

# N-Dynamik in montanen Dauerwiesen mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität

V. Zeller, E. Kandeler und V. Mair

## N dynamic in mountain grassland with different intensity of cultivation

### 1. Einleitung

Durch die Intensivierung der Landwirtschaft kam es im alpenländischen Raum zu Bewirtschaftungsänderungen im Futterbau: Intensivierung von Flächen mit hohem Ertragspotential und Auflassen extensiv genutzter Flächen, deren Bewirtschaftung unrentabel wurde. Im Sinne ökonomischer und ökologischer Überlegungen zur nachhaltigen Nutzung wurde das Konzept der „abgestuften Nutzungs- und Bewirtschaftungsintensität“ (DIETL, 1995) erstellt. Demnach sollen Flächen ihren Standortbedingungen entsprechend unterschiedlich genutzt werden. Flächen in ertragsarmen Lagen werden zur Erhaltung der Kulturlandschaft in traditioneller Weise extensiv genutzt, während intensiver bewirtschaftete Flächen den Bedarf an Grünfütter decken.

Da Stickstoff den Pflanzenbestand und die Ertragsleistung wesentlich mitbestimmt (THOMET et al., 1989), verlangt die Umsetzung dieses Konzeptes einen standortge-

rechten Einsatz von N-Düngern. Der Düngebedarf wird im Dauergrünland aufgrund von N-Bilanzen errechnet (RIEDER und GRAF, 1988). Der Wirkungsgrad des eingesetzten Düngers und die N-Freisetzung aus bodeneigener Substanz wird dabei aber nur grob geschätzt. Durch die Messung der Nettostickstoffmineralisation (NNM) könnten die N-Umsätze im Boden unterschiedlich bewirtschafteter Grünlandflächen genauer charakterisiert werden und mit dem N-Entzug der Erträge in Bezug gesetzt werden.

Die mikrobielle Biomasse ist die treibende Kraft des Mineralisations-Immobilisations-Turnovers (ROSSWALL, 1982). Daher wird bei der Betrachtung des N-Umsatzes die mikrobielle Biomasse zunehmend miteinbezogen (VAN VEEN et al., 1985; JENKINSON und PARRY, 1989; NIEDER et al., 1995). Sie besitzt eine Schlüsselfunktion in der Bereitstellung pflanzenverfügbaren Stickstoffs: Als N-Senke leicht mineralisierbarer N-Verbindungen (MARUMOTO et al., 1982) mit kurzen Umsatzzeiten baut sie organische N-Verbindungen ab, immobilisiert den mineralischen Stickstoff

### Summary

The aim of this research was to investigate the N dynamics in mountain grassland with different intensity of cultivation. We compared three meadows (extensive, medium intensive and intensive) on Entic Hapludoll (American Soil System) and one medium intensive meadow on Dystrochrept. Microbial biomass,  $N_{\min}$  content and net nitrogen mineralization (NNM) were measured at a depth of 0–20 cm from April to September at 6-week intervals.

The plots on Entic Hapludoll showed an increase of microbial biomass N,  $N_{\min}$  and  $N_{\text{org}}$  content from extensive to medium intensive cultivation. Compared with the medium intensive plot the intensive plot showed generally similar  $N_{\min}$  contents, but lower biomass N and  $N_{\text{org}}$  contents. The medium intensive plot on Entic Hapludoll differed from the Dystrochrept plot greatly in biomass N,  $N_{\text{org}}$  and  $N_{\min}$  contents. The ratio biomass N to total N ( $N_{\text{mik}}/N_{\text{org}}$ ) was the lowest in the extensive plot. The NNM was greatest in the intensive plot. Due to high variability the differences were significant only for the medium intensive plot on Dystrochrept. The NNM (medium intensive on Dystrochrept, medium intensive and intensive on Entic Hapludoll 126, 153 and 251 kg N ha<sup>-1</sup> 24 weeks<sup>-1</sup>, respectively) showed, with exception of the extensive plot, good responses to the N output through cutting (medium intensive on Dystrochrept, medium intensive and intensive on Entic Hapludoll 139, 208 and 283 kg N ha<sup>-1</sup>, respectively). The N supply from NNM and the N output were not always synchronous over the season.

**Key words:** Intensity of cultivation, microbial biomass N, mountain grassland, N dynamic, net nitrogen mineralization.

### Zusammenfassung

Ziel der Arbeit war die Untersuchung der N-Dynamik in montanen Dauerwiesen bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. Verglichen wurden drei Mähwiesen (extensiv, mittelintensiv und intensiv) auf kolluvialen Böden und eine Mähwiese (mittelintensiv) auf einer Braunerde. In 6-wöchigem Abstand wurden von April bis September 1995 der mikrobielle Biomasse-N, die  $N_{\min}$ -Gehalte und die Nettostickstoffmineralisation (NNM) in einer Tiefe von 0–20 cm verfolgt.

Die Flächen des Bodentyps Kolluvium zeigten eine Zunahme des mikrobiellen Biomasse-N,  $N_{\min}$ - und  $N_{\text{org}}$ -Gehalts von extensiver zu mittelintensiver Bewirtschaftung. Die intensive Fläche wies im Vergleich mit der mittelintensiven Fläche im allgemeinen ähnliche  $N_{\min}$ -Gehalte, aber geringere Biomasse-N und  $N_{\text{org}}$ -Gehalte auf. Die mittelintensive Fläche des Bodentyps Kolluvium unterschied sich durch deutlich höhere Biomasse-N-,  $N_{\min}$ - und  $N_{\text{org}}$ -Gehalte von der mittelintensiven Fläche auf Braunerde. Das Verhältnis von mikrobiellem Biomasse-N zum Gesamt-N ( $N_{\text{mik}}/N_{\text{org}}$ ) war in der extensiven Fläche am kleinsten. Die NNM war in der intensiven Fläche am größten, jedoch konnten die Unterschiede aufgrund der hohen räumlichen Variabilität nur zur mittelintensiven Fläche auf Braunerde statistisch abgesichert werden. Bei Gegenüberstellung der NNM (mittelintensiv auf Braunerde 126, mittelintensiv und intensiv auf Kolluvien 153, bzw. 251 kg N ha<sup>-1</sup> 24 Wo<sup>-1</sup>) mit dem N-Entzug durch Schnittnutzung (mittelintensiv auf Braunerde 139, mittelintensiv und intensiv auf Kolluvien 208, bzw. 283 kg N ha<sup>-1</sup>) zeigte sich mit Ausnahme der extensiven Fläche eine gute Übereinstimmung der Werte. Die N-Nachlieferung aus der NNM und die N-Entzüge waren jedoch im zeitlichen Verlauf nicht immer gleich groß.

**Schlagworte:** Bewirtschaftungsintensität, mikrobieller Biomasse-N, Dauerwiesen, N-Dynamik, Nettostickstoffmineralisation.

oder entläßt überschüssigen Stickstoff in den Boden (SMITH, 1994).

Die Bewirtschaftungsintensität des Grünlandes im südlichen Alpengebiet wird vornehmlich durch die Faktoren Düngung, Bewässerung und Schnittregime bestimmt. In den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Viehwirtschaftsbetrieben erfolgt die organische Düngung mit gelagertem Stallmist. In intensiv bewirtschafteten Flächen wird mineralischer Stickstoff zugeföhrt.

Stallmist besteht aus einer organischen und einer mineralischen N-Fraktion, wobei das Verhältnis der beiden Fraktionen zueinander beträchtlich schwanken kann (BEAUCHAMP und PAUL, 1989). Die Mineralisation der wesentlich größeren organischen Fraktion ist vom C/N Verhältnis abhängig und für die betonte Langzeitwirkung von Stallmist verantwortlich. Vermutlich ist auch das Verhältnis der organischen zur anorganischen N-Fraktion (BEAUCHAMP und PAUL, 1989) und die Menge an wasserlöslichem organischen Kohlenstoff (LIANG et al., 1996) für die Mineralisation von Bedeutung. Stallmistdüngung bewirkt zudem durch die Anreicherung organischer Substanz eine Verbesserung der Bodenstruktur (JOHNSTON et al., 1989; BECHER, 1996).

Die Applikation von mineralischem Dünger führt kurzzeitig zu heterogen verteilten, hohen Nährstoffakkumulationen und wirkt fördernd auf die Mineralisation des organischen

Düngers (*priming effect*) (JENKINSON et al., 1985; MARY et al., 1996). Die Wirkung der mineralischen Düngung auf Mikroorganismen ist in Böden mit guter Nährstoffversorgung gering, während die Düngung bei suboptimaler Nährstoffversorgung zu einem Anstieg der mikrobiellen Biomasse führt (SCHINNER und SONNLEITNER, 1996). Indirekt kann die mineralische N-Düngung die mikrobielle Biomasse auch über die Steigerung der pflanzlichen Biomasseproduktion fördern (LYNCH und PAINTING, 1982). Durch das gesteigerte Pflanzenwachstum nimmt die Wurzelexsudation zu und liefert den Mikroorganismen leicht abbaubares Substrat (HELAL und SAUERBECK, 1989; MARTENS, 1990).

Das Wasser ist besonders in inneralpinen Trockentälern, wie im untersuchten Gebiet des Vinschgaus, ein ertragsbeschränkender Faktor. Trockenheit hemmt die mikrobiologische Aktivität und damit die Nettostickstoffmineralisation (PAUL und CLARK, 1989). Die maximale N-Freisetzung erfolgt bei Wasserspannungen zwischen – 0,1 bis – 0,5 bar, doch auch bei viel geringeren Wassergehalten von – 60 bis – 155 bar konnte N-Mineralisation festgestellt werden (RUNGE, 1983).

Wenig ist über den Einfluß des Schnittregimes auf die N-Dynamik bekannt. Je früher die Schnittnutzung erfolgt, desto größer ist der Rohproteinanteil im Futter (KADING et al., 1993) und je länger die Schnittintervalle, desto mehr N

wird in unterirdische Organe der Pflanzen verlagert. Dadurch ist der N-Entzug bei höherer Schnitzzahl bezogen auf die Trockenmasse größer als bei geringerer Schnitzzahl. Weiters bewirkt der Schnitt kurzzeitig eine Erhöhung der Wurzelaktivität (GISI, 1990) und der N-Aufnahme der Pflanzen, die sich wiederum auf den Mineralisations-Immobilisations-Prozess auswirken könnten.

Ziel dieser Arbeit ist es, die N-Dynamik in montanen Dauerwiesen bei unterschiedlichem Düngungs-, Bewässerungs- und Schnittregime zu vergleichen. Die N-Dynamik wird über die Meßgrößen  $N_{\min}$ , mikrobieller Biomasse-N und NNM, N-Entzug der Erträge und Gesamt-N des Bodens charakterisiert.

## 2. Material und Methodik

### 2.1 Standortbeschreibung

Vier montane Dauerwiesen, die sich hinsichtlich ihrer Bewirtschaftungsintensität unterscheiden, wurden untersucht: eine extensive Fläche (*Obertels 1*), zwei mittelintensive Flächen (*Obertels 2* und *Paflur*) sowie eine intensive Fläche (*Tanas*). Die Einteilung in extensive, mittelintensive und intensive Bewirtschaftung erfolgte nach DIETL (1995) aufgrund der Ertragshöhe, der Schnittintensität und des Düngungsniveaus unter Berücksichtigung der Höhenlage und der klimatischen Bedingungen des Standortes.

Die Versuchsflächen liegen im Vinschgau, einer inneralpineren Trockeninsel mit einer mittleren Niederschlagssumme von 519 mm pro Jahr. Die mittlere Lufttemperatur beträgt 6,6° C (HYDROGRAFISCHES AMT, unveröff.). Niederschläge und Bodentemperaturen im Versuchszeitraum sind aus Abbildung 1 ersichtlich.

Den geologischen Untergrund bilden Phyllitgneise sowie Augen- und Flasergneise der Vinschgauer Schieferzone. Der Bodentyp der Versuchsflächen *Obertels 1* und *Obertels 2* sowie *Tanas* wurde als Kolluvium klassifiziert, während der Bodentyp der mittelintensiven Fläche *Paflur* einer Braunerde entspricht (BENZLER et al., 1982). Bodenchemische und -physikalische Kenngrößen des Tiefenprofils sind der Tabelle 1 zu entnehmen. Die Lagerungsdichte der Böden beträgt in 0–20 cm Tiefe in der Fläche *Obertels 1* 1,21 g cm<sup>-3</sup>, in *Obertels 2* 0,82 g cm<sup>-3</sup>, in *Paflur* 0,94 g cm<sup>-3</sup> und in *Tanas* 1,35 g cm<sup>-3</sup>.

Die intensiv und mittelintensiv bewirtschafteten Flächen sind Goldhaferwiesen (*Trisetetum flavescens*), während die extensiv genutzte Fläche als *Festuca vallesiaca-Festuca rupicola* Gesellschaft klassifiziert wurde (EBNER, 1996) (Tabelle 2). Letztere nimmt aufgrund ihrer Artenkombination eine Mittelstellung zwischen Trespen-Halbtrockenrasen und der kontinentalen Steppenvegetation ein (EBNER, 1996). Die Flächen dienen in drei Milchwirtschaftsbetrieben der Grünfütterproduktion und werden seit über 50 Jahren auf dieselbe Weise bewirtschaftet.

Tabelle 1: Bodenchemische und -physikalische Kenngrößen des Tiefenprofils der Versuchsflächen. Humusgehalte > 5 % werden mit der angewandten Na-oxoxidationsmethode (ÖNORM L 108) unterschätzt

Table 1: Chemical and physical soil characteristics in the profil of the experimental plots. Organic matter content > 5 % is underestimated by the used wet oxidation method (ÖNORM L 108)

Fläche	Tiefe cm	Horizont		Bodenart	pH CaCl <sub>2</sub>	Humus %	N <sub>org</sub> %	KAK mval/100g	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg/100g CAL/DL	K <sub>2</sub> O mg/100g CAL
extensiv <i>Obertels 1</i>	0-10	Ah	<sup>1)</sup>	sL/IS	5,8	8,5	0,45	18,0	13,9	10,3
	10-40	M1	<sup>2)</sup>	IS	5,7	3,3	0,17	11,8	1,1	4,2
	40-80	M2		IS	6,3	2,4	0,12	12,3	1,3	4,0
	80-100	CM	<sup>3)</sup>	IS	7,0	1,8	0,10	11,6	1,4	3,7
mittelintensiv <i>Paflur</i>	0-13	Ah1		sL	4,9	8,7	0,46	19,5	6,5	6,5
	13-38	Ah2		sL	4,7	4,7	0,31	10,0	1,3	3,7
	38-100	Bv	<sup>4)</sup>	IS	4,6	1,2	0,06	3,3	0,0	1,5
mittelintensiv <i>Obertels 2</i>	0-10	Ah1		L	6,3	11,1	0,54	42,2	40,1	22,5
	10-40	M1		sL	6,2	7,8	0,45	30,1	9,3	4,0
	40-75	M2		IS	6,5	2,2	0,11	13,8	1,0	1,7
	75-100	fAh	<sup>5)</sup>	IS	6,7	2,7	0,12	16,7	0,0	1,1
intensiv <i>Tanas</i>	0-10	Ah1		IS	5,9	8	0,46	20,0	22,4	17,2
	10-27	M1		IS	5,7	4,3	0,20	12,7	11,6	5,7
	27-100	M2		IS	5,9	2,1	0,09	7,9	3,6	4,4

<sup>1)</sup> humoser A-Horizont, <sup>2)</sup> Mineralbodenhorizont des Kolluviums, <sup>3)</sup> Übergang vom M- zum C-Horizont, <sup>4)</sup> verwitterter B-Horizont und <sup>5)</sup> fossiler A-Horizont

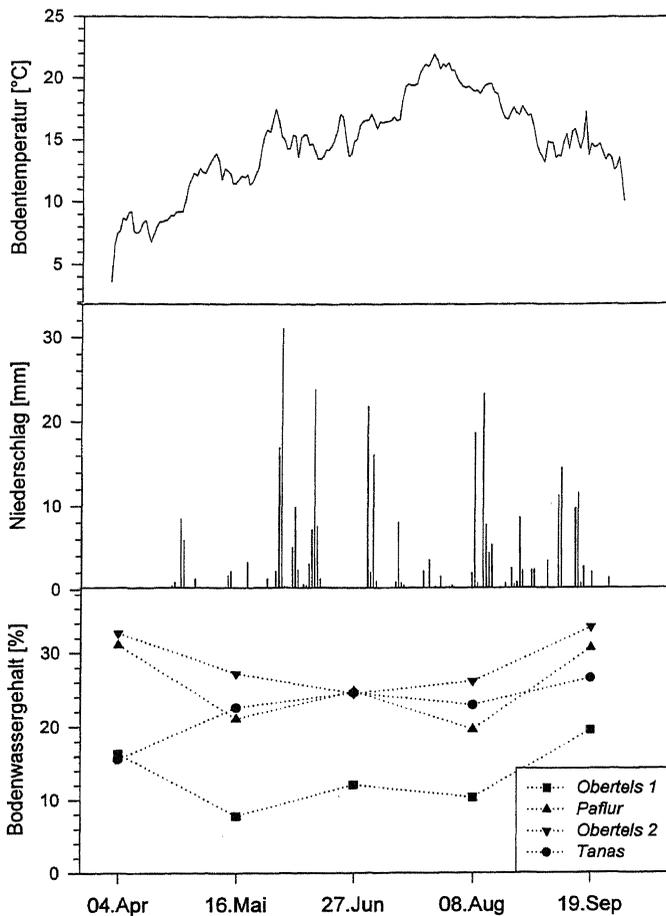


Abbildung 1: Bodentemperaturen in 10 cm Tiefe (Meßstation des Land- und Forstwirtschaftlichen Versuchszentrums Laimburg in Eyrns auf 900 m Meereshöhe), tägliche Niederschlagsmengen (Meßstation Marienberg, 1335 m Meereshöhe) und Bodenwassergehalte (% WG) in 0–20 cm Tiefe im Versuchszeitraum

Figure 1: Soil temperatures at a depth of 10 cm (Station from the „Land- und Forstwirtschaftliches Versuchszentrum Laimburg“ in Eyrns at 900 m altitude), daily rainfall (Station Marienberg, 1335 m altitude) and soil water content (% WG) at a depth of 0–20 cm

Die extensiv genutzte Fläche *Obertels 1* wird einmal pro Jahr Ende Juli gemäht. Die mittelintensiven Flächen werden zweimal pro Jahr gemäht; der erste Schnitt erfolgt im Juni, der zweite 8 bis 10 Wochen später. Bei günstiger Witterung wird die Fläche *Paflur* im September zusätzlich als Tagweide genutzt. Die intensive Fläche *Tanas* wird dreimal pro Jahr genutzt. Der erste Schnitt erfolgt Mitte Juni, die nachfolgenden in Abständen von 6 bis 8 Wochen. Der für die N-Fixierung relevante Leguminosenanteil ist in der intensiven Fläche *Tanas* und der mittelintensiven Fläche

*Paflur* mit 5 % am geringsten und liegt in der extensiven Fläche *Obertels 1* bei 10 %, in der mittelintensiven Fläche *Obertels 2* bei 15 %. Die Erträge des Futters der Jahre 1994 und 1995 sind in Tabelle 3 angegeben.

Tabelle 2: Wichtige Bestandessarten der untersuchten Mähwiesen mit Angabe der Ertragsklassen nach DIETL (1995) und der Ertragsanteile der Gräser, Leguminosen und Kräuter

Table 2: Important plant species found in the investigated meadows, yield classification index according to DIETL (1995) and yield percentages of grasses, legumes and herbs

	extensiv <i>Obertels 1</i>	mittel- intensiv <i>Paflur</i>	mittel- intensiv <i>Obertels 2</i>	intensiv <i>Tanas</i>
<b>Ertragsanteile (%)</b>				
Gräser	80	85	60	80
Leguminosen	10	5	15	5
Kräuter	10	10	25	15
<b>Ertragsklassen <sup>1)</sup></b>				
<b>Gräser</b>				
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		2	2	
<i>Arrhenatherum elatius</i>				5
<i>Bromus erectus</i>	3			
<i>Bromus mollis</i>		7	3	5
<i>Dactylis glomerata</i>		3	3	7
<i>Festuca pratensis</i>		3	3	
<i>Festuca rubra</i>			4	
<i>Festuca rupicola</i>	7			
<i>Festuca vallesiacae</i>	7			
<i>Holcus lanatus</i>				
<i>Pheleum pratense</i>		3		3
<i>Poa pratensis</i>	2	2	6	
<i>Poa trivialis</i>		3	3	5
<i>Tristemon flavescens</i>		6	4	3
<b>Leguminosen</b>				
<i>Lotus corniculatus</i>			1	
<i>Medicago falcata</i>	3			
<i>Onobrychis montana</i>	1			
<i>Trifolium pratense</i>	2	3	2	3
<i>Trifolium repens</i>	1	2	5	2
<i>Vicia cracca</i>			1	
<i>Vicia hirsuta</i>	3			
<i>Vicia sepium</i>			1	
<b>Kräuter</b>				
<i>Achillea millefolium</i>			4	
<i>Anthriscus sylvestris</i>		1	2	
<i>Carum carvi</i>		1	1	
<i>Convolvulus arvensis</i>	1			
<i>Heracleum sphondylium</i>		2	3	
<i>Knautia arvensis</i>	1		1	
<i>Leontodon hispidus</i>	2		2	
<i>Pimpinella major</i>		1	3	
<i>Plantago lanceolata</i>		1	1	
<i>Rhisanthus</i>		3		
<i>alectorolophus</i>				
<i>Rumex acetosa</i>			1	
<i>Salvia pratensis</i>			1	
<i>Silene dioica</i>			4	
<i>Taraxacum officinale</i>	2	1	2	

<sup>1)</sup> 9-teilige Skala für die Schätzung der Ertragsanteile nach DIETL (1995). Ertragsklassen: 1 = < 1 %, 2 = 1–2 %, 3 = 2–5 %, 4 = 5–9 %, 6 = 15–25 %, 7 = 25–40 %, 8 = 40–60 %, 9 = 60–100 %

Tabelle 3: Standortcharakterisierung und Bewirtschaftung der Versuchsflächen

Table 3: Site characterization and management of the experimental plots

	extensiv <i>Obertels 1</i>	mittel- intensiv <i>Paflur</i>	mittel- intensiv <i>Obertels 2</i>	intensiv <i>Tanas</i>
Bodentyp	Kolluvium	Braunerde	Kolluvium	Kolluvium
Höhenlage m	1560	1550	1550	1430
Exposition Grad	170	230	200	200
Neigung Grad	18	12	14	14
Schnittzahl pro Jahr	1	2	2	3
Ertrag 1994 dt TM ha <sup>-1</sup>	36	74	55	nicht bestimmt
Ertrag 1995 dt TM ha <sup>-1</sup>	24	64	81	118
Org. N-Düngung 1995 kg N ha <sup>-1</sup>	keine	57 <sup>1)</sup>	136 <sup>1)</sup>	64 <sup>2)</sup>
Min. N-Düngung 1995 kg N ha <sup>-1</sup>	keine	keine	keine	122
Beregnung 1995 mm	keine	80 <sup>3)</sup>	100 <sup>3)</sup>	160 <sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> Experimentell erhobener Wert

<sup>2)</sup> Aus der Hoftorbilanz errechneter Wert

<sup>3)</sup> Über Beregnungsdauer und Auswurfmenge der Beregner errechneter Wert

Die Düngung erfolgt auf der extensiv bewirtschafteten Fläche *Obertels 1* etwa alle 7 Jahre mit gelagertem Stallmist. Die mittelintensiven Flächen *Obertels 2* und *Paflur* werden einmal pro Jahr, entweder im Frühjahr oder im Herbst, mit gelagertem Stallmist gedüngt. Zudem wird im Frühjahr nach Bedarf eine mineralische PK-Düngung verabreicht. Im Jahr 1995 wurde die Fläche *Paflur* am 4. April mit 140 dt ha<sup>-1</sup> Stallmist, die Fläche *Obertels 2* am 4. Mai mit 290 dt ha<sup>-1</sup> Stallmist gedüngt. Der Gesamt-N des Düngers ist Tabelle 3 zu entnehmen.

Die intensive Fläche *Tanas* wird ebenfalls mit gelagertem Stallmist gedüngt. Im Frühjahr wird eine NPK-Düngung verabreicht. Bei organischer Düngung im Herbst wird vor jedem Schnitt mineralischer Stickstoffdünger (Nitramoncal) aufgebracht; bei organischer Düngung im Frühjahr wird auf die mineralische Düngung vor dem ersten Schnitt verzichtet. Im Jahr 1995 wurde die Fläche Anfang Mai mit 52 kg N ha<sup>-1</sup>, Ende Juni und Mitte August mit je 35 kg N ha<sup>-1</sup> gedüngt. Die Stallmistdüngung erfolgte bereits im Herbst 1994.

Die Flächen *Obertels 2*, *Paflur* und *Tanas* werden jeweils von Mai bis September in 2- bis 3-wöchigem Abstand

berechnet. Auf der Fläche *Obertels 2* wurde 1995 insgesamt 80 mm, auf der Fläche *Paflur* 100 mm und auf der Fläche *Tanas* 160 mm beregnet (Tabelle 3).

## 2.2 Methodik und Probenahme

Die Probenahme erfolgte vom 4. April bis 19. September 1995 in 6-wöchigen Abständen. Die Proben wurden in den 4 Versuchsflächen von 10 x 10 m jeweils in neun 1 m<sup>2</sup> großen Parzellen entnommen. Beprobte wurde mit Ausnahme vom 4. April (0–10 und 10–20 cm) die Tiefenstufe von 0–20 cm.

Die Nettostickstoffmineralisation wurde mit der *Resin core*-Methode (RAISON et al., 1987; HÜBNER et al., 1991) bestimmt: Sie wurde unter Ausschluß des Pflanzenentzugs als akkumulierter Ammonium- und Nitrat-N in offenen Stahlsäulen nach Abzug der N<sub>min</sub>-Gehalte zu Beginn der Exposition gemessen. Jeweils 9 Stahlsäulen (Länge = 27 cm, Durchmesser = 8,2 cm) wurden pro Fläche eingesetzt. In einem Anionenaustauscherbeutel (Durchmesser = 8 cm; 15 g Anionenaustauscher DOWEX 1 x 8, 20–50 mesh und 15 g Glasperlen) aus feinmaschigem Nylonnetz (SAATFIL, 160/43, ca. 0,1 mm Maschenweite) wurde am unteren Ende der Säule der verlagerte Nitrat-N adsorbiert. Für die Bestimmung des Anfangsgehaltes an N<sub>min</sub> in den Säulen wurden Proben aus 7–9 Einstichen in unmittelbarer Umgebung der Säulen entnommen. Nach 6-wöchiger Exposition wurden die Säulen beprobt, die Anionenaustauscherbeutel entnommen und die Säulen zur nächsten Messung neu eingesetzt. Bodenproben und Anionenaustauscherbeutel wurden in Kühltaschen transportiert, im Labor auf 5 mm gesiebt und bis zur Weiterverarbeitung bis zu 3 Tagen bei 4 °C aufbewahrt. Die Bodenproben wurden in 0,0125 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung im Verhältnis 1 : 4 extrahiert und der Ammonium- und Nitrat-N photometrisch bestimmt (SCHINNER et al., 1993). Die Anionenaustauscherbeutel wurden etwa 10 Tage in einem geschlossenen Raum luftgetrocknet. Zur Elution des Nitrat-N wurden 2 g des lufttrockenen Ionenaustauschers zweimal mit 100 ml 1 M NaCl versetzt und 1 Stunde am Rotationsschüttler (200 U/ min) geschüttelt. Aus den Eluatzen wurde der Nitrat-N photometrisch nach SCHINNER et al. (1993) gemessen.

Der mikrobielle Biomasse-N und der Gesamt-N-Gehalt wurden in Mischproben aus 7 bis 9 Einstichen pro Parzelle gemessen. Ein Teil der Proben wurde für die Biomasse-N-Bestimmung auf 2 mm gesiebt, bei –20 °C tiefgefroren und vor der Analyse 3 Tage bei 4 °C gelagert. Der mikro-

bielle Biomasse-N wurde nach der Fumigations-Extraktions-Methode im 2 M KCl-Extrakt als ninhydrinreaktiver Stickstoff bestimmt (SCHINNER et al., 1993). Zur Umrechnung des ninhydrinreaktiven Biomasse-N in mikrobiellen Biomasse-N wurde nach AMATO und LADD (1988) mit 3,1 multipliziert. Der Gesamt-N-Gehalt des Bodens ( $n = 9$ , Bodenproben vom 27.06.1995) wurde im N-Elementaranalysator gemessen (VDLUFA, 1988).

Die 1995 aufgewandten organischen Düngermengen wurden experimentell erhoben. Dazu wurde der Dünger in 9 Wannen (40 x 60 cm) aufgefangen, gewogen und der Gesamt-N des organischen Düngers durch Na<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Oxidation im Kjeldahl-Aufschluß (SCHINNER et al., 1993) bestimmt.

Die Futtererträge wurden mit Ausnahme der Fläche *Tanas* (nur 1995) bei jedem Schnitt der Jahre 1994 und 1995 in ca. 10 m<sup>2</sup> großen Flächen ( $n = 4$ ) erhoben, die Trockenmasse ermittelt und die N-Gehalte des Futters im Elementaranalysator bestimmt (VDLUFA, 1988).

### 2.3 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung des Datenmaterials erfolgte mit Hilfe des Softwarepaketes *SPSS for Windows*.  $N_{\min}$ , Biomasse-N und Nettostickstoffmineralisation wurden als arithmetische Mittel der Ergebnisse aus 9 Parzellen mit Standardabweichung angegeben. Zum Vergleich der Flächen wurde der *Kruskal-Wallis-Test* durchgeführt und signifikante Unterschiede mit dem *Mann-Whitney-U-Test* festgestellt. Die Irrtumswahrscheinlichkeit lag bei  $P < 0,05$ .

## 3. Ergebnisse

### 3.1 N-Poolgrößen

Der ninhydrinreaktive Biomasse-N weist über den gesamten Versuchszeitraum gemittelt in der extensiven, ungedüngten Fläche mit 53,2 kg N ha<sup>-1</sup> die geringsten Werte auf (Abbildung 2). Deutlich größer sind die Gehalte in den gedüngten mittelintensiven und der intensiven Fläche. Die mittelintensive Fläche *Obertels 2* besitzt mit Ausnahme vom 4. April signifikant höhere Werte als die mittelintensive Fläche *Paflur*. Die mittelintensive Fläche *Obertels 2* weist durchwegs die größten Biomasse-N-Gehalte auf. Die intensiv bewirtschaftete Fläche zeigt durchschnittlich geringere Werte als die mittelintensive Fläche *Obertels 2*; die Unterschiede sind jedoch nur am 4. April und 16. Mai signifikant.

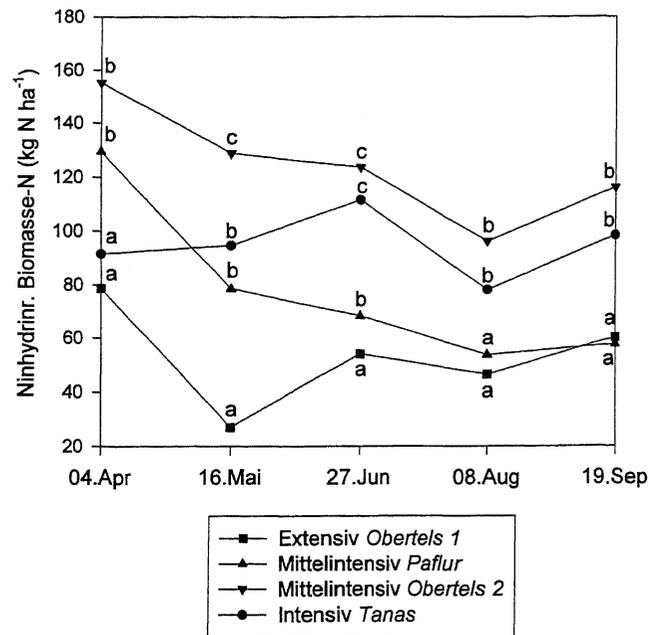


Abbildung 2: Ninhydrinreaktiver Biomasse-N der Versuchsflächen in 0–20 cm Tiefe. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Differenzen zwischen den Flächen (*Mann-Whitney-U-Test*;  $P = 0,05$ ;  $n = 9$ )

Figure 2: Ninhydrin-reactive biomass N in experimental plots at a depth of 0–20 cm. Different letters indicate significant differences between the plots (*Mann-Whitney-U-Test*;  $P = 0,05$ ;  $n = 9$ )

Der zeitliche Verlauf des ninhydrinreaktiven Biomasse-N zeigt in der extensiven und den beiden mittelintensiven Flächen Anfang April die signifikant höchsten Werte. In der extensiven Fläche kommt es Mitte Mai zu einem signifikanten Verlust von etwa 50 % des ninhydrinreaktiven Biomasse-N, während die Gehalte in den beiden mittelintensiven Flächen erst Anfang August ein Minimum erreichen. Der ninhydrinreaktive Biomasse-N der extensiven Fläche nimmt von Mitte Mai bis Ende Juni deutlich zu. Bei Versuchsende (Mitte September) liegen die Gehalte in der extensiven und der beiden mittelintensiven Flächen niedriger als zu Versuchsbeginn. In der intensiven Fläche unterscheiden sich die ninhydrinreaktiven Biomasse-N-Gehalte von Anfang April bis Ende Juni nicht signifikant und weisen Anfang August wie die mittelintensiven Flächen ein signifikantes Minimum auf.

Die  $N_{\min}$ -Gehalte liegen zum Zeitpunkt der Probenahme in der mittelintensiven Fläche *Paflur* mit 5,8 bis 8,8 kg N ha<sup>-1</sup> am niedrigsten (Tabelle 4). Geringfügig höhere  $N_{\min}$ -Gehalte weist die extensive Fläche auf, die sich Mitte Mai, Ende Juni und Mitte September signifikant von der

mittelintensiven Fläche *Paflur* unterscheidet. Die  $N_{\min}$ -Gehalte der mittelintensiven Fläche *Obertels 2* und der intensiven Fläche liegen auf ähnlichem Niveau, jedoch deutlich höher als in *Paflur*. Die mittelintensive Fläche *Obertels 2* unterscheidet sich am 4. April und 16. Mai durch höhere  $N_{\min}$ -Werte von der intensiven Fläche.

Die zeitlichen Schwankungen der  $N_{\min}$ -Gehalte sind im allgemeinen nicht sehr ausgeprägt (Tabelle 4). Lediglich in der intensiven Fläche kommt es nach mineralischer Düngung am 27. Juni zu sehr hohen Werten. Die beiden mittelintensiven Flächen *Paflur* und *Obertels 2* weisen Ende Juni die geringsten  $N_{\min}$ -Gehalte auf, während die extensive und intensive Fläche Ende Juni maximale Werte erreichen.

Der  $N_{\text{org}}$ -Gehalt der extensiv bewirtschafteten Fläche unterscheidet sich nicht signifikant von der mittelintensiven Fläche *Paflur*, während die Gehalte in der mineralisch und organisch gedüngten intensiven Fläche signifikant

höher liegen (Tabelle 5). Höchste  $N_{\text{org}}$ -Werte zeigt die organisch gedüngte mittelintensive Fläche *Obertels 2*.

Das Verhältnis von mikrobiellem Biomasse-N zum Gesamt-N ( $N_{\text{mik}}/N_{\text{org}}$ ) ist über die gesamte Versuchsperiode gemittelt in der extensiven Fläche signifikant kleiner als in den mittel- und intensiven Flächen (Tabelle 5). Die mittelintensive Fläche *Obertels 2* unterscheidet sich von der mittelintensiven Fläche *Paflur* durch ein signifikant höheres  $N_{\text{mik}}/N_{\text{org}}$  Verhältnis.

### 3.2 N-Umsätze

Die Summe des im Zeitraum vom 4. April bis 19. September mineralisierten Stickstoffs (NNM) liegt in der extensiven und den mittelintensiven Flächen ähnlich hoch und beträgt zwischen 126 und 166 kg N ha<sup>-1</sup> (Tabelle 6). Die

Tabelle 4:  $N_{\min}$ -Gehalt (kg N ha<sup>-1</sup>) der Versuchsfelder in 0–20 cm Tiefe. Unterschiedliche Buchstaben in einer Zeile kennzeichnen signifikante Differenzen zwischen den Flächen (*Mann-Whitney-U-Test*;  $P = 0,05$ ;  $n = 9$ )

Table 4:  $N_{\min}$  content (kg N ha<sup>-1</sup>) of the experimental plots at a depth of 0–20 cm. Different letters in a line indicate significant differences between the plots (*Mann-Whitney-U-Test*;  $P = 0.05$ ;  $n = 9$ )

Datum	extensiv <i>Obertels 1</i>		mittelintensiv <i>Paflur</i>		mittelintensiv <i>Obertels 2</i>		intensiv <i>Tanas</i>		
	Mw	s	Mw	s	Mw	s	Mw	s	
04. 04. 95 <sup>1)</sup>	7,7	1,2 a	8,8	2,9 a	22,2	4,5 c	17,4	3,2 b	
16. 05. 95	9,5	1,5 b	7,5	1,4 a	25,1	5,4 d	16,8	3,9 c	
27. 06. 95	11,6	1,8 b	5,8	1,4 a	14,4	2,8 c	71,9	13,1 d	
08. 08. 95	9,3	2,3 a	8,8	1,1 a	19,7	6,1 b	16,3	3,8 b	
19. 09. 95	10,3	2,4 b	6,3	2,1 a	22,8	3,6 c	26,0	7,3 c	
	2)	9,6	2,2 b	7,4	2,1 a	20,8	5,7 c	30,0 <sup>3)</sup>	22,5 c
							20,4	9,1	

1) Mittelwert aus Gehalten in 0-10 und 10-20 cm Tiefe

2) Gehalte für alle Probestermine gemittelt ( $n = 45$ )

3) Berechnung der mittleren Gehalte unter Ausschluß der Werte vom 27. 06. 1995

Tabelle 5: Gesamtstickstoff ( $N_{\text{org}}$ ), Verhältnis des mikrobiellen Biomasse-N zum Gesamt-N ( $N_{\text{mik}}/N_{\text{org}}$ ) und Verhältnis der Nettostickstoffmineralisation zum Gesamt-N (NNM/ $N_{\text{org}}$ ) in 0–20 cm Tiefe. Unterschiedliche Buchstaben in einer Zeile kennzeichnen signifikante Differenzen zwischen den Flächen (*Mann-Whitney-U-Test*;  $P = 0,05$ )

Table 5: Total nitrogen ( $N_{\text{org}}$ ), ratio of microbial biomass-N to  $N_{\text{org}}$  ( $N_{\text{mik}}/N_{\text{org}}$ ) and the ratio of net nitrogen mineralisation to  $N_{\text{org}}$  (NNM/ $N_{\text{org}}$ ) at a depth of 0–20 cm. Different letters in a line indicate significant differences between the plots (*Mann-Whitney-U-Test*;  $P = 0.05$ ;  $n = 9$ )

	extensiv <i>Obertels 1</i>		mittelintensiv <i>Paflur</i>		mittelintensiv <i>Obertels 2</i>		intensiv <i>Tanas</i>	
	Mw	s	Mw	s	Mw	s	Mw	s
$N_{\text{org}}$ ( $n = 9$ ) (kg N ha <sup>-1</sup> )	8338	817 a	8003	444 a	12172	1270 c	10206	1560 b
$N_{\text{mik}}/N_{\text{org}}$ ( $n = 45$ ) (%)	2,0	0,7 a	3,0	1,3 b	3,2	0,7 c	2,9	0,7 bc
NNM/ $N_{\text{org}}$ ( $n = 9$ ) (%)	1,9	0,5 b	1,6	0,6 ab	1,3	0,4 a	2,6	1,5 b

NNM der intensiven Fläche ist mit 251 kg N ha<sup>-1</sup> wesentlich größer. Die Unterschiede können aber aufgrund der hohen räumlichen Variabilität nur zur Fläche *Paflur* statistisch abgesichert werden. Die Variabilität der NNM ist im allgemeinen in der intensiven, mineralisch und organisch gedüngten Fläche höher als in den übrigen Flächen. Besonders hohe Variabilität tritt in der intensiven Fläche während der Messung von Ende Juni bis Anfang August auf.

Signifikante Schwankungen im zeitlichen Verlauf der NNM wurden in der extensiven und intensiven Fläche festgestellt (Signifikanzen nicht dargestellt). Die NNM nimmt in der extensiven Fläche von Anfang April bis Anfang

August signifikant zu, weist von Ende Juni bis Anfang August ein signifikantes Maximum auf und fällt Mitte September signifikant ab. In der intensiven Fläche sinkt die NNM Ende Juni auf ein signifikantes Minimum ab. Die Abnahme wird von einer überdurchschnittlich hohen Variabilität begleitet.

Die Summe der NNM von April bis September ist bezogen auf den Gesamt-N in der intensiven Fläche am größten (Tabelle 5). Signifikant kleiner ist das NNM/N<sub>org</sub>-Verhältnis in der stark humosen, mittelintensiven Fläche *Obertels 2*.

Im Verhältnis zum mikrobiellen Biomasse-N ist die NNM in der extensiven und der intensiven Fläche sehr

Tabelle 6: Nettostickstoffmineralisation (kg N ha<sup>-1</sup> 6 Wochen<sup>-1</sup>) der Versuchsfelder in 0–20 cm Tiefe. Unterschiedliche Buchstaben in einer Zeile kennzeichnen signifikante Differenzen zwischen den Flächen (*Mann-Whitney-U-Test*; P = 0,05; n = 9)

Table 6: Net nitrogen mineralisation (kg N ha<sup>-1</sup> 6 Wochen<sup>-1</sup>) in the experimental plots at a depth of 0–20 cm. Different letters in a line indicate significant differences between the plots (*Mann-Whitney-U-Test*; P = 0.05; n = 9)

Exposition	extensiv <i>Obertels 1</i>		mittelintensiv <i>Paflur</i>		mittelintensiv <i>Obertels 2</i>		intensiv <i>Tanas</i>	
	Mw	s	Mw	s	Mw	s	Mw	s
04. 04.-16. 05.	31,4	10,4 ab	25,3	5,2 a	39,3	7,7 bc	62,4	31,1 c
16. 05.-27. 06.	44,5	16,5 a	36,0	7,8 a	44,2	17,2 a	84,2	36,9 b
27. 06.-08. 08.	60,9	17,2 b	23,2	14,4 a	37,6	36,2 ab	5,3 <sup>2)</sup>	40,0 a
08. 08.-19. 09.	29,1	12,8 a	41,2	23,4 a	31,8	11,2 a	99,7	47,7 b
04. 04.-19. 09. <sup>1)</sup>	165,8	40,4 ab	125,7	38,9 a	152,9	45,2 ab	251,0	126,5 b

<sup>1)</sup> Summe der NNM der 4 Expositionen für die 9 Parzellen gemittelt

<sup>2)</sup> Die NNM ergibt mit den N-Anfangsgehalten vom 16. 05. errechnet 60,2 kg N ha<sup>-1</sup> 6 Wo<sup>-1</sup> (s = 38,6)

Tabelle 7: Gegenüberstellung des N-Entzugs durch Schnittnutzung mit der Nettostickstoffmineralisation (NNM) in 0–20 cm Tiefe

Table 7: Comparison of the N output through cutting with the net nitrogen mineralisation (NNM) at a depth of 0–20 cm

	N-Entzug durch Schnittnutzung (kg N ha <sup>-1</sup> )				Nettostickstoffmineralisation (kg N ha <sup>-1</sup> )		
		Datum	Mw	s	Zeitraum	Mw	s
extensiv <i>Obertels 1</i>	1. Schnitt	28. Jul	53,0	12,0	04. Apr - 08. Aug	131,5	26,0 <sup>2)</sup>
	Gesamt		53,0	12,0	04. Apr - 19. Sep	165,8	40,4 <sup>3)</sup>
mittelintensiv <i>Paflur</i>	1. Schnitt	20. Jun	81,1	17,8	04. Apr - 27. Jun	61,4	11,3 <sup>2)</sup>
	2. Schnitt	06. Sep	58,1	12,4	27. Jun - 19. Sep	69,4	38,0 <sup>4)</sup>
	Gesamt		139,3	27,4 <sup>1)</sup>	04. Apr - 19. Sep	125,7	38,9 <sup>3)</sup>
mittelintensiv <i>Obertels 2</i>	1. Schnitt	28. Jun	110,6	10,2	04. Apr - 27. Jun	83,5	23,2 <sup>2)</sup>
	2. Schnitt	16. Aug	97,6	5,3	27. Jun - 08. Aug	36,6	36,6
	Gesamt		208,2	15,5 <sup>1)</sup>	04. Apr - 19. Sep	152,9	45,2 <sup>3)</sup>
intensiv <i>Tanas</i>	1. Schnitt	18. Jun	111,3	3,8	04. Apr - 27. Jun	146,6	57,2 <sup>2)</sup>
	2. Schnitt	01. Aug	95,4	20,6	27. Jun - 08. Aug	5,3	40,0
	3. Schnitt	21. Sep	76,7	12,8	08. Aug - 19. Sep	99,7	47,7
	Gesamt		283,5	30,8 <sup>1)</sup>	04. Apr - 19. Sep	251,0	126,5 <sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> Die Standardabweichung der Summe  $z = x + y$  wurde nach der Formel  $s_z = ((s_x)^2 + (s_y)^2)^{0,5}$  berechnet

<sup>2)</sup> Die NNM wurde aus der Summe der Exposition vom 04. 04.-16. 05. und 16. 05.-27. 06. berechnet

<sup>3)</sup> Die NNM wurde aus der Summe der Exposition vom 04.04.-16.05., 16.05.-27.06., 27.06.-08.08. und 08. 08.-19. 09. berechnet

<sup>4)</sup> Die NNM wurde aus der Summe der Exposition vom 27. 06.-08. 08. und 08. 08.-19. 09. berechnet

hoch; die NNM entspricht etwa dem mikrobiellen Biomasse-N (Abbildung 3). In den beiden mittelintensiven Flächen ist die NNM dagegen bedeutend geringer als der mikrobielle Biomasse-N.

Der N-Entzug durch Schnittnutzung nimmt mit der Bewirtschaftungsintensität zu (Tabelle 7). In der extensiven

Fläche ist der N-Entzug mit 53 kg N ha<sup>-1</sup> am geringsten und liegt in den beiden mittelintensiven Flächen etwa drei- bis viermal, in der intensiven Fläche etwa fünfmal so hoch wie in der extensiven Fläche. Verglichen mit dem N-Entzug durch die Schnittnutzung ist die NNM von Anfang April bis Mitte September in der extensiven Fläche sehr hoch. In

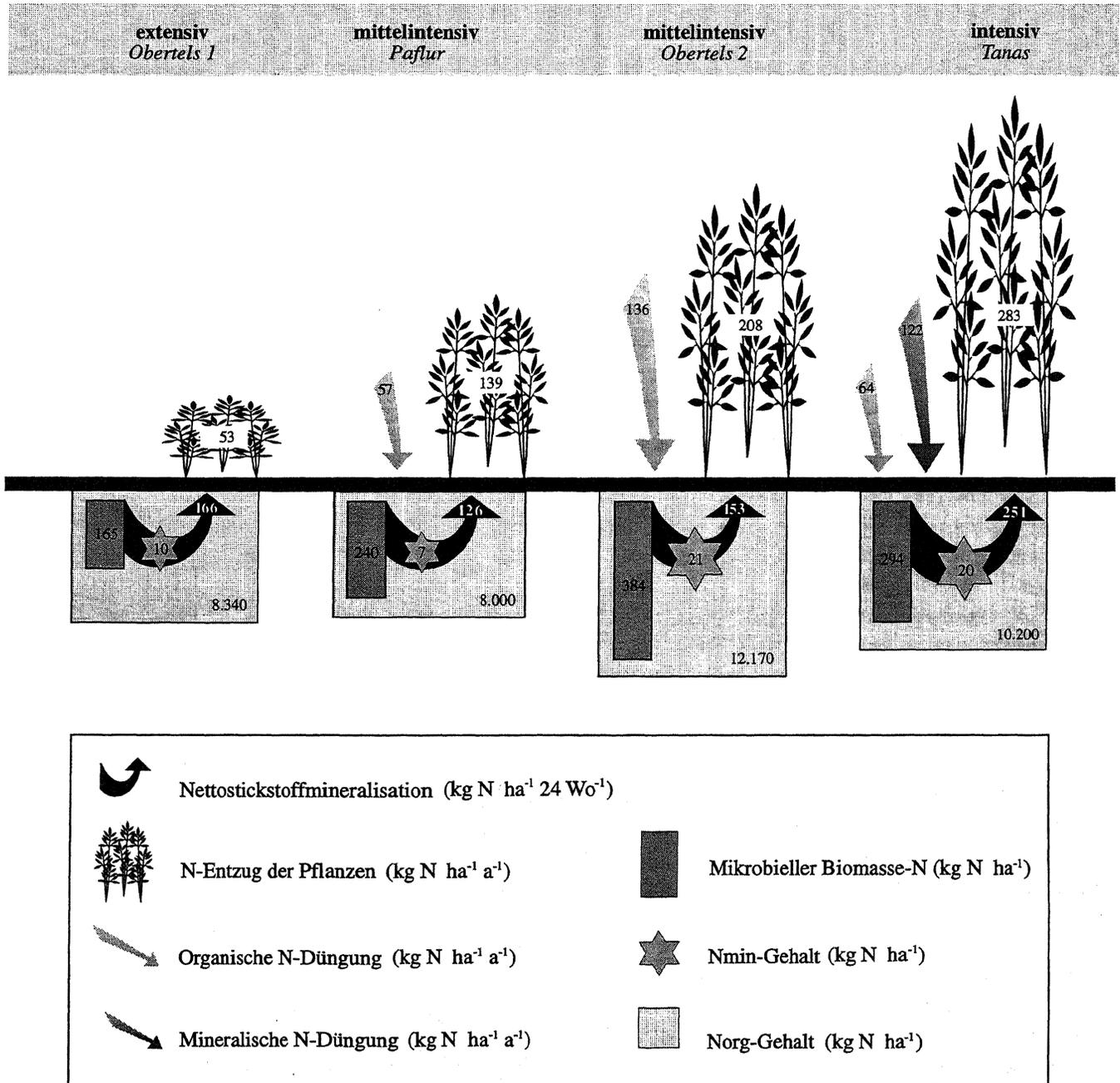


Abbildung 3: Vergleich der N-Dynamik in unterschiedlich bewirtschafteten Dauerwiesen in 0–20 cm Tiefe. Der mikrobielle Biomasse-N und der aktuelle N<sub>min</sub>-Gehalt wurden als Mittelwerte der 5 Probenahmen, die Nettostickstoffmineralisation als mittlere Summe für den Zeitraum vom 4. April bis 19. September 1995 angegeben

Figure 3: Comparison of N dynamics in differently managed grassland at a depth of 0–20 cm. The microbial biomass N and the actual N<sub>min</sub> content are given as means of 5 soil samplings, net nitrogen mineralisation as the mean sum from 4 April to 19 September

den mittel- und intensiven Flächen entspricht der N-Entzug etwa der NNM. Der Vergleich der N-Gehalte der Erträge eines Schnittes mit der NNM in der Zeit des Aufwuchses ergibt zeitweise Überschüsse an mineralisiertem N, aber auch deutlich höhere N-Entzüge als die NNM.

## 4. Diskussion

### 4.1 N-Poolgrößen

Die extensive Fläche besitzt die geringsten Biomasse-N-Gehalte (Abbildung 3). Die Fläche wird nicht beregnet und die geringen Wassergehalte limitieren die mikrobielle Biomasse (PAUL und CLARK, 1989). Zudem könnte das Substrat in der extensiven Fläche schwerer mikrobiell abbaubar sein als in den mittel- und intensiven Flächen. Darauf deutet auch das geringe  $N_{\text{mik}}/N_{\text{org}}$ -Verhältnis hin, das nach JÖRGENSEN (1995) als suboptimale Substratnutzung interpretiert werden kann. Das Substrat besteht in der extensiven Fläche vorwiegend aus abgestorbenen Pflanzenteilen, während es in den anderen Flächen auch aus organischem Dünger (Stallmist) besteht. Die einjährige Pflanzenstreu von Wiesen besitzt mit einem C/N Verhältnis von 32 ein weiteres Verhältnis als Stallmist (GISI, 1990). Im Vergleich dazu betrug das C/N Verhältnis des 1995 ausgebrachten Stallmistes in der Fläche *Paflur* 20,5 und in der Fläche *Obertels 2* 19,3. Außerdem ist der Rohproteinanteil des Grünfutters in extensiv bewirtschafteten Wiesen geringer als in intensiv genutzten, während der Ligningehalt größer ist (KÄDING et al., 1993; SCHUBIGER und LEHMANN, 1995; DACCORD und ARRIGO, 1995). Auch die niedrigeren Erträge der extensiven Fläche könnten für die geringen Biomasse-N-Gehalte verantwortlich gemacht werden. Bei schlechterer N-Versorgung der Pflanzen ist die Kohlenstoffassimilation gering, und mit der Kohlenstoffassimilation sinkt die Translokation von Assimilaten in die Wurzel (ZAGAL et al., 1993). Damit geht die Verfügbarkeit von Wurzelexsudaten, die den Mikroorganismen als Kohlenstoffquelle dienen, zurück (HELAL und SAUERBECK, 1989). KEITH et al. (1986) geben für landwirtschaftliche Flächen den Kohlenstoffinput in den Boden über die Wurzelexsudation mit 15–30 % des assimilierten Kohlenstoffs an.

Der relativ hohe mikrobielle Biomasse-N der extensiven und der mittelintensiven Flächen Anfang April kann auf den *freeze-thaw*-Effekt zurückgeführt werden. Bei Auftauen des gefrorenen Bodens wird Substrat für die mikrobielle Biomasse verfügbar gemacht (DE LUCA et al., 1992). Dadurch

konnte die mikrobielle Biomasse im April kurzzeitig auf ein Maximum anwachsen, nahm jedoch infolge suboptimaler Wasserversorgung während der niederschlagsarmen Periode bis Mitte Mai wieder ab. In der intensiv bewirtschafteten Fläche wurde dieser Effekt nicht beobachtet, da die Fläche bereits länger schneefrei war und während der Trockenphase im Frühjahr öfter beregnet wurde.

Die großen Unterschiede im mikrobiellen Biomasse-N der beiden mittelintensiven Flächen können auf die unterschiedlichen Bodeneigenschaften zurückgeführt werden. Die Fläche *Obertels 2* besitzt höhere Humusgehalte, eine höhere Kationenaustauschkapazität bzw. Nährstoffversorgung sowie einen etwas höheren Tongehalt und liegt zudem in einem optimalen pH-Bereich. Diese Faktoren beeinflussen die mikrobielle Biomasse positiv (PAUL und CLARK, 1989; BECK et al., 1995).

Stallmistdüngung der Flächen *Paflur* und *Obertels 2* im Frühjahr zeigte keine Beeinflussung des mikrobiellen Biomasse-N; die Biomasse-N-Gehalte fielen in der Zeit nach der Düngung von Anfang April bis Mitte Mai ab. Dieses Ergebnis bestätigt die langsame Verfügbarkeit des Stickstoffs aus organischem Dünger. Durch die geringe Durchmischung des Stallmistes mit dem Boden wird der Stickstoff erst durch Abbau und Einarbeitung des Stallmistes durch Bodentiere für die Mikroorganismen verfügbar (LOVELL und JARVIS, 1996).

Der mikrobielle Biomasse-N ist auf Flächen desselben Bodentyps, übereinstimmend mit den Ergebnissen von HOPKINS und SHIEL (1996), bei organischer Düngung (mittelintensive Fläche) höher als bei einer Kombination von organischer und mineralischer Düngung (intensive Fläche). Durch die organische Düngung nimmt der Humusgehalt zu (*Tanas* 105 t  $C_{\text{org}}$  ha<sup>-1</sup>, *Obertels 2* 133 t  $C_{\text{org}}$  ha<sup>-1</sup> in 0–20 cm Tiefe) und wirkt fördernd auf die mikrobielle Biomasse (BECK et al., 1995). Bei mineralischer Düngung ist die Humusakkumulation dagegen geringer, da dadurch die Mineralisation der organischen Substanz erhöht wird (SCHINNER und SONNLEITNER, 1996).

Der  $N_{\text{min}}$ -Gehalt ist in der intensiv bewirtschafteten Fläche im Mittel ähnlich wie in der mittelintensiven Fläche *Obertels 2*. Im Unterschied dazu kommt es aber in der intensiven Fläche durch die mineralische N-Düngung kurzfristig zu hohen  $N_{\text{min}}$ -gehalten. Am 27. Juni wurde kurz vor der Probenahme mineralisch gedüngt, wodurch der N-Dünger noch nicht von den Pflanzen aufgenommen worden war und damit als  $N_{\text{min}}$ -N miterfaßt wurde. Diese kurzzeitig hohen  $N_{\text{min}}$ -Gehalte des Bodens üben einen großen Einfluß auf die Pflanzenbestände aus (THOMET et

al., 1989), während die mikrobielle Biomasse einen großen Toleranzbereich gegenüber hohen Nährstoffgehalten aufweist (SCHINNER und SONNLEITNER, 1996).

Die Stallmistdüngung der mittelintensiven Flächen im Frühjahr nimmt keinen eindeutigen Einfluß auf die  $N_{\min}$ -Gehalte. Dies kann durch die relativ kleine mineralische N-Fraktion des Stallmistes erklärt werden. Zudem können Verluste an mineralischem N durch Denitrifikation und Ammonium-Verflüchtigung bei Aufbringung von organischem Dünger auftreten (FAP, 1994).

#### 4.2 N-Umsatz

Die Unterschiede der Nettostickstoffmineralisation (NNM) können in den untersuchten Flächen nur zwischen der mittelintensiven Fläche *Paflur* und der intensiven Fläche *Tanas* statistisch abgesichert werden. Ein Grund dafür ist die hohe räumliche Variabilität bei Freilandmessungen, die auch von RAISON et al. (1987), WHYNOT und WEETMAN (1991) und SUBLER et al. (1995) beschrieben wurde. Durch die hohe räumliche Variabilität sind auch jahreszeitliche Veränderungen schwer nachzuweisen.

Die auffallend hohe NNM der extensiven Fläche ist sehr wahrscheinlich auf einen methodischen Fehler zurückzuführen. Während der Exposition in den Säulen kam es in der extensiven Fläche zu einer Erhöhung der Wassergehalte (ZELLER et al., 1997). Die besseren Feuchtebedingungen regten vermutlich die NNM an. Neben dieser methodisch bedingten Überschätzung könnten *drying-rewetting*-Effekte die NNM gefördert haben. Die extensive Fläche wird im Unterschied zu den anderen Flächen nicht bewässert und trocknet daher stark aus, bis sie durch Niederschläge wiederbefeuchtet wird. Durch die Trocknung stirbt mikrobielle Biomasse ab, die bei Wiederbefeuchtung mineralisiert werden kann (CORTEZ, 1989; VAN GESTEL et al., 1993).

Auffallend ist das signifikante Sommer-Maximum der NNM in der extensiven Fläche. Dies zeigt, daß die mikrobielle Aktivität in der extensiven Fläche im Vergleich mit den mittel- und intensiv bewirtschafteten Flächen trotz der sommerlichen Niederschlagsarmut von Ende Juni bis Anfang August hoch war. Die mannigfaltige Pilzpopulation extensiv bewirtschafteter Wiesen könnte für die hohe Abbauleistung verantwortlich sein (BRUNNER, 1987). Als Substrat für die Mineralisation diente möglicherweise totes Zellmaterial, das durch die starke Abnahme der mikrobiellen Biomasse von April bis Mai angefallen war. Mikrobielle Biomasse besitzt ein enges C/N-Verhältnis und ist leicht

abbaubar (ANDERSON und DOMSCH, 1980; MARUMOTO et al., 1982; LETHBRIDGE und DAVIDSON, 1983).

Die mittelintensive Fläche *Obertels 2* zeigt im Verhältnis zum Gesamt-N die geringste NNM. Vermutlich liegt in dieser Fläche mit hohen Humusgehalten ein großer Teil des Stickstoffs in mikrobiell schwer abbaubaren Verbindungen vor.

Die allgemein höhere NNM und die sehr große Variabilität der Meßwerte in der intensiven Fläche werden durch die Applikation von mineralischem Dünger erklärt. Durch den Zusatz von Nährstoffen kann Substrat besser mikrobiell abgebaut werden und die Mineralisation wird gefördert (COCHRAN et al., 1988). Mineralischer Dünger verteilt sich jedoch nicht homogen im Boden, wodurch der Mineralisations-Immobilisations-Prozeß in unterschiedlichem Maße beeinflusst wird. Die überdurchschnittlich hohe Variabilität im Zeitraum von 27. Juni bis 8. August wird zusätzlich durch die hohen  $N_{\min}$ -Anfangsgehalte vom 27. Juni unmittelbar nach N-Düngung verursacht. Deshalb wurde die NNM zusätzlich mit den Anfangsgehalten vom 16. Mai errechnet.

Die signifikante Abnahme der NNM in der intensiven Fläche von Ende Juni bis Anfang August wird von einem Rückgang der mikrobiellen Biomasse begleitet. Als Ursache dafür kann Trockenstress eher ausgeschlossen werden, da die Fläche regelmäßig beregnet wurde. Es ist anzunehmen, daß in dieser Zeit nur geringe Mengen an mineralisierbaren N-Quellen zur Verfügung standen, da die Stallmistausbringung bereits im Herbst des Vorjahres erfolgte. Weiters könnte durch das starke Pflanzenwachstum bei der vergleichsweise geringen Kationenaustauschkapazität des Bodens ein Mangel an essentiellen Nährstoffen aufgetreten sein.

Die gemessene NNM stimmt mit Ausnahme der extensiven Fläche gut mit dem N-Entzug der Pflanzen überein. Dieses Ergebnis weist darauf hin, daß der N-Entzug der Pflanzen und die NNM korreliert sind. Mikroorganismen konkurrieren besser um mineralischen Stickstoff als Pflanzen (SCHIMEL et al., 1989; JACKSON et al., 1989) und regulieren bzw. limitieren die Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs durch den Mineralisations-Immobilisations-Prozeß.

## 5. Schlußfolgerung

Die zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse in Abbildung 3 verdeutlicht, daß die steigende Bewirtschaftungsintensität (Düngung, Bewässerung und Schnittregime) die gemessenen N-Pools (Biomasse-N,  $N_{\min}$ ,  $N_{\text{org}}$ , N-Entzug und NNM) unterschiedlich beeinflusst. Von

besonderer Bedeutung ist das Ergebnis, daß die NNM trotz unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität mit Ausnahme der extensiven Fläche gut mit den Stickstoffzügen der Pflanzen übereinstimmt. Dies weist darauf hin, daß die mikrobielle Biomasse durch die Mineralisation organischer N-Verbindungen regulierend bzw. limitierend auf den pflanzenverfügbaren Stickstoff wirkt. Freilandmessungen der NNM eignen sich daher im Gegensatz zu  $N_{\min}$ -Messungen gut zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren N eines Grünlandstandortes.

## Danksagung

Wir danken DDr. Micheli für die Bereitstellung der Einrichtungen am Biologischen Labor (Landesagentur für Umweltschutz und Arbeitssicherheit der Provinz Bozen), den Betriebsleitern der Flächen für die Kooperationsbereitschaft, Herrn Mich für die Probenahme, Ing. Aichner, p. a. Andraus, Dr. Santer, p. a. Kassal und Dr. Thalheimer vom Land- und Forstwirtschaftlichen Versuchszentrum Laimburg für die Durchführung der Nährstoffanalysen und die Aufnahme des Bodenprofils, dem Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft für die bodenchemischen Analysen des Bodenprofils, dem Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur für die Korngrößenbestimmung und Frau S. Reichert für die Gestaltung der Abbildung 3. Danken möchten wir auch den Begutachtern, deren sorgfältige Durchsicht des Manuskriptes die Korrektur erleichtert hat, sowie dem Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung für die finanzielle Unterstützung des Projektes.

## Literatur

- AMATO, M. and J. N. LADD (1988): Assay for microbial biomass based on ninhydrin-reactive nitrogen in extracts of fumigated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 20 (1), 107–114.
- ANDERSON, J. P. E. and K. H. DOMSCH (1980): Quantities of plant nutrients in the soil microbial biomass of selected soils. *Soil Science*, 130 (4), 211–216.
- BEAUCHAMP, E. G. and J. W. PAUL (1989): A simple model to predict manure N availability to crops in the field. In: J. A. HANSEN and K. HENRIKSEN (eds.): *Nitrogen in organic wastes applied to soils*. Academic Press, London, pp. 139–149.
- BECHER, H. H. (1996): Einfluß organischer Düngungen auf bodenphysikalische Parameter. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 159, 121–127.
- BECK, TH., P. CAPRIEL, H. BORCHERT und R. BRANDHUBER (1995): Die mikrobielle Biomasse in landwirtschaftlich genutzten Böden. 2. Mitteilung: Beziehungen der Biomasse zu chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften. *Agribiological Research*, 48 (1), 74–82.
- BENZLER, J.-H., H. FINNERN, W. MÜLLER., G. ROESCHMANN, K. H. WILL und O. WITTMANN (1982): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 3. Auflage, Hannover.
- BRUNNER, I. (1987): Pilzökologische Untersuchungen in Wiesen und Brachland in der Nordschweiz (Schaffhauser Jura). Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Stiftung Rübel, Zürich.
- COCHRAN, V. L., K. A. HORTON and C. V. COLE (1988): An estimation of microbial death rate and limitations of N or C during wheat straw decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 20 (3), 293–298.
- CORTEZ, J. (1989): Effect of drying and rewetting on mineralization and distribution of bacterial constituents in soil fractions. *Biology and Fertility of Soils*, 7, 142–151.
- DACCORD, R. und Y. ARRIGO (1995): Nährwert von Heu extensiv genutzter Wiesen. *Agrarforschung*, 2 (11–12), 527–530.
- DE LUCA, T. H., D. R. KEENEY and G. W. MC CARTY (1992): Effect of freeze-thaw events on mineralization of soil nitrogen. *Biology and Fertility of Soils*, 14, 116–120.
- DIETL, W. (1995): Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 4, 239–249.
- EBNER, C. (1996): Die Wiesengesellschaften des oberen Vinschgaus (Südseite) und ihre Bewirtschaftung. Diplomarbeit an der Leopold Franzens-Universität Innsbruck.
- FAP (Forschungsanstalt für Landwirtschaft und Pflanzenbau Reckenholz) (1994): *Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau*. Eigenverlag, Zürich.
- GISI, U. (1990): *Bodenökologie*. Thieme Verlag, Stuttgart.
- HELAL, M. H. and D. SAUERBECK (1989): Carbon turnover in the rhizosphere. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 152, 211–216.
- HOPKINS, D. W. and R. S. SHIEL (1996): Size and activity of soil microbial communities in long-term experimental grassland plots treated with manure and inorganic fertilizers. *Biology and Fertility of Soils*, 22, 66–70.
- HÜBNER, C., G. REDL and F. WURST (1991): In situ methodology for studying N-mineralization in soils using

- anion exchange resins. *Soil Biology and Biochemistry*, 23 (7), 701–702.
- HYDROGRAFISCHES AMT DER PROVINZ BOZEN (unveröffentlicht): Klimadaten der Meßstation Marienberg, Vinschgau.
- JACKSON, L. E., J. SCHIMEL and M. FIRESTONE (1989): Short-term partitioning of ammonium and nitrate between plants and microbes in an annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 21 (3), 409–415.
- JENKINSON D. S., R. H. FOX and J. H. RAYNER (1985): Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen – the so called “priming” effect. *Journal of Soil Science*, 36, 425–444.
- JENKINSON, D. S. and L. C. PARRY (1989): The nitrogen cycle in the Broadbalk wheat experiment: a model for the turnover of nitrogen through the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 21 (4), 535–541.
- JOHNSTON A. E., S. P. MC GRATH, P. R. POULTON and P. W. LANE (1989): Accumulation and loss of nitrogen from manure, sludge and compost: Long-term experiments at Rothamsted and Woburn. In: J. HANSEN and K. HENRIKSEN (eds.): *Nitrogen in organic wastes applied to soil*. Academic Press, London, pp. 126–139.
- JÖRGENSEN, R. G. (1995): Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*, Band 104, pp. 1–229.
- KÄDING, H., G. SCHALITZ und W. LEIPNITZ (1993): Veränderungen an pflanzlichen Inhaltsstoffen durch extensive Bewirtschaftung von Niedermoorgrünland. *Das wirtschaftseigene Futter*, 39 (2), 157–167.
- KEITH, H., J. M. OADES and J. K. MARTIN (1986): Input of carbon to soil from wheat plants. *Soil Biology and Biochemistry*, 18, 445–449.
- LETHBRIDGE, G. and M. S. DAVIDSON (1983): Microbial biomass as a source of nitrogen of cereals. *Soil Biology and Biochemistry*, 15 (3), 375–376.
- LIANG, B. C., E. G. GREGORICH, M. SCHNITZER and R. P. VORONEY (1996): Carbon mineralization in soils of different textures as affected by water soluble organic carbon extracted from composted dairy manure. *Biology and Fertility of Soils*, 21, 10–16.
- LOVELL, R. D. and S. C. JARVIS (1996): Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 28 (3), 291–299.
- LYNCH, J. M. and L. M. PAINTING (1982): Effects of season, cultivation and nitrogen fertiliser on the size of the soil microbial biomass. *Journal of Science of Food and Agriculture*, 33, 249–252.
- MARTENS, R. (1990): Contribution of rhizodeposits to the maintenance and growth of soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 22 (2), 141–147.
- MARUMOTO, T., J. P. E. ANDERSON and K. H. DOMSCH (1982): Mineralization of nutrients from soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 14, 469–475.
- MARY, B., S. RECOUS, D. DARWIS and D. ROBIN (1996): Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil*, 181, 71–82.
- NIEDER, R., E. NEUGEBAUER, A. WILLENBOCKEL und J. RICHTER (1995): Die Rolle der mikrobiellen Biomasse und des mineralisch fixierten Ammoniums bei den Stickstoff-Transformationen in niedersächsischen Löß-Ackerböden unter Winter-Weizen. I. Poolgrößenveränderungen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 158, 469–475.
- PAUL, E. A. and F. E. CLARK (1989): *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London.
- RAISON, R. J., M. J. CONNELL and P. K. KHANNA (1987): Methodology for studying fluxes of soil mineral nitrogen *in situ*. *Soil Biology and Biochemistry*, 19 (5), 521–530.
- RIEDER, J. B. und R. GRAF (1988): Die Bilanzierung der Stickstoffdüngung auf Dauergrünland. *SuB*, 12, III-12 – III-14.
- ROSSWALL, T. (1982): Microbiological regulation of the biogeochemical nitrogen cycle. *Plant and Soil*, 67, 15–34.
- RUNGE, M. (1983): Physiology and ecology of nitrogen nutrition. In: LANGE, NOBEL, OSMOND and ZIEGLER (eds.): *Encyclopedia of Plant Physiology*, Band 12C. Springer Verlag, Berlin, pp. 163–200.
- SCHIMEL, J. P., M. K. FIRESTONE und L. E. JACKSON (1989): Spatial and temporal effects on plant – microbial competition for inorganic nitrogen in a California annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 21 (8), 1059–1066.
- SCHINNER, F. und R. SONNLEITNER (1996): *Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik*, Band 2, Bodenbewirtschaftung, Düngung und Rekultivierung. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- SCHINNER, F., R. ÖHLINGER, E. KANDELER und R. MARGESIN (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- SCHUBIGER, F. X. und J. LEHMANN (1995): Futter von wenig intensiv genutzten Wiesen. *Agrarforschung*, 2 (6), 223–226.
- SMITH, J. L. (1994): Cycling of nitrogen through microbial activity. In: J. L. HATFIELD and B. A. STEWART (eds.):

- Soil biology: effects on soil quality. CRC Press, Boca Raton (Florida), pp. 91–120.
- SUBLER, S., R. W. PARMELEE and M. F. ALLEN (1995): Comparison of buried bag and PVC core methods for in situ measurement of nitrogen mineralization rates in an agricultural soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26, 2369–2381.
- THOMET, P., R. ELMER und F. ZWEIFEL (1989): Einfluß der Stickstoffdüngung und des Schnittregimes auf Pflanzenbestand und Ertrag von Naturwiesen höherer Lagen. *Landwirtschaft Schweiz*, 2 (1–2), 67–75.
- VAN GESTEL, M., R. MERCKX and K. VLASSAK (1993): Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: the fate of fast- and slowgrowing microorganisms in soil from different climates. *Soil Biology and Biochemistry*, 25 (1), 109–123.
- VAN VEEN, J. A., J. N. LADD and M. AMATO (1985): Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and clay soil incubated with [ $^{14}\text{C}$ (U)] glucose and [ $^{14}\text{N}$ ]( $\text{NH}_4$ ) $\text{SO}_4$  under different moisture regimes. *Soil Biology and Biochemistry*, 17, 747–756.
- VDLUFA (1988): Die chemische Untersuchung von Futtermitteln. Methodenbuch der VDLUFA, Band 3, VDLUFA Verlag, Darmstadt.
- WHYNOT, T. W. and G. F. WEETMAN (1991): Repeated fertilization effects on nitrogen fluxes measured by sequential coring. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 1101–1111.
- ZAGAL, E., S. BJARNASON and U. OLSSON (1993): Carbon and nitrogen in the root-zone of barley (*Hordeum vulgare* L.) supplied with fertilizer at two rates. *Plant and Soil*, 157, 51–63.
- ZELLER, V., E. KANDELER und V. TROCKNER (1997): Netstickstoffmineralisation im Freiland – ein Methodenvergleich. *Die Bodenkultur*, 48 (2), 89–99.

### **Anschrift der Verfasser**

Mag. Valentina Zeller und Univ.-Doz. Ellen Kandeler, Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Spargelfeldstr. 191, A-1226 Wien.

Dipl.-Ing. Valentin Mair, Land- und Forstwirtschaftliches Versuchszentrum Laimburg, Pfatten, I-39040 Auer.

Eingelangt am 30. Mai 1997

Angenommen am 5. August 1997