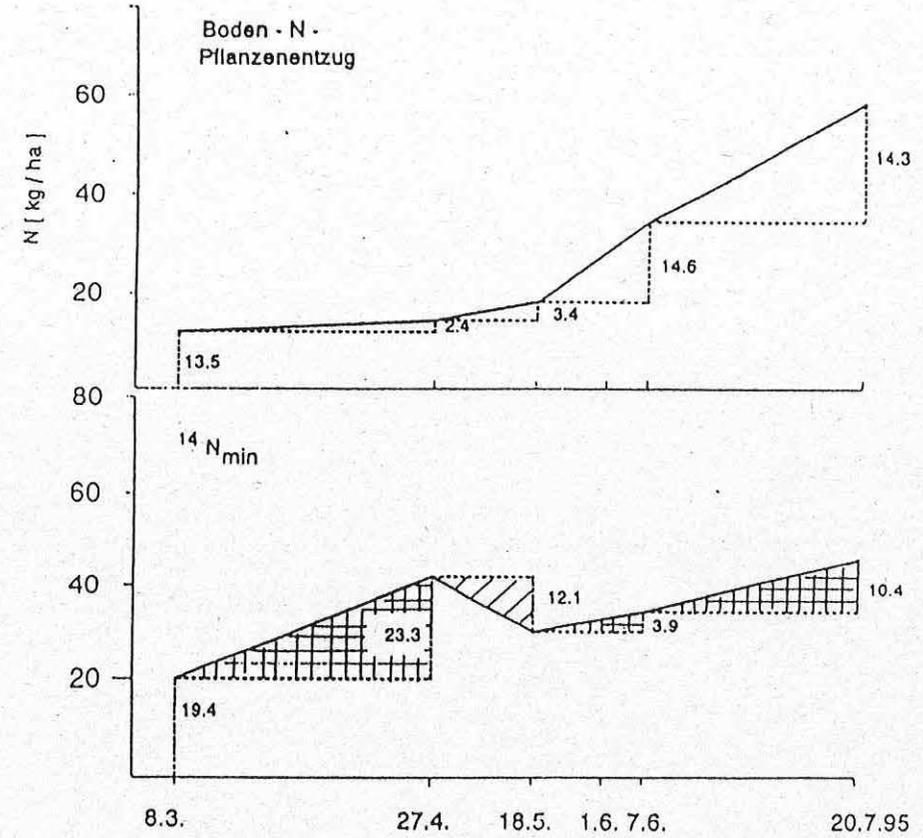
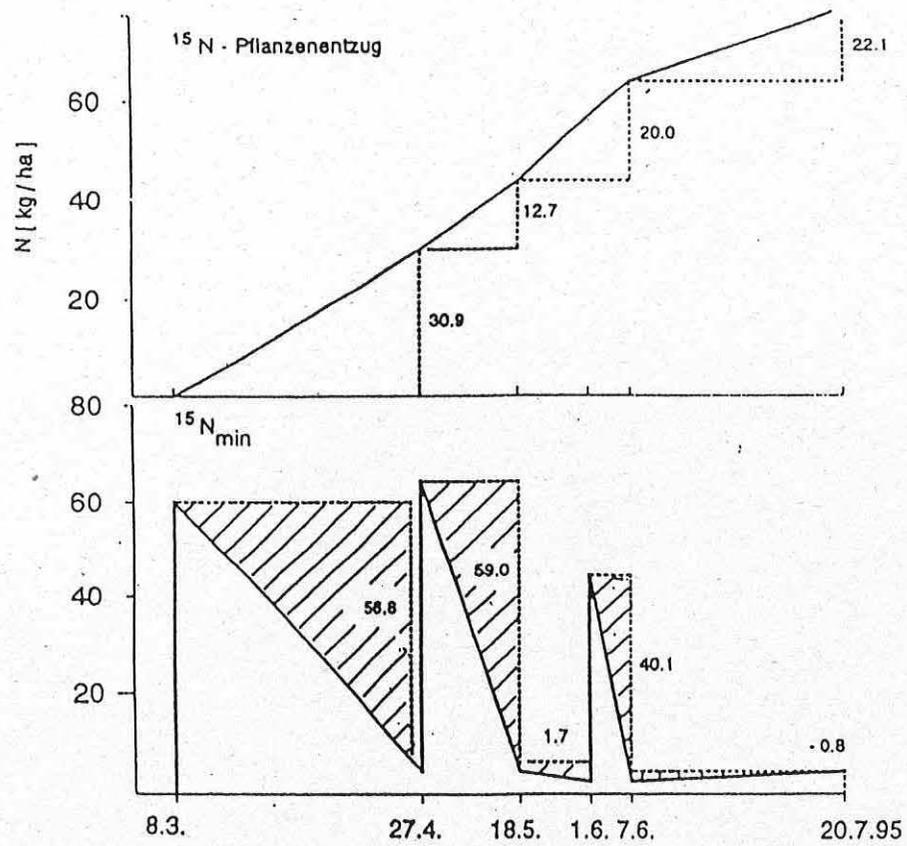
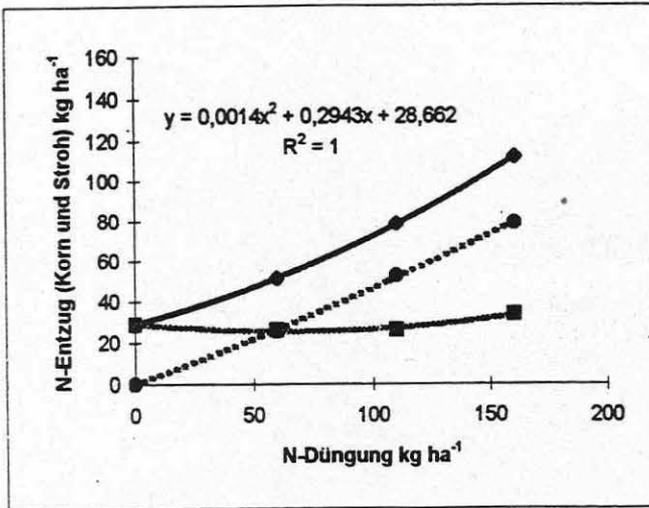
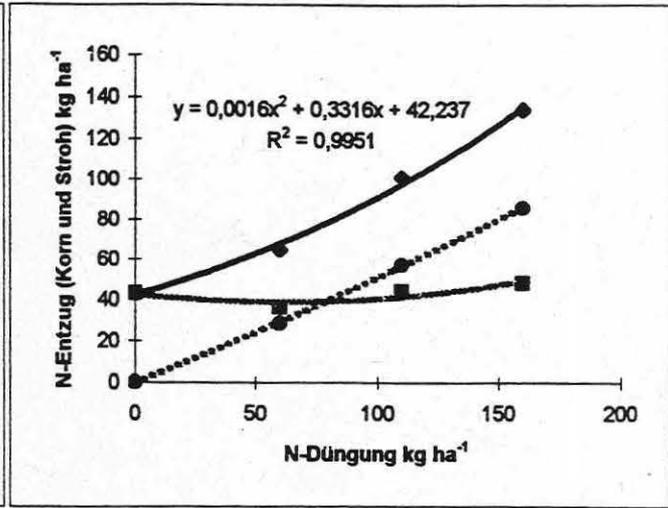


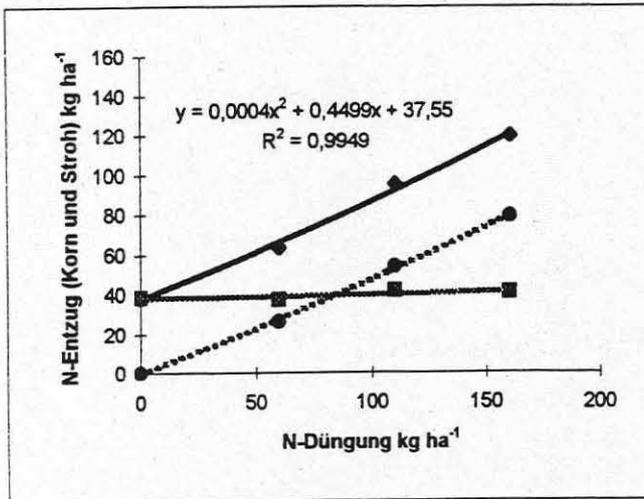
Abb. 3:  $\text{N}_{\text{min}}$ -Dynamik und N-Pflanzenentzug 1995; Variante 2: Mineraldünger



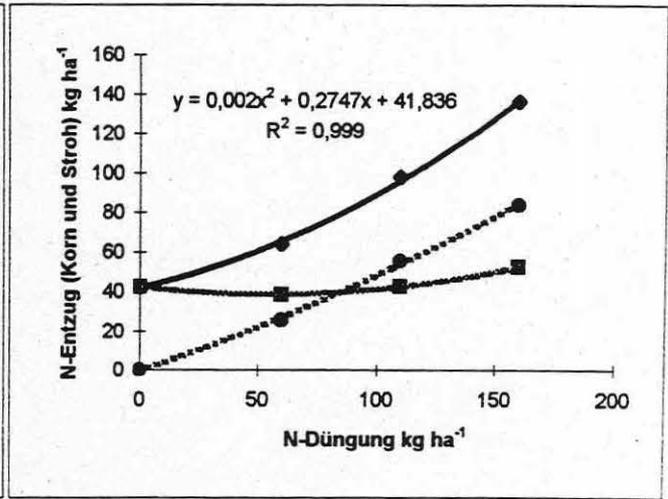
Prüfglied 1



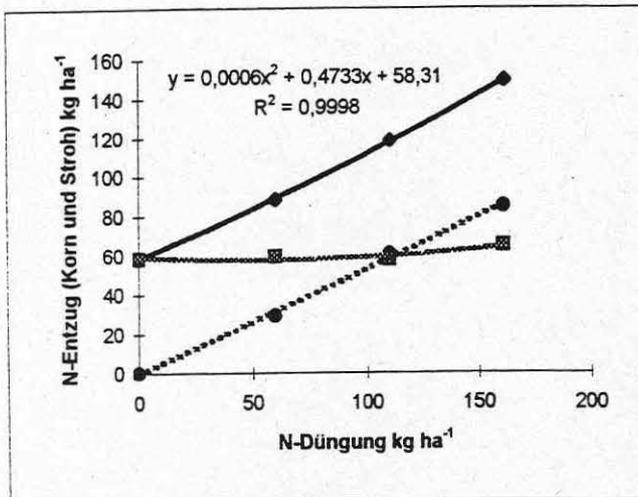
Prüfglied 2



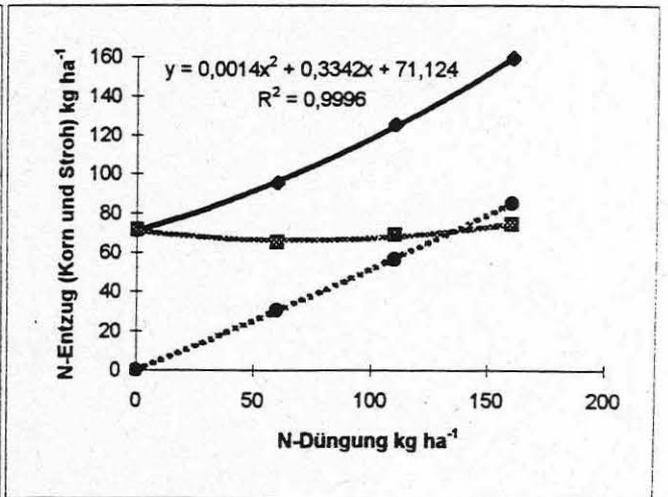
Prüfglied 3



Prüfglied 4

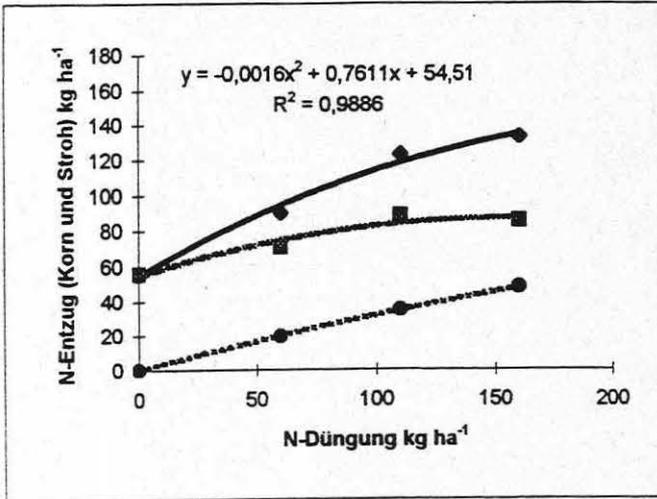


Prüfglied 5

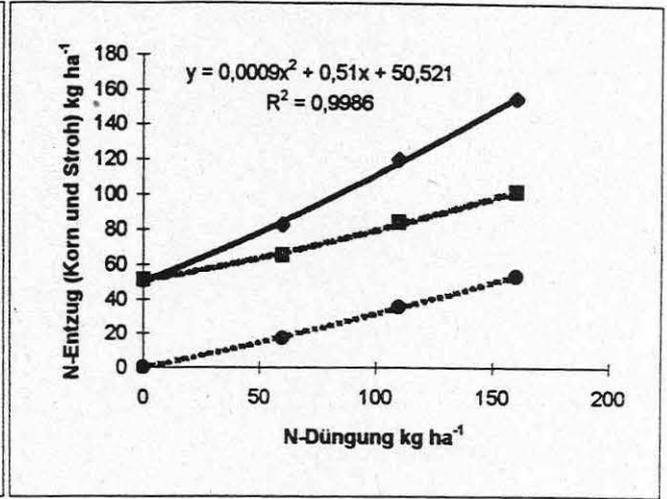


Prüfglied 6

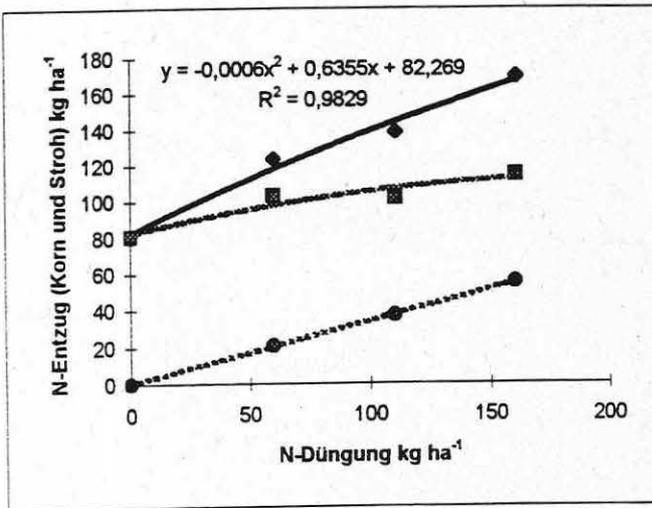
Abb. 4: Produktionsfunktionen des boden- und düngerbürtigen N im pflanzlichen Entzug 1995



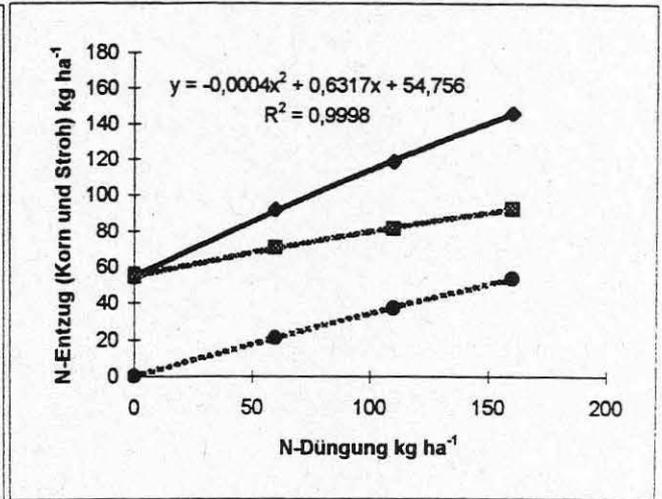
Prüfglied 1



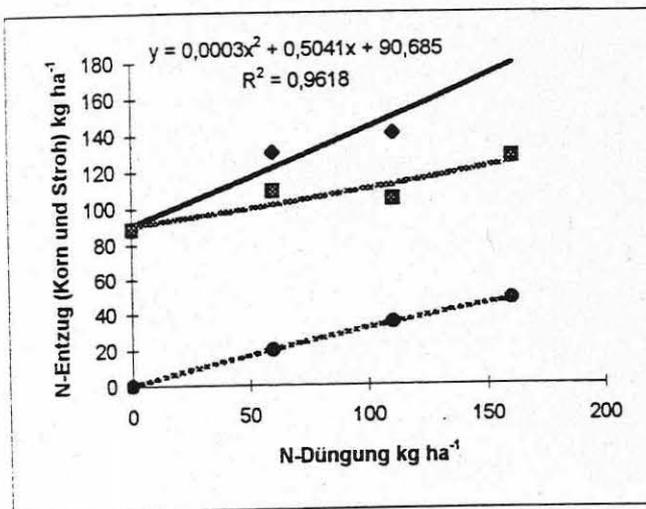
Prüfglied 2



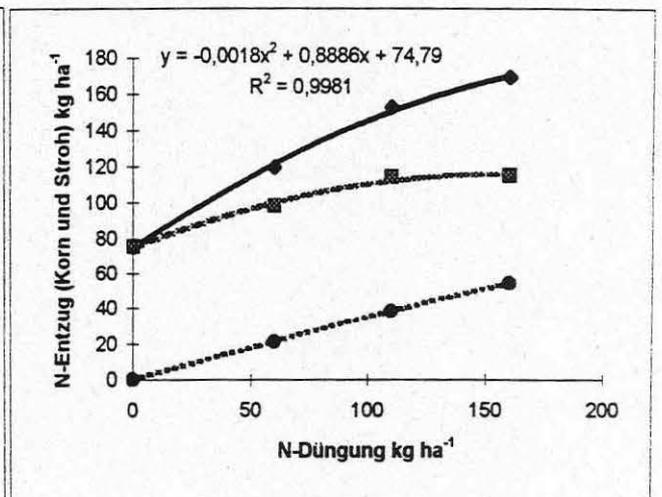
Prüfglied 3



Prüfglied 4



Prüfglied 5



Prüfglied 6

Abb. 5: Produktionsfunktionen des boden- und düngerbürtigen N im pflanzlichen Entzug 1996

**Tabelle 7**  
**N-Ausnutzung (Korn und Stroh) in %**

	Variante	Düngestufe		
		60	110	160
<b>1994</b>				
1.	Ohne Düngung	46,56	46,21	47,85
2.	Mineraldünger	47,22	43,00	48,63
3.	Stallmist	44,75	46,65	50,72
4.	Mineraldünger + Stallmist	49,31	51,32	52,83
5.	Rübenblatt / Gründung / Stroh	49,93	48,81	48,73
6.	Mineraldünger / + Rübenblatt Gründung, Stroh	44,23	49,43	49,80
<b>1995</b>				
1.	Ohne Düngung	42,23	47,52	49,08
2.	Mineraldünger	47,46	51,90	53,63
3.	Stallmist	43,81	48,92	49,37
4.	Mineraldünger + Stallmist	42,58	50,23	52,46
5.	Rübenblatt / Gründung / Stroh	48,51	55,20	52,92
6.	Mineraldünger / + Rübenblatt Gründung, Stroh	50,52	51,38	53,11
<b>1996</b>				
1.	Ohne Düngung	32,50	31,60	29,86
2.	Mineraldünger	28,52	32,28	33,34
3.	Stallmist	34,22	33,65	34,37
4.	Mineraldünger + Stallmist	35,16	33,95	33,46
5.	Rübenblatt / Gründung / Stroh	35,53	33,05	34,08
6.	Mineraldünger / + Rübenblatt Gründung, Stroh	35,54	34,86	33,99

**Tabelle 8**  
**N-Herkunft im N<sub>min</sub>-Gehalt (0-60 cm) zur Ernte**

Variante	Düngungsstufe										
	0		60			110			160		
	Boden kg ha <sup>-1</sup>	Boden kg ha <sup>-1</sup>	Dünger kg ha <sup>-1</sup>	%	Boden kg ha <sup>-1</sup>	Dünger kg ha <sup>-1</sup>	%	Boden kg ha <sup>-1</sup>	Dünger kg ha <sup>-1</sup>	%	
<b>1994</b>											
1. Ohne Düngung	63,45	29,15	1,83	5,91	26,41	3,24	10,93	32,97	3,62	9,89	
2. Mineraldünger	56,25	27,40	1,47	5,09	29,05	3,22	9,98	73,40	7,60	9,38	
3. Stallmist	76,80	27,13	1,83	6,32	28,84	1,66	5,44	50,59	1,53	2,94	
4. Mineraldünger + Stallmist	67,05	30,84	1,53	4,73	87,33	5,97	6,40	43,33	4,41	9,24	
5. Rübenblatt/Gründung/Stroh	90,90	27,68	1,98	6,68	30,18	2,95	8,90	47,52	5,33	10,08	
6. Mineraldünger + Rübenblatt/Gründung/ Stroh	93,75	31,40	1,90	5,70	99,62	7,93	7,37	48,19	7,91	14,10	
<b>1995</b>											
1. Ohne Düngung	12,45	18,91	1,72	8,34	46,62	3,37	6,74	43,37	2,92	6,31	
2. Mineraldünger	19,50	25,94	4,11	13,68	39,94	2,77	6,48	46,51	3,26	6,55	
3. Stallmist	29,85	34,84	2,61	6,97	59,75	4,20	6,57	45,95	4,83	9,51	
4. Mineraldünger + Stallmist	31,35	31,81	1,95	5,78	58,43	5,10	8,03	52,67	3,33	5,95	
5. Rübenblatt/Gründung/Stroh	35,85	24,42	1,62	6,22	50,45	2,22	4,21	49,53	3,91	7,32	
6. Mineraldünger + Rübenblatt/Gründung/Stroh	29,85	19,33	1,04	5,10	52,64	3,24	5,80	63,79	4,68	6,84	
<b>1996</b>											
1. Ohne Düngung	11,67	5,10	0,51	9,09	11,77	2,41	17,00	22,11	7,59	25,56	
2. Mineraldünger	17,28	8,12	0,86	9,58	15,16	4,58	24,24	22,51	11,24	33,30	
3. Stallmist	14,15	7,51	0,74	8,97	12,61	2,05	13,98	10,69	3,26	23,34	
4. Mineraldünger + Stallmist	15,12	9,12	1,00	9,88	16,34	2,91	15,12	21,88	12,47	36,30	
5. Rübenblatt/Gründung/Stroh	12,50	14,79	1,59	9,71	15,68	3,42	17,90	17,00	5,35	23,94	
6. Mineraldünger + Rübenblatt/Gründung/Stroh	12,85	8,19	0,96	10,49	12,97	2,90	18,27	23,19	8,76	27,42	

Allein die Versuchsergebnisse von drei Jahren weisen aus, wie vorsichtig durchschnittliche N-Düngungsempfehlungen zu behandeln sind. Nicht nur die allgemein akzeptierte und begründete Differenziertheit der  $N_{\min}$ -Anfangswerte im Frühjahr, sondern auch die vielseitig beeinflusste N-Dynamik im Boden und die darauf bauende N-Aufnahme des Pflanzenbestandes während der Vegetationszeit des Getreides müssen beachtet werden.

## 5. *Schlußfolgerungen*

1. Über statische Dauerdüngungsfeldversuche wird sukzessiv die akkumulierende Wirkung von bestimmten Düngungsregimes festgestellt. In derartigen Langzeitversuchen können variabel  $^{15}\text{N}$ -Tracer-Experimente eingebaut und vertiefende Erkenntnisse zum Stickstoff- und Humushaushalt des Bodens gewonnen werden.
2. Mit dem Tracereinsatz ist sowohl im Boden, wie in der Pflanze, bei Zwischenprobenahmen als auch zum Erntezeitpunkt zwischen der düngerseitigen und der bodenbürtigen Bereitstellung des Stickstoffs zu unterscheiden. Die Verwertung des verfügbaren Bodenstickstoffs und applizierten Düngemittel-N durch Winterweizen erfolgt zeitlich und mengenmäßig unterschiedlich.
3. Aus den Resultaten dieses Versuchsprojektes stehen folgende Aspekte zur weiteren Disposition:
  - das Vorhalten der 1. N-Gabe zum Wintergetreide
  - die Mineraldüngeräquivalente des  $N_{\min}$ -Gehaltes im Boden
  - die Wirksamkeit der N-Blattdüngung im fortgeschrittenen Wachstumsabschnitt des Getreides
  - der ökologische Stellenwert des düngerbürtigen N-Anteils im  $N_{\min}$ -Rest zur Ernte

## *Literatur*

- PESCHKE, H. und MOLLENHAUER, S.: Untersuchungen mit  $^{15}\text{N}$  im Dauerdüngungsfeldversuch. – *Isotopes Environ. Health Stud.* 32 (1996) 159 – 165
- KÖHN, W. und LIMBERG, P.: Der Internationale Organische Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem nach drei Rotationen. – *Arch. Acker- Pfl. Boden* 40 (1996) 75 – 95
- PESCHKE, H.: Langzeitexperimente mit  $^{15}\text{N}$  in der Pflanzenbauforschung. – *Isotopes Environ. Health Stud.* 33 (1997a) 3 - 11
- PESCHKE, H.: 60 Jahre Statische Versuche in Thyrow – Bedeutung, Ergebnisse und Ausblick. – *Arch. Acker- Pfl. Boden* 42 (1997b) 169 – 179
- PESCHKE, H.; MOLLENHAUER, S.; KÖHN, W. und LIMBERG, P.: Entwicklung von Bodenkennwerten im Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch Berlin-Dahlem nach drei Fruchtfolgerotationen. – *Arch. Acker- Pfl. Boden* 42 (1997) 3 – 10
- PESCHKE, H. und MOLLENHAUER, S.: Einjähriger  $^{15}\text{N}$ -düngungsseitiger Eingriff in das Düngungssystem des Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem und die Auswirkungen auf die Weizenerträge 1994 bis 1996. – *Arch. Acker- Pfl. Boden* 43 (1998a) 1 – 21
- PESCHKE, H. und MOLLENHAUER, S.:  $\text{N}_{\min}$ -Gehalt im Boden, mineralische N-Düngung und N-Entzug von Winterweizen im Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 161 (1998b) 9 – 15

# Experimentelle Möglichkeiten zur Ableitung optimaler $C_{org}$ -Gehalte in Ackerböden

Martin Körschens

## 1. Einleitung

Die organische Substanz ist eine Vorbedingung für die Bodenbildung. Sie bestimmt entscheidend die ertragsrelevanten Bodeneigenschaften und damit die Bodenfruchtbarkeit. Sie beeinflusst aber auch den C- und N-Haushalt der Atmosphäre und besitzt damit eine hohe Umweltrelevanz.

Noch in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts gab es kaum Widersprüche zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und Umwelt. Die Stoffkreisläufe waren weitgehend geschlossen, die Tierproduktion vergleichsweise gering und überwiegend gleichmäßig verteilt. Stallung und organische Abfälle wurden optimal appliziert, die Mineraldüngung nur in geringem Maße angewendet. Bis in die Mitte dieses Jahrhunderts betrug die Aufwandmengen an Mineraldüngerstickstoff in Deutschland weniger als 30 kg/ha. Die organischen Dünger und damit auch der Humus, stellten die Hauptquelle der Nährstoffe für die Pflanzenproduktion dar und waren wichtigste Voraussetzung für die Ertragsbildung. Überdüngung war praktisch ausgeschlossen. Unter diesen Bedingungen galt der Grundsatz: "je mehr, um so besser".

In den letzten Jahrzehnten hat sich ein grundlegender Wandel vollzogen. Mit dem zunehmenden Einsatz von Mineraldüngung sind die Erträge um teilweise mehr als 100 % angestiegen, damit auch die auf dem Felde verbleibenden Ernte- und Wurzelrückstände als eine wichtige Quelle für die organische Bodensubstanz (OBS). Teilweise wurden bei Nichtbeachtung der Düngungsempfehlungen überhöhte Mineraldüngermengen verabreicht und damit Umweltschäden durch Erhöhung der Nitratkonzentration im Grundwasser und der  $CO_2$ - und  $N_2O$ -Konzentration in der Atmosphäre verursacht.

Im Zusammenhang mit der Spezialisierung und Konzentration in der Landwirtschaft, insbesondere in der Tierproduktion, kam es zu großen Differenzierungen im Viehbesatz, die im Bereich großer Tierproduktionsanlagen bis zu 4 GV/ha, teilweise auch darüber, erreichten. Die Beispiele hierfür im Raum Vechta einerseits und Eberswalde andererseits sind bekannt.

Die Ausbringung, oder auch Beseitigung der organischen Dünger bereitete und bereitet große Schwierigkeiten. Die Überdüngung vieler Flächen mit Stalldung und/oder Gülle führte, ebenso wie die unsachgemäße Anwendung von Mineraldünger, zu erheblichen Umweltschäden.

Für beides gilt der Satz von Paracelsus:

*„Alle Dinge sind Gift und nichts ist ohne Gift. Die Menge allein macht, daß ein Ding kein Gift ist“.*

Mit anderen Worten: Der Stickstoff im Stalldung oder in der Gülle ist genauso „giftig“ wie der Stickstoff im Kalkammonsalpeter. Der Unterschied ist nur, daß die N-Menge im Kalkammonsalpeter bekannt ist und wesentlich genauer dosiert werden kann.

Die Folge dieser Entwicklung war eine sehr große Differenzierung in der Versorgung der Böden mit organischer Substanz. Stark überdüngten Flächen im Bereich hoher Tierkonzentrationen standen weitgehend an organischer Substanz verarmte Schläge in „Außenrotationen“ gegenüber.

Die Notwendigkeit, ökonomisch zu wirtschaften, d. h. hohe Erträge zu erzielen und gleichzeitig ökologische Gesichtspunkte zu berücksichtigen, rückte die Frage nach optimalen Gehalten an organischer Substanz in Ackerböden in den Vordergrund.

Während auf dem Gebiet der Mineraldüngung im Ergebnis einer jahrzehntelangen Forschung Richtlinien für eine nach Menge, Art und Anwendungszeitpunkt optimale Ausbringung bereits seit langem bekannt sind und auch zuverlässige Richtwerte für Gehalte im Boden vorliegen, gab es bisher keine vergleichbaren Empfehlungen für die Gehalte des Bodens an organischer Substanz, d. h. für die ungleich wichtigeren Parameter Kohlenstoff und Stickstoff.

Die Forschungen auf dem Gebiet der „Humuschemie“, die seit etwa 50 Jahren national und international sehr intensiv betrieben werden, haben zu sehr interessanten Erkenntnissen und Fortschritten geführt, insbesondere gefördert durch die schnelle Entwicklung der Analysetechnik. Diese Arbeiten haben jedoch bisher in keinem Falle zu Ergebnissen geführt, die eine Einschätzung oder Bewertung der Qualität oder Quantität der OBS in Ackerböden im Hinblick auf Optimalwerte ermöglichen.

Unabhängig von den Forschungen auf dem Gebiet der Humuschemie wurde in den letzten zwei Jahrzehnten versucht, auf empirischem Wege über die Auswertung von Dauerfeldversuchen zahlreicher Standorte die Ertragswirksamkeit der organischen Bodensubstanz aufzuklären, die C- und N-Dynamik unter Feldbedingungen zu quantifizieren und erste

Orientierungswerte für den Gehalt von Ackerböden an organischer Substanz abzuleiten.

Im Ergebnis der bisherigen Arbeiten können zunächst folgende Prämissen formuliert werden:

1. Alle Betrachtungen zur organischen Substanz des Bodens erfordern ihre Differenzierung in mindestens zwei Fraktionen:
  - eine quasi „inerte“ Fraktion, die an den Mineralisierungsvorgängen weitgehend unbeteiligt und von den Standortbedingungen abhängig ist,
  - eine umsetzbare Fraktion, die überwiegend von den Bewirtschaftungsbedingungen bestimmt wird.
2. Veränderungen des Fließgleichgewichtes des  $C_{org}$ -Gehaltes im Boden betreffen nahezu ausschließlich den umsetzbaren Anteil und verlaufen sehr langsam. In Abhängigkeit vom Ausgangsniveau können mehr als 50 Jahre bis zum Erreichen eines neuen Fließgleichgewichtes vergehen.
3. Der Einfluß der OBS auf den Ertrag beruht einmal auf ihrer Nährstoffwirkung, zum anderen auf der Verbesserung der Bodeneigenschaften. Letztere wird quantifiziert über den Vergleich der ausschließlichen, hinsichtlich Art, Menge und Zeitpunkt optimal angewendeten Mineraldüngung mit der optimalen Kombination organisch/mineralischer Düngung. Diese beträgt auf Sandböden bis zu 10 %, auf Leimböden bis zu 5 %.
4. Kohlenstoff und Stickstoff haben im Boden einen relativ eng begrenzten ökologischen Optimalbereich, der unter den Bedingungen Mitteldeutschlands und vergleichbarer Standorte in praxisüblichen, ackerbaulichen Produktionssystemen zwischen 0,2 % und 0,6 % umsetzbarem C bzw. 0,02 % und 0,06 % N liegt.

Für die Ableitung optimaler  $C_{org}$ -Gehalte können folgende Kriterien herangezogen werden:

- Ertrag,
- Nährstoffeffizienz
- Kohlenstoffgewinn bzw. -Akkumulation.

## **2. Ertragswirksamkeit der OBS**

Ziel einer nachhaltigen, landwirtschaftlichen Bodennutzung sind hohe und steigende Erträge je Flächeneinheit, wie sie u. a. in der Agenda 21 und im Jahresgutachten 1994 des „Wissenschaftlichen Beirates der Bundesregierung - Globale Umweltveränderungen“ gefordert werden.

Dabei geht es, wie anlässlich des 15. Bodenkundlichen Weltkongresses formuliert wurde, um „Research for Maximum Yield in Harmonie with Nature“.

Der bodenverbessernde Einfluß der OBS auf den Ertrag kann auf Grund der umfangreichen Ergebnisse als weitgehend quantifiziert betrachtet werden. Dazu wurden Dauerfeldversuche mit mehr als 1500 Versuchsjahren ausgewertet. Allein in den Bundesländern Sachsen-Anhalt und Brandenburg gibt es gegenwärtig noch 12 Dauerdüngungsversuche mit einer Versuchsdauer von über 600 Jahren.

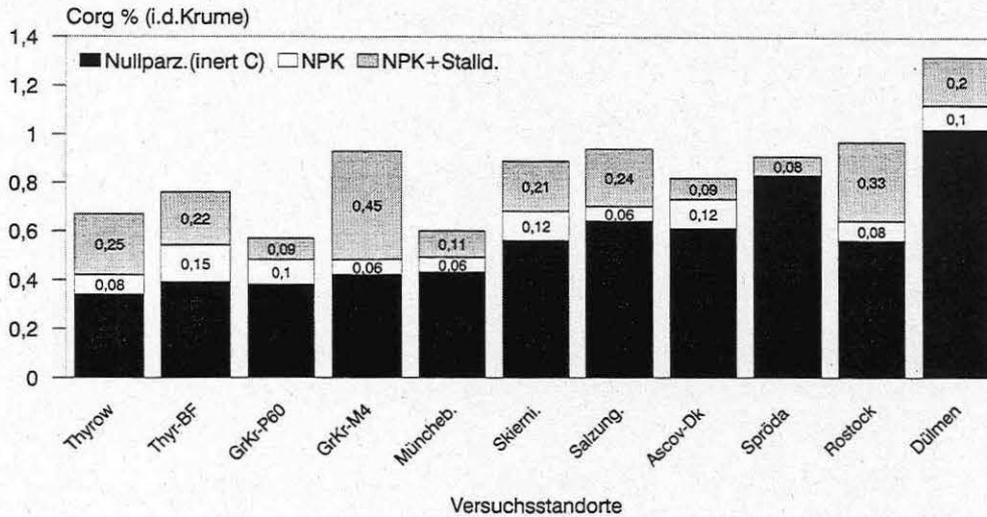


Abb. 1: Einfluß unterschiedlicher Düngung auf den C-Gehalt in ausgewählten Dauerversuchen auf Böden mit einem Tongehalt bis zu 6 %

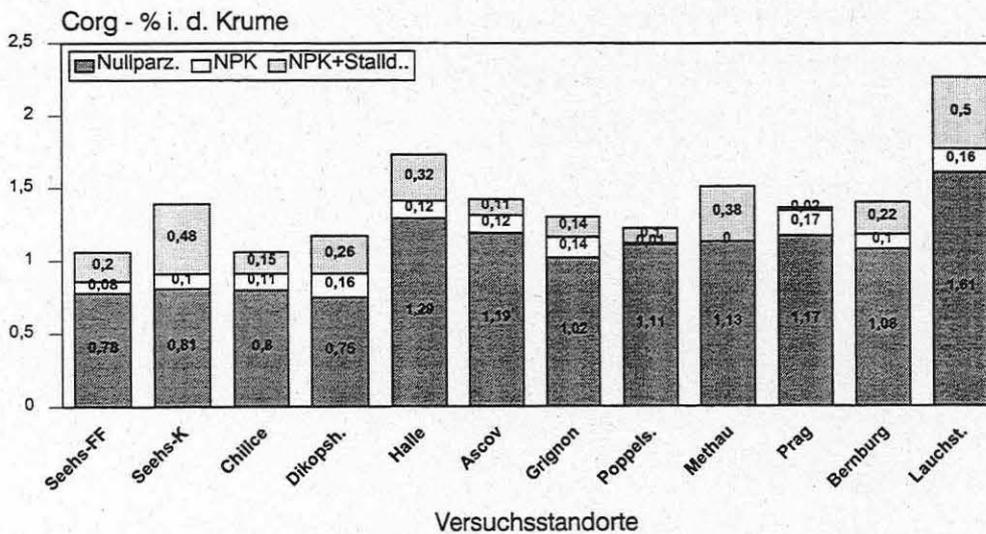


Abb. 2: Einfluß unterschiedlicher Düngung auf den Corg-Gehalt in ausgewählten Dauerversuchen mit mehr als 6 % Ton

Faßt man alle vorliegenden Ergebnisse zusammen, so bedeutet dies, daß mit ausschließlicher, optimaler Minereraldüngung mindestens 90 % des Ertragspotentials ausgeschöpft werden

können (Asmus, 1990; Asmus, 1995; Gericke 1948; Klasink und Steffens, 1995; Körschens, 1997; Lang, et al. 1995; Scholz, 1978, u. a.).

Die ausschließliche Anwendung von Mineraldüngung hat im Durchschnitt von 23 Dauerfeldversuchen im Vergleich zur ungedüngten Variante eine Erhöhung des umsetzbaren C ( $C_{\text{ums}}$ ) von 0,10 % ergeben. Differenziert nach Bodenart sind dies auf Böden bis zu 6 % Ton 0,09 %  $C_{\text{ums}}$ , (11 Versuche, Konfidenzintervall ( $\alpha=5\%$ ) = 0,02 ) und auf Böden > 6 % Ton 0,11 %  $C_{\text{ums}}$  (12 Versuche, Konfidenzintervall ( $\alpha=5\%$ ) = 0,033) (Abb. 1 und 2).

Bleibt die Frage, wieviel  $C_{\text{ums}}$  ist notwendig, um die restlichen 5 - 10 % des Ertragspotentials eines Standortes auszuschöpfen. Dazu können einerseits die Dauerfeldversuche, andererseits die über Jahrzehnte gesammelten Erfahrungen der Versuchsansteller genutzt werden.

Zunächst wird nachfolgend der Einfluß unterschiedlicher OBS-Gehalte in Kombination mit differenzierter organischer Düngung und abgestufter Mineral-N-Düngung auf Löß-Schwarzerde im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt über einen Zeitraum von 20 Jahren am Beispiel des Winterweizens geprüft (Abb. 3). Diese Möglichkeit ist einmalig, da kein anderer Dauerversuch die Voraussetzungen bietet, den Einfluß derart großer Abstufungen im  $C_{\text{org}}$ -Gehalt in Kombination mit Stalldung und Mineral-N zu prüfen.

Winterweizen bringt hohe Erträge, sowohl ohne als auch mit Stalldung (Abb. 3), auf den unteren C-Stufen bei nur geringen Ertragsunterschieden zwischen den verschiedenen Prüfgliedkombinationen. Für den Höchstertrag von 8,65 t/ha werden bei 1,83 %  $C_{\text{org}}$  120 kg/ha Mineraldüngerstickstoff benötigt, auf der Stufe mit 2,16 %  $C_{\text{org}}$  und 80 kg/ha Mineral-N liegt der Ertrag nur 0,25 t/ha darunter. In diesem Bereich ist das ökologische Optimum zu sehen. Von insgesamt 30 Prüfgliedkombinationen erreichen 18 einen Ertrag > 8 t/ha.

Vergleichbare Ergebnisse werden mit Stalldung erzielt. Der Höchstertrag liegt mit 8,57 t/ha nur 0,08 t/ha unter dem ohne Stalldung, in 17 Prüfgliedern wird der Ertrag von 8 t/ha überschritten. Lediglich der Mineral-N-Bedarf, der ohne Stalldung 80 bis 120 kg/ha für den Höchstertragsbereich beträgt, verringert sich mit Stalldung auf 40 bis 80 kg/ha. Damit beschränkt sich die Wirkung von Stalldung und der organischen Bodensubstanz unter den untersuchten Bedingungen weitgehend auf die Stickstoffwirkung.

Auf der ersten C-Stufe mit 1,69 %  $C_{org}$  erzielt der Stalldung ohne Mineral-N einen Mehrertrag von 1,98 t/ha, auf der sechsten C-Stufe beträgt die Differenz noch 1,24 t/ha. Wie bereits frühere Auswertungen gezeigt haben, läßt sich die Wirkung der organischen Bodensubstanz und/oder der organischen Düngung auf den Ertrag durch entsprechende Mengen an Mineraldüngung weitgehend substituieren.

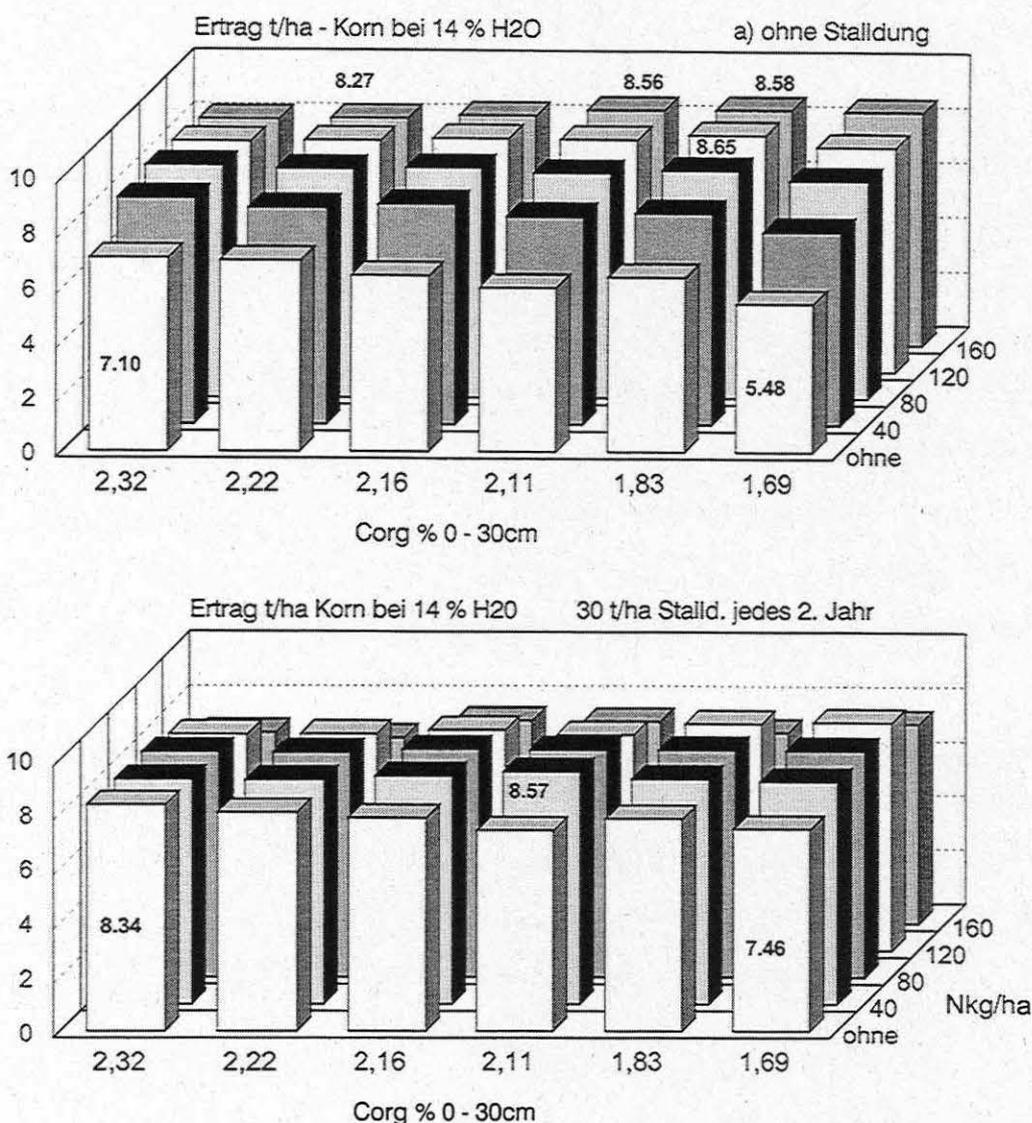


Abb. 3: Winterweizenertrag in Abhängigkeit vom  $C_{org}$ -Gehalt und der Mineral- N-Düngung im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach Erweiterung der Versuchsfrage. Durchschnitt der Jahre 1980, 1984, 1988, 1992 und 1996.

In Tab. 1 sind die Aussagen verschiedener Autoren für fünf sehr unterschiedliche Standorte zusammengestellt. Die Angaben bewegen sich, trotz sehr großer Standortunterschiede, innerhalb geringer Spannen. Das Anbauverhältnis der verschiedenen Standorte ist mit 40 - 50 % Hackfrucht bzw. 50 - 60 % Halmfrucht vergleichbar. Der für den Höchstertrag erforderliche Stalldungaufwand schwankt nur zwischen 8 und 12 t/ha.a, die damit erreichten

Gehalte an  $C_{ums}$  liegen zwischen 0,14 bis 0,51 %. Der Standort Müncheberg reagiert am geringsten auf die Düngung.

Diese Größenordnung entspricht den in Abb. 1 und 2 dargestellten Ergebnissen von insgesamt 23 Dauerfeldversuchen vergleichbarer Standortbedingungen. Lediglich in Höhenlagen und/oder bei sehr hohen Niederschlagsmengen, d. h. bei einer wesentlich verringerten Mineralisierungsintensität, werden z. T. deutlich höhere  $C_{ums}$ -Gehalte nachgewiesen.

Tabelle 1

Optimale Aufwandmengen an organischer Düngung sowie optimale  $C_{org}$ -Gehalte unterschiedlicher Standorte, abgeleitet aus Dauerfeldversuchen

Versuchsort	Ton- geh. %	Optim. Düngung	$C_{org}$ - % ohne Düng.	$C_{org}$ - % Optim. D.	$C_{org}$ - % Differ.	Autor
Bad Lauchstädt	21	10 t/ha.a Std.+ NPK	1,61	2,12	0,51	Körschens et al., 1994
Seehausen	8	12 t/ha.a Std.+ NPK	0,81	1,15	0,34	Leithold et al., 1996
Müncheberg	5	8 t/ha.a Std.+NPK	0,48	0,62	0,14	Rogasik, 1998
Groß Kreuz	5	10 t/ha.a Std.+NPK	0,42	0,64	0,22	Asmus, 1995
Thyrow	3	10 t/ha.a Std.+NPK	0,37	0,65	0,28	Lettau/Ell- mer, 1997

Bemerkenswert ist, daß selbst unter indischen Bedingungen vergleichbare Werte festgestellt werden konnten. Im Durchschnitt von 6 Dauerfeldversuchen betragen die  $C_{ums}$ -Gehalte 0,33 % bei einer Spannweite von 0,11 bis 0,83 % (Abb. 4).

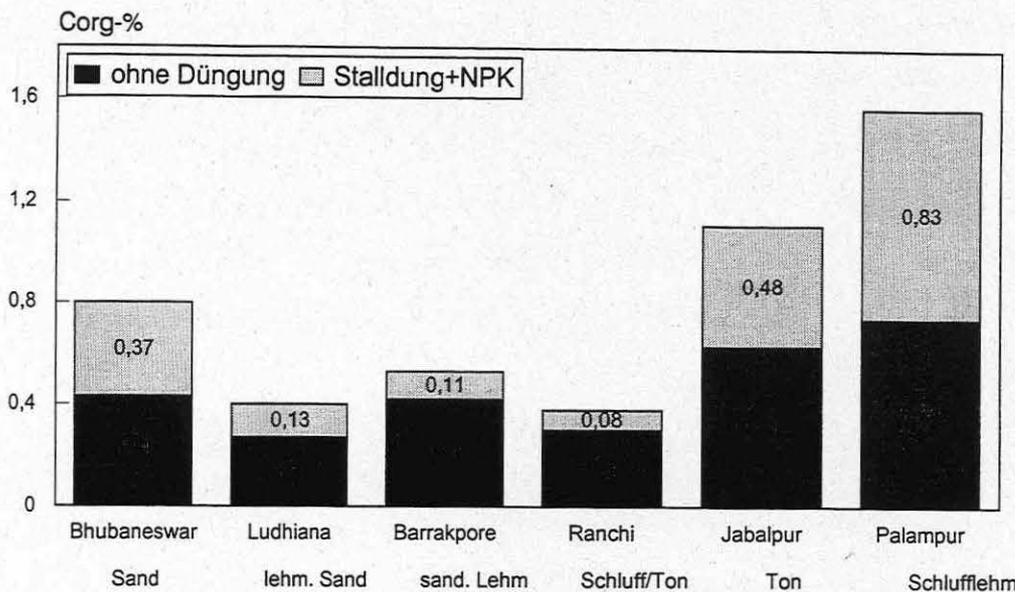


Abb. 4: Corg-Gehalt in der Krume der ungedüngten und der mit Stalldung +NPK gedüngten Prüfglieder nach 19 Versuchsjahren in 6 indischen Dauerfeldversuchen (n. Nambiar, 1992)

Aus den in den Abbildungen 1 und 2 dargestellten Ergebnissen kann abgeleitet werden, daß mit 10 t/ha.a Stalldung der  $C_{org}$ -Gehalt im Durchschnitt von 20 Versuchen um 0,22 % im Vergleich zu „ohne“ ansteigt, davon auf Sandböden 0,19 %  $C_{org}$  (Spannweite 0,11 - 0,35 %) und auf Lehm Böden 0,25 % (Spannweite 0,05 - 0,46 %).

### 3. Nährstoffeffizienz

#### 3.1 Stickstoff

Nach der Berücksichtigung der Ertragswirksamkeit der OBS spielt die N-Effizienz eine wichtige Rolle. Sie kann über N-Bilanzen aus Dauerfeldversuchen im Fließgleichgewicht abgeleitet werden. In zahlreichen Arbeiten konnte der Nachweis gebracht werden, daß die Mineraldüngung die höchste Ausnutzung, d. h. die ökologisch günstigste Wirkung hat (Klir et al., 1995; Körschens, 1997; Körschens, et al., 1998; Schnieder, 1990; Weigel et al., 1996). Mit der, im Hinblick auf den Ertrag optimalen Aufwandmenge von 10 t/ha.a Stalldung werden rd. 60 kg N/ha.a appliziert. Zusammen mit dem atmosphärischen N-Eintrag von 50 kg/ha.a (Körschens, et al., 1995; Mehler, 1996; Russow, et al., 1995) sind dies 110 kg/ha. Bezogen auf den durchschnittlichen N-Entzug von 137 kg/ha LF.a in Deutschland (Fleischer, 1998) werden damit bereits 80 % des Entzuges abgedeckt.

Auf dem Standort Bad Lauchstädt wird mit der optimalen Aufwandmenge von 10 t/ha Stalldung jährlich + Mineraldüngung nach Erreichen des Fließgleichgewichtes ein Gehalt an

umsetzbarem  $C_{org}$  von 0,5 %, entsprechend 20 t/ha C bzw. 2000 kg/ha N, erreicht. Von dieser Menge werden nach bisherigen Erfahrungen und Berechnungen jährlich 4 %, d. h. 0,8 t C bzw. 80 kg N mineralisiert, die wiederum durch entsprechende Mengen an organischer Primärschubstanz (Ernte- und Wurzelrückstände, Stalldung etc.) ersetzt werden müssen. Den experimentellen Nachweis dazu liefern die N-Entzüge ungedüngter Teilstücke mit unterschiedlichen  $C_{org}$ -Gehalten des Statischen Düngungsversuches nach Erweiterung der Versuchsfrage (Tab. 2).

Es zeigt sich, daß der Stickstoffentzug ab 2,16 %  $C_{org}$ , der einer langjährigen Düngung von 10 t/ha.a Stalldung + NPK entspricht, praktisch nicht mehr ansteigt. Gleichzeitig wird deutlich, daß nach ausschließlicher Mineraldüngung im Zeitraum 1902 bis 1977 bei einem vergleichsweise geringen  $C_{org}$ -Gehalt relativ mehr N freigesetzt wird als nach Stalldung. Dieses Ergebnis spricht für eine andere Qualität der OBS in Richtung einer leichteren Umsetzbarkeit.

Ein Beispiel für die N-Freisetzung (einschließlich atmogener N-Eintrag) bei einem überhöhten Gehalt an  $C_{ums}$  zeigt die Abb. 5.

Tabelle 2

Einfluß unterschiedlicher  $C_{org}$  -Gehalte des Bodens auf den N-Entzug im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach Erweiterung der Versuchsfrage - ohne Düngung

Düngung 1902-1977	$C_{org}$ -% 1977	N-Entzug kg/ha Durchschn.1978-81	N -Entzug kg/ha Summe 1978-1997
ohne	1,69	62	1068
NPK	1,83	104	1524
10 t/ha.a Std.	2,11	101	1480
10 t/ha.a Std. + N	2,16	130	1740
15 t/ha.a Std.	2,22	105	1688
15 t/ha.a Std. +N	2,32	132	1816

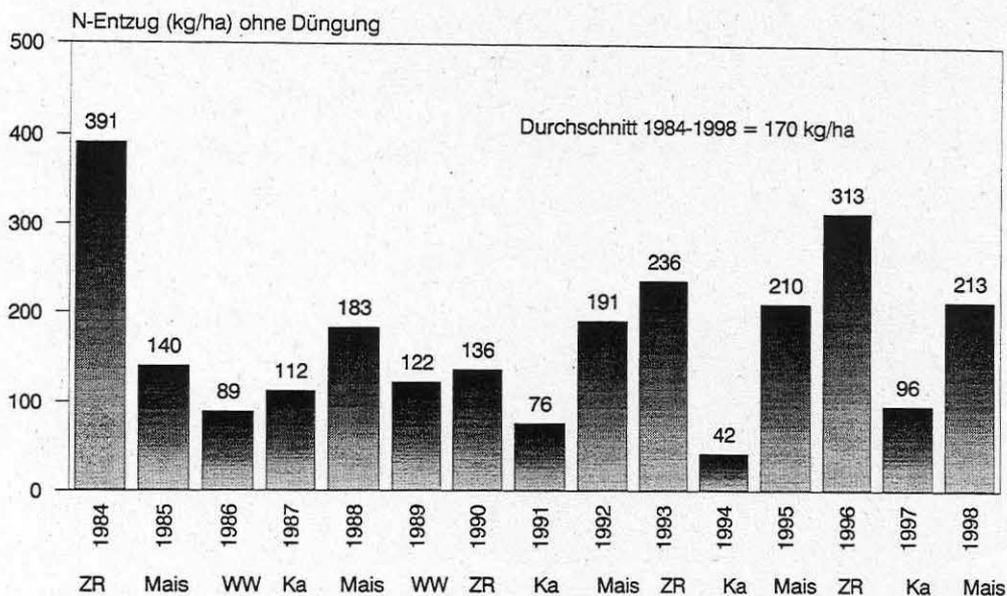


Abb. 5: N-Entzüge der ungedüngten Variante eines 1984 auf Löß-Schwarzerde angelegten Dauerversuches

Im Durchschnitt von 15 Versuchsjahren werden ohne jede Düngung in Abhängigkeit von Fruchtart und Jahreswitterung 170 kg N/ha.a, bei Schwankungen von 42 bis 319 kg/ha, entzogen. Diese N-Freisetzung ist nicht steuerbar und zwangsläufig mit Verlusten verbunden. Die N-Verluste treten insbesondere auf normal oder hoch versorgten Flächen auf, wenn im Falle einer Brache keine N-Aufnahme und N-Abfuhr durch die Pflanzen erfolgt.

### 3.2 Phosphor und Kalium

Nicht nur der Stickstoff wirkt bei der Anwendung nährstoffreicher Dünger aus der Tierproduktion limitierend im Hinblick auf die Vermeidung von Umweltbelastungen. Auch Phosphor und Kalium werden verschwendet, wenn die aus Gründen der Ertragswirksamkeit als optimal erkannte Menge von 10 t/ha.a überschritten wird. Der P-Entzug je Hektar beträgt im Durchschnitt der Bundesrepublik Deutschland rd. 25 kg/ha LF.a (Fleischer, 1998). Dies entspricht mengenmäßig etwa der Zufuhr von einer Dungeinheit (DE) bzw. einer GV. Im Statischen Düngungsversuch liegen die P-Gehalte im Boden nach 95 Versuchsjahren bei ausschließlicher Düngung mit 10 t/ha.a Stalldung mit 12 mg/100g Boden bereits deutlich über den Optimalwerten der Gehaltsklasse C mit 7 mg/100 g Boden (vgl. Abb. 6). Dies entspricht exakt den Angaben von Fleischer (1998), nachdem mit einer DE bereits die Obergrenze überschritten wird.

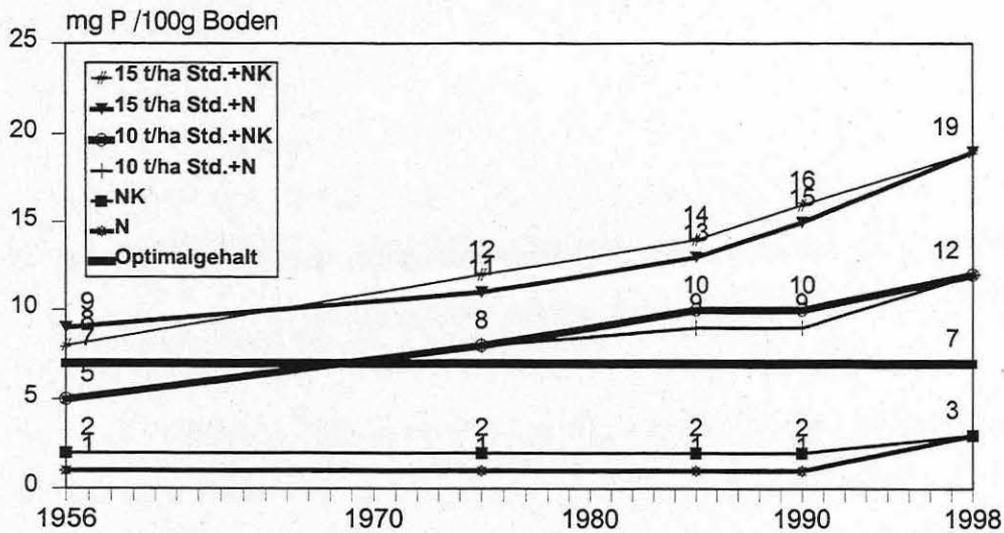


Abb. 6: Einfluß unterschiedlicher Düngung auf den Gehalt des Bodens an Phosphor (DL-Methode) im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt

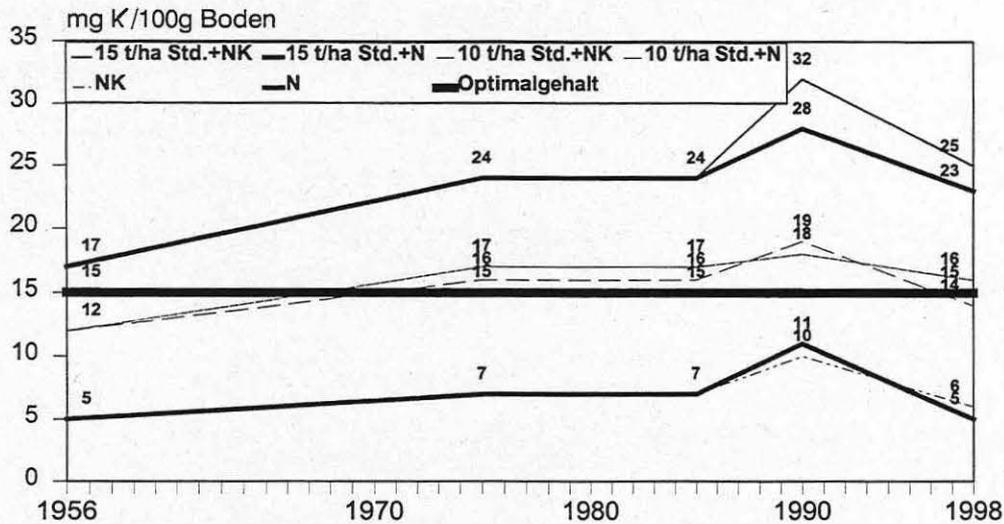


Abb. 7: Einfluß unterschiedlicher Düngung auf den K - Gehalt des Bodens (DL-Methode) im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt

Vergleichbare Ergebnisse zeigen auch die Kaliumgehalte (Abb. 7). Mit 10 t/ha.a Stalldung werden Gehalte im Optimalbereich erreicht, mit 15 t/ha.a Stalldung werden diese bereits deutlich überschritten. Allerdings muß hier die in früheren Jahrzehnten am Standort Bad Lauchstädt nachgewiesene Kaliumdeposition einkalkuliert werden, die sich auch im Anstieg bis 1990 und der darauffolgenden Verringerung des K-Gehaltes bemerkbar macht.

### 3.3 Kohlenstoff

Die Kohlenstoffbilanzen weisen, ähnlich wie die Stickstoffbilanzen, einen positiven Einfluß der Mineraldüngung auf den C-Gewinn und damit eine bessere Ausnutzung des CO<sub>2</sub>-Minderungspotentials nach (Körschens, 1997). Als entscheidendes Kriterium gilt hierbei der C-Gewinn, nicht das Verhältnis zwischen input und output. Letzteres sagt nichts über die absoluten Werte aus und negiert die Notwendigkeit hoher Erträge bzw. die Nutzung des CO<sub>2</sub>-Minderungspotentials.

Vielfach wird die Möglichkeit erwogen, den Boden als Kohlenstoffsенke zur Verringerung der CO<sub>2</sub>-Konzentration der Atmosphäre zu nutzen. In den USA wird dazu eine Serie von Konferenzen zum Thema „Management of Carbon Sequestration in Soil“ durchgeführt. Für ackerbaulich genutzte Böden kann diese Möglichkeit weitgehend ausgeschlossen werden, wie folgendes Beispiel zeigt:

Im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt hat sich nach rd. 70 Jahren auf allen Düngungsstufen ein Fließgleichgewicht eingestellt (Abb. 8). Durch die Anwendung von 20 t/ha Stalldung jedes 2. Jahr wurde der C<sub>org</sub>-Gehalt gegenüber der Nullvariante um 0,35 % bzw. 14 t/ha (bezogen auf den Bearbeitungshorizont von 30 cm) angehoben. Für diese Erhöhung mußten im Verlaufe der 70 Jahre rd. 60 t/ha C in Form von Stalldung aufgewendet werden.

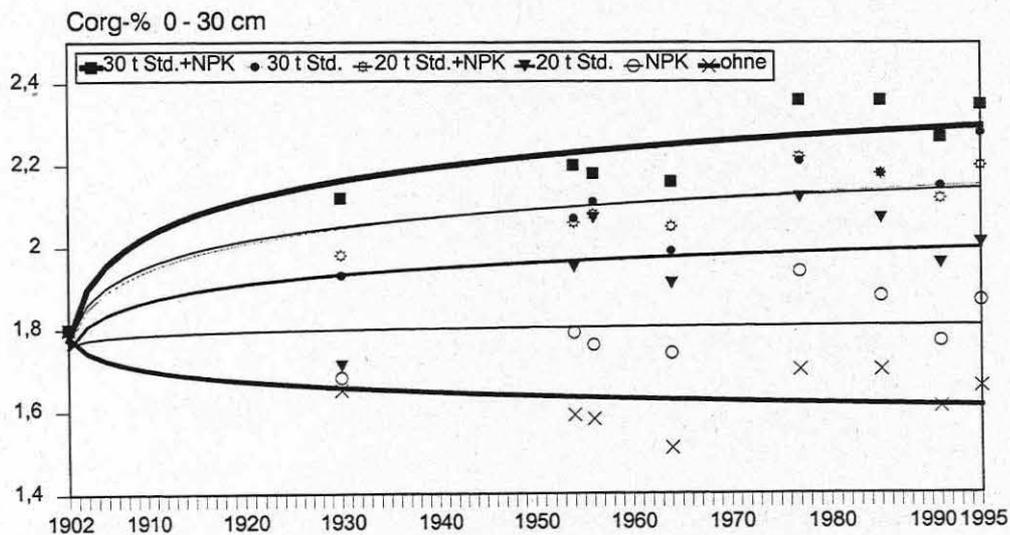


Abb. 8: Dynamik der Corg-Gehalte in Abhängigkeit von der Düngung im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt (Messpunkte und Regressionslinie)

Der gleiche Effekt kann auch mit Strohdüngung erreicht werden. Dies erfordert jedoch deutlich größere C-Mengen, da die C-Verbindungen im Stroh im Vergleich zu Stalldung weniger stabil sind und dementsprechend auch zu einem geringeren Anteil akkumuliert werden.

Nach Erreichen des Fließgleichgewichtes wird keine organische Substanz mehr akkumuliert. Die zugeführte Menge an organischer Primärschubstanz wird veratmet bzw. der gleiche Anteil, der humifiziert wird und in die OBS übergeht, wird mengenmäßig aus der OBS freigesetzt. Auf Sandböden ist die Akkumulation, bedingt durch die höhere Mineralisierungsintensität, merklich geringer, d. h. der Aufwand an OPS deutlich höher.

Eine Erhöhung des  $C_{org}$ -Gehaltes im Boden über das ertraglich und nährstoffmäßig begründete Optimum hinaus bringt demnach keinen vertretbaren Akkumulationseffekt, erhöht die Gefahr von N-Verlusten (da an dem Kohlenstoff der OBS immer Stickstoff im Verhältnis von rd. 10:1 gebunden ist) und stellt letztlich eine weitgehend unproduktive „Verbrennung“ von Kohlenstoff dar.

#### 4. Humusbilanz

In den 70er Jahren wurde eine Methode zur Bilanzierung der organischen Substanz des Bodens zur Sicherung der einfachen Reproduktion der OBS erarbeitet und in die Praxis eingeführt (Autorenkollektiv, 1977; Körschens, 1997). Diese Methode basiert ebenfalls auf umfangreichen Ergebnissen zahlreicher Dauerfeldversuche und kann daher als sehr zuverlässig gelten. Sie wird heute u. a. in den Ländern Thüringen und Bayern angewendet.

Berechnet man für die in Tab. 1 ausgewiesenen Optimalgehalte bzw. optimalen Aufwandmengen die Humusbilanz, so ergibt sich der nachstehend ausgewiesene Bedarf an Reproduktionswirksamer Organischer Substanz (ROS) bzw. Stalldung:

Bedarf an ROS bzw. Stalldung zum Ausgleich der Humusbilanz:

Bad Lauchstädt	2 t/ha.a	ROS = 10 t/ha.a	Stalldung
Seehausen	2,5 t/ha.a	ROS = 12,5 t/ha.a	Stalldung
Müncheberg	2,5 t/ha.a	ROS = 12,5 t/ha.a	Stalldung
Groß Kreutz	2,5 t/ha.a	ROS = 12,5 t/ha.a	Stalldung
Thyrow	2,3 t/ha.a	ROS = 11,5 t/ha.a	Stalldung

Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung der Aussagen der Richtwerte mit denen der Humusbilanzmethode. Die Abweichungen liegen zwischen 0 und 4,5 t/ha.a Stalldung und betragen im Durchschnitt nur 1,8 t/ha.a Stalldung.

### **Diskussion und Schlußfolgerungen**

Die Ergebnisse zahlreicher Dauerfeldversuche bestätigen zunächst die Richtigkeit der methodischen Vorgehensweise und die Größenordnung bisheriger Aussagen zum Optimalbereich für den  $C_{\text{ums}}$ -Gehalt. Letztlich können als experimentelle Grundlage zur Lösung dieses Problems ausschließlich Dauerfeldversuche genutzt werden, die das Fließgleichgewicht annähernd erreicht haben. Grund dafür ist die Tatsache, daß die Veränderungen des  $C_{\text{org}}$ -Gehaltes im Boden sehr langsam verlaufen und selbst bei extremer Änderung des Düngungsregimes nur etwa 0,01 %  $C_{\text{org}}$  jährlich betragen, der Fehler mit 0,1 %  $C_{\text{org}}$  jedoch das 10fache dieser Menge ausmacht (Körschens, et al., 1998).

Nicht alle Versuche konnten in die Auswertung zur Quantifizierung des Einflusses unterschiedlicher Düngung auf den  $C_{\text{ums}}$ -Gehalt einbezogen werden, weil von einigen Versuchen

- keine oder keine ausreichend genauen Angaben zum C- und N-Gehalt im Boden vorliegen,
- keine ausreichende Abstufung der Düngung gegeben ist (im Broadbalkfield in Rothamsted ist z. B. nur eine organische Düngungsstufe mit 35 t/ha.a Stalldung vorhanden, die außerhalb praxisrelevanter Größenordnungen liegt),
- die Klimabedingungen nicht vergleichbar sind (so kann z. B. der Standort Lauterbach mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 6,3 °C und einer Niederschlagsmenge von 900 mm nicht in die betrachtete Grundgesamtheit einbezogen werden).

Die abgeleiteten Aussagen beziehen sich auf die Standortbedingungen Mitteldeutschlands und vergleichbarer Standorte mit etwa 400 bis 800 mm Jahresniederschlag und einer Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 6 und 10 °C.

Die Ergebnisse im Einzelnen unterliegen starken Schwankungen, bedingt durch unterschiedliche Bodentypen und -arten, Fruchtfolge, Leguminosenanteile in der Fruchtfolge, Jahreswitterung etc. Deshalb muß und kann mit relativ großen Toleranzbereichen gerechnet werden, wobei 50 % durchaus akzeptabel sind. So kann zum Beispiel bei einer optimalen Stalldungaufwandmenge von 10 t/ha.a eine Spannweite von 5 t/ha bis 15 t/ha.a durchaus toleriert werden. 5 t/ha.a sind in der Langzeitwirkung 0,1 %  $C_{\text{org}}$  gleichzusetzen und bewirken

nur einen kaum meßbaren Ertragsabfall, 15 t/ha.a wirken sich ertraglich nicht aus, bringen aber bereits, wenn auch geringe, Nährstoffverluste mit sich. Größere Mengen haben negative Folgen für die Umwelt.

Es zeigt sich, daß aus der Sicht der Nährstoffeffizienz und damit der Umweltrelevanz die oberen Grenzen schnell erreicht werden.

Unter Einbeziehung umfangreicher Auswertungen von Dauerfeldversuchen, die hier nicht dargestellt sind, kann geschlußfolgert werden, daß hohe Erträge durchaus auf ökologische Weise erreicht werden können. Ausschließliche Mineraldüngung ermöglicht mindestens 90 % der Höchsterträge, ausschließliche organische Düngung nur etwa 70 % (Besson, et al., 1991; Piorr u. Werner, 1998, u. a.).

Es gilt auch als nachgewiesen, daß eine Brache negativ auf den C- und N-Kreislauf wirkt.

Trotzdem gibt die EU jährlich viele Milliarden EURO für den Import von 50 Millionen Tonnen Futtermittel aus und zahlt gleichzeitig den Landwirten viele Milliarden EURO für die Brachlegung von Ackerland, d.h. dafür, daß sie die importierten Futtermengen nicht selbst produzieren. Die politischen Hintergründe für diese Maßnahmen sind schwer zu begreifen. Ökologisch, moralisch und auch ökonomisch sind sie sinnlos. Desgleichen ist die Empfehlung des Wuppertal-Instituts, für ein zukunftsfähiges Deutschland bis zum Jahre 2010 flächendeckend den sogenannten ökologischen Landbau einzuführen, wissenschaftlich nicht zu begründen.

Häufig werden, insbesondere im Zusammenhang mit dem organischen Landbau, geschlossene Stoffkreisläufe gefordert. Dies war vor 50 Jahren richtig und notwendig, kann aber heute als weitgehend überholt angesehen werden. Z. B. exportiert ein Marktfruchtbetrieb jährlich je Hektar Ackerland u. a. etwa

3 bis 4 t	Kohlenstoff
100 bis 150 kg	Stickstoff
20 bis 25 kg	Phosphor
100 bis 150 kg	Kalium.

Diese Nährstoffe verlassen die betrieblichen und auch regionalen Kreisläufe, trotzdem gelangen über die Ernte- und Wurzelrückstände, Stroh und Rübenblatt mehr als ausreichende Mengen an organischer Substanz zurück in den Boden, die Entzüge der übrigen Nährstoffe können sehr gezielt über Mineraldünger ausgeglichen werden.

Demgegenüber ist in einem viehhaltenden Betrieb bei einem Viehbesatz ab 1,5 GV/ha AL bei einem geschlossenen Stoffkreislauf, bezogen auf die organischen Dünger der Tierproduktion, die Umweltverträglichkeit nicht mehr gegeben.

Hier gilt auch heute noch der Satz von **Liebig**:

*„Als Prinzip des Ackerbaus muß angenommen werden, daß der Boden in vollem Maße wieder erhalten muß, was ihm genommen wird.....in welcher Form dieses Wiedergeben geschieht, ob in Form von Exkrementen oder von Asche oder Knochen, dies ist wohl ziemlich gleichgültig“.*

Es geht also vielmehr darum, die globalen Stoffkreisläufe sinnvoll zu gestalten.

Die unter Pkt. 4 angeführte Humusbilanzmethode hat sich bewährt und ist in der Praxis eingeführt. Die Aussagen dieser Bilanzmethode laufen weitgehend konform mit den optimalen  $C_{\text{ums}}$ -Gehalten. Eine ausgeglichene Bilanz über einen längeren Zeitraum von 10, besser von 20 Jahren muß demnach zwangsläufig zu optimalen Gehalten führen.

Eine direkte Bestimmung der  $C_{\text{ums}}$ -Gehalte und ihre Veränderungen über mehrere Jahre ist, u. a. bedingt durch die bekannte große Variabilität dieses Parameters, schwer möglich.

Als geeignetes Kriterium für den umsetzbaren Kohlenstoff hat sich der heißwasserlösliche Kohlenstoff ( $C_{\text{hw}}$ ) erwiesen. Im Vergleich der analytisch bestimmten  $C_{\text{hw}}$ -Werte mit den vorgegebenen Tabellenwerten (Gehaltsklassen) kann der Versorgungszustand des Bodens mit umsetzbarer organischer Substanz ermittelt werden (Körschens, 1990; Schulz, 1990; Körschens et al., 1997). Diese Methode geht 1999 in die Praxiserprobung.

Die bisherigen Ergebnisse erlauben folgende zusammenfassende Schlußfolgerungen:

- Ziele einer nachhaltigen, landwirtschaftlichen Bodennutzung sind hohe und steigende Erträge bei Vermeidung von Umweltbelastungen.
- Höchsterträge sind auf umweltverträgliche Art nur in der Kombination organischer und mineralischer Düngung zu erreichen.
- Der Einsatz von Mineraldüngung hat, bei konsequenter Beachtung des gegenwärtigen Kenntnisstandes, keinen negativen Einfluß auf die Umwelt.
- Überhöhte Humusgehalte können zu Umweltbelastungen, insbesondere durch Beeinflussung des C- und N-Haushaltes der Atmosphäre und der Beeinträchtigung der Qualität des Grundwassers beitragen.
- Mit den Richtwerten für optimale  $C_{\text{org}}$ -Gehalte und der „Humusbilanzmethode“ ist die Möglichkeit gegeben, den Gehalt der Ackerböden an organischer Substanz so zu steuern, daß hohe Erträge bei weitgehender Vermeidung von Umweltbelastungen erreicht werden.

## Literatur

Asmus, F.: Versuch M 4 Groß Kreuz - Wirkung organischer und mineralischer Düngung und ihrer Kombination auf Pflanzenertrag und Bodeneigenschaften. In: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften (ed.): Dauerfeldversuche. Terra-Druck GmbH Olbernhau, 245-250 (1990a)

Asmus, F.: Ergebnisse aus einem langjährigen Dauerfeldversuch zur organisch-mineralischen Düngung auf Tieflehm-Fahlerde. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 39, 359-367 (1995)

Autorenkollektiv: Empfehlungen zur effektiven Versorgung der Böden mit organischer Substanz. Hrsg.: Akad. d. Landw.-Wissensch. der DDR, agrabuch, Leipzig, 6 (1977)

Besson, J. M.; Meyre, S.; Niggli, U.: DOK-Versuch: vergleichenden Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell. II. Ertrag der Kulturen: Kartoffeln, 1. und 2. Fruchtfolgeperiode. Schweiz. Landw. Fo., Recherche agronom en Suisse 31 (4), 127 - 155 (1991)

Fleischer, E.: Nutztierhaltung und Nährstoffbilanzen in der Landwirtschaft. 1. Aufl., Berlin: Analytica, 1998, (Angewandte Umweltforschung; Bd. 10)

Gericke, S.: Probleme der Humuswirtschaft.- In: Probleme der Wissenschaft in Vergangenheit und Gegenwart. Wiss. Editions-gesellschaft Berlin, Berlin, 51 - 168 (1948)

Klasink, A. and Steffens, G.: Der Internationale Organische Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Oldenburg nach neun Versuchsjahren. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 39, 449 - 460 (1995)

Klir, J.; Kubat, J. and Pova, D.: Stickstoffbilanzen der Dauerfeldversuche in Prag. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 67, 831 - 834 (1995)

Körschens, M.: C-N-Langzeitdynamik im Statischen Düngungsversuch Lauchstädt. Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin, 295, 81 - 90 (1990)

Körschens, M.; Stegemann, K.; Pfefferkorn, A.; Weise, V. and Müller, A.: Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig, 179 S. (1994)

Körschens, M.; Müller, A.; Kunschke, A.; Klimanek, E.-M.; Pfefferkorn, A.; Waldschmidt, U.: Aufklärung und quantitative Erfassung der C- und N-Dynamik auf Lößschwarzerde als Voraussetzung für eine ökologisch begründete N-Düngung und Ausnutzung unter Vermeidung von Umweltbelastungen.- In: Körschens, M. u. Mahn, E.-G. (Hrsg.): Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart - Leipzig, 167 – 202 (1995)

Körschens, M.: Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluß auf Ertrag und Bodeneigenschaften. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 41, 435 - 463 (1997)

Körschens, M.; Schulz, E.; Klimanek, E.-M. and Franko, U.: Die organische Bodensubstanz - Bedeutung, Definition, Bestimmung. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 41, 6, 427 - 433 (1997)

Körschens, M.; Schulz, E.; Titova, N. A.: Humusdynamik auf Löß-Schwarzerde. Eurasian Soil Science, (1998) ( im Druck)

Lang, H.; Dressel, J. and Bleiholder, H.: Langzeitwirkung der Stickstoffdüngung IOSDV-Standort Limburgerhof (Deutschland) in der Reihe „Internationale organische Stickstoff-dauerdüngungsversuche“. Arch. Acker- Pfl. Boden., Berlin 39, 429-448 (1995)

Leithold, G.; Hülsbergen, K. J.; Michel, D. and Schönmeier, H.: Humusbilanzierung. Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. Initiativen zum Umweltschutz. Osnabrück, Deutsche Bundesstiftung Umwelt 3, (1996)

Lettau, T. and Ellmer, F.: Kohlenstoffgehalte und -bilanzen nach langjährig differenzierter Düngung eines Sandbodens - Ergebnisse aus einem Dauerfeldversuch. 109. VDLUFA-Kongress 15. bis 19. September 1997 in Leipzig, VDLUFA-Verlag Darmstadt, S. 99 (1997)

Mehlert, S.: Untersuchungen zur atmosphären Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. Dissertation, UFZ-Bericht, 143 S. (1996)

Nambiar, K. K. M.: Annual Report 1987-1988 u. 1988-1989 All India Coordinated Research Project on Long-Term Fertilizer Experiments (IACR). Indian Agriculture Research Institute New Delhi, (1992)

Piorr, A.; Werner, W.: Nachhaltige landwirtschaftliche Produktionssysteme im Vergleich: Bewertung anhand von Umweltindikatoren. Agrarspectrum, Schriftenreihe des Dachverbandes Wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e. V., Bd. 28 (1998)

Rogasik, J.: mündliche Mitteilung

Russow, R.; Faust, H.; Dittrich, P.; Schmidt, G.; Mehlert, S. and Sich, I.: Untersuchungen zur N-Transformation und zum N-Transfer in ausgewählten Agrarökosystemen mittels der Stabilisotopentechnik.- In: Körschens, M.; Mahn, G. (Hrsg.) Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart - Leipzig, 131 - 166 (1995)

Schnieder, E.: Die Dauerversuche in Thyrow, in Akademie der Landwirtschaftswissenschaften (ed.): Dauerfeldversuche. Terra-Druck GmbH Olbernhau, 205 - 229 (1990)

Scholz, S.: Beziehung zwischen OBS-Gehalt und Ertrag, abgeleitet aus Dauerversuchen. Synthetische Information, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Bereich Bad Lauchstädt (1978)

Schulz, E.: Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin 295, 269 - 275 (1990)

Weigel, A.; Mercik, S.; Körschens, M.; Ritzkowski, E.-M.: Stickstoff- und Kohlenstoffbilanzen ausgewählter Varianten siebzigjähriger Dauerfeldversuche auf Sandboden in Skierniwece (Polen) im Vergleich zur Löß-Schwarzerde in Bad Lauchstädt. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 79, 227 - 230 (1996)

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 0339697 gefördert.

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor

## **Ausgewählte Veröffentlichungen**

1. Klimanek, E.-M.: Untersuchungen zur Physiologie und Ökologie des in Löß-Schwarzerde vorkommenden *Bac. cereus* var. *mycoides* (Flügge) und seine Beziehung zu Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit. Diss., Akad. Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Berlin (1972)
2. Klimanek, E.-M.; Greilich J.: Über die Leistungen von *Bac. cereus* var. *mycoides* (Flügge) bei der Nährstofffreisetzung aus verschiedenen organischen Substanzen. Zbl. Bakt. II Abt. 130 (1975), 22-26
3. Greilich, J., Klimanek, E.-M.: Über verschiedene Methoden der Bodenluftgewinnung und der Bodenluftanalyse. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 5 (1975), 337-343
4. Greilich, J.; Klimanek, E.-M.: Zum Einfluß unterschiedlicher Intensität der Bodenbearbeitung auf den O<sub>2</sub>- und CO<sub>2</sub>-Gehalt der Bodenluft. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 20 (1976) 3, 177-186
5. Klimanek, E.-M.; Greilich, J.: Zur Ökologie von *Bac. cereus* var. *mycoides* (Flügge) in Löß-Schwarzerde in Abhängigkeit von der Düngung. Zbl. Bakt. II Abt. 131 (1976), 66-71
6. Klimanek, E.-M. Greilich, J.: Zur Verwertung unterschiedlicher organischer und anorganischer Verbindungen durch einige Stämme von *Bac. cereus* var. *mycoides* (Flügge). Zbl. Bakt. II Abt. 132 (1977), 677-685
7. Greilich, J.; Franko, U.; Klimanek, E.-M.: Messung der CO<sub>2</sub>-Produktion in Inkubationsgefäßen mit einem Ultrarotabsorptionsmeßgerät in einem Gaskreislaufverfahren. Zbl. Bakt. II. Abt. 133 (1978), 201-203
8. Klimanek, E.-M.; Greilich, J.; Franko, U.: Methodischer Vergleich von Respirationsmessungen im Bebrütungsversuch. Zbl. Bakt. II. Abt. 134 (1979), 249-253
9. Körschens, M.; Klimanek, E.-M.: Beziehungen zwischen dem Gehalt des Bodens an organischer Substanz und wichtigen Bodeneigenschaften, untersucht am Statischen Versuch Lauchstädt. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 24 (1980)1, 25-30
10. Klimanek, E.-M.: Mineralisierungsleistung unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von der Düngung. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 24 (1980), 225-232
11. Klimanek, E.-M.; Greilich, J.: Untersuchungen zum CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Gehalt in der Bodenluft bei unterschiedlichen Lagerungsdichten der Ackerkrume. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 25 (1981) 9, 525-530
12. Klimanek, E.-M., Körschens, M.: Die Mineralisierungsleistung unterschiedlicher Böden und ihre Beziehung zum Gehalt an umsetzbaren Humus. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 26 (1982), 289-294

13. Klimanek, E.-M.: Mineralisierung unterschiedlicher organischer Substanzen in Abhängigkeit von der Bodenart. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 26 (1982), 523-532
14. Klimanek, E.-M.: Einfluß mineralischer und organischer Düngung auf die CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus Böden unterschiedlicher Standorte. Zbl. Mikrobiol., 138 (1983), 421-426
15. Klimanek, E.-M., Körschens, M.: Mineralisierungsverhalten und N-Bereitstellung von Seeschlämmen. Zbl. Mikrobiologie, Jena 139 (1984), 561-568
16. Greilich, J.; Klimanek, E.-M.: Untersuchungen zum Abbauverhalten verschiedener organischer Abprodukte und von Müllkompost in Abhängigkeit von der Bodenart. Zbl. Mikrobiologie, Jena 139 (1984), 601-606
17. Greilich, J.; Klimanek E.-M.: Zum Einfluß der Lagerungsdichte der Ackerkrume einer grundwasserbeeinflussten Löß-Schwarzerde auf das Wachstum von Getreide. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 28 (1984), 645-651
18. Schulz, E., Klimanek, E.-M.: Ein einfaches Verfahren zur Bestimmung des Umsetzungsverhaltens von organischer Primärschubstanz (OPS). Zbl. Mikrobiologie, Jena 141 (1986), 503-508
19. Klimanek, E.-M.: Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Fruchtarten. Wissen. Einzelveröff. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, FZB MÜNcheberg (1987)
20. Klimanek, E.-M., Schulz, E.: Erste Ergebnisse zur C/N-Transformation beim Abbau organischer Primärschubstanz im Boden. Zbl. Mikrobiologie, Jena 143 (1988), 221-228
21. Schulz, E.; Klimanek, E.-M.: Transformation organisch gebundenen Stickstoffs beim Abbau organischer Primärschubstanz (OPS) im Boden unter Anwendung von <sup>15</sup>N-Tracern im Inkubationsversuch sowie erste Ergebnisse zur C/N-Transformation beim OPS-Umsatz. Zbl. Mikrobiologie 143 (1988), 435-439
22. Klimanek, E.-M.; Körschens, M.; Schulz, E.: Contribution of harvesting and root residues of humus. Tagungsbericht „Humus et Planta IX“, Prag 1988
23. Klimanek, E.-M.: Qualität und Umsetzungsverhalten der Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit MÜNcheberg, Bereich Bad Lauchstädt, Prom. B (Habil.) 1988
24. Klimanek, E.-M.: Umsetzungsverhalten von Ernte- und Wurzelrückständen. Arch. Acker- u. Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 34 (1990) 8, 593-601
25. Klimanek, E.-M.: Umsetzungsverhalten der Wurzeln landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. Arch. Acker- u. Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 34 (1990), 603-611

26. Klimanek, E.-M.: Umsetzungsverhalten der Wurzeln landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten in Abhängigkeit vom Vegetationsstadium. Arch. Acker- u. Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 35 (1991) 2, 121-128
27. Reinhold, G.; Klimanek, E.-M.; Breitschuh, G.: Zum Einfluß der Biogaserzeugung auf Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik von Gülle. Arch. Acker- u. Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 35 (1991) 2, 129-137
28. Klimanek, E.-M.; Zwirz, P.: Die chemische Zusammensetzung von Ernte- und Wurzelrückständen landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 36 (1992), 431-439
29. Klimanek, E.-M.; Möbius, C.: Umsetzungsverhalten der Ernte- und Wurzelrückstände von Industriepflanzen in Lößschwarzerde. Arch. Acker-Pfl. Boden, Berlin 38 (1994), 383-392
30. Klimanek, E.-M.: Messung der CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus Bodenproben von Laborinkubationsversuchen im Gaskreislaufverfahren. Agribiological Research 47, (1994) 3-4, 280-283
31. Matejko, C.; Bachmann, U.; Klimanek, E.-M.: Erste Ergebnisse zur Anwendung von Biotests zur Indikation von Schwermetallkontaminationen im Boden. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 39 (1995), 107-116
32. Körschens, M.; Müller, A.; Kunschke, A.; Schulz, E.; Klimanek, E.-M.; Pefferkorn, A.; Waldschmidt, U.: Aufklärung und quantitative Erfassung der C- und N-Dynamik auf Löß-Schwarzerde als Voraussetzung für eine ökologisch begründete N-Dynamik und -Ausnutzung unter Vermeidung von Umweltbelastungen. Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH; Martin-Luther-Universität. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig (1995)
33. Klimanek, E.-M.: Einfluß der Ernte- und Wurzelrückstände nachwachsender Rohstoffe auf die biologische Aktivität des Bodens. Tagungsbericht "Ökophysiologie des Wurzelraumes" Nr. 6 Pflanzliche Stoffaufnahme und mikrobielle Wechselwirkungen in der Rhizosphäre". B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig (1996), 45-51
34. Matejko, C.; Klimanek, E.-M.: Application of alga bioassay to heavy-metal contaminated soil samples. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 40 (1996), 241-248
35. Matejko; C.; Klimanek, E.-M.: Vergleichende bodenbiologische Untersuchungen an Lysimetern und deren Herkunftsflächen. Arch. Acker- Pfl. Boden., Berlin 40 (1996), 485-502

36. Schulz, E.; Klimanek, E.; Kalbitz, K.; Heinrich, K.: Investigations on  $\beta$ -HCH decomposition in heavy polluted soils in the river area of the river mulde in the region of Dessau. 4th forum HCH and unwanted pesticides, 15.-16. January 1996 Poznan, Poland, Proceedings; Poznan (1997)

37. Klimanek, E.-M.; Matejko, C.: Die Wirkung von Schadstoffkontaminationen auf bodenbiologische Parameter von ausgewählten Flächen der Mulde. I. Mitteilung: Einfluß von Schadstoffbelastungen auf die mikrobielle Aktivität des Bodens. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 41 (1997), 305-312

38. Rosche, O.; Klimanek, E.-M.; Dreiling, M.; Matejko, C.: Die Wirkung von Schadstoffkontaminationen auf bodenbiologische Parameter von ausgewählten Flächen der Mulde. II. Mitteilung: Collembolenzönosen in schadstoffbelasteten Böden der Mulde. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 41 (1997), 313-322

39. Körschens, M.; Schulz, E.; Klimanek, E.-M.; Franko, U.: Die organische Bodensubstanz - Bedeutung, Definition, Bestimmung. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 41 (1997), 427-433

40. Klimanek, E.-M.: Bedeutung der Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten für die organische Substanz des Bodens. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 41 (1997), 485-511

41. Klimanek, E.-M.; Schulz, E.: C/N-Transformationsprozesse beim Umsatz von organischer Primärschubstanz (OPS) im Boden. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 41 (1997), 513-525

42. Weigel, A.; Klimanek, E.-M.; Körschens, M.; Mercik, S.: Investigations of Carbon and Nitrogen Dynamics in Different Long-Term Experiments by Means of Biological Soil Properties. In: Soil Processes and the Carbon Cycle, Chapter 23, CRC Press, Boca, Raton, Boston, New York, Washington, London (1998), 335-344



UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Sektion Bodenforschung  
Theodor-Lieser-Straße 4  
D-06120 Halle  
Telefon 0345/5585-402  
Telefax 0345/5585-449