

der Trinkwasserverordnung (25 mg/l) bleiben. Überträgt man die Ergebnisse der Stoffentwicklung unterhalb des effektiven Wurzelraumes auf das flurferne Grundwasser, so ist dort – wenn die Sickerwasserfront mit ihren verminderten Agrokemikalien-Konzentrationen das Grundwasser erreicht – eine Halbierung der Nitratkonzentrationen zu erwarten.

Auswirkung der Nutzungsumstellung. Gegenüber dem Zustand vor der Nutzungsumstellung, der für weite Teile der Landbewirtschaftung anfangs der 1990er Jahre typisch war, konnten die Stoffflüsse aus den bewirtschafteten Bereichen in Nachbarkompartimente deutlich gesenkt und so negative Umweltwirkungen der Landbewirtschaftung vermindert werden. Besonders erfolgreich war dies im Fall der Erosion, ähnlich erfolgreich aber auch bei anderen Problembereichen wie der Nitratverlagerung. Dabei konnten die positiven Wirkungen mit meist relativ geringfügigen Unterschieden sowohl im integrierten Betrieb wie auch im ökologischen Betrieb erreicht werden. Sie wären daher wohl in einem weiten Bereich der Landbewirtschaftung möglich. Wesentliches Prinzip, das zu diesem Erfolg geführt hat, war eine standortgemäße Bewirtschaftung, die insbesondere die Umnutzung oder Nichtnutzung von für den Ackerbau ungeeigneten Flächen erfordert. Auch die Verkleinerung der Felder erleichterte die standortgemäße Bewirtschaftung aufgrund der größeren Homogenität innerhalb der kleineren Felder. Das zweite wichtige Prinzip war, die Böden möglichst lange mit Pflanzen oder Mulch bedeckt zu halten. Die Wege dahin waren unterschiedlich, z.B. durch mehrjähriges Klee gras im ökologischen Betrieb und durch Mulchsaat im integrierten Betrieb, führten aber in beiden Fällen zu einer gegenüber den üblichen Anbauverfahren wesentlich verbesserten Bedeckung über das Gesamtjahr. Insbesondere die Perioden zwischen den Kulturen hatten noch ein hohes Potenzial zur Verbesserung der Bedeckung. Um es zu nutzen, waren allerdings häufig ungewöhnliche Bewirtschaftungsmethoden notwendig.

Achillesfersen und sensitive Zeiten von Agrarökosystemen. Bezüglich der Wasserflüsse und wassergetragenen Stoffflüsse im Agrarökosystem Scheyern fällt die *räumliche und zeitliche Heterogenität* besonders auf. Unter den Bewirtschaftungsbedingungen, die auf Nachhaltigkeit abzielten, war das Agrarökosystem nur noch an ganz bestimmten Stellen und zu ganz bestimmten Zeiten besonders empfindlich, während die generelle Gefährdung der Nachhaltigkeit weitgehend vermieden werden konnte. Es blieben somit „Achillesfersen und sensitive Zeiten“. Treffen mehrere Faktoren zusammen, können sich Gefährdungen in nachteiligen Effekten oder Schäden manifestieren. So kann ein heftiger Niederschlag auf ein durch die Kartoffelernte unbedecktes und destabilisiertes Feld zu erheblichen Erosionsschäden führen. Fällt ein Abfluss generierender Niederschlag auf einen Boden mit Makroporen, Trockenrissen oder Diskontinuitäten und wurde erst kürzlich gedüngt oder eine Pflanzenschutzspritzung vorgenommen, können Nachbarkompartimente belastet werden. Wird der hohe Wasserbedarf von reifenden Feldfrüchten von einer negativen klimatischen Wasserbilanz im Sommer begleitet, kann es zu Ertragseinbußen kommen.

I. Rühling, R. Ruser, A. Kölbl, E. Priesack, R. Gutser

3 Kohlenstoff und Stickstoff in Agrarökosystemen

Im Stoffhaushalt von Agrarökosystemen sind C und N in ihren Umsätzen und Prozessen in Pedo- Bio-, Hydro- bzw. Atmosphäre quantitativ die wichtigsten Stoffe mit zentraler Bedeutung für aktuelle Problemfelder, wie z.B. für Klimaveränderung, Nährstoffumsätze und -verluste. C und N sind im Wesentlichen in der organischen Substanz des Bodens enthalten und an deren Umsatz gekoppelt. Die im Boden vorliegenden C- und N-Formen bzw. Fraktionen, ihre funktional abgrenzbaren Vorräte (Pools), deren Veränderung über die Zeit als Differenz oder kontinuierlich als Flüsse (Dynamik) und die zu Grunde liegenden Prozesse sind in Feld- und Laboruntersuchungen betrachtet worden.

Aus den Ergebnissen wurden Modelle entwickelt und Kenngrößen abgeleitet. Dies hat zu einem verbesserten Prozessverständnis des betrieblichen und landwirtschaftshaushaltlichen C- bzw. N-Kreislauf beigetragen. Zur Arbeit an diesen Themenkomplexen formierte sich in der Integrationsphase des FAM der Projektbereich ,C- und N-Bilanz' mit folgenden vier Teilprojekten, die aus den Projekten Humusdynamik, Nährstoffdynamik, klimarelevante Spurengase und Modellierung der N₂O-Dynamik hervorgingen:

- ,Isolierung und Charakterisierung der C- und N-Pools',
- ,Messen und Modellierung des Stickstoff- und Kohlenstoffumsatzes',
- ,Einfluss der Bewirtschaftung auf ausgewählte mikrobiell katalysierte Prozesse im Stickstoff- und Kohlenstoffkreislauf',
- ,Auswirkungen der Nutzungssysteme auf die Flüsse klimarelevanter Spurengase (insbesondere N₂O) von Ackerböden'.

3.1 Methoden zur Ermittlung von Zuständen und Veränderungen von C- und N-Vorräten in Agrarökosystemen

3.1.1 Bodeninventuren

Ein Instrument der Langzeiterhebung ist die Bodeninventur (Sinowski, 1995). Die Bodeninventur hatte das Ziel, für den zehnjährigen Untersuchungszeitraum Aussagen über den Stoffhaushalt und dessen Veränderung als Folge einer integrierten und ökologischen Landbewirtschaftung zu ermöglichen. Die Ackerflächen wurden früher langjährig konventionell mit intensiver organischer Düngung (Schweine- und Gülle) bewirtschaftet. Zu Beginn des FAM wurde nach einer zweijährigen Inventurphase mit einheitlichem Anbau von Winterweizen (1991) und Sommergerste

Die ökologischen Betriebe (ÖB) haben im Schnitt eine nahezu doppelt so große Anbaufläche (82 ha) und Schlaggröße (3,3 ha) – letzteres ist bei den Betrieben von Scheyern umgekehrt – aber mit 0,8 GV/ha einen weniger als halb so großen Viehbesatz wie die integrierten Betriebe (IB). Der Tierbesatz ist nach Einordnung in Zielwert-Bereiche für diesen Indikator nach Hülsbergen et al. (2002) mit 0,6 im IB von Scheyern niedrig (0,5–0,75) für alle ÖB optimal (0,75–1,25) und bei den IB der Region Pfaffenhofen mit 1,9 hoch (1,25–2,0). Die Fruchtartendiversität (FAD) wurde mit dem Shannon-Weaver-Index (Hülsbergen et al., 2002) bewertet, der wie folgt klassifiziert ist (Tab. 3.2):

Tab. 3.2 Zielbereiche des Indikators „Fruchtartendiversität“ (Hülsbergen et al., 2002)

Shannon-Weaver-Index	Bereich der Fruchtartenvielfalt	Begründung
≤ 1,25	sehr geringe FAD	Verarmung der Agrarlandschaft erhöhtes Krankheits- und Schaderegerrisiko einseitige Fruchtfolgen, wenig Anbaupausen
1,25 – 1,75	geringe – mittlere FAD	verminderte Stabilität und Regulationsleistung
1,75 – 2,50	mittlere – hohe FAD	Bereicherung der Agrarlandschaft günstige Fruchtfolgegestaltung Einsparung von Pflanzenschutzmitteln
> 2,50	sehr hohe FAD	hohe Stabilität, hohes Regulationspotenzial

Die mittlere Fruchtartenvielfalt (-diversität) ist in beiden Betriebsformen mit 2,0 bzw. 2,3 (integriert/ökologisch) hoch und damit bereichernd für die Agrarlandschaft und stabilisierend für die Agrarökosysteme.

Die Bilanzierung, d.h. die Untersuchung der Zufuhr und Abfuhr von Stoffen in ein System wurde auf verschiedenen Systemebenen durchgeführt (Abb. 3.1). Stets ist dabei der Betrieb die übergeordnete Ebene, der die Flächen des Betriebes (Acker bzw. Grünland) und der Stall untergeordnet sind. Die Hoforbilanz erfasst nur die Zufuhr und Abfuhr aus dem Betrieb, aber nicht die innerbetrieblichen Stoffflüsse. (Betrieb = ‚black box‘); sie werden durch die Flächen- und Stallbilanz abgebildet, deren Vereinigung (Feld-/Stallbilanz) grundsätzlich zu vergleichbaren Ergebnissen mit dem Hoftransatz führen sollte, aber häufig wegen Mangel an präzisen Einzeldaten zu abweichenden Ergebnissen führt. Prinzipiell ermöglichen erst mehrjährige Salden gesicherte Aussagen über die Stoffflüsse auf der Ebene des Betriebes oder der Flächen. Ein positiver Saldo der Hoforbilanz bzw. der Flächenbilanz stellt ein Potenzial für Verluste bzw. die Zunahme der Bodenvorräte dar. Positive Salden der Stallbilanz belegen Verluste im Stall und bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern.

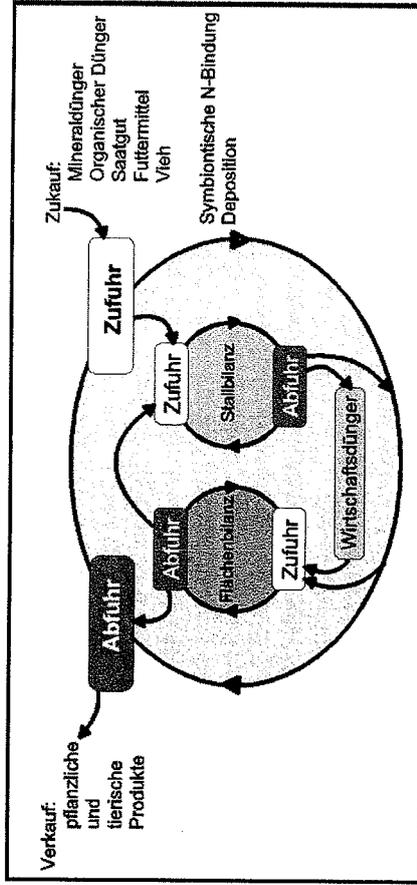


Abb. 3.1 Stoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb (ergänzt nach Gäth, 1997)

Für die Abschätzung der Stoffausträge (Verluste) ist somit neben dem Bilanzsaldo die Kenntnis über die Veränderung der Bodenvorräte Voraussetzung, so dass hierfür die Ergebnisse der Bodeninventuren einbezogen werden. Die C-Flüsse auf Betriebs- oder Flächenebene lassen sich mit diesem Verfahren der Bilanzierung nicht saldieren, da die Zufuhrgrößen (Zufuhr durch C-Assimilation und Rhizodepositionen etc.) quantitativ nicht erfasst werden können. Als Teilansätze (VDLUF, 2004) für die C-Bilanz sind vereinfachte Schätzverfahren bezüglich der bewirtschaftungsbedingten Veränderung der Humusvorräte der Böden verfügbar. Die Humusbilanzierung stellt der Humuszufuhr über die Reproduktionsleistung organischer Materialien (Erntereste, Wirtschaftsdünger etc.) den anbauspezifischen Humusbedarf gegenüber und prognostiziert damit die längerfristig zu erwartende Veränderung der Humusvorräte. Für die Berechnung der Humusbilanz werden nur relativ leicht zu erhebende Bewirtschaftungsdaten benötigt, die in gut geführten Betrieben verfügbar sind (Autorenkollektiv, 1977; Körschens & Schulz, 1999; Leithold et al., 1997).

3.1.3 Bilanz- und prozessorientierte Modellierung

Die Dynamik des C- und N-Umsatzes wurde mit folgenden Methoden untersucht: In der FAM-Inventurphase (1990–1992) und -Hauptphase (1993–1997) wurden Einzelprozesse analysiert und vorhandene Modelle weiterentwickelt. In der FAM-Integrationsphase (1999–2003) wurden die Ergebnisse der Einzelprozesse zusammengeführt, um sie in die Modellentwicklung zu integrieren. Darauf aufbauend wurde eine flächen- und raumbezogene Bilanzierung und Modellierung durchgeführt. Die erhaltenen Simulationsergebnisse wurden mit den erhobenen Messdaten verglichen, um die Modelle zu testen und gegebenenfalls zu verbessern bzw. anzupassen.

passen. Zusätzlich zur Systemanalyse wurden mit Modellansätzen die im Untersuchungsgebiet erhobenen Messdaten zeitlich und räumlich extrapoliert, so dass damit auch der C- und N-Umsatz der Region um Scheyern simuliert und prognostiziert werden konnte.

Das verfolgte Modellierungskonzept unterschied zwei sich ergänzende Modellansätze; die bilanzierte Betriebsmodellierung und die prozessorientierte Systemmodellierung. Die bilanzierte Betriebsmodellierung ermittelte anhand der erhobenen Stoffzufuhren bzw. Stoffabfuhrten entsprechende Betriebs-, Flächen- und Stallbilanzen, um Aussagen über Stoffüberschüsse bzw. Stoffverluste zu gewinnen, wobei hierfür auch mehrjährige Zeiträume betrachtet wurden. Ziel der prozessorientierten Modellierung des C- und N-Umsatzes war die standortbezogene Beschreibung von Prozessen, die als Indikatoren zur Beschreibung der Entwicklung von Agrarökosystemen gelten können (wie z.B. der Umsatz der organischen Bodensubstanz oder die N_2O -Emissionen aus den Böden).

Bilanzorientierte Modellierung. Die Voraussetzung der Berechnung von Betriebs-, Flächen- und Stallbilanzen für den gesamten Untersuchungszeitraum ist die Erhebung und Aufzeichnung der gesamten Zu- und Abfuhrten (an Stoffen), die die Betriebe jedes Jahr durchlaufen haben. Aus der Differenz erhält man Stoffsal- den, die hier für jedes Jahr berechnet wurden. Somit liegen sowohl jährliche als auch mehrjährige Mittelwerte für jeden Schlag bzw. für die gesamte bewirtschaftete Fläche vor. Wenn wenigstens eine gesamte Fruchtfolge einbezogen wird, erhält man gesicherte Aussagen als durch die Salden einzelner Jahre. Sind die Salden positiv, so stellen sie ein Verlustpotenzial dar.

Mit REPRO (Kürzel für ‚Reproduktion der organischen Substanz‘) stand ein Modell zur Abbildung von Stoffflüssen in landwirtschaftlichen Betrieben zur Verfügung. Dieses Stoffbilanzierungs- und Indikatorenmodell wurde am Institut für Acker- und Pflanzenbau der Universität Halle (Diepenbrock et al., 1997–1998; Hülsbergen et al., 2000, 2002) eingesetzt und weiterentwickelt. Ursprünglich für ostdeutsche Trockengebiet entworfen, sollte es für die Betriebssysteme des südbayerischen Tertiärhügellandes angepasst werden. Hierfür bot das umfassende Angebot von Daten zur Bewirtschaftung, zum Nährstoff-Haushalt der Böden und den Wechselbeziehungen mit der Hydro- und Atmosphäre ideale Voraussetzungen. Dieses Modell ist modular aufgebaut und ermöglicht die Verknüpfung von Bilanz- gliedern. Bei innerbetrieblichen Flüssen sind die Ausgabemengen eines Kompartiments die Eingabemengen eines anderen Kompartiments. Damit kann von praktisch leicht zu ermittelnden auf schwer zu ermittelnde Größen geschlossen werden (z.B. Anfall organischer Düngung in der Tierhaltung oder symbiotische N-Fixierung). Mit REPRO wurde die Bilanzierung mittels Zufuhr-/Abfuhrrechnung und unter ergänzendem Stammdaten-Einsatz auf betrieblicher und regionaler Ebene durchgeführt. 2002 und 2003 erfolgten Überprüfungen der Eingabedaten und Dokumenta- tion der Flächen- und Hoflor-Bilanzierung der beiden Betriebe. Als Gebietsreferenz wurden von weiteren Betrieben für ökologische und konventionelle Wirtschafts-

weise die Betriebsdaten durch Befragung erhoben und mit REPRO (Aktualisie- rungsversion 64) bilanziert (Schmid, 2002). Des Weiteren erfolgte eine Überprü- fung, Korrektur und Ergänzung der Betriebsdaten nach Ackerschlagkarteten, Feld- tagebüchern und anderen Aufzeichnungen (Gerl, 2003) und die Berechnung der Stoffbilanzsalden aus Zufuhr- und Abfuhrdaten. Diese Berechnung führte auf den Betriebsdaten, die über die Hofwaage² erhalten wurden, d.h. eine jährliche Erhe- bung mit Auflösung auf Schlagebene. Diese hier verwendete Datenbasis wurde 2003 nochmals überprüft, um korrigierte Daten ergänzt (z.B. Nährstoffgehalte in Gülle, Saatgut) und die Stoffumsätze wurden auf dieser Basis (Hofwaage, Konzen- trationsmessungen) berechnet (Kainz, 2003)². Dabei wurden nur die Jahres-Bilanz- salden mit den Gehalten im A_p der Ackerflächen miteinander in Beziehung gesetzt. Eine betriebsumfassende, teilschlagspezifische Darstellung ist aufgrund der Betriebsdatenlage nicht möglich.

Prozessorientierte Modellierung. Grundlage für die prozessorientierte Simulation der Nährstoffdynamik und des Kulturpflanzenwachstums auf einzelnen Acker- schlägen des FAM war das Modellsystem Expert-N (Baldioli et al., 1995; Stenger et al., 1999). Das Modellsystem wurde in der FAM-Hauptphase entwickelt (Engel & Priesack, 1993; Sperr et al., 1993), so dass insbesondere die Teilmodelle zum Umsatz der organischen Bodensubstanz sowie der N-Mineralisierung im Boden anhand von experimentellen Daten zu den Böden des Versuchsguts Scheyern getestet und verbessert werden konnten (siehe z.B. Stenger, 1996; Stenger et al., 1996 für den Modellansatz nach LEACHN (Hutson & Wagenet, 1992; Wang, 1997; Wang & Engel, 2002) und für den Ansatz nach dem Modell CERES (Jones & Kiniry, 1986; Ritchie & Godwin, 1989)). Hierzu dienen vor allem die mehrjäh- rigen Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Dynamik von mineralischem Stickstoff (N_{min}) an verschiedenen Messpunkten im 50×50 , 10×10 und 2×2 m-Raster (Stenger et al., 1993; Stenger et al., 1998).

Zur besseren Abschätzung und zur Prognose von N_2O -Emissionen aus Böden wurde ein N_2O -Transportmodell als ein weiteres Teilmodell von Expert-N ent- wickelt. Es beschreibt neben dem N_2O -Transport in der Gas- und Bodenlösungs- phase die N_2O -Produktion während der Nitrifikation und der Denitrifikation und berücksichtigt Effekte der Zyklen von Frieren und Tauen sowie von Austrocknung und Wiederbefeuchtung (Haberbosch et al., 1996, 1997, 2001; Priesack et al., 1998, 1999). Grundlage der Modellentwicklung waren die umfangreichen Datensätze zu N_2O -Emissionen auf verschiedenen Standorten des Versuchsguts Scheyern (Flessa et al., 1995; Ruser et al., 1998; Dörsch, 2000).

Für die Modellierung und Simulation der Entwicklung und des Wachstums sowie der Erträge der Kulturpflanzenbestände (Weizen, Gerste, Mais, Kartoffel, Sonnenblume) wurde ausgehend von dem Expert-N Modellkonzept (Sperr et al.,

² Zufuhr: Saatgut, Dünger (min.+org.) und Reststoffe (z.B. Sortierabfälle) abzüglich der Erntegüter.

1993) ein neues, modular aufgebautes, generisches Pflanzenmodell entwickelt und in das Modellsystem Expert-N integriert (Wang, 1997; Wang & Engel, 2002; Gayler et al., 2002). Seine Anwendbarkeit und Effizienz für die Wachstumsprognose konnte anhand der teilweise flächenhaft erhobenen Daten zum Pflanzenbiomassewachstum und zum Ertrag gezeigt werden (Wang & Engel, 2002; Gayler et al., 2002).

Mit Beginn der Hauptphase im FAM erhöhte sich die Komplexität der Landbewirtschaftung durch den vermehrten Anbau von Zwischenfrüchten und der Anwendung reduzierter Bodenbearbeitung. Somit mussten für die Modellierung der C- und N-Umsätze in Agrarökosystemen zusätzliche Eingabevariablen abgeschätzt werden. Vor allem der N-Entzug und die N-Rücklieferung durch die Zwischenfrüchte sowie der Abbau abfrierender, aber nicht eingearbeiteter Zwischenfrüchte sind modellsensitive Prozesse, für die Eingangsdaten wie z.B. der Zeitpunkt des Einsetzens des Prozesses berechnet wurden. Mit der Modifikation des FAM-Modellkonzepts für die Integrationsphase des FAM und der damit stärker raumbezogenen Modellierung sollte durch die Verknüpfung der an Einzelstandorten parametrisierten Pflanzenmodelle mit dem flächenbezogenen Stofftransportmodell untersucht werden, inwieweit aus Informationen über Reliefgradienten und über die flächenhaft erfasste Verteilung der Biomasse Rückschlüsse auf Bodeneigenschaften oder Wasser- und Stoffflüsse möglich sind.

Zur Modellierung des C- und N-Umsatzes in Agrarökosystemen sind zwei Modellgruppen zu unterscheiden: Die Modelle, die das Wachstum der Pflanzen bzw. der Pflanzenbestände beschreiben und die Modelle, die den Umsatz der organischen Substanz im Boden abbilden. Dies entspricht der Beschreibung des C- und N-Kreislaufs in Agrarökosystemen, d.h. der Beschreibung des Aufbaus organischer Substanz mit der Fixierung von C und N (Pflanzenwachstumsmodelle) sowie des Abbaus organischer Substanz mit der Mineralisierung von C und N (Umsatzmodelle von organischer Bodensubstanz und Pflanzenrückständen).

Weltweit wurden zahlreiche Modelle zur Simulation des Umsatzes der organischen Substanz in Böden entwickelt (siehe z.B. Falloon & Smith, 2000). Sie wurden meist sowohl für Waldböden als auch für Agrarböden angewandt. Zur Simulation des Umsatzes in den Agrarböden des Versuchsguts Scheyern konnten einige der bekanntesten Umsatzmodelle in das Modellsystem Expert-N integriert, angepasst und teilweise weiterentwickelt werden. So stehen in Expert-N derzeit die Umsatzmodelle der Modelle CERES (Godwin & Jones, 1991), DAISY (Svendsen et al., 1995), DNDC (Li et al., 1992), NCSOIL (Molina et al., 1983) und SOILN (Johnsson et al., 1987) sowie die eigenen Weiterentwicklungen (Berkenkamp, 2002) für die Auswahl zur Verfügung. Letztere betrafen vor allem die Beschreibung der Effekte der Bodenbearbeitung auf die Einarbeitung von Pflanzenresten (Schaaf, 1998) sowie die Beschreibung der Mineralisierung von Pflanzenresten, die sich auf der Bodenoberfläche befinden (Berkenkamp, 2002). Dies umfasst abgefrorene Zwischenfrüchte, nach der Ernte stehende gebliebene Halme und auf der Bodenoberfläche als Erosionsschutz aufliegende Pflanzenreste.

Als Pflanzenwachstumsmodelle wurden Modellversionen der CERES-Familie für Mais (Jones & Kiniry, 1986), Weizen und Gerste (Ritchie & Godwin 1989) sowie Sonnenblumen (Villalobos & Hall, 1989) und eine Version des Modells SUCROS mit Modellparametrisierungen für Weizen, Gerste, Mais, Kartoffel, Zuckerrübe (van Laar et al., 1992; Vanclooster et al., 1994) in Expert-N eingebunden. Darüber hinaus wurde das eigene, neuentwickelte generische Pflanzenmodell, das Modell SPASS (Wang, 1997; Wang & Engel, 2000; Gayler et al., 2002), für die Fruchtarten Weizen, Gerste, Mais und Kartoffel parametrisiert und vielfach anhand der Datensätze aus dem Versuchsgut Scheyern überprüft. Ziel der Eigenentwicklungen war eine strikte Modularisierung des Pflanzenwachstumsmodells in die Teilprozesse der Photosynthese, der Steuerung der Pflanzenentwicklung, des Wachstums mit der Allokation der C-Assimilate, der Wurzelprozesse und der Bestandesformation. Im Zentrum der Entwicklung stand dabei der Vergleich, die Kombination und die Überprüfung unterschiedlicher Modellansätze zur Beschreibung dieser Teilprozesse sowohl aus den CERES- und SUCROS-Modellen als auch aus weiteren Modellen wie z.B. dem Modell NWHEAT (Groot & de Willigen, 1991; siehe auch Engel et al., 1993 für einen Überblick von Simulationsmodellen zur Beschreibung der Stickstoffdynamik in Agrarökosystemen).

3.1.4 Gemeinsame Versuchsanlage zum Messen und Modellieren der C- und N-Umsätze

Zur Untersuchung der C- und N-Pools, des Umsatzes organischer Substanz und mikrobieller Biomasse im Boden und der mikrobiellen Funktionen und der Spurengase wurde unter Beteiligung von vier Teilprojekten ein integrierter Feldversuch angelegt (Tab.3.3).

Tab. 3.3 Untersuchungsprogramm der den CN-Umsatz untersuchenden Teilprojekte (ab 1999) auf einem integriert (A17) und einem ökologisch (A9) bewirtschafteten Schlag (v. Lützow et al. 2001, ergänzt)

TP	Untersuchungsschwerpunkte		Standorte	
	flächen-repräsentativ	prozess-orientiert	flächen-repräsentativ	prozess-orientiert
CN 1	Isolierung und Charakterisierung der C- und N-Pools	A17	A9	A17
CN 2	Umsatz organischer Substanz und mikrobieller Biomasse	A17	A9	A17
CN 3	Funktionelle Diversität der Mikroorganismen des Bodens	A17	A17	A17
CN 4	Spurengase (N ₂ O, CO ₂ , CH ₄)	A17	A9	A17

Die Auswahl der Flächen und Messparameter wurde von den TP CN 1, 3 und 4 sowie LT6 (Nutzungsstrategien, Leguminosen; Heuwinkel et al., 2002) und WS2

(Bestandstranspiration und Nitratauswaschung; Schmidhalter et al. 2002; Duda, 2002; Duda et al. 2002) mit dem gemeinsamen Kriterium ‚Flächenrepräsentativität‘ getroffen (FAM-Jahresberichte, 1999ff). Die mehrjährige Ertragshebung (1995, 1996, 1998) ermöglichte die Auswahl von Teilflächen innerhalb des Schlages (A17) mit konstant hohen bzw. niedrigen Erträgen (Abb. 3.2).

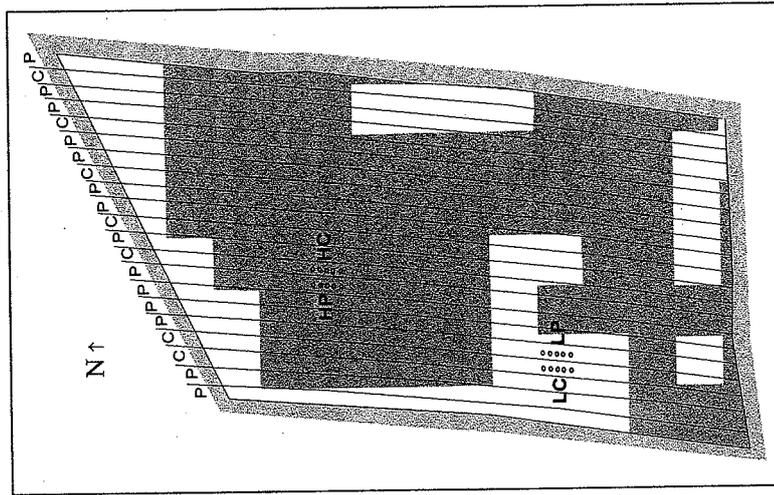


Abb. 3.2 Versuchsanlage des Bewirtschaftungsversuchs auf Schlag A17 im integrierten Landbau. Kreise: Anordnung der Kammern zur Gasprobenentnahme; P: teilflächenspezifisch bewirtschaftete Streifen, C: flächeneinheitlich bewirtschaftete Streifen; weiß: Niedrigertragsbereiche; dunkelgrau: Hochertragsbereiche (Sehy, 2004)

Sie lagen bei 122 Prozent (Hohertrag) des Durchschnittsertrages auf einem Kolluvium aus lehmigen Abschwemm-Massen in der Erosionsrinne bzw. bei 85 Prozent (Niedrigertrag) auf einer Braunerde in Kuppen-Lage (Sehy, 2004, dort auch umfassende Beschreibung von Standort und Versuchskonzept; Wessels, 2004). Bereiche mit Erträgen über 95 Prozent des Durchschnittsertrags wurden als Hohertragsbereiche (H) und Bereiche mit Erträgen unter 95 Prozent des Durchschnittsertrags als Niedrigertragsbereiche (N) definiert. Auf diesem Schlag im integrierten Betrieb wurde im Jahr 1999 erstmals teilflächenspezifisch bewirtschaftet (Präzisionslandwirtschaft, ‚Precision Farming‘) mit einer konventionellen (C) und teilflächenspezifischen (P) Variante in je 7,5 m breiten randomisiert verteilten Streifen.

Tracerverseuche mit ¹³C- und ¹⁵N-markierter Streu und Isotopenverdünnungsansatz. Das prozessorientierte Programm umfasste Feldversuche mit ¹³C- und ¹⁵N-markierter Gründung (Senf), die in den Boden parzellenweise eingearbeitet wurde (Tracer). In den nachfolgenden zwei Jahren wurden die C- und N-Flüsse anhand der Isotopengehalte in den verschiedenen Pools des Bodens auf ausgewählten Flächen mit mehrjährig hohem und niedrigem Ertrag des Schlages A17 (Abb. 3.2) gemessen. Untersucht wurde: ¹³C und ¹⁵N der POM und der mineral-assoziierten Fraktionen, ¹³CO₂, ¹³C_{mic}, ¹³C-DOM, ¹⁵N_{imm}, ¹⁵N_{mic}, ¹⁵N₂O (Kölbl & Kögel-Knabner, 2002a, b und 2003; Jimenez, 2000; Sehy, 2004). Der Einsatz isotopisch markierter Streu ist eine bewährte Methode, mit welcher der Streuumsatz in den verschiedenen Pools bzw. Fraktionen qualitativ und quantitativ verfolgt werden kann. Es sind damit insbesondere Aussagen zu den schnellen, dynamischen CN-Umsätzen möglich. Es ist jedoch ein relativ hoher monetärer (Isotopenmarkierung) und apparativer Einsatz (Massenspektrometer) notwendig.

Identifizierung und Charakterisierung von Pools organischer Substanz. Ziel dieses Projekt-Bereiches war es, C- und N-Pools und insbesondere das Verhältnis von labilen Fraktionen (und deren Dynamik) am Standort Scheuern in Bezug zur landwirtschaftlichen Nutzung zu charakterisieren und flächenrepräsentativ zu beschreiben. Zur Abschätzung der Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse (Humusdynamik) ist es erforderlich, die verschiedenen belebten und unbelebten C- und N-Pools der Böden zu erfassen und ihre chemische Zusammensetzung zu analysieren (Kögel-Knabner & Münch, 2002).

Physikalische Fraktionierung. Basierend auf den Fraktionierungskonzepten von Golchin et al. (1994) und Schmidt et al. (1999) wurde eine für die Böden Scheuern optimierte Dichte- und Korngrößenfraktionierung zur Gewinnung von mineral- und nichtmineralgebundener organischer Substanz (OS) entwickelt (Kölbl & Kögel-Knabner, 2003). Diese Methode ermöglicht die Isolierung von schnell, intermediär und langsam reagierenden C- und N-Pools. Die Optimierung der Methode lag hauptsächlich in der Verwendung feidfeuchter Aggregate, die einen natürlichen Durchmesser von bis zu 6,3 mm aufwiesen. Eine Lufttrocknung der Aggregate und anschließende Siebung auf 2,0 mm hätte zu einem künstlichen Aufbrechen natürlicher Aggregate geführt, was eine Freisetzung von eingeschlossenen Materialien vor der eigentlichen Aggregatzerstörung zur Folge gehabt hätte. Die zweistufige Dichtefraktionierung (vor und nach Ultraschall-Aufschluss) erlaubt die Trennung des freien, nicht in Aggregaten eingeschlossenen partikulären organischen Materials (freies POM) von der in Aggregaten eingeschlossenen, (okkludierten) POM-Fraktion.

Für die Böden Scheuerns hat sich eine Ultraschall-Energie von 450 J ml⁻¹ bewährt, die zum einen eine vollständige Zerstörung der Aggregate gewährleistet, zum anderen aber noch nicht zu einer Ablösung mineralgebundener organischer Stoffe führt. Zusammengefasst wurden aus dem Bodenmaterial folgende Fraktionen gewonnen (Tab. 3.4):

Tab. 3.4 Fraktionen und Methoden

Pool	Grobfractionen	Korngrößen	Feinfraktionen	Kürzel	Gewinnungsmethode
aktiv	Leichtes, partikuläres organisches Material (Dichte < 1,8 g cm ⁻³)		Freies partikuläres organisches Material okkludiertes organisches Material	POM	Dichtefraktionierung vor Aggregatzerstörung
passiv	Mineralgebundenes organisches Material (Dichte > 1,8 g cm ⁻³)	2000-20 µm	Sand + Grobschluff	SgU	Nasssiebung
		20-6,3 µm	Mittelschluff	mU	Sedimentation
		6,3-2,0 µm	Feinschluff	fU	(Atterbergzyklinder)
		2,0-0,2 µm	Grobton	gT	
		0-0,2 µm	Feinton	fT	Zentrifugation

Durch die Isolierung und Untersuchung beider POM-Fraktionen kann z.B. die Wirkung von veränderten Bewirtschaftungsmaßnahmen auf schnelle bis intermediäre Pools einfach und frühzeitig sichtbar gemacht werden (Chan, 2001; Six et al., 2002). Veränderte Bewirtschaftungsmaßnahmen führen neben veränderten Stoffumsätzen im Boden oft auch zu Änderungen im Streueintrag, was sich zuerst in der sehr streuähnlichen POM-Fraktion widerspiegelt. Veränderungen in Menge und Zusammensetzung der Streu werden erst nach langwierigeren Umsetzungsprozessen, d.h. nach Jahren oder Jahrzehnten, in nennenswertem Maße in den mineralgebundenen Fraktionen sichtbar (passiver Pool). Während die Gewinnung der POM-Fraktionen relativ schnell und einfach durchführbar ist, gestaltet sich die Gewinnung der mineralassoziierten Fraktionen mittels Siebung und Sedimentation sehr zeitaufwändig und ist nur bei entsprechend komplexer Fragestellung zu reichten.

Quantitative und qualitative Analytik der CN-Pools aus der Bodenfestphase (CN und CPMAS ¹³C NMR). Neben der Fraktionierung der Bodenproben war zusätzlich ihre chemische Charakterisierung zur Identifikation der für den FAM wesentlichen CN-Pools erforderlich. Daher wurden sowohl der Gesamtboden als auch die Bodenfraktionen quantitativ und qualitativ Analysen unterzogen: Mittels CN-Analyser (Elementar Vario EL) wurden Böden und ihre Fraktionen auf ihre C- und N-Gehalte untersucht. Hierdurch wurden Mengen und Verteilungen der organischen Substanz im Boden sowie innerhalb der Bodenfraktionen festgestellt. Die Analysen der Anteile an Alkyl-, O-Alkyl-, Aryl- und Carbonyl-C mittels CPMAS ¹³C NMR Spektroskopie (Bruker NMR-200) gaben Auskunft über die Zusammensetzung und den Abbaugrad der organischen Substanz im Boden und in den Bodenfraktionen (Leifeld et al., 2000 und 2001; Kölbl & Kögel-Knaabner, 2002 a und b, 2003).

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und Humifizierungsindex. Um im Rahmen des FAM eine möglichst vollständige Beschreibung der C-Kreisläufe erarbeiten zu können, war auch die Analyse der gelösten C-Anteile notwendig. Bodenextrakte wurden mittels eines TOC-Autoanalyzers (Shimadzu 5050 A) auf ihre Menge an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) untersucht. Der Humifizierungsindex gibt Auskunft über die DOC-Qualität und wird aus dem Fluoreszenzspektrum der DOC-Extrakte ermittelt (Zsolnay, 1997). Die DOC-Messung ist eine schnell durchführbare, einfache und gut reproduzierbare Standardmethode. Der Humifizierungsindex liefert wertvolle Zusatzinformationen zum Zustand und Abbaugrad der gelösten organischen Substanz (Jimenez et al., 2000). Je höher der Humifizierungsindex, desto größer der relative Anteil an höher kondensierten Verbindungen. Je höher der Kondensationsgrad von DOC, desto stärker ist es bereits umgesetzt und somit gegen mikrobiellen Abbau stabil.

Bestimmung der mikrobiellen Biomasse, ihrer Struktur und ihres Umsatzes. Die mikrobielle Biomasse im Boden wurde in mehreren FAM-Teilprojekten (B8, O4, CN2) mit der Fumigations-Extraktionsmethode (FEM) nach Brookes et al. (1985) bestimmt. Sie ist eine Standardmethode der Boden-Mikrobiologie, gut reproduzierbar und erlaubt eine Bestimmung der Isotopengehalte der mikrobiellen Biomasse im Boden (Hart & Myrold, 1996; Jimenez, 2000). Mit der FEM werden der aus der mikrobiellen Biomasse freigesetzte extrahierbare C und N als Differenz von fumigierten und nicht fumigierten Aliquoten („Biomasse-Flush“) direkt aus dem Boden extrahiert (Brookes et al., 1985; Jimenez, 2000). Mit dieser Methode können die Mengen an mikrobiellem C und N sowie bei isotopischer Anreicherung mikrobieller Substrate (¹⁵N, ¹³C) die Substratumsätze und deren Quellen bestimmt werden (v. Lützow & Palojarvi, 1995; Pothoff et al., 2003). Aus der jahreszeitlichen Dynamik (McGill et al., 1986; v. Lützow & Ottow, 1994) oder aus dem Umsatz einer markierten Substanz (Chaussod et al., 1988; Jenkinson & Parry, 1989) lässt sich der Biomasseumsatz und somit der mikrobiell gesteuerte Nährstofffluss berechnen (Kap 3.2.5). C_{mic}/C_{org}-Gehalte von Frühjahrsprobenahmen können den vorhandenen Pool an labilen Pflanzennährstoffen beschreiben und geben somit Auskunft über das Nährstoffnachlieferungspotenzial der Böden (v. Lützow et al., 2002). Inwiefern diese Nährstoffe pflanzenverfügbar sind, hängt jedoch von externen Faktoren wie beispielsweise dem Klima oder der Bearbeitung ab.

Mittels Phospholipidfettsäure-Muster (PLFA, Zelles et al., 1992) können gute Aussagen zur mikrobiellen Biomassestruktur getroffen werden. Dies ist ebenfalls eine gut reproduzierbare, allerdings auch sehr aufwändige Methode, die nur für einzelne, spezielle Fragestellungen geeignet ist. Das Substratverwertungsmuster (BILOG, Zak et al., 1994) gibt zusätzlich Informationen zu den physiologischen Funktionen der mikrobiellen Biomasse. In Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften (z.B. reduzierende Bedingungen) ist diese Methode störungsfähig und in ihrer Aussagekraft eingeschränkt. Durch die Kombination beider Methoden konnten im FAM veränderte Zusammensetzungen der Mikroorganismenpopulationen

infolge des Einsatzes unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme aufgezeigt werden (TP B8, Humusdynamik).

Neben diesen Methoden, die die Menge, Struktur und Funktion der mikrobiellen Biomasse selbst beschreiben, dient die Bestimmung der gasförmigen C- und N-Emissionen als Maß für die aktuelle Aktivität der mikrobiellen Biomasse oder eines bestimmten Teils der mikrobiellen Biomasse. Emissionen von CO₂, N₂O und die Aufnahme oder Abgabe von CH₄ geben Auskunft über die zeitliche und räumliche Variabilität der aktuellen mikrobiellen Biomasseaktivität. Im Rahmen des FAM wurden CO₂-Flüsse mit zwei unterschiedlichen Kammer-Systemen untersucht (TP CN2, Jimenez et al., 2000). Die Methoden zur Messung der Emissionen von CH₄ und N₂O sind in Kap. 3.1.5 „Klimarelevante Spurengasflüsse“ näher beschrieben.

Tab. 3.5 gibt eine zusammenfassende Übersicht zu den verwendeten Methoden und ihrem zeit- und raumbezogenen Einsatz im FAM. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass zahlreiche Methoden für die Forschung verbessert werden konnten; für die (landwirtschaftliche bzw. beratende) Praxis sind sie auf Grund des Aufwands und der entsprechenden Kosten etc. nicht geeignet.

3.1.5 Ermittlung von Flüssen klimarelevanter Spurengase

Die N₂O- und CH₄-Emissionen wurden in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf ganzjähriger Basis quantitativ erfasst. Darauf basierend wurden Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Treibhausgase aus der Landwirtschaft abgeleitet.

Geschlossene-Kammer-Methode. Zur Bestimmung der Spurengasflüsse wurde die „Geschlossene-Kammer-Methode“ nach Hutchinson und Mosier (1981) verwendet; zum Aufbau der Gassammelhauben sowie zur Berechnung der Gasflussraten siehe Flessa et al. (1995). Die Messungen der Spurengas-Konzentrationen erfolgten an einem Gaschromatografen (GC) mit Ni⁶³-Elektronen-Einfangdetektor (ECD) und Flammenionisations-Detektor (FID), die GC-Konfiguration ist bei Loftfield et al. (1997) beschrieben. Die Probenahme erfolgte in mindestens wöchentlichem Rhythmus und nach Ereignissen, die erhöhte Gasflüsse erwartet ließen. Um die zeitliche Variabilität der Gasflüsse höher aufzulösen, wurde ein vollautomatisiertes semi-kontinuierliches Feldlabor eingerichtet (Flessa et al., 2002 b). Die wesentlichen Vorteile der Kammermethode gegenüber der mikrometeorologischen Bestimmung der Spurengasflüsse, die ebenfalls häufig angewendet wird, bestehen in der niedrigen Nachweisgrenze (ca. 2 ng N₂O-N m⁻² s⁻¹) und der Unabhängigkeit von Witterung und Topografie. Außerdem bietet die kleine beprobte Fläche die Möglichkeit, 'hotspots' im Feld zu erfassen. Nachteile sind vor allem der große Messaufwand sowie die erforderliche Interpolation der gewonnenen Daten, um eine Aussage über die Verteilung in der Fläche zu erhalten.

Tab. 3.5 Im FAM verwendete Methoden zu Umsatz und Pools von C und N

Methoden	Kurzbegriff	Ziel	Zeitbezug	Messfrequenz	Messzeitraum	Raumbezug
Physikalische Fraktionierung	Quantitative und qualitative Analytik der CN-Pools	Differenzierung von CN-Pools	jährlich	ab 1999	Versuchspartelle (A04, A09, A17)	Rasterpunkt
DOC, Humifizierungsindex	Menge und Zusammensetzung gelöstes CN-Pools	wöchentlich	Vegetationsperiode 1999	Schlag (A09, A17)	flächentreppentypisch	flächentreppentypisch
mikrobielle Biomasse	Menge, Struktur und Umsatz der mikrobiellen Biomasse	Freiland, wöchentlich	Vegetationsperiode 1999	Schlag (A09, A17)	flächentreppentypisch	flächentreppentypisch
Isotopen-Verdünnungsansatz	C- und N-Flüsse anhand der Isotopengehalte in versch. den Pools des Bodens	Freiland, wöchentlich	Vegetationsperiode 1999	Schlag (A09, A17, A18)	flächentreppentypisch	flächentreppentypisch
Inkubation ungestörter Bodensäulen (Mikrokosmen)	Ermittlung der Nettoimmortalität	Freiland, wöchentlich	Vegetationsperiode 1999	Schlag (A09, A17, A18)	flächentreppentypisch	flächentreppentypisch
Expert-N Modellierung mit	Simulation der Nährstoffdynamik	Freiland, wöchentlich	Vegetationsperiode 1999	Schlag (A09, A17, A18)	flächentreppentypisch	flächentreppentypisch
Expert-N Modellierung mit	Simulation des N-Kreislaufs	Freiland, wöchentlich	Vegetationsperiode 1999	Schlag (A09, A17, A18)	flächentreppentypisch	flächentreppentypisch

Vergleichende Untersuchungen der beiden Methoden haben gezeigt, dass die Ergebnisse auf bodenkundlich homogenen Flächen sehr gut übereinstimmen (Christensen et al., 1996). Trotzdem bieten mikrometeorologisch erfasste Daten mehr Sicherheit, was die Aussage über die Fläche betrifft. Nach der Installation der Messgeräte hat diese Methode einen vergleichsweise geringen Arbeitsaufwand. Die wichtigsten Nachteile der Mikrometeorologie sind die witterungsbedingte und teilweise auch topografische Abhängigkeit. Außerdem erlaubt sie aufgrund der großen Fläche, über die integriert wird, keine hotspot-Messungen.

Mikrokosmen-System und Emissionsfaktor. Für Prozessstudien im Labormaßstab wurde im Rahmen der FAM-Arbeiten zudem ein automatisiertes Mikrokosmensystem für Bodensäulen entwickelt (Hantischel et al., 1994). N₂O-Emissionen reagieren sehr schnell und deutlich auf Bewirtschaftungsmaßnahmen. Da die N₂O-Freisetzung mit steigenden Nitratgehalten des Oberbodens zunimmt, hat sie eine hohe Aussagekraft hinsichtlich der Effizienz von N-Düngung und Bewirtschaftung. Die N₂O-Freisetzung hängt stark von der Verteilung von Wasser und Nitrat im Boden ab, während der Bodentyp lediglich von untergeordneter Bedeutung ist. Für Forschungszwecke ist die Methode sehr gut einsetzbar, für die Anwendung durch Praktiker ist sie nicht geeignet.

Weltweit werden N₂O-Emissionen vom IPCC (1997) mittels eines von Bouwman (1996) bestimmten Emissionsfaktors über die Gesamtmenge an eingetragenen N abgeschätzt. Dieser besagt, dass innerhalb eines Jahres 1,25 Prozent der Gesamt-N-Zufuhr (Σ_N aus Düngung, Atmosphäre, Ernteresten, N₂-Fixierung über Leguminosen usw.) wieder als N₂O emittiert werden. Bouwman (1996) berechnete eine Spanne von 1,25 Prozent +/- 1 Prozent. Im Vergleich dazu berechneten Flessa et al. (2002 a) einen Faktor von 2,53 Prozent und Sehy (2004) einen Faktor von 2,7 Prozent. Beide Berechnungen stützten sich auf Ergebnisse von Spurengasmessungen, die unabhängig voneinander und ausschließlich in Scheyern im Rahmen des FAM durchgeführt wurden.

Modell zur Simulation der N₂O-Emissionen aus Böden. Zur Analyse der an einzelnen Standorten gemessenen N₂O-Emissionen und zur Prognose von N₂O-Emissionen an benachbarten Standorten wurde ein Modell entwickelt, das den Transport und die Produktion von N₂O in Böden beschreibt. Es wurde angenommen, dass sich N₂O bei der Verlagerung im unmittelbaren Gleichgewicht zwischen der Gas- und Bodenlösungsphase befindet, und dass sich die N₂O-Produktion während der Nitrifikation bzw. während der Denitrifikation mit einfachen Ansätzen (wie beispielsweise Kinetiken 1. Ordnung) beschreiben lässt. (Haberbosch et al., 1996; Priesack et al., 1998). Zusätzlich mussten die Effekte durch Austrocknung und Wiederbefeuchtung sowie durch Einfrieren und Tauen des Bodens berücksichtigt werden, so dass insgesamt ein neuartiges Modell zur Beschreibung der N₂O-Dynamik im Boden und an der Bodenoberfläche entstanden ist.

Tab. 3.6 Messung der Spurengasflüsse von N₂O und CH₄ mit dem Ziel der ganzjährigen Bestimmung von Netto-Gasflüssen und der Identifizierung der maßgeblichen Steuergrößen zur Ableitung von Maßnahmen zur Reduktion der Spurengasemissionen.

Quelle	Spurengasflüsse in Abhängigkeit von	Bodenarten	Einzel-	Systemebene	Messzeitr.	Messfrequenz	Geschlossene-Kammer (manuell)	Geschlossene-Kammer (automatisiert)	Mikrokosmen	Batch-Ansatz
Flessa et al. (1995), Dörsch (2000)	Bodenvariabilität und Landbauform	IS/TL	A03 (RP 130180, 130200), A18 (RP 260180, 270210)	Acker	1992-1994	Wöchentlich, ereignisbezogen	Geschlossene-Kammer (manuell)	Geschlossene-Kammer (automatisiert)	Mikrokosmen	Batch-Ansatz
Flessa et al. (1996 a), Dörsch (2000), Kamp (1998)	Tierausscheidungen	IS	(RP 230280)	Weide	1993					
Kamp (1998)	Bodenerwärmung	UL		Acker, Brache	1994-1996					
Stolz (1997)	Leguminosenanbruch	L		Acker, Parz.	1997					
Ruser et al. (1998, 2001), Ruser (1999)	Fruchtart, N-Düngung und Bodenverdichtung	UL		Acker	1995-1997					
Sehy et al. (2003), Sehy (2004)	Landbauform, Exposition und Präzisionslandwirtschaft	US	A09, (RP 200240), A17	Acker	1999-2001					
Flessa et al. (2002 b)	Bodenbearbeitung und zeitliche Variabilität	L	A17, A18	Acker	1997-1998					
Flessa & Beese (1995)	Pflanzenrückständen	L		Labor						
Flessa et al. (1996 b)	N-Düngerform	L		Labor						
Kamp (1998)	Bodentemperatur, Frost/Tau	UL		Labor						
Ruser (1999)	TRD, Wassergehalt	UL		Labor						
Sehy (2004)	Frost/Tau, Substratangebot	US		Labor						
Bachthaler (2002)	Substratmenge und -qualität	UL		Labor						

Als Kenngröße für die annuelle N₂O-Emission können die vom IPCC (1997) vorgeschlagenen 1,25 Prozent (+/- 1 Prozent) des N-Eintrags herangezogen werden.

Kombiniert mit den Modellen zum N-Transport und N-Umsatz aus dem Modellsystem Expert-N kann es aufgrund der Daten zur Witterung, der Bodendaten und den Daten zur Landbewirtschaftung die N₂O-Emissionen am Standort abschätzen. Dabei wird die N₂O-Produktion im Boden im Wesentlichen anhand der simulierten Wasser-, Nitrat- und Ammonium-Gehalte sowie der Temperatur im Boden berechnet, wobei maximale N₂O-Produktionsraten vorgegeben sein müssen. Das neu entwickelte Modell wurde schließlich anhand von Daten aus dem Versuchsgut Scheyern, aber auch mit Daten anderer Standorte aus Schottland und den USA überprüft und mit anderen Modellen zur Berechnung von N₂O-Emissionen aus Agrarböden verglichen (Frolking et al., 1998).

Abschließend zu den N₂O-Untersuchungen gibt Tab. 3.6 eine zusammenfassende Übersicht zu den eingesetzten Methoden und zum Zeitbezug ihres Einsatzes.

3.2 Auswirkungen von Bewirtschaftung und Änderungen von Landschaftsstrukturen auf Vorräte und Umsatz von C und N

3.2.1 Auswirkung der beiden Bewirtschaftungssysteme auf C- und N-Gehalte und Vorräte

Gehalte. Die Bodeninventuren 1991 und 2001 geben Auskunft über physiko-chemische Parameter und den Stoffhaushalt des Bodens. Das Ergebnis dieser Langzeit-Beobachtung mittels Bodeninventuren wurde im Vergleich zur Auswertung durch Weinfurter (2001) und Gutser et al. (2002, 2003) sowie Gutser & Rühling (2002) durch Revision der Horizontierung, unter Einbezug der Bodenabträge durch ein Boden-Erosionsereignis 1992, korrigiert (Tab. 3.7).⁴

Tab. 3.7 Bodenchemische Parameter des A_p-Horizonts (Mittelwerte und Spannweiten) 1991 und 2001 (Gutser & Kainz, 2003)

Parameter	integrierter Betrieb (n = 116)		ökologischer Betrieb (n = 106)	
	1991	2001	1991	2001
pH	5,9 (5,0–6,8)	6,0 (4,6–6,5)	6,0 (4,6–6,8)	6,0 (4,9–6,5)
C _{org} [%]	1,39 (1,05–2,45)	1,25 (1,05–2,08)	1,50 (0,72–2,69)	1,39 (0,78–2,39)
N _t [%]	0,14 (0,04–0,23)	0,14 (0,04–0,24)	0,15 (0,08–0,26)	0,15 (0,09–0,24)
C/N-Verhältnis	10,0	8,9	10,0	9,3
A _p -Mächtigkeit [cm]	24	24	22	26

⁴Die Versorgung der Böden mit P_{CAL} und K_{CAL} war optimal bis hoch, was sich trotz der reduzierten P- und K-Zufuhr bis zum Ende des Untersuchungszeitraums nach zehn Jahren in beiden Betrieben in einer nur geringfügigen Reduzierung der P_{CAL} und K_{CAL}-Konzentrationen im Boden äußerte (Ebertseder et al., 2003).

Die pH-Werte blieben aufgrund der seit 1991 durchgeführten Erhaltungskalkungen nahezu konstant. Die Böden des ökologischen Betriebes (ÖB) wiesen höhere Gehalte an organischer Substanz (C_{org}) und Gesamt-N (N_t) auf als die integrierten Betriebe (IB). Der Rückgang der Gehalte war über die zehn Jahre in beiden Betrieben etwa gleichgerichtet (Weinfurter, 2002). Das C/N-Verhältnis der Böden verengte sich in dieser Zeit im IB (die C-Gehalte nahmen ab, die N-Gehalte blieben konstant) deutlicher als im ÖB. Die Mächtigkeit des A_p blieb von 1991 bis 2001 im IB etwa gleich, differenzierte sich jedoch aufgrund der reduzierten Bodenbearbeitung in einen oberen, bearbeiteten Horizont (Oberkrume) und einen unteren Horizont (Unterkrume) als Rest des früheren A_p. Im ökologischen Betrieb zeigte die Krume eine Tendenz zur Vertiefung, da mit der Umstellung der Bewirtschaftung in Scheyern mit zugkräftigeren Maschinen tiefer gepflügt wurde. Im Folgenden werden die Konsequenzen der Bewirtschaftungsweisen sowie die Differenzierung des Oberbodens in eine Ober- und Unterkrume durch die flache pfluglose Bodenbearbeitung im integrierten Betrieb für den C- und N-Haushalt näher dargestellt. Dazu wurden die hier angegebenen Konzentrationen (Stoffgehalte) unter Berücksichtigung von Horizonttiefen, Lagerungsdichten und Skeletgehalten in Stoffvorräte umgerechnet.

Vorräte. Im integrierten Betrieb nahmen die Konzentrationen und Vorräte an organischem Kohlenstoff innerhalb des zehnjährigen Untersuchungszeitraums mit 120 kg C ha⁻¹ im gesamten ursprünglichen Pflughorizont ab. Ernterückstände und organische Dünger wurden im integrierten System nur noch in die oberen 10 cm des Bodens (Oberkrume) eingearbeitet. Hier kam es dadurch zu einer Anreicherung von C_{org} von 125 kg C ha⁻¹. Dies ging mit einer Abreicherung in der Unterkrume (10 cm – Untergrenze A_p) mit 245 kg C ha⁻¹ (Abb. 3.3) einher.

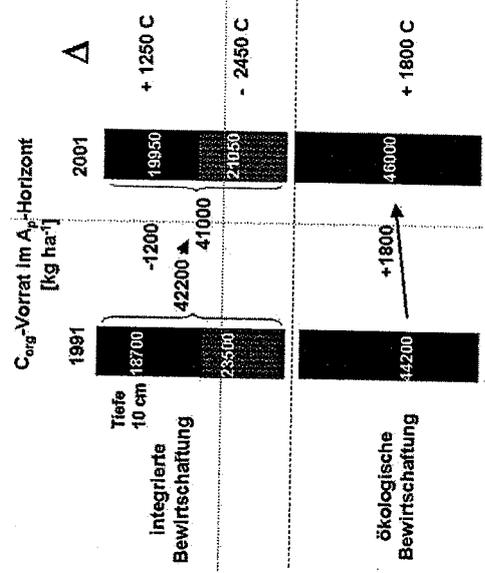


Abb. 3.3 Veränderung des C_{org}-Vorrates im Boden (Basis: Bodeninventur auf den Ackerflächen des integrierten (IB) und ökologischen Betriebs (ÖB) in Scheyern (IB n=116, ÖB n=105; Gutser & Kainz, 2003)

Durch die flachgründige Bodenbearbeitung differenzierte sich ein „neuer“ A_p , der eine deutlich geringere Heterogenität aufwies als die Krume zu Versuchsbeginn, bzw. die Unterkrume zu Projektende. Über Ernterückstände kamen in beiden Systemen etwa gleiche Mengen Kohlenstoff in die Böden: Im IB wurden $279 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über Stroh und im ÖB $270 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über Kleegras etc. eingebracht, während das Stroh abgefahren wurde. Wurzel-C wurde nicht berücksichtigt, da nur Untersuchungen punktbbezogener Zufuhrgrößen vorlagen (Steingrobe et al., 2001). Dagegen wurden im integrierten Landbau mit $597 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus Gülle gegenüber dem ökologischen Betrieb mit insgesamt $1288 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (davon $1042 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus Stallmist, $77 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus Kompost und $169 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus Gülle) geringere Mengen an organischem Kohlenstoff in den Oberboden eingebracht. Dazu kamen jeweils noch ca. $400 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an organischem Kohlenstoff über Saatgut und Abfall auf die Ackerflächen. Diese Mengen wurden in den Oberboden (IB 0–10 cm, ÖB gesamter A_p , dass heisst ca. 25 cm) eingearbeitet und bilden neben der Rhizodeposition das Potenzial für die Humusbildung. Trotz pflugloser Bewirtschaftung und Milchwirtschaft konnte diese Humuszufuhr den Humusverlust in den Böden des integrierten Betriebs nicht ausgleichen, so dass sich die Humusvorräte um $120 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verringerten. Im ÖB zeigte sich ein beachtlicher Anstieg der Humusvorräte um $180 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Neben der höheren C-Zufuhr über Erntereste und Dünger war dies wohl in erster Linie fruchtartspezifisch bedingt (ca. 35 Prozent der Ackerflächen mit Kleegras-Bewuchs).

Die Humusbilanz ist ein Indikator, der die einfließenden Bilanzgrößen von Humuszufuhr und -abfuhr aggregiert und somit Aussagen über die Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit der Bewirtschaftung ermöglicht (Körschens et al., 2004). Eine Methode zur Bewertung mehrjähriger Humussalden (über mindestens eine Fruchtfolge) mit der Klassifizierung unter Berücksichtigung von Ertragspotenzial und N-Verlustpotenzial hat eine Fachgruppe der VDLUFA (2004) erarbeitet. Die Gruppen für die Klassifizierung wurden auf Basis von Bilanzgrößen, wie zugeführte Ernterückstände und abzüglich des Humusbedarfs eingeteilt. Nach dieser Methode findet sich der C-Saldo der Bodeninventuren von 1991 zu 2001 für den IB mit -120 in der Gruppe B „niedrig“, d.h. „mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus angereicherten Böden“ in dem Bereich von -76 bis $-200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der ÖB liegt mit $180 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der als „hoch“, d.h. „mittelfristig tolerierbar besonders auf von Humus verarmten Böden“ einzustufenden Gruppe der Humussalden von 101 bis 300. Einschränkend sei jedoch hinzugefügt, dass die im VDLUFA-Standpunkt vorgenommene Bewertung der Humussalden aufgrund der vorliegenden Datenbasis für integriert wirtschaftende Betriebe konzipiert wurde und für den ökologischen Landbau noch zu präzisieren ist. Die Humusbilanzierung (Gutser & Kainz, 2003) nach der Methode Leithold et al. (1997)⁵ zeigte sowohl in den Jahressalden des gesamten Untersuchungszeitraumes 1993–2000 (ermittelt mit

⁵ Errechnet aus Humuseinheiten (1 HE = 1 t Humus mit 580 kg C und 50 kg N).

REPRO) als auch im mittleren Saldo für eine vier (IB) bis sieben (ÖB) -jährige Fruchtfolge-Rotation (Anwendung der „Einfachversion“ der Methode) eine relativ gute Übereinstimmung mit den in der Bodeninventur gemessenen Veränderungen des C-Vorrates (Abb. 3.4).

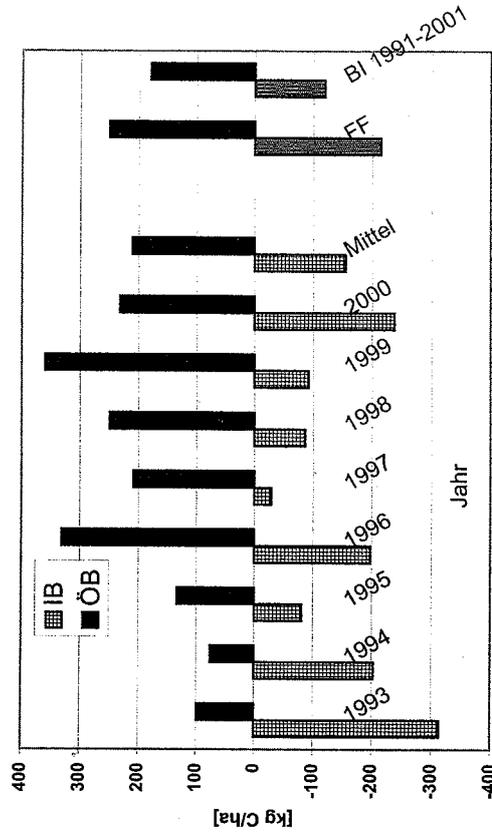


Abb. 3.4 Humusbilanz-Salden nach Methode Leithold et al. (1997) auf den Ackerflächen des integrierten (IB) und ökologischen Betriebs (ÖB) in Scheyern von 1993 bis 2000 (mit REPRO) im Mittel und für eine komplette Fruchtfolge von vier bzw. sieben Jahren (FF, einfache Bilanzmethode) sowie Änderung der C-Vorräte nach Bodeninventur von 1991 zu 2001 (Gutser et al., 2004)

Für die Region Pfaffenhofen ist der Humusversorgungsgrad nach REPRO als Maß für die Humusproduktion (nach Hülsbergen et al., 2002) im Mittel aller integrierten und ökologischen Vergleichsbetriebe mit 111 Prozent bzw. 134 Prozent als überoptimal einzustufen (110 Prozent bis 150 Prozent = Überoptimalbereich; Tab. 3.8; Schmid, 2002). Mit 82 Prozent liegt die Humusversorgung im integrierten Betrieb unter, im ökologischen Betrieb mit 143 Prozent über dem Optimalwert von 90–110 Prozent. Diese hohe Humusversorgung erhöht das Potenzial guter N-Versorgung des Bodens und damit die Ertragsicherheit, allerdings auch das Risiko für N-Austräge.

Während nahezu sämtliche Ökobetriebe mit einer Ausnahme positive bis sehr positive Versorgungsgrade aufwiesen, divergierten die integriert wirtschaftenden Betriebe mit großer Spannweite. Der integrierte Betrieb von Scheyern reichte sich hier in die untere Hälfte der Vergleichsbetriebe ein.

Somit führte die Bewertung des Humushaushaltes nach verschiedenen Methoden zu vergleichbaren Aussagen für den IB. Der ÖB wurde gut bis überoptimal versorgt eingestuft. Hier wurde durch die Bewirtschaftung und damit wohl durch

Zufuhr von Material mit engem C/N-Verhältnis (Leguminosen, Stallmist) der Humusvorrat der Böden aufgebaut. Das Bewirtschaftungssystem wirkt sich demnach deutlich auf den Humushaushalt der Ackerböden aus.

Tab. 3.8 Humusversorgung und C- und N-Flächensalden der Betriebe in Scheyern (Jahresmittel 1998–2000) und der Region Pfaffenhofen (Jahresmittel 1999–2001)

Betrieb	01	02	05	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	
Betriebsform	integriert														
Humus-Bilanzsaldo	HE	-0,10	-0,18	-0,18	0,21	0,20	0,32	-0,20	-0,08	-1,05	0,40	0,55	0,65	0,55	-0,18
Humusversorgungsgrad	%	90	79	82	127	122	141	81	94	49	145	159	199	173	85
Änderung Bodenvorrat C	kg/ha a	-61	-104	-109	123	113	182	-109	-45	-608	234	318	375	325	-104
Änderung Bodenvorrat N	kg/ha a	-6	-10	-10	12	11	17	-10	-4	-58	22	30	36	31	-10
N-Saldo	kg/ha a	69	46	70	85	64	104	79	72	78	151	40	123	42	81

HE: Humuseinheit

Tab. 3.8 (Fortsetzung)

Betrieb	Betriebsform	18	21	Ø	03	04	06	19	20	22	23	24	Ø	Scheyern	
		ökologisch												int.	öko.
Humus-Bilanzsaldo	HE	-0,12	-0,55	0,02	0,23	0,06	0,16	0,94	0,42	0,48	-0,12	0,04	0,22	-0,21	0,48
Humusversorgungsgrad	%	90	56	111	131	108	121	258	151	166	89	107	134	82	143
Änderung Bodenvorrat C	kg/ha a	-67	-318	9	134	32	94	546	246	278	-73	24	128	-120	180
Änderung Bodenvorrat N	kg/ha a	-6	-30	1	13	3	9	52	23	26	-7	2	12	-12	27
N-Saldo	kg/ha a	107	133	84	10	14	20	-40	10	8	33	12	52	88	83

HE: Humuseinheit

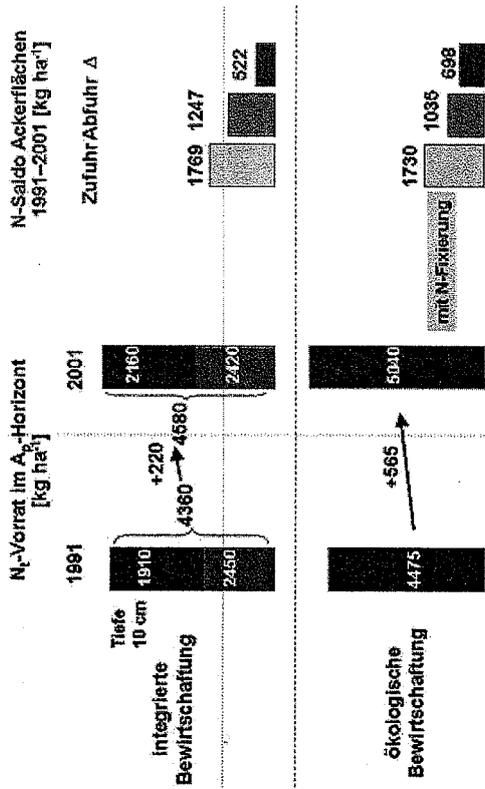


Abb. 3.5 Veränderung des N-Vorrates im Boden (Basis: Bodeninventur) und der N-Bilanzsalden auf Betriebsebene (Acker) im integrierten (IB) und ökologischen Betrieb (ÖB) Scheyern (IB n=116, ÖB n=105; Gutser et al., 2004)

Die N-Vorräte des A_p haben in beiden Betrieben von Scheyern zugenommen (Abb. 3.5). Mit 56,5 kg N ha⁻¹ fiel die Zunahme im ÖB deutlich höher aus als im IB mit 22 kg N ha⁻¹. Die Gegenüberstellung der N-Vorräte der Böden an den einzelnen Rasterpunkten mit den N-Bilanzsalden des jeweiligen Ackerschlagess zeigt keine Beziehung. Dagegen weist der Vergleich der mittleren N-Vorräte an allen Rasterpunkten der Ackerflächen mit den gemittelten N-Salden von allen Böden und positive N-Salden (vgl. Kap. 3.1.1). Hierbei fällt für den IB ein besonders hoher Überhang des N-Saldos gegenüber der Veränderung des N-Vorrates der Böden auf (vgl. Kap. 3.2.6, N-Verluste).

Das C/N-Verhältnis verengte sich in den Oberböden beider Bewirtschaftungssysteme von knapp 10 auf nahe 9. Im integrierten System reichte sich die Oberkrume (pfluglose Bewirtschaftung) stärker mit N als mit C an (Abb. 3.3 und 3.5). Die Unterkrume erfuhr eine deutlichere C- als N-Abreicherung, wodurch sich das C/N-Verhältnis hier bis auf 8,7 verengte. Im ökologischen Landbau wurde einseitig N-reiches Material aus dem Leguminosenanbau zugeführt sowie N-armes Stroh zur Einstreu im Stall entfernt und über verrotteten Stallmist mit niedrigem C/N-Verhältnis zurückgeführt. Zudem wird bei begrenzter N-Verfügbarkeit zugeführter C verstärkt veratmet, bis sich ein niedriges C/N-Verhältnis im Rotterest einstellt.

Nachdem die N-Überschüsse landwirtschaftlicher Betriebe neben der Düngungsintensität sehr wesentlich auch von der Intensität der Tierhaltung abhängen, wurde in einer Erhebung die Bewirtschaftung in Scheyern mit den integrierten und ökologisch bewirtschafteten Betrieben in der Region Pfaffenhofen verglichen. Die in Abb. 3.6 wiedergegebenen N-Salden verschiedener Bilanzierungsverfahren (einfache Bilanzmethode) auf Betriebs-, Flächen- und Stallebene unterscheiden sich von den in früheren Berichten enthaltenen N-Salden (in die Betriebs- und Flächenbilanz ist stets der N-Eintrag über Deposition eingegangen).

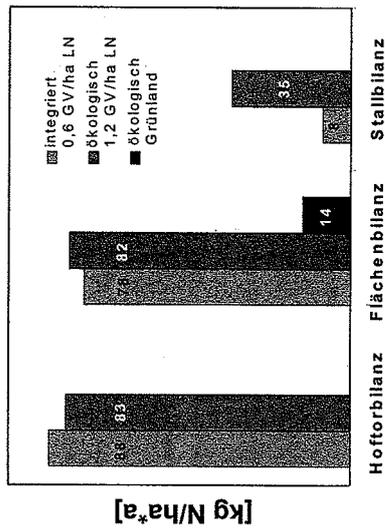


Abb. 3.6 N-Salden der Hoforbilanz [kg N ha⁻¹ LN], der Flächenbilanz [kg N ha⁻¹ Acker bzw. Grünland] und der Stallbilanz [kg N ha⁻¹ LN] der beiden Betriebe in Scheyern. IB: 31 ha LN = AF; ÖB: 30 ha AF 25 ha Grünland, 55 ha LN; Datenbasis REPRO, 1998–2000 modifiziert bezüglich symbiotischer N₂-Fixierung und Stallbilanz (erweiterte Datenbasis) (Gutser et al., 2004)

Ursachen für die Unterschiede liegen sowohl im zeitlichen Bezug, in der weiteren Ergänzung der Datenbasis bezüglich der Stallbilanz und Fehlerkorrekturen als auch insbesondere in einer Berücksichtigung der deutlich höheren N₂-Fixierungsleistung durch Luzerne-Klee gras (bisher 51 kg N ha⁻¹; neuester Kenntnisstand nunmehr 98 kg N ha⁻¹ auf Basis der Ergebnisse von TP LT6 (Heuwinkel et al., 2002)). Die N-Salden der Hofor- und Ackerflächenbilanz beider Betriebe unterscheiden sich damit nur noch unwesentlich.

Die niedrigen N-Salden der Grünlandflächen des ÖB sind eine Folge des niedrigen N-Inputs mit nur geringem Anteil am N-Recycling über die Wirtschaftsdünger. Der auffallend große Unterschied hinsichtlich der N-Salden der Stallbilanz ist sowohl auf die nahezu doppelt so hohe Vieh-Besatzstärke und die Aufstallungsart (Laufhof, Stallmistsystem) des ÖB im Vergleich zum IB (Spaltenboden, Güllesystem) zurückzuführen. Der N-Saldo der Stallbilanz reflektiert die Höhe der NH₃-Verluste in Stall und Düngelager.

Der N-Saldo der Hoforbilanzen landwirtschaftlicher Betriebe steigt mit der Tier-Besatzdichte und damit insbesondere mit dem größer werdenden Verlustpotenzial für NH₃ (Abb. 3.7).

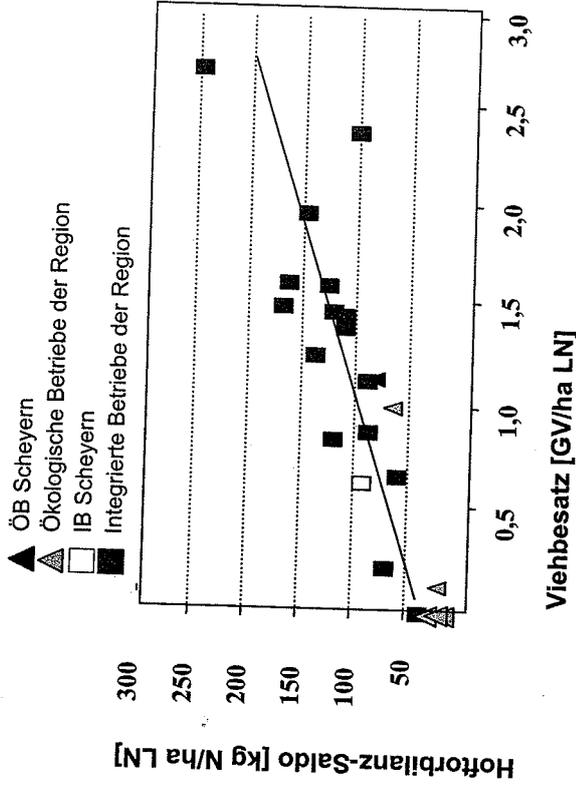


Abb. 3.7 N-Saldo der Hoforbilanzen und Viehbesatz des ökologischen und integrierten Betriebes in Scheyern und von Betrieben in der Region Pfaffenhofen (Datenbasis REPRO, 1999–2001) (Gutser et al., 2004)

Aus Abb. 3.7 ist ersichtlich, dass sich die Bewirtschaftungsintensität, gemessen am Einsatzniveau von Stickstoff beider Betriebe, von den Betrieben des regionalen Umfeldes nicht wesentlich unterscheidet⁶. Strukturell gab es zwischen den ökologischen und integrierten Betrieben in Scheyern und im Raum Pfaffenhofen Unterschiede mit bekannter Auswirkung auf die Bewirtschaftungsintensität: Die ökologischen Betriebe der Region Pfaffenhofen (Durchschnitt 82 ha) und Scheyern (55 ha) waren nahezu doppelt so groß wie die integrierten Betriebe.

3.2.2 Die Verteilung der C- und N-Pools im Boden

Die organische Substanz im Boden ist eine Mischung von schnell bis langsam umsetzbaren Komponenten. Um die Dynamik der organischen Substanz im Hinblick auf Boden- und Bewirtschaftungsunterschiede sowie die Prozesse ihrer Umsetzung verstehen zu können, ist es daher erforderlich, die verschiedenen Pools der organischen Substanz zu identifizieren und zu isolieren.

⁶ Die auszuwertenden Untersuchungsdaten wurden so gewählt, dass die Zeitbezüge der Betriebsdaten der befragten Betriebe im Raum Pfaffenhofen und die der Scheyerner Betriebe in einen vergleichbaren Zeitraum fielen.

Mittels physikalischer Fraktionierung wurde das Bodenmaterial in partikuläre und mineralgebundene organische Substanzen unterteilt. Die so gewonnenen *Fractionen* können wiederum in Abhängigkeit von ihren Eigenschaften (z.B. Umsatzraten oder Funktionen) unterschiedliche *Pools* im Boden bilden, oder auch zu Pools mit gleichen Eigenschaften zusammengefasst werden. Meist werden – in Abhängigkeit von ihrer Dynamik – aktive, intermediäre und passive C- und N-Pools im Boden beschrieben (Hassink, 1995; Collins et al., 2000; v. Lützow et al., 2001; v. Lützow et al., 2002). Der aktive Pool umfasst die mikrobielle Biomasse und junge organische Streustoffe (freie POM), zum intermediären Pool zählt das in Aggregaten geschützte partikuläre organische Material (okkludrierte POM), der passive Pool wird von den mineralgebundenen Fraktionen gebildet.

Im Rahmen des FAM wurde zunächst die Verteilung der C- und N-Fractionen im Boden untersucht. In Abb. 3.8 sind – exemplarisch – die Gewichtsanteile der Fraktionen für die Parzelle mit markiertem Senf (Hohertragsbereich) dargestellt. Die Sand- und Grobschluff-Fractionen (2000–20 µm) machen zusammen über 45 Gewichtsprozent des Bodenmaterials aus, die Mittel- und Feinschluff-Fractionen (20–2 µm) haben einen Anteil von rund 33 Gewichtsprozent und die Tonfraktion (2–0 µm) einen Anteil von 20 Gewichtsprozent am Feinbodenmaterial. Die beiden Fraktionen des partikulären organischen Materials bilden mit weniger als 0,5 Gewichtsprozent einen scheinbar vernachlässigbaren Anteil des Bodens. Wenn jedoch der Anteil an organischem Kohlenstoff und Stickstoff berechnet wird, der in der jeweiligen Fraktion gespeichert wird, so zeigt sich eine vollkommen andere Verteilung (Abb. 3.8 b).

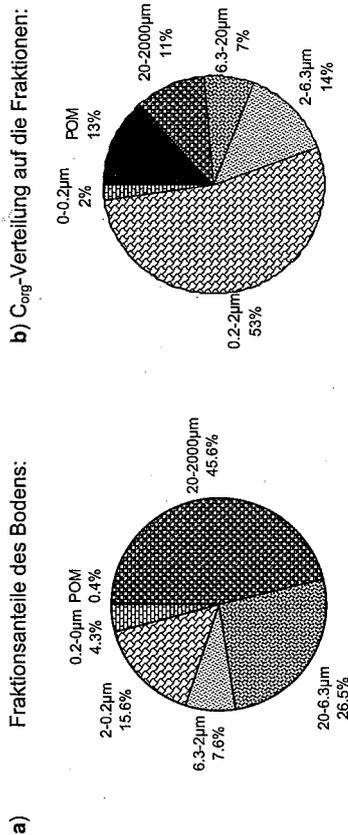


Abb. 3.8 Fraktionsanteile des Bodens (Parzellen mit isotopisch markiertem Senf, Hohertragsbereich) nach physikalischer Fraktionierung – Angaben in Gewichtsprozent sowie Verteilung von C_{org} auf die Fraktionen (Grafik A. Kölbl)

Die gewichtsbezogen stark vertretenen Sand- und Grobschluff-Fractionen speichern nur rund 10 Prozent des C_{org} im Boden, die Mittel- und Feinschluff-Fractionen kommen zusammen auf etwas über 20 Prozent. Den größten Speicher für C_{org}

stellt die Tonfraktion dar, die 55 Prozent des C_{org} -Gesamtvorrates im Boden binden. Die vom Gewichtsanteil her vernachlässigbare POM-Fraktion ist im gezeigten Beispiel für die Speicherung von 13 Prozent des Boden- C_{org} -Gehaltes verantwortlich.

Die N-Verteilung auf die Fraktionen bewegt sich in vergleichbaren Größenordnungen, d.h. vom Gesamt-N werden 8 Prozent in der Sand- und Grobschluff-Fraktion, 22 Prozent in der Mittel- und Feinschluff-Fraktion sowie 64 Prozent in der Tonfraktion gespeichert. Die POM-Fraktion macht 6 Prozent des N-Speichers aus.

Auch wenn der Blickwinkel auf alle im TP CN untersuchten Flächen erweitert wird, zeigt sich, dass der größte Teil der organischen Substanzen an Mineralpartikel gebunden ist. Diese Stoffe haben langsamere Umsatzraten, was sowohl mit ihrer chemischen Zusammensetzung als auch mit ihrem physikalischen Schutz vor weiterem Abbau (Mineralbindung) zusammenhängt (Kölbl & Kögel-Knabner, 2003; Buyanovsky et al., 1994). Die mineralgebundenen organischen Stoffe sind somit von größter Bedeutung für die langfristige Speicherung von C und N im Boden. Aufgrund ihrer langsamen Umsatzraten reagieren sie jedoch oft erst nach Jahren oder Jahrzehnten auf Umstellungen der landwirtschaftlichen Nutzung. Es ist daher zwingend erforderlich, Pools zu isolieren, die bereits innerhalb weniger Monate oder Jahre eine Veränderung des Humushaushaltes anzeigen und damit der allgemeinen Entwicklung des Humushaushaltes des Bodens vorangehen. Nur solche Pools kommen als Indikatoren für landwirtschaftliche Nutzungsumstellungen infrage.

Die Streureste, die im Boden erst teilweise abgebaut vorliegen und dementsprechend die leichte, nichtmineralgebundene, partikuläre organische Substanz bilden, konnten als sensibler und vergleichsweise schnell umsetzbarer Pool identifiziert werden (Kögel-Knabner & Munch, 2002). In den untersuchten Oberböden der Flächen A4, A9 und A17 sind zwischen 3 Prozent und 15 Prozent des organischen Kohlenstoffs in dieser Fraktion gespeichert.

Im Rahmen des FAM wurden aber auch die schnell reagierenden *mikrobiellen Kohlenstoff- und Stickstoffpools* (C_{mic} , N_{mic}) mittels Fumigations-Extraktionsmethode (FEM) gewonnen bzw. über die substratinduzierte Respirationsmethode (SIR) berechnet (von Lützow et al., 2002). Zwischen 2 Prozent und 5 Prozent des organischen Kohlenstoffs im Boden gehören der mikrobiellen Kohlenstoff-Fraktion an. Eine weitere, sensitive Komponente der organischen Bodensubstanz ist der Pool der *gelösten organischen Stoffe* (DOM). Menge und Qualität der DOM sind räumlich variabel, liegen jedoch mit wenigen $\mu\text{g C g}^{-1}$ Boden in der Gesamtbilanz der organischen Bodensubstanz in einem untergeordneten Bereich. Der lösliche organische C (DOC) ist die mobilste und schnelllebigste Humusfraktion und wird unter anderem durch Bodenart und Bewirtschaftung beeinflusst (Zsolnay, 1996).

3.2.3 Verhalten von C- und N-Pools bei unterschiedlichen Standort-eigenschaften, Nutzungen und Ertragspotenzialen

Der Umsatz organischer Substanz ist von leicht umsetzbaren C-Komponenten abhängig, die den Mikroorganismen als Substrat dienen. Die landwirtschaftliche Nutzung und Bewirtschaftungsweise beeinflusst in hohem Maße Qualität und Menge der jährlich zugeführten leicht umsetzbaren, frischen organischen Substanz. Die Verfügbarkeit dieser Bestandteile begrenzt in landwirtschaftlich genutzten Böden den Abbau organischen Materials (Jenkinson, 1990; Hantschel et al. 1994). Damit steht der C-Umsatz in enger Verbindung zu dem N-Kreislauf (Hantschel et al., 1994).

3.2.3.1 Einflussfaktor Bodentextur

Deutlich reagieren die *POM-Fractionen* auf Unterschiede der Bodeneigenschaften: Mit zunehmendem Tongehalt des Bodens nimmt insbesondere der Anteil des in Aggregaten eingeschlossenen POM deutlich zu und kann dann allein bis zu 10 Prozent des gesamten Boden-Kohlenstoffs ausmachen. Auch die mit der ¹³C-NMR Spektroskopie untersuchte chemische Zusammensetzung der POM-Fractionen ändert sich in Abhängigkeit vom Tongehalt: Zwischen 6 Prozent und 30 Prozent Ton nimmt der Anteil des O-Alkyl-C (z.B. Cellulose, Hemicellulose) signifikant um ca. 5 Prozent zu und deutet damit auf weniger abgebautes Material hin. Dies bedeutet, dass in tonreicheren Böden leicht abbaubare Streureste besser vor mikrobiellen Umsetzungen geschützt sind und somit auch größere Kohlenstoffmengen in dieser Fraktion in tonreichen Böden gespeichert werden können (Kölbl & Kögel-Knabner, 2003, 2004).

Höhere Tongehalte führen dazu, daß höhere Anteile (über 50 Prozent) des organischen Kohlenstoffs an der Tonfraktion gebunden vorliegen und relativ geringere Anteile mit größeren Fraktionen assoziiert sind. In sandigeren Böden übernimmt die Schluff-Fraktion den größten Anteil an der Kohlenstoff-Speicherung. Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung konnten mittels der ¹³C NMR Spektroskopie weder zwischen den Fraktionen noch in Abhängigkeit vom Tongehalt des Bodens nachgewiesen werden.

3.2.3.2 Einflussfaktor Bodennutzung

Die Speicherung der organischen Substanz wird auch von der landwirtschaftlichen Nutzung beeinflusst. Unterschiedliche Vorräte des organischen Kohlenstoffs lassen sich beispielsweise – unter sonst vergleichbaren Bodeneigenschaften – zwischen Acker- und Grünlandnutzung feststellen (Abb. 3.9). Das Oberbodenmaterial von Dauergrünlandflächen zeigt im Vergleich zu den Ackerflächen deutlich höhere Gehalte an organischer Substanz, jedoch bei vergleichbarer Verteilung des organischen Kohlenstoffs auf die POM- und Mineralfraktionen. So sind jeweils etwa

50 Prozent des Kohlenstoffs in der Tonfraktion, ca. 20 Prozent in der Feinschluff- sowie knapp 15 Prozent in der Fraktion 6,3-2000 µm gespeichert. Die POM-Fraktion macht 12-14 Prozent des C-Vorrates des Bodens aus. Diese Werte sind gut vergleichbar mit denen der Hohertragsfläche des Schlags A17 (Abb. 3.8). Die Verteilung des Gesamt-N auf die Acker- und Grünlandfraktionen ist der des C_{org} sehr ähnlich, jedoch ist eine leichte Verschiebung hin zu den feineren mineralgebundenen Fraktionen feststellbar. Rund 55 Prozent des N liegen in der Tonfraktion vor, ca. 25 Prozent sind in der Feinschluff- und ca. 13 Prozent in der 6,3-2000 µm-Fraktion gespeichert. Damit liegen nur rund 7 Prozent des Boden-N-Vorrates in der POM-Fraktion vor.

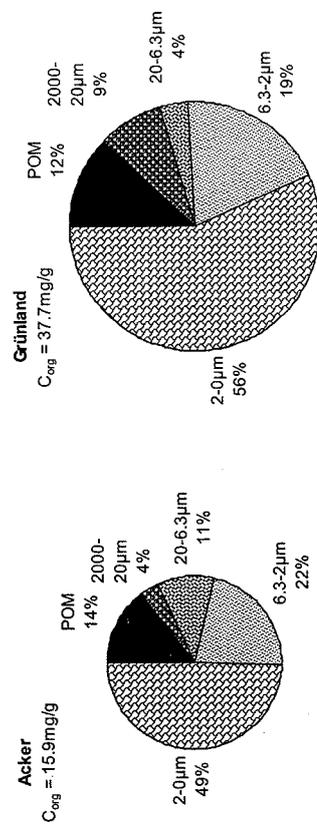


Abb. 3.9 Gehalte an organischem Kohlenstoff und seine Verteilung auf die verschiedenen Fraktionen einer Acker- und einer benachbarten Grünlandfläche (Grafik A. Kölbl)

Zusätzlich zu den Flächen mit langjähriger Acker- bzw. langjähriger Grünlandnutzung wurden in unmittlbarer Nachbarschaft auch Flächen untersucht, in denen sieben Jahre zuvor eine Umstellung von Acker- auf Grünlandnutzung und umgekehrt stattfand. Im Mittelpunkt der Betrachtung standen die POM-Fractionen, da diese vergleichsweise sensitiven Pools eine rasche Reaktion auf solche Umstellungsmaßnahmen erwarten lassen. Auch hier zeigt sich, dass sich nach einem Zeitraum von sieben Jahren noch keine Angleichung der POM-Fractionen in den Böden abzeichnete. Diese Böden nahmen im Hinblick auf Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz eine Mittelstellung zwischen den langjährigen Nutzungsvarianten ein (Kölbl & Kögel-Knabner, 2003). Betrachtet man nun die Verteilung von freier und in Aggregaten eingeschlossener POM (Abb. 3.10), so findet man unter Grünlandnutzung einen sehr viel höheren Anteil okkludierter POM, was gleichzeitig auf eine bessere und ungestörtere Aggregation in diesem Material hindeutet.

Zufuhr von Material mit engem C/N-Verhältnis (Leguminosen, Stallmist) der Humusvorrat der Böden aufgebaut. Das Bewirtschaftungssystem wirkt sich demnach deutlich auf den Humushaushalt der Ackerböden aus.

Tab. 3.8 Humusversorgung und C- und N-Flächensalden der Betriebe in Scheyern (Jahresmittel 1998–2000) und der Region Pfaffenhofen (Jahresmittel 1999–2001)

Betrieb	01	02	05	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	
Betriebsform	integriert														
Humus-Bilanzsaldo	HE	-0,10	-0,18	-0,18	0,21	0,20	0,32	-0,20	-0,08	-1,05	0,40	0,55	0,65	0,55	-0,18
Humusversorgungsgangrad	%	90	79	82	127	122	141	81	94	49	145	159	199	173	85
Änderung Bodenvorrat	kg/ha a	-61	-104	-109	123	113	182	-109	-45	-608	234	318	375	325	-104
Änderung Bodenvorrat	kg/ha a	-6	-10	-10	12	11	17	-10	-4	-58	22	30	36	31	-10
N-Saldo	kg/ha a	69	46	70	85	64	104	79	72	78	151	40	123	42	81

HE: Humuseinheit

Tab. 3.8 (Fortsetzung)

Betrieb	Betriebsform	18	21	Ø	03	04	06	19	20	22	23	24	Ø	Scheyern	
		integriert												int.	
ökologisch															
Humus-Bilanzsaldo	HE	-0,12	-0,55	0,02	0,23	0,06	0,16	0,94	0,42	0,48	-0,12	0,04	0,22	-0,21	0,48
Humusversorgungsgangrad	%	90	56	111	131	108	121	258	151	166	89	107	134	82	143
Änderung Bodenvorrat	kg/ha a	-67	-318	9	134	32	94	546	246	278	-73	24	128	-120	180
Änderung Bodenvorrat	kg/ha a	-6	-30	1	13	3	9	52	23	26	-7	2	12	-12	27
N-Saldo	kg/ha a	107	133	84	10	14	20	-40	10	8	33	12	52	88	83

HE: Humuseinheit

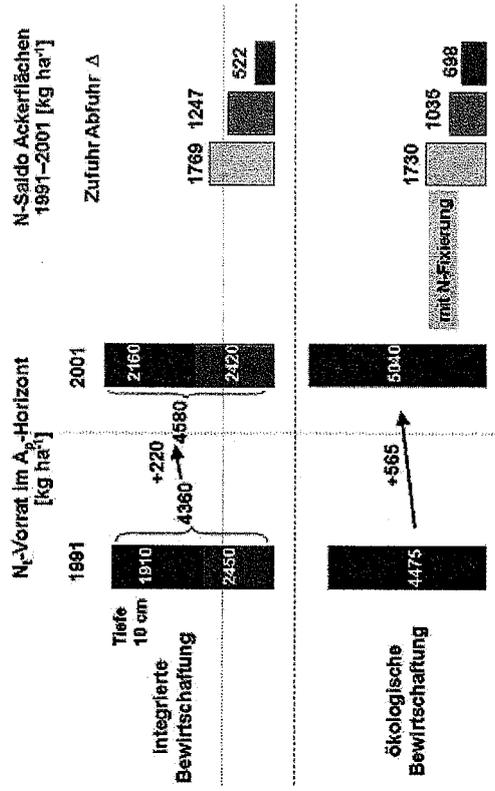


Abb. 3.5 Veränderung des N₂-Vorrates im Boden (Basis: Bodeninventur) und der N-Bilanzsalden auf Betriebsebene (Acker) im integrierten (IB) und ökologischen Betrieb (ÖB) Scheyern (IB n=116, ÖB n=105; Gutser et al., 2004)

Die N₂-Vorräte des A₀ haben in beiden Betrieben von Scheyern zugenommen (Abb. 3.5). Mit 56,5 kg N ha⁻¹ fiel die Zunahme im ÖB deutlich höher aus als im IB mit 22 kg N ha⁻¹. Die Gegenüberstellung der N-Vorräte der Böden an den einzelnen Rasterpunkten mit den N-Bilanzsalden des jeweiligen Ackerschlagess zeigte keine Beziehung. Dagegen weist der Vergleich der mittleren N-Vorräte an allen Rasterpunkten der Ackerflächen mit den gemittelten N-Salden von allen Ackerschlägen auf eine gleichgerichtete Tendenz hin; zunehmender N-Vorrat der Böden und positive N-Salden (vgl. Kap. 3.1.1). Hierbei fällt für den IB ein besonders hoher Überhang des N-Saldos gegenüber der Veränderung des N-Vorrates der Böden auf (vgl. Kap. 3.2.6, N-Verluste).

Das C/N-Verhältnis verengte sich in den Oberböden beider Bewirtschaftungssysteme von knapp 10 auf nahe 9. Im integrierten System reichte sich die Oberkrume (pfluglose Bewirtschaftung) stärker mit N als mit C an (Abb. 3.3 und 3.5). Die Unterkrume erfuhr eine deutlichere C- als N-Abreicherung, wodurch sich das C/N-Verhältnis hier bis auf 8,7 verengte. Im ökologischen Landbau wurde einerseits N-reiches Material aus dem Leguminosenanbau zugeführt sowie N-armes Stroh zur Einstreu im Stall entfernt und über verrotteten Stallmist mit niedrigem C/N-Verhältnis zurückgeführt. Zudem wird bei begrenzter N-Verfügbarkeit zugeführter C verstärkt veratmet, bis sich ein niedriges C/N-Verhältnis im Rotterest einstellt.

Nachdem die N-Überschüsse landwirtschaftlicher Betriebe neben der Düngungsintensität sehr wesentlich auch von der Intensität der Tierhaltung abhängen, wurde in einer Erhebung die Bewirtschaftung in Scheyern mit den integrierten und ökologisch bewirtschafteten Betrieben in der Region Pfaffenhofen verglichen. Die in Abb. 3.6 wiedergegebenen N-Salden verschiedener Bilanzierungsverfahren (einfache Bilanzmethode) auf Betriebs-, Flächen- und Stallebene unterscheiden sich von den in früheren Berichten enthaltenen N-Salden (in die Betriebs- und Flächenbilanz ist stets der N-Eintrag über Deposition eingegangen).

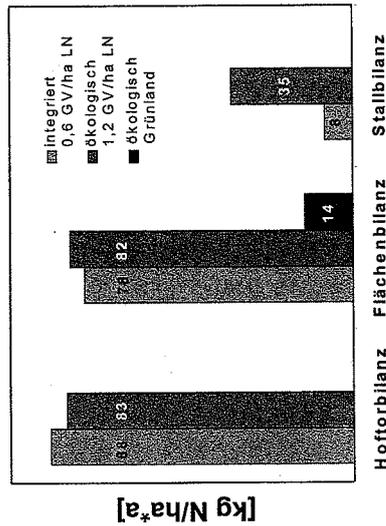


Abb. 3.6 N-Salden der Hoforbilanz [kg N ha⁻¹ LN], der Flächenbilanz [kg N ha⁻¹ Acker bzw. Grünland] und der Stallbilanz [kg N ha⁻¹ LN] der beiden Betriebe in Scheyern. IB: 31 ha LN = AF; ÖB: 30 ha AF 25 ha Grünland, 55 ha LN); Datenbasis REPRO, 1998–2000 modifiziert bezüglich symbiotischer N₂-Fixierung und Stallbilanz (erweiterte Datenbasis) (Gutser et al., 2004)

Ursachen für die Unterschiede liegen sowohl im zeitlichen Bezug, in der weiteren Ergänzung der Datenbasis bezüglich der Stallbilanz und Fehlerkorrekturen als auch insbesondere in einer Berücksichtigung der deutlich höheren N₂-Fixierungsleistung durch Luzerne-Klee gras (bisher 51 kg N ha⁻¹ a⁻¹; neuester Kenntnisstand nunmehr 98 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf Basis der Ergebnisse von TP LT6 (Heuwinkel et al., 2002). Die N-Salden der Hofor- und Ackerflächenbilanz beider Betriebe unterscheiden sich damit nur noch unwesentlich.

Die niedrigen N-Salden der Grünlandflächen des ÖB sind eine Folge des niedrigen N-Inputs mit nur geringem Anteil am N-Recycling über die Wirtschaftsdünger. Der auffallend große Unterschied hinsichtlich der N-Salden der Stallbilanz ist sowohl auf die nahezu doppelt so hohe Vieh-Besatzstärke und die Aufstallungsart (Laufhof, Stallmistsystem) des ÖB im Vergleich zum IB (Spaltenboden, Güllesystem) zurückzuführen. Der N-Saldo der Stallbilanz reflektiert die Höhe der NH₃-Verluste in Stall und Düngelager.

Der N-Saldo der Hoforbilanzen landwirtschaftlicher Betriebe steigt mit der Tier-Besatzdichte und damit insbesondere mit dem größer werdenden Verlustpotenzial für NH₃ (Abb. 3.7).

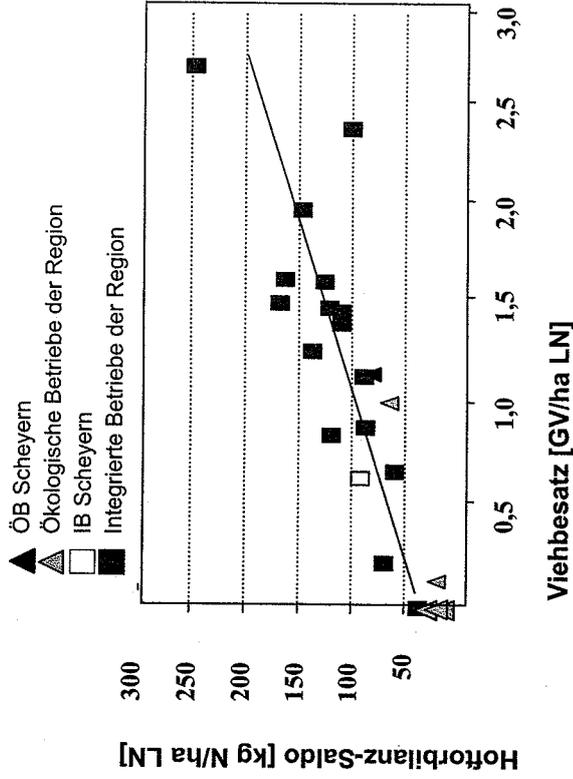


Abb. 3.7 N-Saldo der Hoforbilanzen und Viehbesatz des ökologischen und integrierten Betriebes in Scheyern und von Betrieben in der Region Pfaffenhofen (Datenbasis REPRO, 1999–2001) (Gutser et al., 2004)

Aus Abb. 3.7 ist ersichtlich, dass sich die Bewirtschaftungsintensität, gemessen am Einsatzniveau von Stickstoff beider Betriebe, von den Betrieben des regionalen Umfeldes nicht wesentlich unterscheidet⁶. Strukturell gab es zwischen den ökologischen und integrierten Betrieben in Scheyern und im Raum Pfaffenhofen Unterschiede mit bekannter Auswirkung auf die Bewirtschaftungsintensität: Die ökologischen Betriebe der Region Pfaffenhofen (Durchschnitt 82 ha) und Scheyern (55 ha) waren nahezu doppelt so groß wie die integrierten Betriebe.

3.2.2 Die Verteilung der C- und N-Pools im Boden

Die organische Substanz im Boden ist eine Mischung von schnell bis langsam umsetzbaren Komponenten. Um die Dynamik der organischen Substanz im Hinblick auf Boden- und Bewirtschaftungsunterschiede sowie die Prozesse ihrer Umsetzung verstehen zu können, ist es daher erforderlich, die verschiedenen Pools der organischen Substanz zu identifizieren und zu isolieren.

⁶ Die auszuwertenden Untersuchungsdaten wurden so gewählt, dass die Zeitbezüge der Betriebsdaten der befragten Betriebe im Raum Pfaffenhofen und die der Scheyerner Betriebe in einen vergleichbaren Zeitraum fielen.

Mittels physikalischer Fraktionierung wurde das Bodenmaterial in partikuläre und mineralgebundene organische Substanzen unterteilt. Die so gewonnenen *Fractionen* können wiederum in Abhängigkeit von ihren Eigenschaften (z.B. Umsatzraten oder Funktionen) unterschiedliche *Pools* im Boden bilden, oder auch zu Pools mit gleichen Eigenschaften zusammengefasst werden. Meist werden – in Abhängigkeit von ihrer Dynamik – aktive, intermediäre und passive C- und N-Pools im Boden beschrieben (Hassink, 1995; Collins et al., 2000; v. Lützow et al., 2001; v. Lützow et al., 2002). Der aktive Pool umfasst die mikrobielle Biomasse und junge organische Streustoffe (freie POM), zum intermediären Pool zählt das in Aggregaten geschützte partikuläre organische Material (okkludierte POM), der passive Pool wird von den mineralgebundenen Fraktionen gebildet.

Im Rahmen des FAM wurde zunächst die Verteilung der C- und N-Fractionen im Boden untersucht. In Abb. 3.8 a sind – exemplarisch – die Gewichtsanteile der Fraktionen für die Parzelle mit markiertem Senf (Hohertragsbereich) dargestellt. Die Sand- und Grobschluff-Fractionen (2000–20 µm) machen zusammen über 45 Gewichtsprozent des Bodenmaterials aus, die Mittel- und Feinschluff-Fractionen (20–2 µm) haben einen Anteil von rund 33 Gewichtsprozent und die Tonfraktion (2–0 µm) einen Anteil von 20 Gewichtsprozent am Feinbodenmaterial. Die beiden Fraktionen des partikulären organischen Materials bilden mit weniger als 0,5 Gewichtsprozent einen scheinbar vernachlässigbaren Anteil des Bodens. Wenn jedoch der Anteil an organischem Kohlenstoff und Stickstoff berechnet wird, der in der jeweiligen Fraktion gespeichert wird, so zeigt sich eine vollkommen andere Verteilung (Abb. 3.8 b).

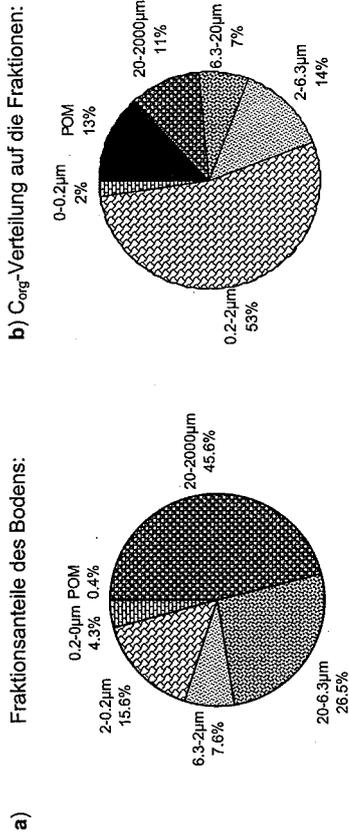


Abb. 3.8 Fraktionsanteile des Bodens (Parzellen mit isotopisch markiertem Senf, Hohertragsbereich) nach physikalischer Fraktionierung – Angaben in Gewichtsprozent sowie Verteilung von C_{org} auf die Fraktionen (Grafik A. Kölbl)

Die gewichtsbezogen stark vertretenen Sand- und Grobschluff-Fractionen speichern nur rund 10 Prozent des C_{org} im Boden, die Mittel- und Feinschluff-Fractionen kommen zusammen auf etwas über 20 Prozent. Den größten Speicher für C_{org}

stellt die Tonfraktion dar, die 55 Prozent des C_{org}-Gesamtvorrates im Boden binden. Die vom Gewichtsanteil her vernachlässigbare POM-Fraktion ist im gezeigten Beispiel für die Speicherung von 13 Prozent des Boden-C_{org}-Gehaltes verantwortlich.

Die N-Verteilung auf die Fraktionen bewegt sich in vergleichbaren Größenordnungen, d.h. vom Gesamt-N werden 8 Prozent in der Sand- und Grobschluff-Fraktion, 22 Prozent in der Mittel- und Feinschluff-Fraktion sowie 64 Prozent in der Tonfraktion gespeichert. Die POM-Fraktion macht 6 Prozent des N-Speichers aus.

Auch wenn der Blickwinkel auf alle im TP CN untersuchten Flächen erweitert wird, zeigt sich, dass der größte Teil der organischen Substanzen an Mineralpartikel gebunden ist. Diese Stoffe haben langsamere Umsatzzraten, was sowohl mit ihrer chemischen Zusammensetzung als auch mit ihrem physikalischen Schutz vor weiterem Abbau (Mineralbindung) zusammenhängt (Kölbl & Kogel-Knabner, 2003; Buyanovsky et al., 1994). Die mineralgebundenen organischen Stoffe sind somit von größter Bedeutung für die langfristige Speicherung von C und N im Boden. Aufgrund ihrer langsamen Umsatzzraten reagieren sie jedoch oft erst nach Jahren oder Jahrzehnten auf Umstellungen der landwirtschaftlichen Nutzung. Es ist daher zwingend erforderlich, Pools zu isolieren, die bereits innerhalb weniger Monate oder Jahre eine Veränderung des Humushaushaltes anzeigen und damit der allgemeinen Entwicklung des Humushaushaltes des Bodens vorangehen. Nur solche Pools kommen als Indikatoren für landwirtschaftliche Nutzungsumstellungen infrage.

Die Streureste, die im Boden erst teilweise abgebaut vorliegen und dementsprechend die leichte, nichtmineralgebundene, partikuläre organische Substanz bilden, konnten als sensibler und vergleichsweise schnell umsetzbarer Pool identifiziert werden (Kogel-Knabner & Munch, 2002). In den untersuchten Oberböden der Flächen A4, A9 und A17 sind zwischen 3 Prozent und 15 Prozent des organischen Kohlenstoffs in dieser Fraktion gespeichert.

Im Rahmen des FAM wurden aber auch die schnell reagierenden *mikrobiellen Kohlenstoff- und Stickstoffpools* (C_{mic}, N_{mic}) mittels Fumigations-Extraktionsmethode (FEM) gewonnen bzw. über die substratinduzierte Respirationsmethode (SIR) berechnet (von Lützow et al., 2002). Zwischen 2 Prozent und 5 Prozent des organischen Kohlenstoffs im Boden gehören der mikrobiellen Kohlenstoff-Fraktion an. Eine weitere, sensitive Komponente der organischen Bodensubstanz ist der Pool der *gelösten organischen Stoffe (DOM)*. Menge und Qualität der DOM sind räumlich variabel, liegen jedoch mit wenigen µg C g⁻¹ Boden in der Gesamtbilanz der organischen Bodensubstanz in einem untergeordneten Bereich. Der lösliche organische C (DOC) ist die mobilste und schnelllebigste Humusfraktion und wird unter anderem durch Bodenart und Bewirtschaftung beeinflusst (Zsolnay, 1996).

3.2.3 Verhalten von C- und N-Pools bei unterschiedlichen Standort-eigenschaften, Nutzungen und Ertragspotenzialen

Der Umsatz organischer Substanz ist von leicht umsetzbaren C-Komponenten abhängig, die den Mikroorganismen als Substrat dienen. Die landwirtschaftliche Nutzung und Bewirtschaftungsweise beeinflusst in hohem Maße Qualität und Menge der jährlich zugeführten leicht umsetzbaren, frischen organischen Substanz. Die Verfügbarkeit dieser Bestandteile begrenzt in landwirtschaftlich genutzten Böden den Abbau organischen Materials (Jenkinson, 1990; Hantschel et al. 1994). Damit steht der C-Umsatz in enger Verbindung zu dem N-Kreislauf (Hantschel et al., 1994).

3.2.3.1 Einflussfaktor Bodentextur

Deutlich reagieren die *POM-Fraktionen* auf Unterschiede der Bodeneigenschaften. Mit zunehmendem Tongehalt des Bodens nimmt insbesondere der Anteil des in Aggregaten eingeschlossenen POM deutlich zu und kann dann allein bis zu 10 Prozent des gesamten Boden-Kohlenstoffs ausmachen. Auch die mit der ^{13}C NMR Spektroskopie untersuchte chemische Zusammensetzung der POM-Fractionen ändert sich in Abhängigkeit vom Tongehalt: Zwischen 6 Prozent und 30 Prozent Ton nimmt der Anteil des O-Alkyl-C (z.B. Cellulose, Hemicellulose) signifikant um ca. 5 Prozent zu und deutet damit auf weniger abbaubares Material hin. Dies bedeutet, dass in tonreicheren Böden leicht abbaubare Streureste besser vor mikrobiellen Umsetzungen geschützt sind und somit auch größere Kohlenstoffmengen in dieser Fraktion in tonreichen Böden gespeichert werden können (Kölbl & Kögel-Knabner, 2003, 2004).

Höhere Tongehalte führen dazu, daß höhere Anteile (über 50 Prozent) des organischen Kohlenstoffs an der Tonfraktion gebunden vorliegen und relativ geringere Anteile mit gröberer Fraktionen assoziiert sind. In sandigeren Böden übernimmt die Schluff-Fraktion den größten Anteil an der Kohlenstoff-Speicherung. Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung konnten mittels der ^{13}C NMR Spektroskopie weder zwischen den Fraktionen noch in Abhängigkeit vom Tongehalt des Bodens nachgewiesen werden.

3.2.3.2 Einflussfaktor Bodennutzung

Die Speicherung der organischen Substanz wird auch von der landwirtschaftlichen Nutzung beeinflusst. Unterschiedliche Vorräte des organischen Kohlenstoffs lassen sich beispielsweise – unter sonst vergleichbaren Bodeneigenschaften – zwischen Acker- und Grünlandnutzung feststellen (Abb. 3.9). Das Oberbodenmaterial von Dauergrünlandflächen zeigt im Vergleich zu den Ackerflächen deutlich höhere Gehalte an organischer Substanz, jedoch bei vergleichbarer Verteilung des organischen Kohlenstoffs auf die POM- und Mineralfraktionen. So sind jeweils etwa

50 Prozent des Kohlenstoffs in der Tonfraktion, ca. 20 Prozent in der Feinschluff- sowie knapp 15 Prozent in der Fraktion 6,3–2000 μm gespeichert. Die POM-Fraktion macht 12–14 Prozent des C-Vorrates des Bodens aus. Diese Werte sind gut vergleichbar mit denen der Hohertragsfläche des Schlags A17 (Abb. 3.8). Die Verteilung des Gesamt-N auf die Acker- und Grünlandfraktionen ist der des C_{org} sehr ähnlich, jedoch ist eine leichte Verschiebung hin zu den feineren mineralgebundenen Fraktionen feststellbar. Rund 55 Prozent des N liegen in der Tonfraktion vor, ca. 25 Prozent sind in der Feinschluff- und ca. 13 Prozent in der 6,3–2000 μm -Fraktion gespeichert. Damit liegen nur rund 7 Prozent des Boden-N-Vorrates in der POM-Fraktion vor.

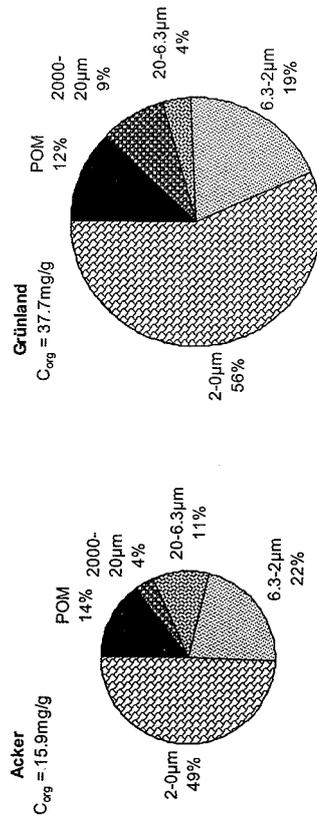


Abb. 3.9 Gehalte an organischem Kohlenstoff und seine Verteilung auf die verschiedenen Fraktionen einer Acker- und einer benachbarten Grünlandfläche (Grafik A. Kölbl)

Zusätzlich zu den Flächen mit langjähriger Acker- bzw. langjähriger Grünlandnutzung wurden in unmittelbarer Nachbarschaft auch Flächen untersucht, in denen sieben Jahre zuvor eine Umstellung von Acker- auf Grünlandnutzung und umgekehrt stattfand. Im Mittelpunkt der Betrachtung standen die POM-Fraktionen, da diese vergleichsweise sensitiven Pools eine rasche Reaktion auf solche Umstellungsmaßnahmen erwarten lassen. Auch hier zeigt sich, dass sich nach einem Zeitraum von sieben Jahren noch keine Angleichung der POM-Fraktionen in den Böden abzeichnete. Diese Böden nahmen im Hinblick auf Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz eine Mittelstellung zwischen den langjährigen Nutzungsvarianten ein (Kölbl & Kögel-Knabner, 2003). Betrachtet man nun die Verteilung von freier und in Aggregaten eingeschlossener POM (Abb. 3.10), so findet man unter Grünlandnutzung einen sehr viel höheren Anteil okkludierter POM, was gleichzeitig auf eine bessere und ungestörtere Aggregation in diesem Material hindeutet.

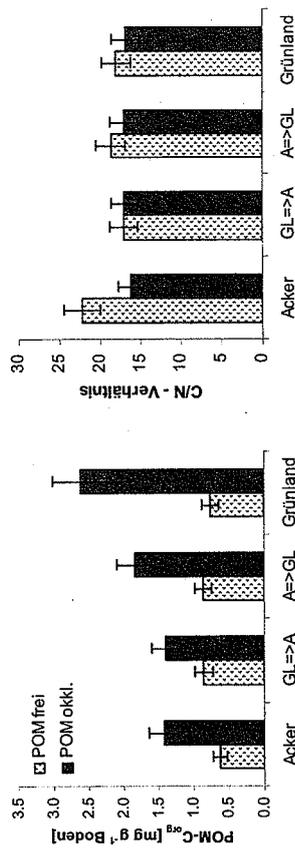


Abb. 3.10 C_{org}-Mengen sowie C/N-Verhältnisse in den POM-Fraktionen unter Acker- und Grünlandnutzung sowie der Umstellungsflächen Grünland => Acker und Acker => Grünland (Kögel-Knabner et al., 2004).

Die C/N-Verhältnisse sind nur bei langjähriger Ackernutzung signifikant unterschiedlich, und auch zwischen den Nutzungsvarianten sind keine Unterschiede feststellbar. Lediglich die weiteren C/N-Verhältnisse der freien POM unter Ackernutzung weisen auf einen regelmäßigen Eintrag C-reicher und N-armer Streu hin, wie es für Getreidestroh typisch ist.

Als weitere Bodennutzungsaspekte wurden konventionelle Bodenbearbeitung und Minimalbodenbearbeitung hinsichtlich der Struktur der mikrobiellen Biomasse mittels Phospholipidfettsäure-Muster (PLFA) und Substratwertungsmuster (BIOLOG) untersucht. Durch Minimalbodenbearbeitung (Laborinkubation) erfolgt eine Verschiebung zu höherer pilzlicher Biomasse mit höheren C-Ausnutzungskoeffizienten (v. Lützow & Palojarvi, 1995).

3.2.3.3 Einflussfaktor Ertragspotenzial

In situ-Ansatz im Feldversuch. Die auf dem integriert bewirtschafteten Schlag A17 ausgewiesenen Hoch- (HE) und Niedrigertrags (NE) -flächen unterschieden sich nicht nur durch ihre Standorteigenschaften wie Reliefposition, Bodentyp und Bodenart. Anhand des isotopisch angereicherten Senfmaterials (¹⁵N,¹³C), das im Feld in den Boden eingearbeitet wurde, konnte Folgendes nachgewiesen werden: Im Boden der Hochertragsflächen war der Anteil der C- und N-Nachlieferung aus dem Senf geringer als im Boden der Niedrigertragsflächen und entsprechend umgekehrt der bodenbürtige Anteil höher (v. Lützow et al., 2001). Auf den HE-Flächen wurden durch einen Priming-Effekt anfangs höhere Flussraten gemessen. Diese führten zu einem insgesamt höheren Umsatz und damit höheren Mineralisierungsraten als im NE. C und N wurde auf den Hochertragsflächen durch eine höhere mikrobielle Aktivität schneller umgesetzt und der mineralische N durch die Pflanzen früher aufgenommen als auf den Niedrigertragsflächen (Kögel-

Knabner & Munch, 2002; Wessels & Munch, 2002; Wessels, 2004). Die höheren Erträge auf den Hochertragsflächen sind zwar in erster Linie auf die höheren Nährstoff- und Humusvorräte sowie das höhere Wasserspeichervermögen des Kolluviums im durchwurzelbaren Bereich zurückzuführen, aber auch die dadurch erzielte bessere N-Verfügbarkeit infolge beschleunigter Mineralisation trägt dazu bei.

Menge und Qualität der gelösten organischen Stoffe (DOM) zeigten eine hohe räumliche Abhängigkeit: Höhere DOM-Gehalte gingen mit höheren Gehalten an organischer Bodensubstanz, aber auch mit höheren Umsatzraten (Hohertragsflächen) einher, allerdings ist der Anteil an mikrobiell verfügbarem DOC mit 5 Prozent bis 85 Prozent des gelösten organischen Kohlenstoffs starken Schwankungen unterworfen. Auf den HE-Flächen war das DOC stärker humifiziert als auf den NE-Flächen. Dies kann als Indiz dafür herangezogen werden, dass der gelöste C im Boden des HE mikrobiell stärker umgesetzt war als im NE (v. Lützow et al., 2001; v. Lützow et al., 2002; Steinweg, 2002). Ein Einfluss der Bewirtschaftungsweise „konventionell“ oder „teilflächenspezifisch“ konnte anhand dieser Parameter nicht nachgewiesen werden.

Mittels der ¹³C und ¹⁵N-Markierungsexperimente auf den Hoch- und Niedrigertragsbereichen wurden der *mikrobielle Kohlenstoff* und *Stickstoff* (C_{mic}, N_{mic}) ebenso wie der Pool der *gelösten organischen Stoffe* (DOM) als die am schnellsten umsetzbaren Pools identifiziert, die auch mit hoher Empfindlichkeit Unterschiede der Bodeneigenschaften und der Bewirtschaftungsweise aufzeigen. Diese Pools reagieren innerhalb weniger Tage auf veränderte Umgebungsbedingungen, z.B. auf die Zufuhr frischer Streu (Kögel-Knabner & Munch, 2002).

Auch bezüglich der Umsetzungen der POM-Fraktionen der Feldversuche bestehen Beziehungen zum Ertragsniveau der jeweiligen Fläche. In den POM-Fraktionen sind Umsetzungsprozesse innerhalb einiger Monate erkennbar, wie Abb. 3.11 zeigt. Nach Ausbringung der markierten Streu im Oktober 1999 wurden für die freien POM-Fraktionen ¹⁵N-Anreicherungen von 10 Prozent berechnet. Bis zum April 2000 (160 Tage nach Versuchsbeginn) reduzierte sich die Anreicherung der freien POM-Fraktionen auf etwa 1/10 des Startwertes, gleichzeitig wurde eine signifikante Anreicherung in der okkludierten Fraktion um 0,3 Prozent (Hohertrags) bzw. 0,5 Prozent (Niedrigertrags) beobachtet. Im weiteren Verlauf des ersten Jahres fanden Abbauprozesse statt, die zu einer deutlichen Verringerung des ¹⁵N-Anteils in beiden POM-Fraktionen führten. Der im April 2000 höhere ¹⁵N-Anteil auf den Niedrigertragsparzellen deutet im Vergleich zur Hochertragsfläche auf ein verzögertes Einsetzen des POM-Abbaus hin.

rials auf den Niederertragsflächen ausgegangen werden, während auf den Hohertragsflächen intensivere Umsetzungen zu einem schnelleren Abbau der jungen Streuanteile führten (Kögel-Knabner & Munch, 2002).

Die Schluff- und Ton-Fractionen zeigten trotz ihres großen Anteils an der organischen Bodensubstanz im Vergleich zum POM 160 Tage nach Versuchsbeginn eine fast nicht nachweisbare ¹⁵N-Anreicherung (Abb. 3.12) von ca. 0,1 Prozent in den Tonfraktionen und 0,05 Prozent in der Feinschluff-Fraktion. Im weiteren Jahresverlauf nehmen aber auch hier die ¹⁵N-Konzentrationen wieder ab.

Hieraus kann abgeleitet werden, dass nur ein sehr kleiner Anteil der frisch zugeführten Streu die Mineralfraktion überhaupt erreicht und dass es Jahrzehnte bis Jahrhunderte in Anspruch nehmen kann, bis sich Veränderungen im C- und N-Haushalt auch in diesen Fraktionen nachweisen lassen. Darauf deuten nicht nur die Ergebnisse dieses Projektes hin (Kölbl & Kögel-Knabner, 2003), sondern auch ¹⁴C-Datierungen älterer Studien (z.B. Buyanovsky et al., 1994).

3.2.3.4 Einflussfaktor Streueinbearbeitung

Mikrokosmen-Ansatz mit Bodensäulen. In einem Mikrokosmenversuch mit ungestörten Bodensäulen (25 cm) mit Löss-Parabraunerde aus Scheyern, die 1991 nach Winterweizen entnommen wurden und die über 200 Tage mit Ernterückständen von Senf inkubiert wurden, änderte sich zwar die Bodenrespiration direkt nach der Senf-Ausbringung, eine signifikant erhöhte N-Freisetzung konnte jedoch nicht festgestellt werden. Die verschiedenen Ausbringetechniken bei den Senfvarianten (Einarbeitung bis in 8 cm Tiefe und Senf-Ertereste an der Bodenoberfläche) zeigten keine Unterschiede. Dagegen wurde trotz der hohen Variabilität der N-Nettomineralisation (NNM) innerhalb der Parallelen eine signifikant höhere N-Freisetzung bei den Senfvarianten gegenüber der Kontrolle (keine Senfzugabe) gemessen. Die Freisetzungsmenge des mit dem Senf zugegebenen N lag bei der ‚eingearbeiteten Variante‘ bei 38 Prozent und bei der ‚Oberflächen-Variante‘ bei 34 Prozent. Die ausgewaschenen Mengen an gelösten C-Bestandteilen waren allerdings gering, so dass sie für die C-Bilanz bedeutungslos sein dürften (Hantschel et al., 1994).

3.2.4 Modellierung des C- und N-Umsatzes

Abbau und Mineralisierung organischer Substanz. Neben den Eingabedaten zur Witterung, zu Bodeneigenschaften und zur Bewirtschaftung für die Beschreibung des Wasser- und N-Transports werden für die Simulation der Umsatzdynamik der organischen Bodensubstanz zusätzlich spezielle, je nach verwendetem Teilmodell unterschiedliche Parameter benötigt (Priesack & Bauer, 2003). Ein Teil dieser Parameter wie z.B. die Temperaturabhängigkeit der Mineralisierungsraten konnte in Laborversuchen bestimmt werden (Stenger et al., 1995). Andere Parameter wie z.B. die maximale Mineralisierungsrate des Humuspools oder die Effektivität der

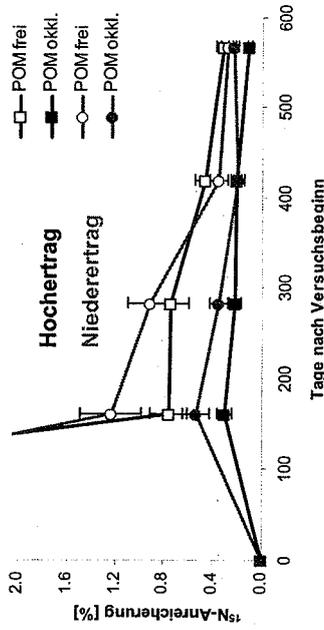


Abb. 3.11 ¹⁵N-Anteile in den POM-Fractionen des Senfmarkierungsexperimentes im Jahresverlauf in Abhängigkeit von der Ertragsintensität (Versuchsbeginn: Oktober 1999; 160 Tage: April 2000; 280 Tage: August 2000; 420 Tage: Dezember 2000; 570 Tage: Mai 2001) (Grafik A. Kölbl)

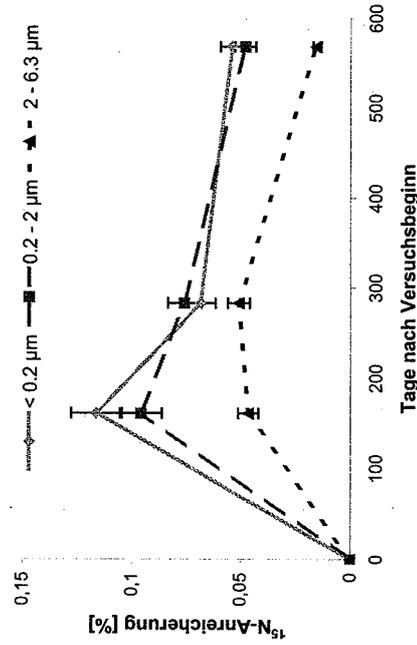


Abb. 3.12 ¹⁵N-Anteile in den Feinton-, Grobton- und Feinschluff-Fractionen auf den Hohertragsflächen des Senfmarkierungsexperimentes im Jahresverlauf (Versuchsbeginn: Oktober 1999; 160 Tage: April 2000; 280 Tage: August 2000; 570 Tage: Mai 2001) (Grafik A. Kölbl)

Im Mai 2001 (570 Tage nach Versuchsbeginn) wurden im Oberboden beider Ertragsvarianten etwa gleich hohe ¹⁵N-Anreicherungen gefunden. Somit kann von einer etwa um ein Jahr verzögerten Umsetzung des frischen, markierten Streumate-

an der Mineralisierung beteiligten Bodenmikroorganismen wurden anhand von Daten aus Feldversuchen geschätzt bzw. durch inverse Modellierungsmethoden angepasst (Priesack et al., 2001). Es zeigte sich, dass die verschiedenen in Expert-N implementierten Umsatzmodelle für einzelne Standorte so parametrisiert werden können, dass sowohl die C- als auch die N-Mineralisierung über einen Zeitraum von mehr als zehn Jahren für unterschiedliche Standorte und Böden des Versuchsgut Scheyern mit ausreichender Genauigkeit simuliert werden können und eine gute Übereinstimmung mit gemessenen mineralischen N-Gehalten des Bodens erreichbar ist (Berkenkamp, 2004). Da es genügt, die Parametrisierung anhand von Messdaten aus den ersten beiden Jahren des betrachteten Zehnjahreszeitraums durchzuführen, kann eine prinzipielle Prognosefähigkeit der benutzten Umsatzmodelle für die untersuchten Standorte festgestellt werden. Dies bedeutet, dass mit einer geeigneten standortangepassten Modellparametrisierung die Nachlieferung von mineralischem N aus dem bodenbürtigen N-Vorrat prognostiziert werden kann. Dies gilt für Standorte aus beiden Betriebssystemen des Versuchsgutes Scheyern.

Zusätzlich wurden zum besseren Verständnis der Dynamik der N_{\min} -Gehalte 'in situ' Inkubationsversuche an ungestörten Bodensäulen durchgeführt. Als Maß dafür wurde die Netto-N-Mineralisation (NNM) an vier Intensiv-Beprobungsflächen gemessen (Stenger, 1996; Raison et al., 1987). Damit sollten freilandnähere Aussagen als mit Labormethoden möglich sein. Die überdachten Bodensäulen – entwickelt für Forststandorte – waren für die Messung der NNM auf Ackerflächen geeignet. Dagegen ist die Kombination mit offenen Bodensäulen zur Schätzung des pflanzlichen Entzugs, des N-Eintrags und N-Austrags nicht praktikabel, da die Bodenwassergehalte in den offenen Bodensäulen meist zu stark von den Bodenwassergehalten des umgebenden Bodens abweichen. Weitere für das Verständnis des N-Umsatzes wichtige Parameter wie N_r , C- und Wassergehalte wurden in verschiedenen Tiefen und Skalenebenen sowie an mehreren Terminen untersucht (Stenger, 1996; Stenger et al., 1996; Stenger et al., 2002).

Die Simulationen mit dem um ein Mineralisierungsmodell für Pflanzenreste auf der Bodenoberfläche erweiterten Umsatzmodell haben gezeigt, dass durch die Berücksichtigung des Abbaus der organischen Substanz an der Bodenoberfläche eine detailliertere Beschreibung der C- und N-Umsetzungen organischer Substanzen möglich ist. Hieraus resultierte auch eine bessere Übereinstimmung in der Abnahme der Bodenbedeckung und in der Dynamik des Nitratgehalts mit den Messwerten, so dass die Mineralisierung an der Bodenoberfläche bei der Betrachtung des Nährstoffnachlieferungspotenzials für die Standorte des Versuchsgutes Scheyern als ein nicht zu vernachlässigender Prozess eingestuft werden kann (Berkenkamp et al., 2002).

Entwicklung und Wachstum der Pflanzenbestände. Mittels der ins Modellsystem Expert-N integrierten generischen Wachstumsmodelle CERES und SPASS konnten die Entwicklung, die Wachstumsdynamik und die N-Aufnahme der in den Fruchtfolgen als Hauptfrüchte vertretenen Kulturpflanzen Weizen, Gerste, Mais,

Kartoffel und Sonnenblume gut beschrieben und die Ernteerträge prognostiziert werden (Wang, 1997; Wang & Engel, 2002; Gayler et al., 2002). Für Winterweizen konnte die Pflanzenentwicklung an einzelnen Rasterpunkten durch die Simulation der Entwicklungsstadien (EC-Stadien) nach Zadoks mit hoher Genauigkeit nachvollzogen werden. Damit steht mit dem Pflanzenwachstumsmodell SPASS ein Modell zur Verfügung, dessen Simulationsergebnisse zur Pflanzenentwicklung sich besonders leicht mit dem in der Praxis erhobenen EC-Stadien vergleichen lassen (Wang & Engel, 1998). Auch bei der Entwicklung des Kartoffelmodells wurde durch die explizite Simulation der Blüte auf den besseren Vergleich mit der Freilandsituation geachtet (Gayler et al., 2002). Für die Kartoffelsorte Agria konnte die Modellierung von Wachstum und N-Aufnahme anhand von Daten aus Systemversuchen getestet werden und eine für die Prognosefähigkeit des Modells ausreichende Modell-Effizienz nachgewiesen werden (Gayler et al., 2002).

Bei der flächenhaften Anwendung der Pflanzenmodelle zeigt sich jedoch, dass die beobachtete lokale Heterogenität innerhalb der Pflanzenbestände nur unzureichend simuliert wird, da die Pflanzenwachstumsimulationen über die Fläche deutlich homogenere Verteilungen von Pflanzenbiomasse und Korntrag ergeben. Dies deutet auf eine zu geringe Sensitivität der Pflanzenwachstumsmodelle gegenüber Umweltparametern hin. Insbesondere wird die Wurzelverteilung für teilweise sehr unterschiedliche Bodenverhältnisse nahezu gleichartig simuliert.

3.2.5 N_2O -Emissionen

Anlage von Brachen. Ungedüngte Bracheflächen weisen aufgrund der unmittelbaren Aufnahme von frisch mineralisiertem N durch die Bracheflora sehr geringe Ammonium- und Nitratgehalte im Oberboden auf. Somit ist sowohl die Nitrifikation als auch die Denitrifikation durch das Substrat begrenzt.

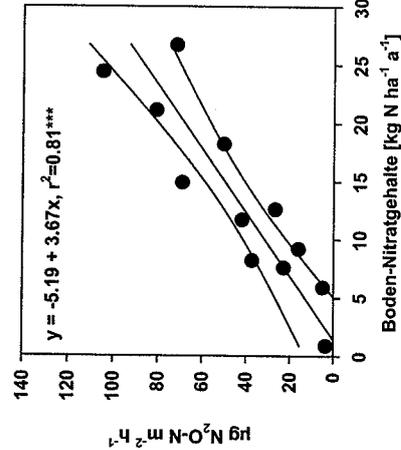


Abb. 3.13 Einfluss der mittleren annualen Nitratkonzentration des Oberbodens (A_p -Horizont) auf die mittlere annuelle N_2O -Flussrate auf unterschiedlich gedüngten Kartoffel-, Weizen-, Mais- und Brachepflanzen des Fruchtfolgeversuchs des integrierten FAM-Betriebs (Ruser et al., 2001)

Diese beiden Prozesse stellen die Hauptquellen der bodenbürtigen N₂O-Emissionen dar (Granli & Boeckman, 1994; Bremner, 1997). Wie in Abb. 3.13 dargestellt, haben zahlreiche Untersuchungen zur N₂O-Freisetzung auf Flächen des FAM gezeigt, dass die N₂O-Emission vor allem eng mit den Nitratgehalten des Oberbodens korreliert war (Flessa et al., 1995; Ruser et al., 1998; Ruser et al., 2001; Dörsch, 2000; Sehy et al., 2003).

Daher war N₂O-Emission auf Bracheflächen niedriger als auf Acker- oder Grünlandflächen mit N₂O-Freisetzungen, die zwischen 0,3 und 0,9 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ schwankten (Kamp, 1998; Stolz, 1997; Ruser et al., 2001). Für die N-induzierte N₂O-Freisetzung auf FAM-Flächen berechneten Flessa et al. (2002 a) für ungedüngte Flächen eine Emission von 0,63 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 3.14).

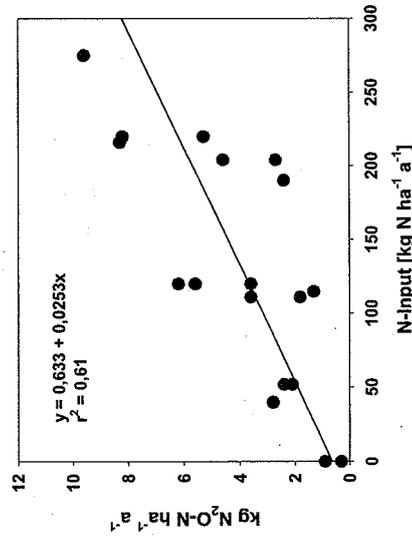


Abb. 3.14 Einfluss des N-Eintrags (Σ N-Düngung, Untersaaten, Ernterückstände Hauptfrucht, Zwischenfrucht) auf die annuelle N₂O-Emissionen aus den Flächen des IB und ÖB (Flessa et al., 2002 a)

Die Ausweisung von ungedüngten Bracheflächen auf langfristig ertragsschwachen Betriebsflächen führt deshalb, unter der Voraussetzung der Beibehaltung der N-Düngungsintensität auf der verbleibenden Acker- und Grünlandfläche, zu einer Reduktion der N₂O-Emission auf Betriebsebene.

Einsatz von Breitreifen. Der Einsatz von Breitreifen verringert den Bodendruck und damit die Bodenverdichtung. Viele Untersuchungen zum Einfluss der Bodenverdichtung auf die N₂O-Emission kamen zu dem konsistenten Ergebnis, dass durch die Bodenverdichtung die N₂O-Freisetzung stark erhöht wird (Bakken et al., 1987; Hansen et al., 1993; Ruser et al., 1998; Flessa et al., 2002 b). Durch die Bodenverdichtung wird das Porenvolumen eines Bodens reduziert und die O₂-Diffusion in den Boden nach Niederschlägen entsprechend vermindert (Torbert & Wood, 1992). Dies führt zu verstärkten anaeroben Bedingungen im Boden und fördert die denitrifikative N₂O-Bildung. Obwohl Fahrspuren in den Untersuchungen

von Ruser et al. (1998) nur einen Anteil von 16 Prozent an der Gesamtfläche hatten, konnten die extrem hohen Emissionen in diesen verdichteten Bereichen die annuellen Emissionen der Gesamtfläche um den Faktor 2 erhöhen (Abb. 3.15 a und b). Zudem kann die Senkenfunktion eines Bodens für atmosphärisches CH₄ aufgehoben und in eine Quelle umgewandelt werden (Ruser et al., 1998; Yamulki & Jarvis, 2002).

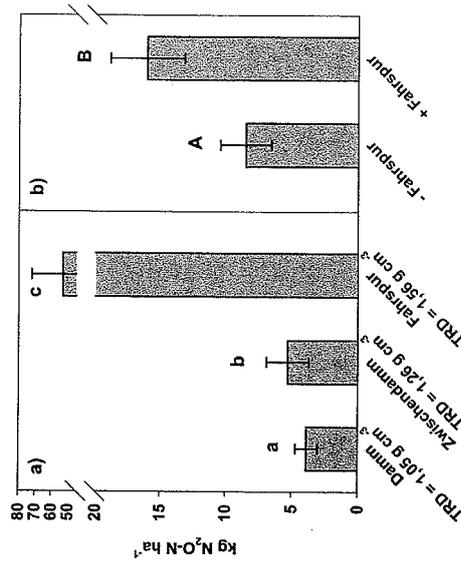


Abb. 3.15 Kumulative N₂O-Freisetzung aus den unterschiedlich verdichteten Teilbereichen einer Kartoffelfläche während der Vegetationsperiode 1996 (a) und die annuelle N₂O-Emission der Kartoffelfläche ohne Berücksichtigung (- Fahrspur) sowie mit Berücksichtigung (+ Fahrspur) der Emissionen aus der Fahrspur (b). Statistisch signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben ($\alpha < 0,05$) gekennzeichnet. In Abb. 3.15 a wurde dazu der Student-Newman-Keuls Test, in Abb. 3.15 b der U-Test verwendet. (Geändert aus Ruser et al., 1998)

Reduktion der Anzahl an Bodenbearbeitungsmaßnahmen. In der Regel setzt sich ein Oberboden bei reduzierter Bodenbearbeitung stärker als bei konventioneller Bearbeitung (Pfluganwendung). Dies hat prinzipiell ähnliche Auswirkungen wie die mechanische Bodenverdichtung, jedoch auf einem geringeren Niveau. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass eine reduzierte Bodenbearbeitung signifikant höhere N₂O-Emissionen zur Folge hat (Burford et al., 1981; Linn & Doran, 1984; Aulakh et al., 1984). Bis jetzt ist der Grund für die hohen N₂O-Emissionen des Standorts Scheyern nicht bekannt (Abb. 3.16).

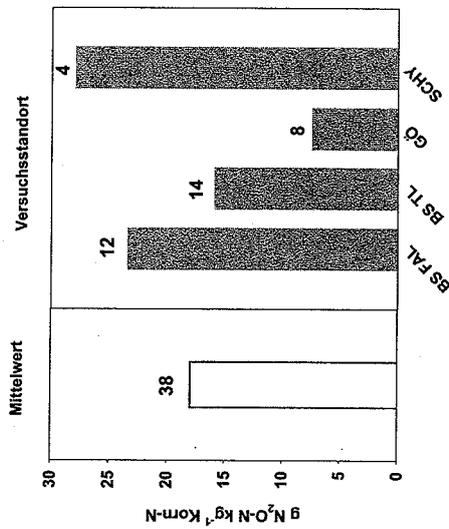


Abb. 3.16 Annuelle N₂O-Emission bezogen auf den N-Entzug über das Korn bei Wintergetreide. Dargestellt sind der Mittelwert des gesamten Datensatzes (weißer Balken), sowie die Mittelwerte einzelner Versuchsstandorte (graue Balken) (BS FAL= Braunschweig, BS TL = Tümmel, GÖ = Göttingen, SCHY = Scheyern). Die Anzahl der Untersuchungen, die den einzelnen Mittelwerten zu Grunde liegen, sind jeweils über den einzelnen Balken angegeben. (Geändert nach Kaiser & Ruser, 2000)

Neben dem überwiegend hohen Schluffanteil mit entsprechend großer Gefahr der Oberflächenverschlammung, den – verglichen mit norddeutschen Standorten – häufigeren Wechseln von Trocken- – Wiederbefeuchten bzw. von Frieren – Auftauen des Oberbodens (Sehy et al., 2004) könnte die reduzierte Bodenbearbeitung einen Grund für diese hohen Emissionen darstellen. Ein weiteres Merkmal der reduzierten Bodenbearbeitung ist die gegenüber Pflugbehandlung geringere Arbeitstiefe der bei diesem Verfahren eingesetzten Maschinen. Dies führt zu einer Konzentrierung von Ernteresten in den obersten Zentimetern eines Bodens. Der Umsatz von organischer Substanz kann zu einer starken Absenkung des Redoxpotenzials eines Bodens führen und sich direkt fördernd auf die Nitrat-Reduktion und der damit verbundenen N₂O-Produktion auswirken (Flessa & Beese, 1995).

Kartoffelanbau und N-Düngungsstrategien im Kartoffelbau. Innerhalb der Fruchtarten des integrierten FAM-Betriebs war vor allem der Kartoffelbau mit besonders hohen N₂O-Emissionen belastet (Ruser, 1998). Gründe dafür waren:

- Die in der ersten Hälfte der FAM-Laufzeit praktizierte breitflächige einmalige N-Gabe nach dem Häufeln. Dies hatte sehr hohe Nitratgehalte des Oberbodens im Bereich zwischen den Dämmen zur Folge. Der Boden zwischen den Dämmen ist, im Gegensatz zu den Dämmen, nur gering durchwurzelt (Maidl, 1995). Eine wesentliche Aufnahme des Nitrats war daher im „Zwischen-damm-Bereich“ nicht zu erwarten. Die hohen Nitratgehalte standen der

Denitrifikation somit vor allem in den ersten Wochen nach der Düngung zur Verfügung. Während der Vegetationsperiode waren die Emissionen aus dem Bereich zwischen den Dämmen etwa doppelt so groß wie die Emissionen aus den Dämmen (Ruser et al., 1998), (Abb. 3.15).

- Unter mittleren bayerischen Bedingungen ermittelte Zapf (1997) für 30 Prozent der Kartoffelfläche eine extrem hohe Überfahrungs-Frequenz (> 9 Radpassagen pro Jahr). Somit ist der Kartoffelbau einer großen Gefahr hinsichtlich der Bodenverdichtung ausgesetzt. Die starken Auswirkungen der Bodenverdichtung im Kartoffelbau auf die N₂O-Emissionen wurden von Ruser et al. (1998) nachgewiesen.
- Nach der Kartoffelernte verblieben hohe Mengen an Restnitrat im Boden, welche vom nachfolgend angebauten Winterweizen nicht mehr vor dem Winter ausgeschöpft werden konnten. Zudem wurde über die Mineralisierung von Wurzeln, Stolonen und Kartoffelkraut, welche ein sehr enges C/N-Verhältnis aufwiesen, zusätzliches Nitrat nachgeliefert. Beides förderte somit die N₂O-Emissionen während des Winters (Ruser et al., 2001), welche im Mittel der Messungen im FAM ca. 50 Prozent der gesamten annuellen Emissionen betragen (Flessa et al., 1995; Kaiser & Ruser, 2000).
- Mitte der FAM-Laufzeit sind vom Lehrstuhl für Pflanzenbau und -züchtung Untersuchungen zur Kartoffelfüngung in den FAM eingeflossen. Diese haben gezeigt, dass über die platzierte N-Application in den Dämm, bzw. eine zeitlich aufgeteilte N-Gabe die maßgeblichen Ertragsparameter nicht negativ beeinflusst werden, beides jedoch zu einer deutlichen Reduzierung der Nitratkonzentration im Boden zwischen den Dämmen führt (Maidl et al., 2002).

Bewirtschaftungsformen, Düngung und Fruchtfolge. Hinsichtlich der Gesamtbelastung der Atmosphäre durch Treibhausgasemissionen lassen sich für die beiden in Scheyern praktizierten Bewirtschaftungsformen folgende Aussagen treffen:

- Die ,in situ'-N₂O-Emissionen waren im integrierten Betrieb höher als im ökologisch bewirtschafteten Betrieb. Dies wurde vor allem auf die mineralische N-Düngung und damit verbunden auf die höheren Nitratgehalte des Oberbodens zurückgeführt (Flessa et al., 2002 a). Hier bestand vor allem für den Kartoffelbau im integrierten Betrieb weiterer Forschungsbedarf zum Einfluss pflanzenbaulicher Maßnahmen auf die Spurengasdynamik, wie z.B. die Validierung der pflanzenbaulichen Ergebnisse von Maidl et al. (2002).
- Berechnet für den gesamten Produktionspfad (bodenbürtige Emissionen, Düngerproduktion, Verbrauch fossiler Energieträger im Zuge der Bewirtschaftung und Trocknung der Erntegüter) war die Belastung der Atmosphäre im integrierten Betriebszweig mit 4,4 mg CO₂-Äquivalenten ha⁻¹ höher als im ökologischen Betrieb mit 3,2 mg CO₂-Äquivalenten ha⁻¹ (Flessa et al., 2002 a).

- Da die Erträge im ökologischen Landbau niedriger waren als im integrierten Landbau, ergaben sich keine Unterschiede hinsichtlich der ertragsbezogenen Treibhausgasbelastung der beiden Bewirtschaftungssysteme.

Konventionelle Bewirtschaftung und Präzisionslandwirtschaft. Bei Untersuchungen auf konventionell und unter Präzisionslandwirtschaft bewirtschafteten Teilflächen des Ackers A17 mit unterschiedlichen langjährigen Erträgen konnte gezeigt werden, dass die Anwendung von Präzisionslandwirtschaft gegenüber konventioneller Düngerausbringung ein Treibhausgas-Minderungspotenzial von ca. 10 Prozent aufwies (Sehy et al., 2003). Grund für die Minderung der N_2O -Emissionen war vor allem die Absenkung der Nitratgehalte des Bodens über eine reduzierte N-Düngung auf den Niederertrag-Teilflächen. Dieses Potenzial wurde jedoch nur in Vegetationsperioden mit für den Standort Scheyern typischen Niederschlagsverhältnissen ausgeschöpft. In einem Versuchsjahr mit zu hohen Niederschlagsmengen bzw. mit einer ungünstigen Verteilung der Niederschläge konnten weder Unterschiede in der N_2O -Freisetzung zwischen konventioneller und Präzisionslandwirtschaft noch zwischen den Hoch- und Niederertrag-Teilflächen festgestellt werden (Sehy, 2004).

Anpassung und Aussagefähigkeit des Modells zu N_2O -Emissionen. Spezielles Ziel der Modellierung des N_2O -Transports und der N_2O -Produktion im Boden war es, zu überprüfen, inwieweit das Modell die Erarbeitung verbesserter Bewirtschaftungsmaßnahmen, insbesondere Düngungsmaßnahmen zur Verminderung der N_2O -Emissionen, unterstützen kann.

Zunächst wurde das neu entwickelte Modell zur Simulation der N_2O -Emissionen aus Ackerböden anhand der gemessenen Zeitreihen von unterschiedlichen Standorten auf dem Versuchsgut Scheyern mehrfach überprüft. Vor allem wurde die Prognosefähigkeit zur Abschätzung der N_2O -Emission bei vorgegebenen Daten zu Witterung, Bewirtschaftung und Standort getestet. Dabei zeigte sich, dass das Modell in der Lage war, die Dynamik und die Raten der N_2O -Emissionen gut abzuschätzen, falls sowohl der Transport des Bodenwassers als auch der des Nitrats hinreichend genau berechnet werden konnte. Da bei unzureichender Kenntnis der Bodenparameter zur Beschreibung des Wasser- und Nitrattransports hohe Unsicherheiten bezüglich der Abschätzung aktueller Bodenwasser- und Nitratgehalte bestehen, gelingt die Bestimmung der N_2O -Emissionen durch Modellsimulationen derzeit nur teilweise (Frolking et al., 1998; Priesack et al., 1998). Auch können die ereignisorientierten N_2O -Emissionen aufgrund von Wiederbefeuchtung und Tauen nur bei einer sehr genauen Transportmodellierung für Wasser und Nitrat adäquat simuliert werden (Haberbosch et al., 1997; Haberbosch et al., 2001). Ist diese Voraussetzung jedoch erfüllt, gelingt es auch für andere Standorte (z.B. in Schottland, den USA und Kanada) die N_2O -Emissionen mit dem Modell abzuschätzen (Frolking et al., 1998; Kharabata et al., 2003).

Daher kann das Modell bei genauer Kenntnis der notwendigen Bodenparameter durch entsprechende Szenarienrechnungen zur Entwicklung von geeigneten Bewirtschaftungsmethoden, welche die N_2O -Emissionen vermindern helfen, eingesetzt werden.

3.2.6 N-Verluste der Betriebe von Scheyern

Aus den bilanzorientierten Betriebsmodellen wurden durch Gegenüberstellung der Größen von Zufuhr und Abfuhr auf Schlag- oder Betriebsebene für beide Betriebe N-Überschüsse ermittelt. Diese sind ein Verlustpotenzial.

Betrachtet man mittlere Bilanzen ebenfalls über einen fünfjährigen Zeitraum, waren die Stickstoff-Salden unter Einbeziehung der N-Zufuhr über Immissionen in beiden Anbausystemen mit $78 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im IB und $82 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im ÖB ebenfalls positiv. Im ÖB basierte der hohe N-Überschuss neben der niedrigen Abfuhr über pflanzliche und tierische Produkte auf der symbiontischen N_2 -Bindung von $98 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (durchschnittlich 35 Prozent der Ackerfläche waren mit Leguminosen bestellt), ohne die sich ein negativer Bilanzsaldo von $-32 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ errechnen würde. Mit $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ lag der N-Eintrag über nasse und trockene Deposition für Scheyern im Vergleich zu anderen Regionen ($50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Weigel et al., 2000; ca. $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Isermann, 2002) auf sehr niedrigem Niveau.

Mehrfachjährige N-Überschüsse stellen grundsätzlich ein Potenzial für N-Austräge in die Hydro- oder Atmosphäre dar. Bei ausreichendem C-Angebot des Bodens kann dieses Potenzial auch zu einer N-Immobilisierung und N-Anreicherung der Böden führen. In Abb. 3.17 sind die N-Überschüsse für beide Betriebe wiedergegeben. Die Bodeninventur gab Auskunft über die Größenordnung der Anreicherungen der Böden mit N. Im IB ist der Boden mit $22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angereichert worden. Diese Menge entsprach annähernd den N-Verlusten durch ein extremes Erosionsereignis im Spätsommer 1992, noch vor Umstellung der Betriebe. Im ÖB ging mit $55 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine mehr als doppelt so hohe Menge in den Bodenvorrat ein, die sich über die Bewirtschaftungsweise (Kulturen, organische Düngung etc.) erklären lassen. Demnach verbleiben von den N-Überschüssen für den IB noch $56 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für den ÖB noch $32 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die das Verlustpotenzial an Atmo- und Hydrosphäre darstellen. Unter Einbeziehung von punkt- und flächenbezogenen Messungen anderer Teilprojekte, wurden für die Ackerschläge die N-Austräge kalkuliert. Dabei wurden folgende Austragspfade berücksichtigt:

- N_2O -Emission: Ganzjährige, punktuelle, kulturartenspezifische Feldmessungen (geschlossene Kammermethode; Ruser et al., 2001) mit $1-10 \text{ kg N/ha}$ Streubreite (Flessa et al., 2002 a; Flessa et al., 2002 b)
- NH_3 -Emission: Modellierung der NH_3 -Verluste nach Gülledüngung (nach Katz in Menzi et al., 1997); Evaluierung dieser Methode mittels NH_3 -Messung im Freiland (dynamische Kammermethode nach Weber et al., 2000)

– NO₃-Auswaschung: Kombination von Sickerwasser-Mengen (REPRO) und NO₃-Gehalten von Abflüssen in Naturlysimetern in 180 cm Tiefe (Matthes et al., 2001) mit Oberflächen- und Zwischenabflüssen (Hellmeier, 2001)

Die N₂-Verluste wurden als Restgröße errechnet. Fehler in der Abschätzung der anderen Verlustgrößen wirken sich daher unmittelbar aus: Daher ergibt sich beispielsweise im ÖB ein unrealistischer Wert von nur 2 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Im Vergleich zu Angaben in der Literatur (Delgado et al., 1996) bewegten sich die N₂O-Verluste zwar auf hohem Niveau (IB), lagen aber dennoch in der dort angegebenen Größenordnung. Insgesamt sind die N₂O-Emissionen im IB als hoch zu bewerten und mit der Bewirtschaftung (Mulchwirtschaft, hohes Niveau der mineralischen N-Düngung) in Verbindung zu bringen.

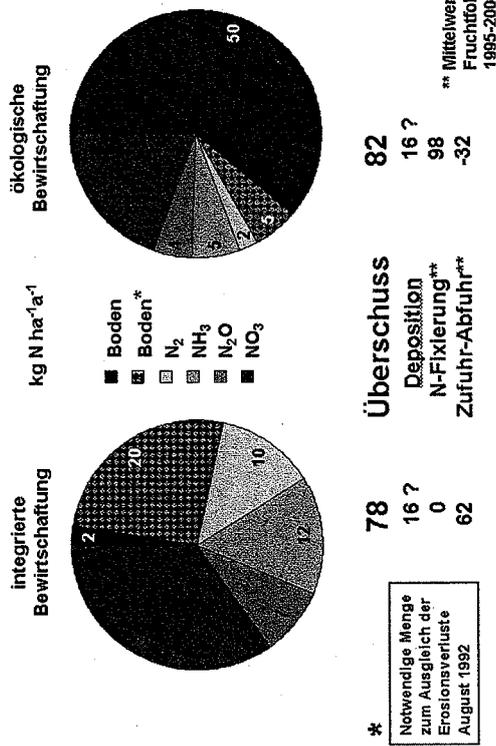


Abb. 3.17 N-Überschüsse der Ackerflächen in Scheyern und Verlustpfade der N-Verbindungen (Gutser et al., 2004)

Die Ammoniakverluste sind auf den integriert bewirtschafteten Äckern mit 12 kg N ha⁻¹ a⁻¹ etwa doppelt so hoch wie auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen. Im IB wurde mit 42 kg N ha⁻¹ a⁻¹ deutlich mehr Gülle als im ÖB mit 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ eingesetzt. Dieser Dünger weist bei der Ausbringung bekanntlich ein höheres Verlustpotenzial auf als Stallmist (ÖB), dessen NH₄-Stickstoff bereits in Stall und Lager zu 25–45 Prozent als NH₃ verloren geht.

Wassergetragene N-Verluste von 27 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im IB (in Abb. 3.18) sind etwa zur Hälfte durch den Zwischenabfluss mit 14 kg N ha⁻¹ a⁻¹ bestimmt. Der N-Pfad beim ÖB mit insgesamt 16 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (in Abb. 3.17) führt überwiegend in das Grundwasser mit 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Hellmeier, 2001). Einfluss darauf hatte unter anderem die unterschiedliche Bodenbedeckung, die den Abfluss um so stärker ver-

ringert, je dichter sie ist, z.B. durch Zwischenfrüchte im ökologischen Landbau oder Untersaaten.

Gemessen an den Nitratkonzentrationen des Bodenwassers in 1,80 m Tiefe (Entnahme durch Saugkerzen) bewirkte die Bewirtschaftung und hier insbesondere das Einrichten von Schutzflächen sowie der ökologische Landbau einen deutlichen Rückgang der Auswaschungsgefährdung (Hellmeier, 2001). So nahmen die NO₃-Gehalte im Grundwasser (Multilevel-Brunnen) bis in etwa 10 m unter Geländeoberfläche von 50 bis 60 mg NO₃ l⁻¹ im Jahr 1992 zum Teil bis auf unter 30 mg NO₃ l⁻¹ im Jahr 1999 ab (Honisch et al. 2002). Der landwirtschaftliche Einfluss mit erhöhter NO₃-Belastung liegt derzeit zwischen 3 und 10 m unter Geländeoberfläche (Hellmeier et al., 2002). Berücksichtigt man die mittlere jährliche Sicker- und Abflussrate auf den bewirtschafteten Flächen von 350–400 mm, so spiegeln die insgesamt aus den Ackerflächen ausgehenden N-Mengen von 27 bzw. 16 kg N ha⁻¹ a⁻¹ oder im Mittel der Gesamtflächen von Scheyern von 27 14 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (104 ha), einen Erfolg der verlustmindernden Bewirtschaftungsstrategien wider.

3.3 Agrarökosysteme verstehen: C- und N-Umsatz

3.3.1 Bodenvorräte, Bilanzsalden und Verluste im Überblick

Eine der Fragestellungen im Bereich der Untersuchungen zum C- und N-Umsatz war die Veränderung von Nährstoff- und Humushaushalt auf den bewirtschafteten Flächen des ökologischen und integrierten Betriebes. Neben Bodeninventuren zu Projektbeginn und -ende (Boden-Langzeitbeobachtungen) ermöglichten Zufuhr-/Abfuhrbilanzen auf Betriebs- und Schlagenebene in Scheyern eine Quantifizierung der Stoffflüsse. Auf der nächsthöheren Ebene der Bewirtschaftung einer Landschaft sind entsprechend weitere Betriebe in der umgebenden Region Pfaffenhofen hinsichtlich ihrer Stoffflüsse bilanziert worden. Damit war eine Einordnung der Bewirtschaftungsintensität der Scheyerener Betriebe auf regionaler Ebene auf der Basis mehrjähriger Bilanzen für N möglich. C war für einige Faktoren, wie den assimilatorischen C-Umsatz und der in den Wurzeln vorhandene C (Rhizodeposition), nicht quantifizierbar. Hierzu liegen daher keine Bilanzen vor. Nachdem sich C-Salden (Zufuhr-/Abfuhrbilanzierung) auf landwirtschaftlich genutzten Flächen längerfristig wesentlich in den C- bzw. Humusgehalten manifestieren, wurden einfache Bilanzierungsmodelle zur Erfassung bewirtschaftungsbedingter Veränderungen der Humusvorräte einbezogen (Leithold et al., 1997; Hülsbergen et al., 2002; Körschens et al., 2004).

Des Weiteren wurde mit der Messung und Modellierung von Emissionen an gas- und wassergetragenen N-Verbindungen die Grundlage für die Ermittlung von Verlusten geschaffen. Diese Größen ermöglichten eine weitgehend geschlossene Beschreibung von Stoffkreisläufen (N). Nutzungsbedingte Änderungen im Stoff-

haushalt wurden erfasst und bewertet. Eine kompartimentbezogene Übersicht des C- und N-Umsatzes in einen Zufuhr- bzw. Abfuhrsektor differenzieren folgende Abbildungen (Abb. 3.18). Diese Kreisläufe geben einen Überblick über Pools, Fraktionen und Prozesse im Boden und in der Atmosphäre:

FAM-Projekte haben zu diesen komplexen Kreislauf-Systemen Empfehlungen zur Steuerung effizienter, standortangepasster und daher umweltschonender Bewirtschaftungsweisen gegeben und umgesetzt. Die Erfassung bewirtschaftungsbedingter Auswirkungen auf den N- und insbesondere C-Haushalt der Böden ist nur in Langzeitexperimente möglich. Die Einstellung neuer Gleichgewichts-Zustände im Boden benötigt mindestens 10 bis 20 Jahre, um dann auch signifikante Veränderungen in bestimmten C-Pools der Böden (C_{org}) analytisch greifen zu können.

Die Bewirtschaftung wirkte sich dabei sehr unterschiedlich auf die C- und N-Haushalte der Ackerböden aus: Im integrierten Betrieb (IB) konnte der Humusvorrat nicht aufrechterhalten werden. Die pfluglose Bodenbearbeitung führte letztlich nur zu einer geringen Anreicherung in der Oberkrume (0–10 cm) von $125 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Unterkrume (10–25 cm) verarmte hingegen an organischer Substanz mit durchschnittlich $245 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Im ökologischen Betrieb (ÖB) stiegen fruchtfolge- und düngungsbedingt (höhere Stallmistzufuhr und Tierbesatzdichte) die C-Vorräte mit $180 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ stark an.

Die enge Kopplung des C- und N-Haushaltes der Böden spiegelt sich deutlich in der Vorratsänderung der Böden für Stickstoff wider. So wuchsen die N-Vorräte der Böden im ÖB um jährlich 55 kg N ha^{-1} , im IB jedoch nur um 22 kg N ha^{-1} ; letzteres bei relativ hoher N-Zufuhr über die mineralische Düngung. Trotz nahezu ähnlicher Überschussalden von ca. $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gingen im IB von den Ackerflächen entsprechend mehr N an die Hydro- und Atmosphäre verloren als im ÖB. Dies ist auf die unterschiedliche N- und C-Immobilisation in den Böden sowie die Tierbesatzdichte und Aufstallungsart (Gülle bzw. Stallmist) zurückzuführen.

Auf Betriebsebene (incl. Stall und Düngelagerung) erreichen beide Betriebe etwa gleich hohe Überschussalden von 88 (IB) bzw. 83 (ÖB) $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ LN}$. Aus der guten Einordnung dieser Salden in die Regression zwischen Viebesatz und Hoforsalden ausgewählter Testbetriebe der Region Pfaffenhofen darf auf vergleichbare Bewirtschaftungsintensitäten beider Versuchsbetriebe geschlossen werden. Eine Gegenüberstellung der Veränderung der Bodenvorräte an Gesamtstickstoff (N) auf Basis der Rasterpunkte (50mx50m) interpoliert und der schlagbezogenen N-Salden über zehn Jahre ist in Abb. 3.19 dargestellt.

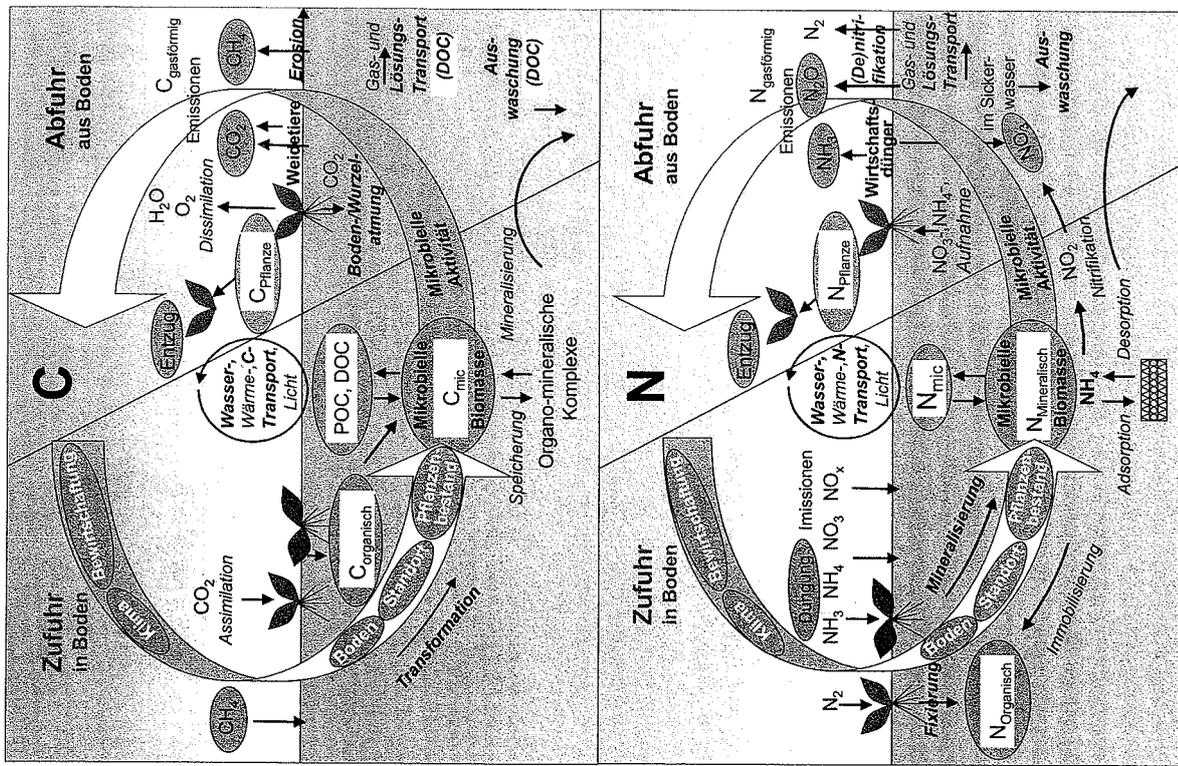


Abb. 3.18 C- und N-Kreislauf in Boden und Atmosphäre mit im FAM untersuchten Parametern und Prozessen; Großpfeile (helle Schrift): übergeordnete (Steuer-)Größen. Ellipsen: im FAM untersuchte Parameter. Schrift fett, kursiv: Im FAM untersuchte Prozesse. Weiße Rechtecke: Pools oder Fraktionen. Dunkle dünne Pfeile: Prozessrichtungen (Grafik I. Rühling)

Produktionsmittel-Einsatz auf den weniger guten Flächen. Mit diesem Ansatz lassen sich tolerierbare Stoffausträge in benachbarte Ökosysteme erreichen. So konnte die in Scheuern praktizierte Landnutzung den im „Entwurf zur nationalen Nachhaltigkeits-Strategie der Bundesrepublik Deutschland, 2002“ für den N-Überschuss der Landwirtschaft genannten Zielwert von 80 kg N/ha nicht ganz, wohl aber unter Einbeziehung der ausgewiesenen Schutzflächen (Brachen, Gewässer-Randstreifen etc.) in Höhe von 15 Prozent der Gesamtfläche der Betriebe erreichen. Eine weitere Entlastung der Umwelt ist in der konsequenten Nutzung heterogener Böden durch Präzisions-Landwirtschaft zu erwarten.

Letztlich ist darauf hinzuweisen, dass sich die Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Betriebe nicht allein an der Optimierung eines Bewertungskriteriums, wie z.B. N-Saldo oder Humussaldo ausrichten darf. Konsequenterweise stellt der Bodenschutz (besonders gegenüber Erosion durch Wasser) für die Bewirtschaftung der Böden des südbayerischen Hügellandes das übergeordnete Ziel der Ressourcenschonung dar. Dies kann Zugeständnisse bezüglich einer höheren N-Zufuhr und damit eines höheren N-Überschusses und Verlustpotenziales für N erforderlich machen. Die nachhaltige Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Betriebe ist das Ergebnis einer „Mehrzieloptimierung“, in die ökonomische, ökologische und soziale Zielsetzungen integriert sind.

3.3.2 Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung auf den Humusumsatz

Die Menge des organisch gebundenen Kohlenstoffs hängt vom zeitlichen Verlauf des Eintrags pflanzlicher Rückstände und deren Zersetzung einschließlich des Humusabbaus ab. Zusätzlich vermindern sich die Humusgehalte durch Auswaschungs- und Erosionsverluste. Dieses Fließgleichgewicht zwischen Ein- und Austrag wird von klima- und bodenabhängigen Parametern gesteuert, die letztendlich die mikrobielle Aktivität des Bodens bestimmen. Durch eine Änderung der herrschenden Klimabedingungen oder der Bewirtschaftung eines Bodens ändern sich die Bedingungen für mikrobielle Umsetzungen. Hiermit ändern sich die Humusgehalte und es stellt sich mit der Zeit ein neues Gleichgewicht ein. Der Abbau von frischer organischer Substanz wird dabei entscheidend von der Qualität bzw. Zusammensetzung des organischen Substrates bestimmt: Der Abbau verläuft schneller bei hohen Polysaccharidgehalten, engen C/N-Verhältnissen und geringen Ligningehalten der Rückstände. Mikroorganismen beteiligen sich mit ihren Stoffwechselprodukten direkt am Aufbau der leichter verfügbaren Humusbestandteile und indirekt an der Bildung der stabileren Humusfraktionen (Haider, 1996). Die organische Substanz des Bodens ist somit eine Mischung aus verschiedenen organi-

⁷ Für den Standort Scheuern wurden auch bei effizientem Einsatz von N-Düngemittel relativ hohe N₂O-Emissionen ermittelt (4–8 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Hierzu dürfte die erosionsmindernde pfluglose Bewirtschaftung mit Mulchwirtschaft einen nicht unwesentlichen Beitrag geleistet haben.

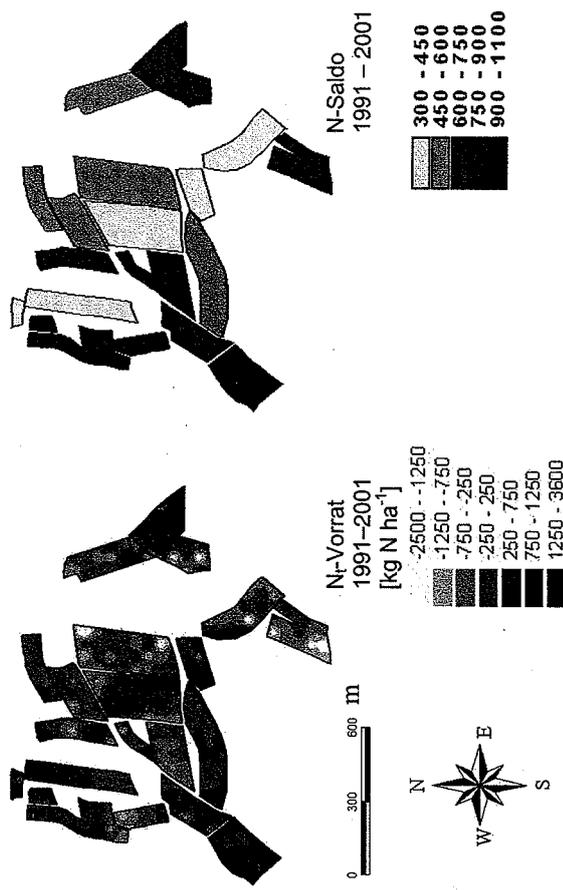


Abb. 3.19 Veränderung des N_i-Vorrates im Boden und der N-Salden der Ackerschläge in Scheuern (Grafik T. Ebertseder, leicht geändert)

Hier lassen sich auch schlagübergreifende Strukturen in den Veränderungen der Gehalte an N_i erkennen, die in einigen Bereichen mit der Verbreitung und Differenzierung der Bodentypen (Standortliche Bodenkarte 1 : 25000) übereinstimmen. Tendenziell hat auf Schlägen insbesondere des ÖB ein stärker positiver N-Saldo zu einer relativ deutlichen Zunahme des N_i-Vorrates der Böden geführt. Dies ist die Folge der N-Versorgung im ÖB über Leguminosen und Stallmist mit engem C/N-Verhältnis. Die N-Überschüsse schlagen sich in einer Vermehrung des Gesamt-N-Vorrates (rel. Zunahme 12 Prozent) und des Humusvorrates (rel. Zunahme der C-Vorräte 4 Prozent) nieder. Daher sind die N-Verluste in Atmo- und Hydrosphäre durch die ökologische Bewirtschaftung im Vergleich zum integrierten Anbau geringer.

Insgesamt wird deutlich belegt, dass aus N-Salden auf der Ebene des Betriebes oder Einzelschlägen eine Abschätzung des Verlustpotenziales möglich ist. Für dessen Quantifizierung ist die Einbeziehung der Vorratsveränderung der Böden erforderlich. Gemessen an den derzeit diskutierten Zielwerten für N-Hoforsalden kann beiden Betrieben, unter Einbeziehung des Standortes und der Tierbesatzdichte, eine Bewirtschaftung nach guter fachlicher Praxis bescheinigt werden. Dazu beigetragen hat die Standortwahl für die beiden Betriebe nach umweltorientierten Kriterien: Der intensiver produzierende Betrieb wurde auf den besseren Flächen (hinsichtlich Böden, Wasserhaushalt, Exposition) angesiedelt und der Betrieb mit geringerem

schon Komponenten mit entsprechend unterschiedlichen Zusammensetzungen und Umsatzzraten. Nicht nur ihre Menge, sondern auch ihre Zusammensetzung und Funktion ist in starkem Maße von den Bodeneigenschaften sowie von der vorherrschenden Vegetation bzw. landwirtschaftlichen Nutzung eines Standortes abhängig. Bei einer Inkulturnahme unbewirtschafteter Böden oder einer Änderung der Bewirtschaftungsform (z.B. Grasland- oder Waldböden in Ackerland, zunehmende Intensivierung) vermindern sich meist die Humusgehalte. Eine Humusabnahme durch Überführung in Kulturland erfolgt vor allem durch verstärkten Abbau der jungen Böden und umsetzungsaktiven Bestandteile. Nach einer Studie von Mann (1986) haben Böden weltweit im Durchschnitt durch Bewirtschaftung etwa 20 Prozent ihrer anfänglichen C-Gehalte verloren. Inzwischen haben sich in diesen Böden meist stabile Humusgehalte eingestellt, die sich teilweise durch bessere Düngung und dadurch verstärktes Pflanzenwachstum sogar wieder langsam erhöhen.

Im FAM konnte gezeigt werden, dass die organischen Kohlenstoffgehalte im Oberboden nach jahrzehntelanger Ackernutzung nur noch 40 Prozent des C-Gehaltes der benachbarten Dauer-Grünlandflächen betragen. Auf den Umstellungsflächen Acker => Grünland und Grünland => Acker hatte sich sieben Jahre nach der Bewirtschaftungsumstellung noch kein neues Gleichgewicht eingestellt. Eine Inkulturnahme von Dauergrünland führt aber nicht nur zu einer deutlichen Abnahme der C- und N-Gehalte, sondern auch zu abnehmender Aggregatstabilität und einem verstärkten Abbau der partikulären organischen Substanz (POM) im Boden (Gijssman, 1996). Dieses mittels Dichtefraktionierung gewinnbare leichte, nicht an Minerale gebundene Material ist zumeist sehr jung, wenig umgesetzt und an der Bildung und Stabilisierung von Makroaggregaten beteiligt (Denef et al., 2001; von Lützow et al., 2002). Auch im FAM wurde daher der Schwerpunkt der Untersuchungen auf die POM-Fraktionen gelegt. Im Oberboden der Dauer-Grünlandfläche ist die Menge an okkludiertem POM-C doppelt so hoch wie unter Ackernutzung einer vergleichbaren Fläche (Abb. 3.11), was auf eine verbesserte Aggregation hindeutet. Die größere Menge okkludierter POMs geht mit einer höheren Strukturstabilität des Grünlandbodens einher, wie bei Leifeld et al. (2000) gezeigt werden konnte. Somit führt eine dauerhafte Grünlandnutzung zu einer ungestörteren und stabileren Aggregation des Oberbodens. Die Tatsache, dass sieben Jahre nach der Umstellung Acker => Grünland noch immer nicht die gleiche okkludierte POM-Menge wie unter Dauer-Grünlandnutzung gefunden wurde (Abb. 3.11), verdeutlicht, wie viel Zeit zur Regenerierung einer stabilen Bodenstruktur benötigt wird. Doch nicht nur die relativ drastische Umstellung von Acker- zu Grünlandnutzung führt zu einer verbesserten Bodenstruktur. Cambardella & Elliott (1993) konnten zeigen, dass generell Landnutzungssysteme mit reduzierter Bodenbearbeitung höhere C- und N-Gehalte und eine erhöhte Aggregatstabilität der Böden nach sich ziehen. Auch hier schützen gerade die Makroaggregate die organische Substanz vor dem Abbau.

3.3.3 Prozesse und Steuergrößen der N₂O-Freisetzung

Die beiden wichtigsten Prozesse der N₂O-Bildung in Böden sind die Nitrifikation und die biologische Denitrifikation (Granli & Boeckman, 1994; Bremner, 1997). Das von Davidson (1991) entwickelte „leakage model“ zur N₂O-Freisetzung aus terrestrischen Böden beschreibt, dass die Höhe der N₂O-Bildung von den Prozessraten der Nitrifikation und der Denitrifikation sowie von dem relativen Stickstoffanteil, der während dieser Prozesse als N₂O freigesetzt wird, abhängt. Im Gegensatz zur Nitrifikation, bei der N₂O lediglich gebildet werden kann, kann bei der Denitrifikation unter stark reduzierenden Bedingungen oder bei niedrigen Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung N₂O auch zu N₂ reduziert und damit verbraucht werden. Somit geben N₂O-Emissionen keine direkte Information über die Brutto-N₂O-Bildung. Weiterhin stellt das emittierte N₂O in der Regel eine Mischung aus Produkten beider Prozesse dar. Ein weiterer Faktor, der die aktuelle Emissionsrate maßgeblich beeinflussen kann, ist der Transport vom Produktionsort im Boden hin zur Atmosphäre. Für tropische Böden hat Robertson (1989) die Steuergrößen der N₂O-Freisetzung hierarchisch zusammengefasst. Er unterscheidet zwischen direkten (proximalen) Steuergrößen, die die Prozessrate unmittelbar auf zellulärer Ebene bestimmen und indirekten (distalen) Steuergrößen, die auf unterschiedlichen Regulationsniveaus auf die proximalen Steuergrößen wirken. Dieses Modell kann unter Berücksichtigung von Bewirtschaftungsmaßnahmen als wichtigste distale Steuergröße auch für landwirtschaftlich genutzte Böden herangezogen werden.

Die Nitrifikationsrate in terrestrischen Böden wird hauptsächlich durch die NH₄⁺-Verfügbarkeit bestimmt. Da die Ammoniumoxidation von aerob lebenden Bakterien vollzogen wird, ist die Verfügbarkeit von O₂ ebenfalls eine grundlegende Voraussetzung. Diese beiden Größen werden von Robertson (1989) als proximale Steuergrößen für die Nitrifikation definiert (Abb. 3.20). Diese werden durch zahlreiche Umwelt- und Bewirtschaftungsfaktoren beeinflusst. Die NH₄⁺-Verfügbarkeit wird hauptsächlich durch die N-Mineralisation, N-Immobilisation, NH₄⁺-Aufnahme durch die Vegetation sowie durch die mineralische und organische N-Düngung beeinflusst. Die O₂-Verfügbarkeit ist in erster Linie eine Funktion des Wassergehalts und der O₂-Zehrung durch Mikroorganismen- und Wurzelatmung. Auf Landschaftsebene sind es stark integrierende Faktoren wie das Klima und der Bodentyp sowie in Agrarlandschaften die anthropogene Beeinflussung (Art der Bewirtschaftung, Bewirtschaftungsmaßnahmen), die auf die unmittelbaren Steuergrößen einwirken und damit die Nitrifikationsraten sowie die N₂O-Bildung während der Nitrifikation beeinflussen.

Für die Denitrifikation weist das hierarchische Konzept die drei direkten Steuergrößen Nitrat, O₂-Verfügbarkeit und Verfügbarkeit von leicht umsetzbarer organischer Substanz aus. Letztere ist zum einen unabdingbar für die Denitrifikation, da sie Elektronen für die C-heterotrophe Nitratreduktion zur Verfügung stellt, zum anderen wird bei deren Umsatz im Boden O₂ verbraucht, es kommt zu einer Absenkung des Redoxpotenzials und somit zu einer Förderung der Denitrifikation. Hauptquelle für das Nitrat ist neben der organischen und mineralischen Düngung die Nitrifikation, daher sind beide Prozesse eng aneinander gekoppelt. Dies hat zur Folge, dass besonders der Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen (sowohl zeitlich als auch räumlich) besonders günstige Bedingungen für die Denitrifikation darstellt. Das Verhältnis N₂O/N₂ bei der Denitrifikation ist sehr variabel. In der Regel steigt dieses Verhältnis, wenn eine der drei direkten Steuergrößen limitiert ist. Dies ist in landwirtschaftlich genutzten Böden vor allem nach Düngungsmaßnahmen der Fall, wenn hohen Nitratmengen nur geringe Mengen an leicht verfügbarer organischer Substanz gegenüberstehen. Außerdem konnte gezeigt werden, dass der relative Anteil von N₂O an der Denitrifikation mit sinkender Temperatur zunimmt (Weier & Gilliam, 1986).

Im Folgenden sollen die Ergebnisse zu den wichtigsten Einflussgrößen dargestellt werden.

Einfluss von Temperatur und Bodenfrost. Die Raten der Nitrifikation und der Denitrifikation steigen in der Regel mit zunehmender Bodentemperatur an. Die Temperaturoptima beider Prozesse sind standortabhängig und liegen zwischen 25 und 35 °C für die Nitrifikation (Haynes, 1986) und zwischen 30 bis 50 °C für die Denitrifikation (zusammengefasst bei Granli & Boeckman, 1994). Während für die CO₂-Freisetzung Q₁₀-Werte⁸ von ca. 2 gefunden wurden, liegen die Q₁₀-Werte für die N₂O-Freisetzung deutlich über 2 (Smith, 1997). Dies bestätigte sich auch in Säulenversuchen, bei denen nach dem Abtöten der Vegetation ein Q₁₀-Wert von 6,1 für die N₂O-Freisetzung ermittelt wurde (Flessa et al., 2000 a). Der Einfluss der Temperatur auf die N₂O-Freisetzung wird, in situ, jedoch häufig von anderen Einflussgrößen aufgehoben. So gehen die hohen Bodentemperaturen vor allem in den Sommermonaten mit sehr niedrigen Bodenwassergehalten einher. Letzteres fördert wiederum die Belüftung und damit die O₂-Diffusion in den Böden. Mit abnehmenden Temperaturen nehmen auch die Nitrifikations- bzw. die Denitrifikationsaktivitäten ab und unterhalb von 5 °C weisen beide Prozesse nur sehr geringe Raten auf. Andererseits konnte gezeigt werden, dass beide Prozesse auch um 0 °C ablaufen (Malhi & Nyborg, 1979; Malhi et al., 1990), wobei sich bei der Denitrifikation

⁸ Q₁₀-Wert = Quotient zweier Reaktionsgeschwindigkeiten bei einem Temperaturunterschied von zehn Grad Celsius. Nach der Hoffischen Regel (RGT-Regel) beschleunigen sich metabolische Prozesse bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C um das doppelte (Q₁₀-Wert = 2). Bei einem stark erhöhtem Q₁₀-Wert – z.B. für N₂O deutlich größer als 4 – haben neben den Hauptfaktoren wie Nitrat und Bodenwasser auch der C-Verbrauch, und damit gekoppelt der O₂-Verbrauch einen zunehmenden Einfluss auf die N₂O-Bildung und -Emission.

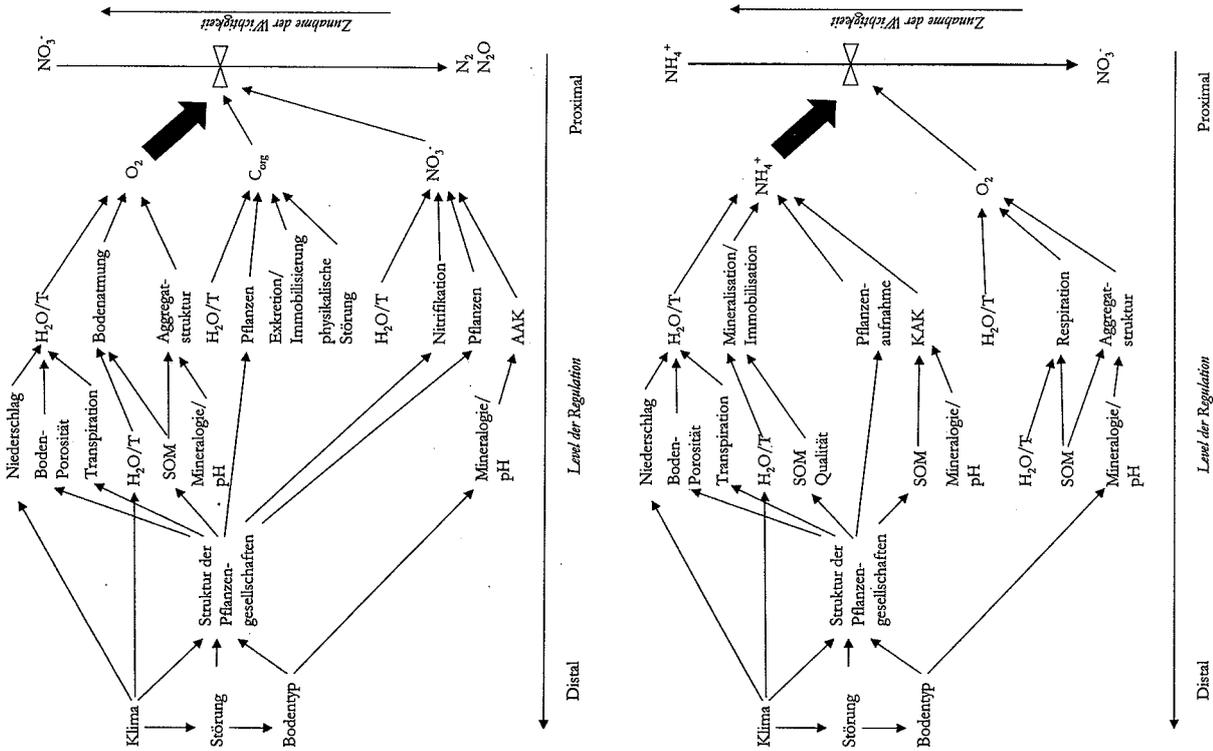


Abb. 3.20 Modell der direkten (proximalen) und indirekten (distalen) Steuergrößen der Nitrifikation (oben) und Denitrifikation (unten) (nach Robertson, 1989 in Sehy, 2004)

mit abnehmenden Temperaturen auch das Verhältnis N_2O/N_2 zu Gunsten des N_2O verschiebt (Maag & Vinther, 1996). Dies ist von großer Bedeutung, da sich bei den Messungen auf Flächen des FAM herausstellte, dass ca. 50 Prozent der annuellen Emissionen im Winter auftraten (Flessa et al., 1995; Kaiser & Ruser, 2000). Hohe Emissionsspitzen traten dabei jeweils während des Tauens von gefrorenem Boden auf und waren eng mit den Nitratgehalten des Oberbodens korreliert (Ruser et al., 2001). Dies legt den Schluss nahe, dass die Quelle des emittierten N_2O während des Tauens überwiegend der Denitrifikation entstammt, was in einem Laboransatz mit Hilfe von ^{15}N angereichertem Nitrat und der Bestimmung der ^{15}N -Häufigkeit des emittierten N_2O belegt wurde (Sehy et al., 2004). Sehy et al. (2004) konnten zudem nachweisen, dass nach der Zugabe von gelöstem Kohlenstoff, der aus gefrorenem Boden extrahiert wurde, eine Erhöhung der N_2O -Flüsse aus kühlem Boden ($4^\circ C$) induziert wurde. Vermutlich wird über das Absterben von mikrobieller Biomasse und die Frostsprennung von Aggregaten das Angebot an leicht verfügbaren Nährstoffen für die Denitrifikation erhöht und während des Tauens verfügbar.

Einfluss von Niederschlag, Bodenwassergehalt und Trocken/Wiederbefeuchten. Im zeitlichen Verlauf zeigten sich N_2O -Emissionsspitzen bei den Messungen auf FAM-Flächen häufig nach Niederschlagsereignissen (Flessa et al., 1995; 2002 b; Ruser et al., 1998, 2001; Sehy et al., 2003). Erhöhte Emissionen sind in der Literatur nach Niederschlägen (Cates & Keeney, 1987; Hansen et al., 1993; Mosier et al., 1986; Corre et al., 1996; Van Logtestijn, 1994) ebenso häufig belegt wie nach Beregnungsmaßnahmen (Mosier & Hutchingson, 1981). Dies wurde auf eine Verschlechterung der O_2 -Diffusion in den Boden bei erhöhten Bodenwassergehalten und damit auf eine Begünstigung der Denitrifikation zurückgeführt (Mosier et al., 1986). Der Bodenwassergehalt der Versuchsflächen in Scheyern ist für die N_2O -Freisetzungen wesentlich. So traten stark erhöhte Emissionen erst bei Wassergehalten mehr als 60 Prozent wassergefülltem Porenvolumen (WFPS) auf, dies gilt sowohl für die Freilandmessungen als auch für Laboransätze. Davidson (1991) modellierte den Zusammenhang zwischen den Wassergehalten eines Bodens und dem relativen Anteil der einzelnen N_2O -bildenden Prozesse an der N_2O -Emission. Während der Hauptteil des emittierten N_2O bei Wassergehalten von weniger als 60 Prozent WFPS aus der Nitrifikation stammt, nimmt nach seinem Modell bei Wassergehalten oberhalb dieses Schwellenwertes der Anteil der Denitrifikation stark zu. Sie ist bei Gehalten von mehr als 70 Prozent WFPS sogar der einzige Prozess der N_2O -Produktion. Dieses Modell deckt sich mit dem Modell von Linn & Doran (1984) die zeigen konnten, dass ab ca. 60 Prozent WFPS die O_2 -Verfügbarkeit im Boden abnimmt. Laboruntersuchungen mit der ^{15}N -Isotopentechnik haben für einen Scheyermer Boden gezeigt, dass eine stark erhöhte N_2O -Produktion stets mit sehr hohen Anteilen an N_2O aus der Denitrifikation und erst nach Erreichen des Schwellenwertes von mehr als 60 Prozent WFPS verbunden war (Ruser, 1998).

Aufgrund dieses Schwellenwertes für einen starken Anstieg der Emission konnte die Variabilität der N_2O -Flussraten meist nur zu einem geringen Anteil mit

den Bodenwassergehalten erklärt werden. Ein weiterer Grund dafür sind überproportional hohe Emissionsspitzen, wie sie in den Sommermonaten nach dem Wiederbefeuchten von stark abgetrocknetem Boden auftraten (Flessa et al., 1995; 2002 b; Dörsch, 2000; Kamp, 1998; Ruser et al., 1998, 2001; Sehy et al., 2003). Neuere Untersuchungen belegen, dass während des Abtrocknens von Boden ein starker Anstieg an leicht extrahierbaren und somit potenziell leicht verfügbaren Kohlenstoffs zu verzeichnen ist, dies gilt insbesondere für die Fraktion an freien Zuckermolekülen. Kurze Zeit nach der Wiederbefeuchtung ist dieser Kohlenstoffpool entleert (Ruser, unveröffentlicht). Zeitlich parallel mit der Entleerung des DOC-Pools geht eine hohe CO_2 -Entwicklung einher. Flessa & Beese (1995) konnten zeigen, dass die Zugabe von frischem organischem Material als C-Quelle die kumulative N_2O -Emission um das 35fache gegenüber einer Kontrolle ohne C-Input erhöhte, sie konnten dies, unterstützt durch die Bestimmung des Redoxpotenzials, auf die starke O_2 -Zehrung zurückführen. Auch für die N_2O -Emissionen nach dem Wiederbefeuchten von Böden konnte mittels ^{15}N -Isotopentechniken gezeigt werden, dass die hauptsächlichliche Quelle der Emissionen die Denitrifikation ist (Ruser, 1998).

Einfluss der mineralischen N-Verfügbarkeit und der N-Düngung. NO_3^- und NH_4^+ sind direkte Steuergrößen der N_2O -bildenden Prozesse in Ackerböden. Die Nitrifikationsrate ist durch die NH_4^+ -Verfügbarkeit begrenzt, da die Oxidationsrate höher ist als die Nachlieferung von NH_4^+ . Erhöhte NH_4^+ -Gehalte treten meist nur kurzfristig, z.B. nach Düngung, auf. In Inkubationsexperimenten wurden nach NH_4^+ -Düngung zwar erhöhte N_2O -Emissionen nachgewiesen, bezogen auf die ausgetragene N-Menge lagen die kumulativen Emissionen jedoch lediglich zwischen 0,1 und 0,45 Prozent (Bremner & Blackmer, 1981; Goodroad & Keeney, 1984). Eine entsprechend geringe N-induzierte N_2O -Emission wurde auch in einem Laborexperiment mit Scheyermer Boden von Flessa et al. (1996) mit 0,06 Prozent ermittelt. Da NO_3^- auf den ungedüngten Flächen des FAM meist nicht nachweisbar war, ist davon auszugehen, dass die hier ermittelte Basisemission vor allem auf die Nitrifikation zurückzuführen ist. Die kurzfristigen Emissionsspitzen, die einen Großteil der annuellen Emission stellen, konnten dadurch nicht erklärt werden.

Auf Standorten, bei denen die Denitrifikation den Hauptanteil der N_2O -Freisetzung beiträgt, konnten in zahlreichen Untersuchungen positive Korrelationen zwischen der N_2O -Emission und den Nitratgehalten nachgewiesen werden (Ambus & Christensen, 1995; Thornton & Valente, 1996; Smith et al., 1998). Die Nitratkonzentration beeinflusst nicht nur direkt die Denitrifikationsrate, sondern auch das Verhältnis N_2O/N_2 . Bei hohen NO_3^- -Konzentrationen konnte eine direkte Hemmung der N_2O -Reduktase nachgewiesen werden (Blackmer & Bremner, 1978; Weier et al., 1993), was somit netto zu einer Erhöhung der N_2O -Emission führt. Generell kann meist nur ein geringer Anteil der zeitlichen Variabilität der N_2O -Freisetzung mittels der Nitratgehalte eines Bodens erklärt werden, da die limitierenden Faktoren der N_2O -Freisetzung kurzfristig wechseln und sich gegenseitig

beeinflussen können (Robertson, 1994). Dies gilt auch für die eigenen Untersuchungen im FAM. Der Nitratgehalt eines Bodens korrelierte hier sehr häufig mit den N_2O -Emissionen, das Bestimmtheitsmaß war jedoch meist niedriger als 50 Prozent. Beim Poolen sämtlicher Daten auf sechs unterschiedlich bewirtschafteten Flächen konnte Sehy (2004) keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der N_2O -Emission und den Nitratgehalten berechnen. Nach Abschluss aller Messtermine, bei denen die NO_3^- -Konzentration zu gering für eine intensive Denitrifikation war, ergab sich ein Bestimmtheitsmaß von 0,40. Deutlich bessere Bestimmtheitsmaße ergeben sich, wenn Einzeldaten aggregiert werden. So konnten Ruser et al. (2001) 81 Prozent der Variabilität der mittleren jährlichen N_2O -Flussraten unterschiedlicher bewirtschafteter Flächen mittels der entsprechend zusammengefassten Nitratgehalte erklären. Diese Zusammenhänge ergaben sich ebenfalls, wenn der Datensatz aufgeteilt wurde in Vegetationsperiode ($r^2 = 0,74$) und Winterperiode ($r^2 = 0,93$). Diese enge Beziehung spiegelt die dominierende Bedeutung der Denitrifikation für die Emission aus den untersuchten Feldern wider. Es zeigt sich, dass die Vermeidung erhöhter NO_3^- -Gehalte ein Schlüsselfaktor für die Reduktion der N_2O -Freisetzung aus Ackerböden ist. Dies gilt, wie anhand des aufgeteilten Datensatzes ersichtlich, sowohl für die Vegetationsperiode als auch für die Wintermonate.

Somit ist die zeitlich und räumlich optimierte Anpassung der N-Düngung an den Pflanzenbedarf die wichtigste Maßnahme zur effektiven Reduktion der Emission. Eine (räumliche) Optimierung der N-Düngung ist auch Ziel der Präzisionslandwirtschaft. Hier konnte ebenfalls auf FAM-Flächen gezeigt werden, dass Präzisionslandwirtschaft gegenüber konventioneller unformaler N-Ausbringung über eine Reduktion der N-Düngung ein Minderungspotenzial für N_2O -Emissionen von ca. 10 Prozent haben kann (Sehy et al., 2003). Die Anwendung von Präzisionslandwirtschaft führte in dem von Sehy et al. (2003) gewählten Versuchsjahr zu einer verbesserten N-Effizienz, was sich generell günstig hinsichtlich der Verminderung von N_2O -Freisetzung auswirkt.

Vor allem in den ersten vier Wochen nach der N-Düngung zeigen sich starke Unterschiede hinsichtlich der N_2O -Freisetzung in Abhängigkeit der Düngermenge (Dobbie et al., 1999). Zur globalen Abschätzung der N_2O -Emissionen aus der Landwirtschaft wird vom IPCC (1997) für die bodenbürigen Emissionen ein Emissionsfaktor von 1,25 Prozent bezogen auf den gesamten N-Input angenommen. Dieser Emissionsfaktor wurde, lediglich auf die Höhe der N-Düngung bezogen, mittels Korrelationsanalyse von Bouwman (1996) entwickelt und umfasste insgesamt 20 annuelle Datensätze von sieben Standorten. Aufgrund der geringen Anzahl verfügbarer Datensätze repräsentiert dieses Modell vor allem die Emissionen von Maisflächen, und Bouwman (1996) wies darauf hin, dass die von ihm berechnete Beziehung keine kultur- oder standortspezifischen Emissionen berücksichtigt. Bei einer integrierenden Auswertung von über 100 annuellen Datensätzen von insgesamt sechs deutschen Standorten ergaben sich, vermutlich vor allem aufgrund großer standortspezifischer Unterschiede, keine signifikanten Zusammenhänge zwischen der N-Düngung und N_2O -Emission (Kaiser & Ruser, 2000). Im Rahmen der

Feldmessungen im FAM wurden Emissionsfaktoren nach den Richtlinien des IPCC (1997) berechnet. Beide Berechnungen stützen sich auf Ergebnisse von Spurengasmessungen, die sowohl zeitlich als auch räumlich unabhängig voneinander und ausschließlich in Scheyern im Rahmen des FAM durchgeführt wurden. Es wurden Flächen des integrierten und des ökologischen Landbaus berücksichtigt und es wurden Datensätze aus unterschiedlichen Versuchsjahren verwendet. In beiden Fällen ergaben sich Emissionsfaktoren, die in etwa doppelt so hoch lagen, wie die vom IPCC vorgeschlagenen 1,25 Prozent (Flessa et al., 2002 a: 2,5 Prozent; Sehy, 2004: 2,7 Prozent). Da die N-Düngung wie auch alle anderen Maßnahmen nach bester landwirtschaftlicher Praxis durchgeführt wurden und sich nicht von der Bewirtschaftung anderer Standorte unterscheiden, ist dies ein deutliches Indiz dafür, dass der Standort Scheyern aufgrund der Witterung (Niederschlagsverteilung, Frost/Auftau-Häufigkeit, Trocken/Wiederbefeuchten-Häufigkeit) als Hochemissions-Standort angesehen werden muss.

Es sollte allerdings nicht unerwähnt bleiben, dass die Ursachen unterschiedlicher Emissionsfaktoren neben den standörtlich bedingten Unterschieden auch wesentlich vom N-Verlustpotenzial der Böden abhängig sind. Letzteres steht auf landwirtschaftlich genutzten Böden in direktem Zusammenhang mit der langjährigen Intensität insbesondere der organischen Düngung (Gutser et al., 2000). Neben der Größe des umsetzbaren N-Vorrates des Bodens ist vor allem die räumliche Einbeziehung dieses N-Pools in den durch die Düngung stimulierten mikrobiellen Umsatz miteinscheidend (Linzmeier et al., 2001). Damit dürfte auch die oben diskutierte Streubreite der Emissionsfaktoren zumindest eine mögliche Erklärung finden.

Bodenverdichtung und -lockerung. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass die Bodenverdichtung zu einer Erhöhung (Bakken et al., 1987; Hansen et al., 1993; Yamulki & Jarvis, 2002), bzw. die Bodenlockerung zu einer Verminderung der N_2O -Freisetzung führt (Smith et al., 1998). Wie anhand der eigenen Untersuchungen auf unterschiedlich verdichteten Teilbereichen einer Kartoffelfläche gezeigt werden konnte, wirkt sich die Bodenlockerung erhöhend, die Verdichtung vermindert auf den Anteil weiter Grobporen aus. Gerade diese freidränenden Poren sind entscheidend für die Belüftung eines Bodens (Xu et al., 1992; Stepniowski et al., 1994). Außerdem nimmt die Wasserleitfähigkeit mit zunehmender Bodendichte und abnehmendem Porenvolumen ab (Horton et al., 1994) was vor allem nach starken Niederschlägen zum Auftreten von Staunässe und damit einer Förderung der Denitrifikation in verdichteten Böden führt. Berechnet für die gesamte Kartoffelfläche lag die auf die N-Menge bezogene N_2O -Freisetzung während der Vegetationsperiode bei 2,4 Prozent für den locker gelagerten Damm ($TRD = 1,05 \text{ g cm}^{-3}$), bei 3,4 Prozent für den Zwischendamm ($TRD = 1,26 \text{ g cm}^{-3}$) und bei 33 Prozent im stark verdichteten Fahrsurbereich ($TRD = 1,56 \text{ g cm}^{-3}$) (Ruser et al., 1998). Trotz der geringen Anteile der Fahrsuren an der gesamten Kartoffelfläche (ca. 17 Prozent) führt die Nichtberücksichtigung der Emissionen aus diesen verdichteten Bereichen zu einer Unterschätzung der annuellen Emission um Faktor 2. Aus

diesen Daten wurde gefolgert, dass die Vermeidung von Bodenverdichtung zu einer Verminderung der N_2O -Freisetzung führt und dass die N-Applikation auf diese Teilbereiche generell vermieden werden muss.

C-Verfügbarkeit. Sofern die Denitrifikation den Hauptanteil des gebildeten N_2O eines Standortes stellt, ist das Vorhandensein von verfügbarem C als Elektronendonator mit entscheidend für die N_2O -Emission (Beauchamp et al., 1989). Kaiser & Ruser (2000) konnten zeigen, dass die langzeitige Anwendung von organischen Düngemitteln zu einer erhöhten N_2O -Freisetzung auf annueller Basis führt. Bezogen auf die Treibhausrelevanz stellen die erhöhten Emissionen in Verbindung mit organischen Düngern (überwiegend Wirtschaftsdüngern) keinen Nachteil dar, da die hohen Treibhausgasemissionen, die bei der Herstellung von synthetischen Düngemitteln entstehen, entfallen. Im Gegenteil stellt ein effektives Recycling von organischem N ebenfalls ein wichtiges Werkzeug zur Steigerung der N-Effizienz auf Betriebsebene dar. Grund für die höheren Emissionen von organischem gedüngten Flächen dürfte vor allem die mit dem mikrobiellen Verbrauch leicht verfügbarer organischer Substanz gekoppelte O_2 -Zehrung sein, wie sie von Flessa & Beese (1995) berichtet wurde. So konnte in Laboransätzen gezeigt werden, dass bereits geringe Mengen an leicht verfügbarem Kohlenstoff, der aus natürlichen Böden gewonnen und somit die ganze chemische Komplexität von Bodenkohlenstofffraktionen abdeckt, ausreichen, um eine signifikante Erhöhung der N_2O -Emissionen zu induzieren (Sehy, 2004; Bachthaler, 2002).

E. Osinski, H. Albrecht, H. Laufmann, M. Belde, J. Filser, M. Schlöter, A. Gättinger, H. Geue, A. Lang, B. Sprenger, J. Pfadenhauer

4 Biodiversität in Agrarökosystemen

4.1 Methoden zur Erfassung von Fauna und Flora auf dem Versuchsgut Scheyern

Einflüsse landwirtschaftlicher Nutzungsformen auf die Biodiversität einzelner Artengruppen wurden in der Vergangenheit häufig beschrieben. Der FAM unterscheidet sich von vielen dieser Untersuchungen dadurch, dass sehr unterschiedliche Artengruppen über längere Zeit auf demselben Standort analysiert wurden. Neben der Erfassung des Bestandes und der Veränderung der biotischen Diversität umfasste das Programm des FAM Vegetationsuntersuchungen sowie Erhebungen zu Artengruppen der Fauna außerhalb und innerhalb des Bodens und zu Boden-Mikroorganismen. Ein Teil der Untersuchungen war auf Langzeit-Messungen angelegt, ein anderer Teil fokussierte auf die Identifizierung der an Prozessen des C- und N-Stoffumsatzes beteiligten Organismen bzw. auf die Quantifizierung dieser Prozesse. Es wurden sowohl Erhebungen im Freiland als auch Untersuchungen im Labor durchgeführt.

4.1.1 Vegetation und Flora

Anhand von vegetationskundlichen Untersuchungen wurde die zweite Haupthypothese des FAM, nach der eine nachhaltige und umweltschonende Landbewirtschaftung zu einer Erhöhung der Artendiversität führt (Hantschel et al., 1993), überprüft. Die Untersuchungen wurden in den verschiedenen Agrarökosystemtypen (Acker, Dauergrünland, Dauerbrache und lineare Landschaftselemente) durchgeführt, um die Wirkungen, die von unterschiedlichen Landnutzungsformen und deren Veränderungen ausgehen, zu erfassen.

4.1.1.1 Pflanzenbestand

Vegetationsaufnahmen. Sowohl auf den ökologisch als auch auf den integriert bewirtschafteten *Betriebsflächen* der Versuchstation wurden im südwestlichen Quadranten der um die Rasterpunkte (vgl. Kap. 1.2.3.1) befindlichen Probestfläche Vegetationsaufnahmen bis zu viermal pro Jahr durchgeführt; auf den Ackerflächen einmal vor der ersten Beikraut-Regulierung und einmal vor der Ernte, in der Rotationsbrache und im Luzerne-Klee gras erfolgten aufgrund der hohen Kulturpflanzendichte und des geringen Ackerswildkraut-Besatzes keine Aufnahmen. Der Unter-