

# **Abschlussbericht zum Projekt:**

## **Verminderung direkter und indirekter N<sub>2</sub>O Emissionen und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Verluste durch gezieltes Bewirtschaftungsmanagement im intensiven Feldgemüsebau**

**AZ 25420**

Reiner Ruser<sup>1</sup>, Helena Pfab<sup>1</sup>, Iris Palmer<sup>2</sup>, Rudolf Schulz<sup>1</sup>, Torsten Müller<sup>1</sup> und Sabine Fiedler<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Institut für Kulturpflanzenwissenschaften, Fachgebiet: Düngung mit Bodenchemie (340i), Universität Hohenheim, Fruwirthstraße 20, 70599 Stuttgart; ehemals: Institut für Pflanzenernährung (330)

<sup>2</sup> Institut für Bodenkunde und Standortlehre (310), Universität Hohenheim, Emil-Wolf-Straße 27, 70599 Stuttgart

<sup>3</sup> Forschungszentrum Jülich GmbH, IBG-34, Agrosphäre, 52425 Jülich

Projektbeginn: 01.02.08

Laufzeit: 3 Jahre (01.02.08 – 31.01.11)

Hohenheim, den 26.05.11

<b>Inhaltsverzeichnis.....</b>	<b>I</b>
Verzeichnis der Tabellen.....	III
Verzeichnis der Abbildungen.....	IV
Verzeichnis häufig verwendeter Abkürzungen .....	VI
<b>1 Zusammenfassung.....</b>	<b>1</b>
<b>2 Anlass und Zielsetzung des Projekts .....</b>	<b>3</b>
<b>3 Arbeitsschritte und angewandte Methoden.....</b>	<b>8</b>
3.1 Versuchsstandort und Versuchsanlage.....	8
3.2 Versuchsvarianten des Parzellenversuchs .....	9
3.3 Die Isotopenplots: Anlage und Düngung .....	10
3.4 Ermittlung der Ertragsdaten .....	12
3.5 Bestimmung der direkten N <sub>2</sub> O-Emissionen und der <sup>15</sup> N-Häufigkeit im N <sub>2</sub> O.....	12
3.6 Bestimmung der N <sub>2</sub> O-Konzentration und der <sup>15</sup> N <sub>2</sub> O-Häufigkeit in der Bodenluft.....	13
3.7 Bestimmung der N <sub>2</sub> O-Konzentration und des <sup>15</sup> N-Häufigkeit im Sickerwasser.....	14
3.8 Weitere Untersuchungen im Feld.....	17
3.9 Bestimmung der N <sub>2</sub> O-Konzentrationen und der <sup>15</sup> N-Häufigkeit in Gasproben.....	17
3.10 Weitere Laboranalysen .....	18
3.11 Berechnungen und Statistik.....	18
<b>4 Ergebnisse und Diskussion.....</b>	<b>20</b>
<b>4.1 Witterung während der beiden Versuchsjahre.....</b>	<b>20</b>
<b>4.2 Pflanzenerträge, N-Aufnahme und N-Ausnutzung.....</b>	<b>21</b>
4.2.1 Frischmasseerträge .....	21
4.2.2 N-Aufnahme von Kopfsalat und Blumenkohl.....	22
4.2.3 N-Ausnutzung .....	23

<b>4.3 Ergebnisse aus dem Teilprojekt: direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen .....</b>	<b>.24</b>
4.3.1 Zeitliche Dynamik der N <sub>2</sub> O-Freisetzung .....	.24
4.3.2 Kumulative N <sub>2</sub> O-Emissionen .....	.30
4.3.2.1 N <sub>2</sub> O-Emissionen in Abhängigkeit der N-Düngermenge .....	.30
4.3.2.2 Einfluss der Nitrifikationshemmung auf die N <sub>2</sub> O-Emissionen.....	.33
4.3.2.3 Einfluss der Winterzwischenfrucht und des Umbruchtermins auf die N <sub>2</sub> O-Emissionen	.37
4.3.3 Beiträge von Dünger und Ernteresten zur N <sub>2</sub> O-Freisetzung .....	.39
4.3.4 Stickstoff-Wiederfindung der <sup>15</sup> N-Unterplots .....	.42
4.3.5 Emissionsfaktoren für die direkte N <sub>2</sub> O-Freisetzung.....	.44
4.3.6 N-Überschüsse und N <sub>2</sub> O-Freisetzung.....	.45
<b>4.4 Ergebnisse aus dem Teilprojekt: indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen.....</b>	<b>.47</b>
4.4.1 Zeitliche Dynamik der N <sub>2</sub> O-Konzentration im Boden .....	.47
4.4.2 Einfluss der Düngermenge und Bodentiefe auf die N <sub>2</sub> O-Konzentrationen.....	.50
4.4.3 Einfluss nitrifikationshemmender Wirkung auf die N <sub>2</sub> O-Konzentrationen im Boden.....	.52
<b>4.5 N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Sickerwasser - indirekte Lachgasemissionen.....</b>	<b>.56</b>
<b>4.6 Nitratverlagerung.....</b>	<b>.61</b>
4.6.1 Nitratgehalte und Nitratverlagerung bei unterschiedlichen Düngermengen .....	.61
4.6.1.1 Nitratgehalte bei unterschiedlicher N-Düngung im Zeitverlauf .....	.61
4.6.1.2 Nitratverlagerung bei unterschiedlicher Düngung.....	.61
4.6.2 Nitratgehalte und Verlagerung bei DMPP-Anwendung und bei Depotdüngung .....	.64
4.6.2.1 Ammonium- und Nitratgehalte bei DMPP-Anwendung und bei Depotdüngung im Zeitverlauf . .....	.64
4.6.2.2 Nitratverlagerung bei DMPP-Anwendung .....	.66
4.6.2.3 Ammonium- und Nitratgehalte im Zeitverlauf bei Depotdüngung .....	.67
4.6.3 Nitratfrachten bei unterschiedlich hoher Düngung .....	.69
<b>4.7 Beitrag von Düngung und Ernteresten zur N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Bodenluft .....</b>	<b>.71</b>
4.7.1 Zeitliche und räumliche Dynamik.....	.71

4.7.2 N <sub>2</sub> O-Quellen der Bodenluft.....	.74
<b>5 Projektziele, Kooperationen und Forschungsbedarf .....</b>	<b>.77</b>
<b>6 Öffentlichkeitsarbeit .....</b>	<b>.80</b>
<b>7 Handlungsempfehlungen .....</b>	<b>.84</b>
<b>8 Literatur.....</b>	<b>.86</b>

**Tabellenverzeichnis (Kurztitel)**

<b>Tab. 1:</b> Bewirtschaftungsmaßnahmen auf dem Parzellenversuch.....	8
<b>Tab. 2:</b> N-Düngung in den beiden Versuchsjahren .....	9
<b>Tab. 3:</b> Versuchsvarianten mit Nitrifikationshemmung und N-Düngung.....	10
<b>Tab. 4:</b> Frischmasseerträge bei Kopfsalat und Blumenkohl.....	21
<b>Tab. 5:</b> N-Ausnutzung bei Kopfsalat.....	23
<b>Tab. 6:</b> N-Ausnutzung bei Blumenkohl .....	24
<b>Tab. 7:</b> Emissionsfaktoren für die direkte N <sub>2</sub> O-Emission (EF1).....	44
<b>Tab.8:</b> N <sub>2</sub> O-, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - Konzentrationen und WFPS im 1 Versuchsjahr .....	51
<b>Tab. 9:</b> N <sub>2</sub> O-, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - Konzentrationen und WFPS im 2 Versuchsjahr.....	52
<b>Tab. 10:</b> Pearson'sche Korrelation der untersuchten Parameter .....	53
<b>Tab. 11:</b> N <sub>2</sub> O-Konzentrationen bei Düngung mit NI und bei Depotdüngung.....	56
<b>Tab. 12:</b> Gelöstes N <sub>2</sub> O und NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -Konzentrationen im Sickerwasser.....	59
<b>Tab. 13:</b> Nitrat austräge (N <sub>LEACH</sub> ) und indirekte N <sub>2</sub> O-Emissionen .....	59
<b>Tab. 14:</b> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -Auswaschung geschätzt & mit „WinEPIC“ modelliert.....	70
<b>Tab. 15:</b> Anteil von Düngung und Ernterückstände an der N <sub>2</sub> O-Konzentration.....	73

**Abbildungsverzeichnis (Kurztitel)**

<b>Abb. 1:</b> Mikrobielle N <sub>2</sub> O-Quellen und N <sub>2</sub> O-Senken in Böden.....	4
<b>Abb. 2:</b> Aufbau und Größe zweier Isotopenmessplots .....	11
<b>Abb. 3:</b> Aufbau eines Multilevel-Luftsammlers zur Beprobung der Bodenluft.....	13
<b>Abb. 4:</b> Diagramm des Saugkerzensystems zur Beprobung der Bodenlösung .....	14
<b>Abb. 5:</b> Tagesniederschläge, Beregnung, Luft- sowie Bodentemperatur.....	20
<b>Abb. 6:</b> N-Aufnahme in Frischmasse und Ernterückständen von Kopfsalat.....	22
<b>Abb. 7:</b> N-Aufnahme in Frischmasse und Ernterückständen von Blumenkohl .....	23
<b>Abb. 8:</b> N <sub>2</sub> O-Flussraten, Nitrat- und Ammoniumgehalte & wassergefüllte Porenvolumina des Oberbodens in der Kontrolle und bei Düngung nach Faustzahlen .....	27
<b>Abb. 9:</b> N <sub>2</sub> O-Flussraten, Nitrat- und Ammoniumgehalte & wassergefüllte Porenvolumina des Oberbodens bei Düngung mit und ohne Nitrifikationshemmstoff .....	28
<b>Abb. 10:</b> N <sub>2</sub> O-Flussraten, Nitrat- und Ammoniumgehalte & wassergefüllte Porenvolumina des Oberbodens bei reduzierter N-Düngung.....	29
<b>Abb. 11:</b> N <sub>2</sub> O-Flussraten nach Zugabe von Wasser oder Glucose.....	30
<b>Abb. 12:</b> Annuelle N <sub>2</sub> O-Emission im ersten Versuchsjahr .....	31
<b>Abb. 13:</b> Annuelle N <sub>2</sub> O-Emission im zweiten Versuchsjahr .....	32
<b>Abb. 14:</b> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> und NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -Gehalte der „Depot“-Variante vor der Blumenkohlernte .....	34
<b>Abb. 15:</b> Kumulative N <sub>2</sub> O-Emission aus einem Mangoldbestand 2010 .....	35
<b>Abb. 16:</b> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> und NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -Gehalte bei breitflächiger & Depotdüngung mit schwefelsaurem Ammoniak oder mit Ammonsulfatsalpeter .....	36
<b>Abb. 17:</b> C- und N-Gehalte des Grünroggens bei Umbruch .....	38
<b>Abb. 18:</b> Kumulative N <sub>2</sub> O-Freisetzung bei variiertem Grünroggenumbruch .....	38
<b>Abb. 19:</b> Anteil von Dünger und Ernteresten an der direkten N <sub>2</sub> O-Freisetzung.....	40
<b>Abb. 20:</b> Beitrag von Ernteresten und Dünger zur N <sub>2</sub> O-Emission im 1 Versuchsjahr .....	42
<b>Abb. 21:</b> <sup>15</sup> N-Wiederfindung des Düngers zu Kopfsalat bzw. zu Blumenkohl.....	43

<b>Abb. 22:</b> N-Saldo und kumulative direkte N <sub>2</sub> O-Jahresemission .....	46
<b>Abb. 23:</b> Bodenluft N <sub>2</sub> O-Konzentration in Abhängigkeit der N-Düngung .....	49
<b>Abb. 24:</b> N <sub>2</sub> O-Konzentration bei „KNS“, „KNS +NI“ und „Depot“ .....	55
<b>Abb. 25:</b> N <sub>2</sub> O-Konzentration bei variiertes N-Düngung mit Nitrifikationshemmstoff .....	57
<b>Abb. 26:</b> Gelöstes N <sub>2</sub> O in Abhängigkeit der N-Düngung .....	58
<b>Abb. 27:</b> Nitratgehalte im ersten Versuchsjahr in 0-25 und in 50-75 cm Tiefe .....	62
<b>Abb. 28:</b> Nitratgehalte im ersten Versuchsjahr bei unterschiedlicher N-Düngung .....	63
<b>Abb. 29:</b> Nitratgehalte im zweiten Versuchsjahr bei unterschiedlicher N-Düngung .....	63
<b>Abb. 30:</b> Nitrat- und Ammoniumgehalte mit und ohne Nitrifikationshemmstoff .....	65
<b>Abb. 31:</b> Nitratgehalte im 1. Versuchsjahr mit und ohne NI .....	66
<b>Abb. 32:</b> Nitratgehalte im 2. Versuchsjahr mit und ohne NI .....	67
<b>Abb. 33:</b> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -Konzentrationen im und neben Düngerdepots (0-25 und 50-75 cm Tiefe) ....	68
<b>Abb. 34:</b> Nitratgehalte aller untersuchten Varianten im Unterboden .....	71
<b>Abb. 35:</b> N <sub>2</sub> O-Bodenluftkonzentrationen in den Isotopenplots .....	72
<b>Abb. 36:</b> Beitrag von Düngung und Ernteresten zur Gesamt-N <sub>2</sub> O-Konzentration .....	73

## Verzeichnis häufig verwendeter Abkürzungen

ASS: Ammonsulfatsalpeter

BK: Blumenkohl

BL: Bodenlösung

CO<sub>2</sub>: Kohlendioxid

CULTAN: Controlled Uptake Long-Term Ammonium Nutrition

D-BK: Düngung zu Blumenkohl

DEPOT: Versuchsvariante mit Depotdüngung (Pseudo-CULTAN)

DMPP: 3,4-Dimethylpyrazol Phosphat

D-S: Düngung zum Kopfsalat

EF<sub>1</sub>: Emissionsfaktor nach IPCC für direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen aus mineralischen Böden

EF<sub>5g</sub>: Emissionsfaktor nach IPCC für über das Sickerwasser ausgetragenes N<sub>2</sub>O

ER-K: Ernterückstände Blumenkohl

ER-S: Ernterückstände Kopfsalat

Frac<sub>LEACH</sub>: IPCC-Abschätzung zum Anteil des N-Düngers der ausgewaschen wird

FZ: Versuchsvariante mit (praxisüblicher) N-Düngung nach Faustzahlen

KNS: Versuchsvariante mit Düngung nach Sollwert des KNS-Systems

KNS + NI: Versuchsvariante mit Düngung nach KNS-System und Nitrifikationshemmstoff

KS: Kopfsalat

MW: Mittelwert

NH<sub>3</sub>: Ammoniak

NI: Nitrifikationshemmstoff (hier DMPP)

N<sub>LEACH</sub>: Menge an ausgewaschenem N-Dünger

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrat

N<sub>min</sub>: mineralischer Stickstoff im Boden

N<sub>2</sub>O: Distickstoffmonoxid, Lachgas

PUH: Polyurethan

PVC: Polyvinylchlorid

RED: Versuchsvariante mit reduzierter N-Düngung

RED +NI: Versuchsvariante mit reduzierter N-Düngung und mit Nitrifikationshemmstoff

SA: schwefelsaurer Ammoniak

SD: Standardabweichung

SW: Sickerwasser

TS: Trockensubstanz

WFPS: wassergefülltes Porenvolumen



## 1 Zusammenfassung

Projektziele des Vorhabens waren die Quantifizierung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus einem gemüsebaulich genutzten Boden sowie die Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Emissionsminderung. Das Vorhaben gliederte sich in zwei Teilprojekte. Teilprojekt 1 beschäftigte sich mit den direkten N<sub>2</sub>O-Emissionen, Teilprojekt 2 mit den indirekten Emissionen (Austrag als gelöstes N<sub>2</sub>O über das Sickerwasser) sowie mit der Nitratverlagerung. Dazu wurde nahe Hohenheim ein Feldversuch mit einer Gemüsebaufruchtfolge angelegt. In den beiden ersten Versuchsjahren wurde jeweils Kopfsalat gefolgt von Blumenkohl angebaut. Im dritten Jahr wurde zudem noch Mangold angebaut. Der Versuch wurde als vollrandomisierte Blockanlage mit vier Wiederholungen auf einer Parabraunerde angelegt. Als Versuchsvarianten wurden neben einer ungedüngten Kontrolle, drei verschiedene Düngermengen (praxisüblich, „optimiert nach Sollwert“ und reduziert), ein Nitrifikationshemmstoff, eine Depotdüngung sowie die Wirkung unterschiedlicher Zwischenfrüchte getestet. Ein Teilprojekt beschäftigte sich mit der Quantifizierung der direkten N<sub>2</sub>O-Emissionen und mit der Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Emissionsminderung. Dasselbe Ziel wurde im Teilprojekt „indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen“ verfolgt, hier wurde zudem die Nitrat auswaschung bestimmt.

Die Jahresemission (direkte Emission) zeigte eine hohe inter-annuelle Variabilität. Sie war im ersten Versuchsjahr etwa doppelt so hoch wie im zweiten Jahr. Die Emissionen schwankten zwischen 1,9 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> in der ungedüngten Kontrollvariante und 10,6 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> in der Variante mit praxisüblicher N-Düngung. Neben der N-Verfügbarkeit zeigte sich, dass die N<sub>2</sub>O-Bildung zumindest zeitweise durch die C-Verfügbarkeit limitiert wurde. Aufgrund dieser Limitierung waren die Emissionen aus Mangold umso höher, je kürzer der Zeitraum zwischen der N-Düngung und dem Umbruch der Winterzwischenfrucht vor dem Mangoldanbau war.

Die Jahresemissionen stiegen in beiden Jahren mit der Höhe der N-Düngung an. Eine Reduktion der N-Düngung von praxisüblichen Aufwandmengen auf die N-Mengen nach dem kulturbegleitenden N<sub>min</sub>-Sollwertsystem führte zu einer Emissionsminderung um 23% bzw. 11%, ohne dass der Ertrag einer der angebauten Gemüsekulturen beeinflusst wurde. Eine weitere Reduktion der N-Düngung führte dagegen zu geringeren Erträgen bei Kopfsalat.

Eine sehr effektive Maßnahme zur Minderung der N<sub>2</sub>O-Emission war die Anwendung des Nitrifikationshemmstoffs DMPP. In dem Projekt wurden erstmals N<sub>2</sub>O-Emissionsdaten auf ganzjähriger Basis für diesen Hemmstoff erarbeitet. In beiden Versuchsjahren führte die

DMPP-Anwendung zu einer Minderung der direkten  $N_2O$ -Emission von mindestens 40%. Überraschenderweise waren die Emissionen bei DMPP-Anwendung auch im Winter geringer als bei einer Düngung ohne Hemmstoff. Möglicherweise hatte der Hemmstoff eine Wirkung auf funktionelle bzw. strukturelle Eigenschaften der (vermutlich denitrifizierenden) Mikroflora. Weitergehende Untersuchungen dazu scheinen sinnvoll.

Obwohl eine Hemmung der Nitrifikation über ein hohes Angebot an  $NH_4^+$  (Depot- bzw. CULTAN-Düngung) wahrscheinlich war, führte dies nicht zu einer Minderung der  $N_2O$ -Freisetzung. Punktuell hohe  $NO_3^-$ -Konzentrationen im mikrobiell intakten Boden in der direkten Umgebung des Düngerdepot dürften Grund für die Emissionen gewesen sein, die sich nicht von den Emissionen bei breitflächiger N-Düngung unterschieden.

Die  $N_2O$ -Konzentrationen in der Bodenluft nahmen mit der Bodentiefe zu. Wie bei den direkten Emissionen waren auch die Bodenluftkonzentrationen im ersten Versuchsjahr höher als im zweiten Jahr. Sie stiegen in Abhängigkeit von der N-Düngermenge und waren bei Anwendung von DMPP geringer als bei der Vergleichsvariante ohne Hemmstoff. Die höchsten  $N_2O$ -Konzentrationen traten bei der Depotdüngung auf.

Die aus den Untersuchungen abgeleiteten Emissionsfaktoren für die direkten Emissionen entsprachen den Vorgabewerten des IPCC (2006). Im Gegensatz dazu waren die nach IPCC-Ansatz berechneten Mengen an gelöstem  $N_2O$  ca. 50-fach höher als im Projekt gemessen. Die Rolle der indirekten Emissionen über den Emissionspfad „Verlagerung von gelöstem  $N_2O$  mit dem Sickerwasser“ war somit im Vergleich zu den direkten  $N_2O$ -Emissionen gering.

In allen untersuchten gedüngten Varianten waren die Nitratgehalte im Unterboden im Vergleich zur Kontrolle geringfügig höher. Die höchsten Nitratgehalte im Unterboden und damit auch die größte Nitratverlagerung fanden sich bei praxisüblicher N-Düngung sowie bei Depotdüngung.

Unter der Prämisse stabiler Kopfsalat- und Blumenkohlerträge ist für den untersuchten Standort unter Beachtung des Minderungspotentials der direkten  $N_2O$ -Emissionen,  $N_2O$ -Konzentrationen im Boden und der Verminderung des Risikos der Nitratauswaschung die Düngung nach KNS-System in Kombination mit DMPP zu empfehlen. Von der Depotdüngung ist in Zusammenhang mit der  $N_2O$ -Freisetzung abzuraten.

## 2 Anlass und Zielsetzung des Projekts

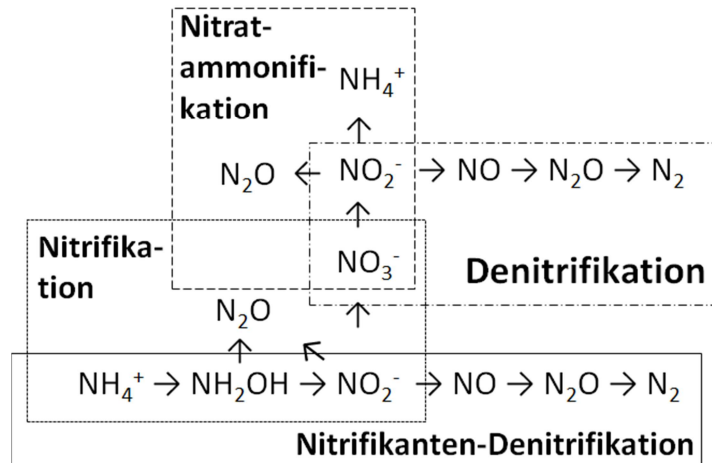
Die Konzentration des klimarelevanten Spurengases Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) in der Atmosphäre beträgt aktuell 320 ppb (IPCC, 2007).  $\text{N}_2\text{O}$  ist durch eine hohe atmosphärische Verweildauer (114 Jahre) und einen jährlichen Konzentrationsanstieg von 0,8 ppb charakterisiert. Bezogen auf dieselbe Masse  $\text{CO}_2$  hat  $\text{N}_2\text{O}$  ein 320-fach höheres spezifisches Treibhausgaspotential. Neben der Treibhauswirkung trägt  $\text{N}_2\text{O}$  zum stratosphärischen Ozonabbau bei (Crutzen, 1981). Der Anteil von  $\text{N}_2\text{O}$  am anthropogenen Treibhauseffekt wird derzeit auf 8% geschätzt, wovon allein 75% durch landwirtschaftliche Aktivitäten verursacht werden (IPCC, 2007; Isermann, 1994; Duxbury et al., 1993). Um die im Kyoto-Protokoll manifestierte Verpflichtung, die atmosphärische Treibhauskonzentrationen auf einem ‚umweltverträglichen Niveau‘ zu stabilisieren, kommt der Landwirtschaft eine Schlüsselposition zu.

Mit  $4,1 \text{ Tg N}_2\text{O-N a}^{-1}$  werden über die Hälfte der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen anthropogenen Ursprungs auf landwirtschaftlich genutzten Böden zurückgeführt (IPCC, 2001). Diese Emissionen beinhalten sowohl direkte als auch indirekte  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen. Bei der direkten Emission handelt es sich um  $\text{N}_2\text{O}$ , welches direkt vom Boden ( $\text{N}_2\text{O}$ -Quelle) in die Atmosphäre freigesetzt wird. Unter indirekten Emissionen werden alle Emissionen verstanden, die nicht bei der Emissionsquelle ( $\text{N}_2\text{O}$ -Bildung im Boden) anfallen, durch diese aber verursacht werden. Hierzu zählt u.a.  $\text{N}_2\text{O}$  welches in gelöster Form über das Sickerwasser ausgetragen wird. Daneben zählen zu den indirekten Emissionen auch die Emissionen aus natürlichen oder nicht landwirtschaftlich genutzten Ökosystemen (z.B. Aquifere oder Wälder), welche über den zusätzlichen N-Eintrag durch die Landbewirtschaftung ( $\text{NH}_3$ , Nitrat) induziert werden.

$\text{N}_2\text{O}$  wird in Böden hauptsächlich während der mikrobiellen N-Transformationsprozesse Nitrifikation und Denitrifikation gebildet (Bremner, 1997; Granli & Bøckman, 1994; Davidson, 1991). Daneben werden weitere Prozesse wie beispielsweise die Nitrifikanten-Denitrifikation ( $\text{NO}_2^-$ -Reduktion zu  $\text{N}_2\text{O}$  durch ammoniumoxidierende Mikroorganismen), die Nitrat-Ammonifikation unter stark reduktiven Bedingungen (Abb. 1) bzw. die Chemodenitrifikation bei erhöhten Nitritkonzentrationen unter teils sehr spezifischen Bedingungen als  $\text{N}_2\text{O}$ -Quelle in Böden diskutiert.

In gut belüfteten, aeroben Bodenkompartmenten wird  $\text{N}_2\text{O}$  vor allem während der Nitrifikation gebildet. Ammonium wird während der Nitrifikation überwiegend durch C-autotrophe Mikroorganismen über Nitrit zu Nitrat oxidiert, wobei  $\text{N}_2\text{O}$  als Nebenprodukt gebildet werden kann. In anaeroben Bodenkompartmenten wird  $\text{N}_2\text{O}$  vor allem durch den Prozess der Denitrifikation gebildet, wobei Nitrat oder Nitrit zu den gasförmigen Produkten  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und

$N_2$  reduziert wird (Bremner, 1997; Firestone & Davidson, 1989). Bei der Denitrifikation kann  $N_2O$  im Gegensatz zur Nitrifikation zu  $N_2$  weiter reduziert und somit verbraucht werden (Abb. 1). Ein Großteil der heterotrophen Bodenorganismen sind zur Denitrifikation befähigt (Umarov, 1990). Aufgrund dieser weiten Verbreitung Nitrat-reduzierender Mikroorganismen schlussfolgerte Flessa (2000), dass die Denitrifikation in erster Linie durch die Umweltbedingungen (vor allem über die  $O_2$ -Verfügbarkeit) und die Substratverfügbarkeit (Stickstoffoxide und mikrobiell verfügbarer organischer Kohlenstoff) gesteuert wird.



**Abb. 1:** Mikrobielle  $N_2O$ -Quellen und  $N_2O$ -Senken in Böden (nach Baggs, 2008)

Über die N-Düngung wird den  $N_2O$ -bildenden Mikroorganismen das Substrat in Form von mineralischem N angeboten, was eine erhöhte  $N_2O$ -Freisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Böden zur Folge hat. Die Auswertung der bei Jungkunst et al. (2006) zusammengefassten annualen  $N_2O$ -Emissionsmessungen in Deutschland zeigte, dass die  $N_2O$ -Freisetzung aus gedüngten Ackerböden etwa dreifach höher als aus ungedüngten Kontrollflächen ist. Es hat sich gezeigt, dass die  $N_2O$ -Freisetzung in der Regel mit der N-Düngermenge ansteigt, wobei bei vielen Untersuchungen ein sehr großer Düngungsbereich betrachtet wurde und die Wirkung auf den Pflanzenertrag nur selten mit untersucht wurde (zusammengefasst bei Bouwman, 1996; Granli & Bøckman, 1994; Eichner, 1990). Während zahlreiche Untersuchungen zur Wirkung einer N-Düngung auf die (direkten)  $N_2O$ -Emission auf Getreide- oder Maisflächen durchgeführt wurden, gibt es derzeit nur sehr wenige Untersuchungen, die sich mit den Emissionen aus intensiv gedüngten Landnutzungssystemen wie beispielsweise dem Gemüsebau beschäftigten.

Spurengasmessungen auf Maisflächen haben gezeigt, dass die  $N_2O$ -Emissionen vor allem dann überproportional anstiegen, wenn der Dünger in Böden aufgrund zu hoch angesetzter N-Mengen nicht mehr durch den Pflanzenbestand verwertet werden konnte (McSwiney &

Robertson, 2005; Van Groenigen et al., 2004). Somit standen den  $N_2O$ -bildenden Mikroorganismen über einen längeren Zeitraum erhöhte Gehalte an mineralischem N zur Verfügung. Nach Umwandlung des N-Düngers zu Nitrat erhöht sich außerdem die Gefahr der Nitratauswaschung. Es konnte gezeigt werden, dass die  $N_2O$ -Reduktase bei hohen Nitratkonzentrationen gehemmt ist. Die  $N_2O$ -Reduktase katalysiert die Reduktion von  $N_2O$  zu  $N_2$ , sodass deren Hemmung somit zu einer Verschiebung des  $N_2/N_2O$ -Verhältnisses zu Gunsten von  $N_2O$  führt.

Einige Gemüsekulturen wie beispielsweise Blumenkohl oder Broccoli, werden in einer Phase intensiven vegetativen Wachstums geerntet und nutzen deshalb lediglich 40-60% des angebotenen N-Düngers (KTBL, 2005). Deshalb ist davon auszugehen, dass die  $N_2O$ -Emissionen aus Gemüsebauflächen aufgrund hoher Gehalte an mineralischem N über einen langen Zeitraum hoch sind. Allerdings gibt es bis heute keine annualen Untersuchungen zur  $N_2O$ -Freisetzung aus gemüsebaulich genutzten Böden unter für den süddeutschen Raum vergleichbaren klimatischen Bedingungen. Die  $N_2O$ -Freisetzung aus Gemüsebauflächen wird bislang, wie die Emissionen aus Acker- und Grünlandflächen, über den gesamten N-Eintrag mit demselben Emissionsfaktor abgeschätzt. Nach den Richtlinien zur Erstellung von Treibhausgasbilanzen des IPCC wurde für die Erstellung des „Nationalen Inventarberichts zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2008“ (UBA, 2010) eine direkte Emission von 1,25%, bezogen auf den gesamten N-Eintrag (Düngung, Erntereste,  $N_2$ -Fixierung, Zwischenfrucht, etc.) verwendet. Einen Nachweis für die Verwendung dieses Emissionsfaktors im Gemüsebau wurde bislang nicht erbracht.

Die Standardwerte für die Abschätzung der gesamten indirekten  $N_2O$ -Emissionen aus der N-Verlagerung einschließlich des Oberflächenabflusses wurden aktuell von 2,5% auf 0,75% reduziert (IPCC, 2006). Die große Schwankungsbreite von 0,05-2,5% zeigt die erhebliche Unsicherheit bei dieser Abschätzung und ist Grund für die Forderung nach systematischen Untersuchungen zur indirekten  $N_2O$ -Emission (de Klein et al., 2001; Brown et al., 2001). Bei der bisherigen Abschätzung wurde davon ausgegangen, dass 1,5% des verlagerten Nitrats als indirekte  $N_2O$ -Flüsse ins Grundwasser verloren gehen (IPCC, 2001). Diese Annahme ( $EF_{5g}$  Faktor = 0.015) basierte jedoch auf weltweit lediglich 6 Untersuchungen (Höll et al., 2005; Ueda et al. 1993, 1991; Minami & Ohsawa, 1990; Ronen et al., 1988; Miniami & Fukushi, 1984; Dowell et al., 1979). Neue Studien verweisen auf eine mögliche Überschätzung der indirekten  $N_2O$ -Flüsse und forderten eine entsprechende Korrektur des Faktors (Hiscock et al., 2003; Nevison, 2000). Dem wurde zwar mit der Reduktion auf 0,25% Rechnung getragen (IPCC, 2006), es wurde jedoch auf den nach wie vor fragmentären Kenntnisstand hinsichtlich

der indirekten Emissionen verwiesen. Bislang existieren keine publizierten Untersuchungen zur Minderung der indirekten Emissionen durch gezielte Bearbeitungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen.

Einige Gemüsearten stehen derzeit im Mittelpunkt einer kontroversen Diskussion um die seit Januar 2006 gültige Novelle der Düngeverordnung. Als einen wichtigen Kritikpunkt nennt Isermann (2006) die extrem hohen ‚unvermeidbaren‘ N-Überschüsse von bis zu  $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (bei mineralischer Düngung) bis zur letzten Gemüsekultur innerhalb eines Anbaujahres, die nach Scharpf (1991) ohne Ertragseinbußen auf  $85 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  reduziert werden könnten. Diese Kulturen werden in der Düngeverordnung 2006 als ‚Gemüsebau III‘ -Kategorie zusammengefasst. Dazu gehören u. a. Blumenkohl, Weißkohl und Brokkoli. Es ist davon auszugehen, dass in Gemüsefruchtfolgen mit hohem Anteil an Kulturen dieser Kategorie III die erwähnten „unvermeidbaren“ N-Überschüsse bei der Berechnung der Düngung in der Praxis nahezu vollständig mit einbezogen werden. Zusätzlich können bei Blumenkohl bis zu  $200 \text{ kg N ha}^{-1}$  in Form von Ernteresten auf dem Feld verbleiben (Schlaghecken et al., 2006). Die Mineralisation eines Teils dieser Ernterückstände wird in der Düngeverordnung für das Anbaujahr nicht berücksichtigt. Unter der Annahme, dass bei vorsichtiger Schätzung etwa die Hälfte des N der Ernterückstände noch im selben Jahr mineralisiert wird, sind  $N_{\min}$ -Gehalte in einer Größenordnung von bis zu ca.  $250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  über den Winter im Oberboden zu erwarten. In Form von Nitrat stehen diese Überschüsse einerseits der denitrifizierenden Mikroflora direkt zur Verfügung, was mit hohen N-Verlusten in Form von  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen verbunden sein kann, andererseits können diese Überschüsse bei entsprechend hohen Sickerwassermengen in die Tiefe verlagert werden, was zur N-Belastung angrenzender Systeme (Grundwasser, angrenzende aquatische Systeme) führen kann.

Im Zusammenhang mit der Verminderung der N-Überschüsse im Gemüsebau wird aktuell u.a. die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren (NI), eine bedarfsgerechte Anpassung der Düngermenge wie beispielsweise nach dem in der Beratung eingesetzten „kulturbegleitenden  $N_{\min}$ -Sollwertsystem (KNS)“ sowie die Konservierung von mineralischem N über den Winter mittels Zwischenfrüchten diskutiert.

Eine Reihe von Untersuchungen beschäftigte sich mit der Wirkung von Nitrifikationshemmstoffen (NIs) auf die  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Böden (zusammengefasst bei Akiyama et al., 2010). Dabei zeigte sich in nahezu allen Untersuchungen ein sehr großes Minderungspotential der  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung während der Vegetationsperiode. Allerdings findet sich unter den insgesamt 85 von Akiyama et al. (2010) analysierten Datensätzen lediglich eine Untersuchung, bei der die Wirkung eines NI ganzjährig und in einer Region mit

intensiven Frost/Tau-Wechseln untersucht wurde. Für den in der Praxis gängigen Hemmstoff 3,4-Dimethylpyrazolosphat (DMPP) liegen bis dato keine annualen N<sub>2</sub>O-Datensätze vor. Aufgrund der geringeren Nitratauswaschung bei NI-Anwendung (Diez et al., 2010; Chaves et al., 2006) ist von einer erhöhten N-Aufnahme durch die Pflanzenbestände auszugehen. Die daraus resultierenden höheren N-Gehalte der Ernterückstände könnten somit zu einer verbesserten Mineralisation im Herbst/Winter und damit zu einer Erhöhung der N<sub>2</sub>O-Emission außerhalb der Vegetationsperiode führen. Inwiefern ein solcher Effekt das Minderungspotential während der Vegetationsperiode wieder aufhebt, wurde bisher nicht untersucht.

Der Minderungseffekt eines NIs während der Vegetationsperiode könnte jedoch in erheblichem Umfang vermindert werden, weil etwa 50% der direkten annualen N<sub>2</sub>O-Emission aus Böden Deutschlands im Winter, meist in Zusammenhang mit Frost/Tau-Zyklen auftreten (Jungkunst et al., 2006; Kaiser & Ruser, 2000). Die Prozesse, die zu extrem hohen Emissionsspitzen während der Tauphase führen, werden derzeit noch kontrovers diskutiert. Ruser et al. (2001) wiesen steigende N<sub>2</sub>O-Emissionen im Winter mit zunehmenden Nitratkonzentrationen im Oberboden nach. Kaiser et al. (1998) zeigten, dass die N<sub>2</sub>O-Emissionen außerhalb der Vegetationsperiode mit abnehmendem C/N-Verhältnis und damit besserer Mineralisierbarkeit der Erntereste bzw. von abfrierenden Zwischenfrüchte ansteigt. In dieser Winterphase können im Gemüsebau hohe Nitratgehalte im Oberboden auftreten. Deshalb kann eine zuverlässige Abschätzung der N<sub>2</sub>O-Freisetzung aus gemüsebaulich genutzten Böden bzw. die Bewertung von Bewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Treibhauswirkung nur auf Basis ganzjährig erfasster Messdaten erfolgen.

Ziele dieser Studie waren deshalb (1) die Quantifizierung der (direkten und indirekten) annualen N<sub>2</sub>O-Emissionen aus einem gemüsebaulich genutzten Boden sowie die Berechnung von Emissionsfaktoren, (2) die Ableitung von Strategien zur Reduktion der N<sub>2</sub>O-Emissionen und (3) die Entwicklung von Handlungsempfehlungen zur Minderung der Nitratverlagerung mittels unterschiedlicher Düngungsmaßnahmen und optimiertem Management des Zwischenfruchtanbaus. Über eine Expertenkommission, die als Multiplikator in Lehre, Ausbildung und Beratung wirkt, sollte der Transfer des erarbeiteten Wissens in die Praxis gewährleistet werden.

### 3 Arbeitsschritte und angewandte Methoden

#### 3.1 Versuchsstandort und Versuchsanlage

Der Versuch wurde auf dem „Heidfeldhof“, einer Versuchsstation der Universität Hohenheim, durchgeführt. Das Versuchsgut liegt 400 m ü. NN. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt hier 697 mm bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,8°C. Diese Versuchsfläche wurde aufgrund ihres ebenen Reliefs ausgewählt. Ein N-Austrag mit lateralem Oberflächenabfluss als ein weiterer Pfad der indirekten Emissionen konnte dadurch ausgeschlossen werden. Beim Bodentyp handelt es sich um eine leicht pseudovergleyte Parabraunerde aus Lösslehm mit einem Skelettanteil <1%. Der pH-Wert im A<sub>p</sub>-Horizont betrug zu Versuchsbeginn 5,5. Somit konnte der Austrag von NH<sub>3</sub> nach Düngung mit NH<sub>4</sub>-haltigen Düngern als vernachlässigbarer Pfad der indirekten Emissionen über die Standortwahl ausgeschlossen werden.

**Tab. 1:** Bewirtschaftungsmaßnahmen auf dem Parzellenversuch.

Datum	Bewirtschaftungsmaßnahme
Sommer 07	Einrichten des Parzellenversuchs, Anbau von 1 Satz Kopfsalat, danach Grünroggenansaat
02.05.08	Pflanzung Kopfsalat ( <i>Lactuca sativa</i> var. <i>Capitata</i> , 'Gisela', 110.000 Pflanzen ha <sup>-1</sup> ), Düngung
25./26.06.08	Ernte Kopfsalat, Eingrubbern der Ernterückstände
15.07.08	Pflanzung Blumenkohl ( <i>Brassica oleracea</i> var. <i>botrytis</i> L.; 'Dexter', (20.000 Pflanzen ha <sup>-1</sup> ), erste N-Gabe
Aug./Sep. 08	Insektizidanwendungen 'Karate', 'Steward'
09.09.08	Zweite N-Gabe Blumenkohl
17.10.-30.10.08	Blumenkohlernte (3 Durchgänge)
03.11.08	Einarbeitung Erntereste
14./15.04.09	Pflanzbettbereitung, Pflanzung Kopfsalat ('Gisela', 110.000 Pflanzen ha <sup>-1</sup> ), Düngung
02.06.09	Ernte Kopfsalat
10.06.09	Pflanzung Blumenkohl ('Fremont', 20.000 Pflanzen ha <sup>-1</sup> ), erste N-Gabe
20.07.09	Zweite N-Gabe
21. & 24.08.09	Blumenkohlernten
30./31.08.09	Grubbern, Saat Zwischenfrucht (Grünroggen und Phacelia)
Frühjahr 10	Grünroggenumbruch, verschiedene Termine
17.05.10	Pflanzung Mangold ( <i>Beta vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> , 133.333 Pflanzen ha <sup>-1</sup> ), erste N-Düngung
20.06.10	Zweite N-Düngung
08.07.10	Mangoldernte

Erstes Jahr: 01.05.08 – 16.04.09

Zweites Jahr: 17.04.09 –

Vor der Versuchsanlage im Sommer 2007 wurde auf dem Acker Wintergetreide angebaut. Im Sommer 2007 wurde eine vollrandomisierte Blockanlage mit vier Blöcken angelegt. Die



Plotgröße betrug 6 x 4,5 m. Die Plotbreite von 4,5 m entsprach der Breite von drei Gemüsebeeten mit jeweils 1,5 m. In Tabelle 1 sind die Bewirtschaftungsmaßnahmen auf dem Parzellenversuch zusammengestellt. Beim Kopfsalat wurden insgesamt vier Reihen je Beet gesetzt, beim Blumenkohl jeweils zwei. Die Berechnung wurde mit Hilfe des Berechnungsmodells „agrowetter Berechnung“ (Deutscher Wetterdienst) gestaltet. Dieses Modell wird u.a. für die im Versuch angebauten Kulturen Kopfsalat und Blumenkohl angeboten.

### 3.2 Versuchsvarianten des Parzellenversuchs

In Tabelle 2 sind die Behandlungen mit variiertem N-Menge dargestellt. Es wurde bei den Untersuchungen zum Einfluss der N-Düngermenge auf die N<sub>2</sub>O-Freisetzung ausschließlich Ammonsulfatsalpeter (ASS) verwendet. Bei der Variante mit Düngung nach Faustzahlen „FS“ wurde die Düngermenge entsprechend der in der Praxis gängigen Aufwandmengen angesetzt (Laun et al., 2006). In der Variante „KNS“ erfolgte die Düngerbemessung entsprechend der Sollwertvorgabe aus dem kulturbegleitenden N<sub>min</sub>-Sollwertsystem nach Feller et al. (2001). Um das standortspezifische N-Mineralisierungspotential mit zu berücksichtigen wurde zudem die Variante „RED“ mit untersucht, bei der die N-Mengen gegenüber der „KNS“-Variante um 20% reduziert waren.

**Tab. 2:** N-Angebot der Gemüsekulturen in den beiden Versuchsjahren. Zur Düngermengenermittlung wurden die N<sub>min</sub>-Gehalte in 0-60 cm Tiefe vor der jeweils ersten Düngung vom N-Angebot subtrahiert.

Kultur	Variante	Kontrolle	Reduzierte	KNS-Sollwert	Düngung nach
			Düngung	„KNS“	Faustzahlen
			„RED“		„FZ“
			----- kg N ha <sup>-1</sup> -----		
Kopfsalat		0	120	150	195
Blumenkohl		0	114+114	143+143	186+186
<i>Gesamt</i>		<i>0</i>	<i>348</i>	<i>436</i>	<i>567</i>

Neben der Düngermenge wurde der Einfluss einer nitrifikationshemmenden Wirkung untersucht. Zum einen wurde dazu die Wirkung von ENTEC26<sup>®</sup> auf die Spurengasflüsse quantifiziert. ENTEC 26<sup>®</sup> enthält neben Ammonsulfatsalpeter den Nitrifikationshemmstoff 3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP). Diese Behandlung wurde bei zwei der in Tabelle 3 dargestellten Düngermengen getestet.

Außer der Applikation von DMPP sollte zudem getestet werden, inwiefern die Hemmung der Nitrifikation durch hohe Ammoniumkonzentrationen entsprechend dem (Pseudo-) CULTAN-Verfahren („Controlled Uptake Long-Term Ammonium Nutrition“ nach Sommer, 2005) zu einer Minderung der N<sub>2</sub>O-Freisetzung genutzt werden kann. Diese Variante wird im Weiteren als „DEPOT“ bezeichnet. Die Düngung der „DEPOT“-Variante erfolgte beim Kopfsalat im ersten Versuchsjahr als Banddüngung an die Reihe. Beim Kopfsalat des zweiten Versuchsjahres und bei den Zusatzuntersuchungen in Mangold wurde das Düngerdepot in 10 cm Tiefe jeweils zwischen die Pflanzreihen eingebracht. Beim Blumenkohl wurde das Depot ca. 5 cm von der Pflanzreihe entfernt abgelegt.

**Tab. 3:** Versuchsvarianten mit nitrifikationshemmender Wirkung und N-Düngermengen. Alle Düngergaben erfolgten in einer Gabe zu Vegetationsbeginn, bei der Ausbringung wurde der N<sub>min</sub>-Gehalt in 0-60 cm Tiefe durch Subtraktion berücksichtigt.

Variante	N-Angebot [kg N ha <sup>-1</sup> ]	Beschreibung
„KNS +NI“	436	ASS mit DMPP, Düngermenge analog „KNS“
„RED +NI“	348	ASS mit DMPP, Düngermenge analog zu „RED“
„DEPOT“	436	ASS als Pseudo-CULTAN-Anwendung, bei Kopfsalat in Versuchsjahr 1 als Banddüngung an die Reihe, ansonsten als Depot in 10 cm Tiefe

Aufgrund der verzögerten Reife des Blumenkohls bis Ende Oktober 2008 war es im ersten Versuchsjahr nicht mehr möglich, Phacelia als Zwischenfrucht anzubauen. Deshalb wurde auf den Zwischenfruchtanbau komplett verzichtet. Im zweiten Versuchsjahr wurden auf dem Parzellenversuch neben einer Winterschwarzbrache, eine Phacelia-Ansaat (als abfrierende Zwischenfrucht) und eine Grünroggensaart (als winterharte Zwischenfrucht) miteinander verglichen.

### 3.3 Die Isotopenplots: Anlage und Düngung

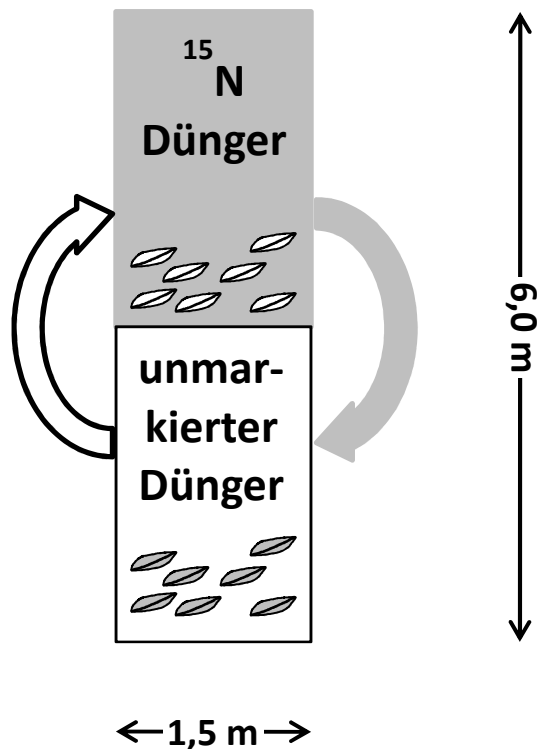
Auf insgesamt 8 Parzellen wurden am 23.04.08 Isotopenplots eingerichtet. Dazu wurde jeweils das mittlere Beet der Plots benutzt. Mit einer Grabenfräse (10 cm Breite) wurde am Rand der Plots ein Graben gefräst. Die Abmessungen sind in Abbildung 4 dargestellt. In

diesen Gräben wurden Bleche zur lateralen Abtrennung bis zu einer Tiefe von 75 cm eingebracht und der Graben im Anschluss wieder mit dem Aushubmaterial verfüllt.

Auf vier Teilplots wurde am 02.05.08  $^{15}\text{N}$ -angereicherter N-Dünger (20 atom%) in Form von Ammonsulfatsalpeter zum Kopfsalat ausgebracht. Die Düngerkompaktierung aus  $^{15}\text{N}$ -angereichertem  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (Campro, Leipzig) erfolgte in den Laboren der Düngemittelentwicklung am BASF-Standort „Limburger Hof“. Um den Beitrag der Erntereste des Kopfsalats zu den  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen zu quantifizieren, wurden die  $^{15}\text{N}$ -angereicherten Erntereste (10,33 atom%  $^{15}\text{N}$ ) nach der Ernte gegen die Erntereste nicht markierter Plots ausgetauscht.

Auf vier weiteren Plots wurde der  $^{15}\text{N}$ -angereicherte Dünger am 15.07. und am 09.09.08 zu Blumenkohl ausgebracht. Auch hier wurden die Rückstände nach der Ernte des Blumenkohls (9,81 atom%  $^{15}\text{N}$ ) gegen nicht angereicherte Erntereste ausgetauscht.

Alle weiteren N-Düngungsmaßnahmen wurden analog und zeitgleich zur N-Düngung der „KNS“-Behandlung mit handelsüblichem (nicht angereichertem) Ammonsulfatsalpeter durchgeführt.



**Abb. 2:** Aufbau und Größe zweier Isotopenmessplots. Im  $^{15}\text{N}$ -Dünger-Teilplot wurde der  $^{15}\text{N}$ -angereicherte N-Dünger ausgebracht, im „unmarkierten Dünger“-Teilplot wurden die unmarkierten Erntereste gegen  $^{15}\text{N}$ -markierte Erntereste ausgetauscht.

### 3.4 *Ermittlung der Ertragsdaten*

Zur Ertragserfassung beim Kopfsalat wurden jeweils 25 repräsentative Salatpflanzen aus dem mittleren Beet geerntet. Beim Blumenkohl wurde jeweils das mittlere Beet sowie die jeweils innere Reihe der beiden äußeren Beete komplett beprobt. Dabei wurden in einem Zeitfenster von zwei Wochen (vgl. Tab. 1) alle Köpfe mit einem Durchmesser >11 cm geerntet. Die geernteten Köpfe wurden gewogen und nicht vermarktungsfähige Pflanzenteile getrennt gravimetrisch erfasst. Sowohl von der geernteten Ware als auch von den Ernteresten wurden Teilproben zur Nährstoffanalyse und Trockensubstanzermittlung (TS) entnommen. Danach wurden die verbleibenden Erntereste auf den Plots wieder gleichmäßig ausgebracht.

Zur Erfassung der Biomasseerträge der Zwischenfrüchte wurde jeweils 1 m<sup>2</sup> auf den Zwischenfruchtparzellen geschnitten. Die Erfassung bei Phacelia erfolgte Ende November 2009. Beim Grünroggen geschah dies am 25. März, am 15. und am 29. April 2010.

### 3.5 *Bestimmung der direkten N<sub>2</sub>O-Emissionen und der <sup>15</sup>N-Häufigkeit im N<sub>2</sub>O*

Die N<sub>2</sub>O-Flussraten wurden mit der ‚closed chamber‘-Methode nach Hutchinson & Mosier (1981) bestimmt. Die dabei verwendeten Hauben hatten einen Durchmesser von 30 cm. Das Haubendesign wurde von Flessa et al. (1995) detailliert beschrieben. In jeder Parzelle bzw. in jedem <sup>15</sup>N-Teilplot wurde ein Bodenring (15 cm Höhe) 10 cm tief in den Boden eingebracht. Die Bodenringe wurden lediglich vor Bodenbearbeitungsmaßnahmen entfernt und direkt im Anschluss wieder am gleichen Ort installiert.

Die Gasprobenahme erfolgte mindestens einmal wöchentlich im Zeitraum Mai 2008 bis Juli 2010. Als Standardzeitraum wurde der Zeitraum Mai 2008 – April 2010 in zwei Versuchsjahre aufgeteilt; zusätzlich wurden im Anschluss noch Messungen im Rahmen einer Bachelorarbeit bis Juli 2010 durchgeführt. Die wöchentlichen Beprobungen wurden durch ereignisbezogene Messungen ergänzt. Dies war vor allem nach N-Düngung, nach Wiederbefeuchtung von stark abgetrocknetem Boden im Sommer sowie bei Tau im Winter der Fall.

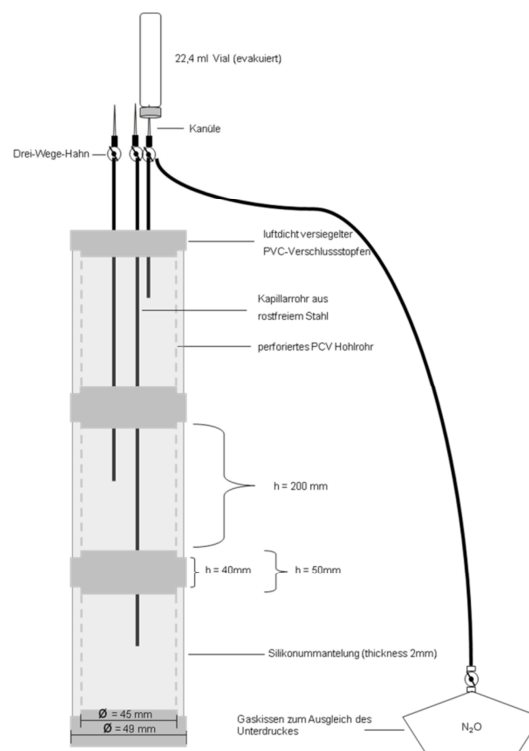
Zur Gasprobenahme wurden Sammelhauben auf die Bodenringe aufgesetzt. Während der Anreicherungsphase von ca. 45 Minuten wurden vier Einzelproben in periodischen Abständen aus der Haubenatmosphäre mit Hilfe evakuierter Probengläser (Vacutainer: 22,5 ml, Altmann, Holzkirchen) und einer Doppelkanüle entnommen. Neben den Proben zur Bestimmung der Spurengaskonzentrationen wurden auf den Isotopenteilplots zusätzlich Gasproben (Serum-

flaschen, 100 ml) zur Bestimmung der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit in  $\text{N}_2\text{O}$  entnommen. Diese Proben wurden jeweils zu Beginn und am Ende der Anreicherungsphase gewonnen.

Die Vacutainer und die Serumflaschen wurden zur Beprobung mit einem Butylgummi-Hohlstopfen und einer Aluminiumbördelkappe gasdicht verschlossen, im Labor viermal mit  $\text{N}_2$  gespült (um Kontaminationen des Vacutainers mit atmosphärischer Luft auszuschließen) und auf  $\sim 75$  mbar Restdruck evakuiert.

### 3.6 Bestimmung der $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration und der $^{15}\text{N}_2\text{O}$ -Häufigkeit in der Bodenluft

Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration in der Bodenluft wurde auf jeder Parzelle wöchentlich in 2-25 cm (Oberboden), 27-48 cm (mittlere Bodenschicht) und 52-73 cm (Unterboden) beprobt. Im Folgenden werden die einzelnen Tiefen zur Vereinfachung mit 0-25 cm, 25-50 cm und 50-75 cm bezeichnet. Die Beprobung erfolgte mit einem Multilevel-Luftsammler (Abb. 3), bestehend aus drei voneinander unabhängig zu beprobenden Diffusionskammern ( $V = 34,3$  ml, geschlitztes PVC Hohlrohr). Der Sammler war mit einem Silikon Schlauch ummantelt, welcher wasserundurchlässig, aber luftdurchlässig ist und somit die Diffusion nicht beeinträchtigt (Kammann et al., 2001; Jacinthe & Dick, 1996).



**Abb. 3:** Aufbau eines Multilevel-Luftsammlers zur Beprobung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration der Bodenluft mit drei voneinander getrennten Kammern.

Mittels evakuierter Vacutainer wurde die in die Kammer diffundierte Bodenluft über einen Dreiwegehahn (Discofix<sup>®</sup>, Braun, Melsungen) mit aufgeschraubter Kanüle aus den einzelnen Kammern entnommen und gaschromatographisch analysiert. Die einzelnen Kammern wurden jeweils nach der Beprobung mit einem inerten Gas (N<sub>2</sub>) gefüllt. Hierdurch wurde (1) der N<sub>2</sub>O-Transport von der Bodenluft in die Kammer bis zum Erreichen der Gleichgewichtskonzentration sichergestellt und (2) ein unerwünschter Massenfluss durch den entstandenen Unterdruck infolge der Gasentnahme vermieden.

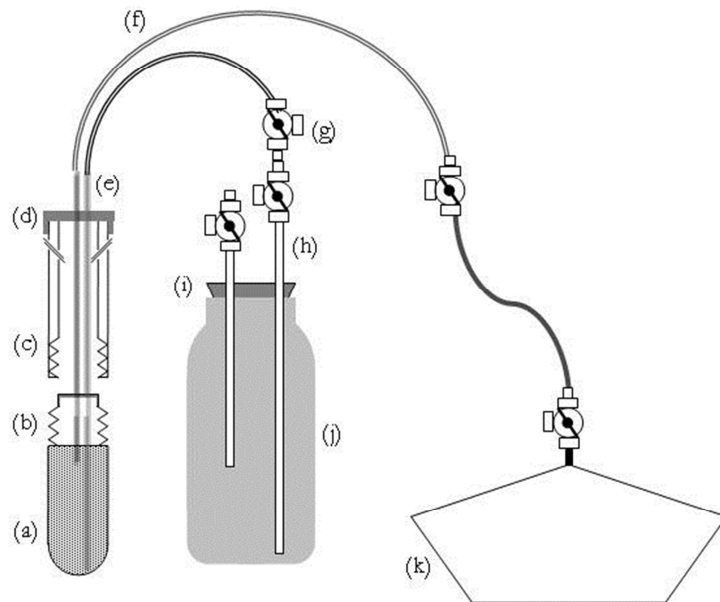
Zur Messung der <sup>15</sup>N-Häufigkeiten des N<sub>2</sub>O in der Bodenluft war ein größeres Gasvolumen notwendig. Hierfür wurde zur Beprobung ebenfalls ein Bodenluftsammler der oben beschriebenen Bauweise eingesetzt. Durch ein PVC-Rohr mit größerem Innenradius (r<sub>I</sub> = 1,94 cm) wurde das Kammervolumen auf 236 ml vergrößert. Die Beprobung erfolgte analog zur Beprobung der Bodenluft zur Konzentrationsmessung. Zunächst wurde zur Bestimmung der N<sub>2</sub>O-Konzentration eine Probe mit evakuiertem Vacutainer entnommen und direkt im Anschluss ein größere Luftvolumen mit einer 100 ml Serumflasche zur Bestimmung des <sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N Isotopenverhältnisses in N<sub>2</sub>O. Nach der Beprobung wurden die Kammern ebenfalls mit N<sub>2</sub> über ein Gaskissen befüllt und der durch die Probenahme entstandene Unterdruck ausgeglichen.

### **3.7 Bestimmung der N<sub>2</sub>O-Konzentration und des <sup>15</sup>N-Häufigkeit im Sickerwasser**

Zur Sickerwasserbeprobung wurde die Methode von Davidson & Firestone (1988) sowie von Davidson & Swank (1990) eingesetzt und an die Gegebenheiten vor Ort angepasst. Das Saugkerzensystem ist in Abbildung 4 dargestellt. Es besteht aus einer keramischen Saugkerze (Ø 20 mm; Länge 60 mm, Lufteintrittspunkt=1 bar) zur diskontinuierlichen Probenahme (UMS, München), welche mit einem Epoxidharz luftdicht versiegelt wurde. Durch die Versiegelung wurden zwei Edelstahlkapillaren (innerer Ø: 1,8 mm) eingeführt, wobei eine der Kapillaren den Kerzenboden erreichte, während die zweite im oberen Teil der Kerze endete. Die Edelstahlkapillaren wurden mittels gasundurchlässigen PolyurethanH-Schlauch (PUH, innerer Ø: 2 mm) auf 50, 75 bzw. 100 cm verlängert. Die Kapillarrohre wurden in die Schläuche eingeklebt. Durch Aufkleben eines Plexiglasgewindes auf die Keramikkerze (ebenfalls mit Epoxidharz) konnte ein PVC-Schaft zur Verlängerung auf die Kerze aufgeschraubt werden (Länge 20, 45, bzw. 70 cm). Der PVC-Schaft wurde mit einer Silikonkappe geschlossen, um das Eindringen von Wasser und Schmutz in den Schaft zu vermeiden. Die PUH-Schläuche wurden durch die Silikonkappe hindurch geleitet und an ihren Enden mit je einem Drei-Weg-Hahn versehen. Die Schlauchverbindung zur längeren

Kapillare (Abb. 4e) wurde an eine 500 ml Braunglasflasche angeschlossen an der ein Unterdruck von 0,6 kPa angelegt war (Abb. 4i).

Zum Einbau der Saugkerzen wurde mittels Pürckhauer-Bohrstock ein Loch vorbereitet (jeweils 12,5 cm, 37,5 cm und 62,5 cm Tiefe). Nach Einsetzen der Kerzen in die Löcher wurden sie mit Bodenmaterial des Standortes eingeschlämmt, um den Porenschluss mit dem umgebenden Boden zu gewährleisten.



**Abb. 4:** Diagramm des Saugkerzensystems zur Beprobung der Bodenlösung. (a) Keramiksaugkerze,  $\varnothing$  20 mm; Länge 60 mm (b) Plexiglasgewinde, (c) PVC-Schaft, (d) Silikonstopfen mit Durchlass für (e) Edelstahlkapillaren mit (f) PUH Verlängerung. (g) Dreiwege-Hahn mit Luer-Lock System (h) PUH-Zugang über (i) Silikonstopfen die (j) Braunglasflasche. (k) angeschlossenes gasdichtes Kissen zum Überspülen.

Die Probenahme des Sickerwassers erfolgte in der Regel wöchentlich, nach starken Regenfällen häufiger. Dazu wurde an die Saugkerze ein mit  $N_2$  gefülltes, gasdichtes Kissen angeschlossen (Abb. 4k und 4f). Zu diesem Zeitpunkt herrschte noch ein Unterdruck im Saugkerzen-Flaschensystem. Wurde die PUH-Verbindung (Abb. 4f) zwischen Gaskissen und Saugkerze über einen Drei-Wege-Hahn geöffnet, strömte  $N_2$  aus dem Gaskissen über die Saugkerze in die Braunglasflasche. Hierdurch wurde das noch in der Saugkerze verbliebene Sickerwasser und eventuell ausgegastes  $N_2O$  aus der Bodenlösung komplett in die Braunglasflasche überführt. Gleichzeitig wurde der Unterdruck in der Braunglasflasche durch die Zufuhr von  $N_2$  auf Umgebungsdruck ausgeglichen. Nach dem Druckausgleich wurde die Verbindung zum  $N_2$ -Kissen sowie der Drei-Wege-Hahn zwischen Saugkerze und Flasche geschlossen, um das Eindringen von Umgebungsluft in das Saugkerzensystem zu vermeiden.

Danach wurde eine neue Flasche angebracht und erneut ein Vakuum angelegt. Jede neue Flasche wurde vor der Installation mit 1 ml (120 mg L<sup>-1</sup>) HgCl<sub>2</sub>-Lösung versehen, um eine mikrobielle Umwandlung von N<sub>2</sub>O in N<sub>2</sub> sowie eine mögliche Nitratreduktion im Sickerwasser zu unterbinden (Kattner, 1999; Davidson & Firestone, 1988).

Nach der Probenahme wurden die Flaschen im Labor bei Zimmertemperatur über Nacht geschüttelt, um ein Gleichgewicht der N<sub>2</sub>O-Konzentration zwischen flüssiger und gasförmiger Phase einzustellen. Mittels evakuiertem Vacutainer sowie einer evakuierten Serumflasche, wie oben bei der Bestimmung des <sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N Isotopenverhältnisses in N<sub>2</sub>O beschrieben, wurde nacheinander eine Gasprobe aus dem Headspace der Flasche über einen Dreiwegehahn und aufgeschraubter Kanüle entnommen und gaschromatographisch bzw. massenspektrometrisch analysiert. Für die volumenbezogene Berechnung der gelösten Gaskonzentration der Bodenlösung wurde das Leer- und Vollgewicht der Flaschen bestimmt. Die Probenahme erfolgte zweistufig: Zunächst wurde ein Aliquot zur Bestimmung der N<sub>2</sub>O-Konzentration mit dem Vacutainer und danach mit der evakuierten Serumflasche zur Bestimmung des Isotopenverhältnisses entnommen.

Die Bestimmung der gelösten N<sub>2</sub>O-Konzentration erfolgte nach dem Henry'schen Gesetz und der entsprechenden Modifikation für geschlossenen Systeme von Tiedje (1982) und Davidson & Firestone (1988):

$$M = C_g [V_g (V_l \alpha)]$$

wobei  $M$  = Gesamtmenge an N<sub>2</sub>O-N im Gefäß in [ $\mu\text{L N}_2\text{O-N L}^{-1}$ ],  $C_g$  = Gaskonzentration im Headspace der Flasche [ $\mu\text{L N}_2\text{O-N L}^{-1}$ ],  $V_g$  = Headspacevolumen in [L],  $V_l$  = Volumen der Flüssigkeit in [L] und  $\alpha$  = Bunsenkoeffizient bei einer bestimmten Temperatur (Weiss & Price, 1980).

Hieraus ergibt sich die Menge an gelöstem N<sub>2</sub>O nach

$$N_{2O_{\text{liquid}}} = M V_l^{-1}$$

wobei  $N_{2O_{\text{liquid}}}$  = gelöste Menge an N<sub>2</sub>O [ $\mu\text{L N}_2\text{O-N L}^{-1}$ ]



### 3.8 *Weitere Untersuchungen im Feld*

Parallel zu den Spurengasmessungen wurde die Temperatur in der Haube sowie die Bodentemperatur in 5 cm Tiefe erfasst. Zur Parametrisierung der N<sub>2</sub>O-Flüsse wurden wöchentlich Bodenproben parzellenweise in jeweils 0-25 cm Tiefe entnommen. Zur Bestimmung der Nitratverlagerung wurden zudem monatlich Tiefenproben in 25-50 cm und 50-75 cm Tiefe gezogen.

Jeweils einmal während und einmal außerhalb der Vegetationsperiode wurden in beiden Versuchsjahren Stechzylinderproben (100 ml) zur Bestimmung der Trockenraumdichte aus 10-15 cm Tiefe genommen.

Lufttemperatur- und Niederschlagsaufzeichnungen wurden von der Versuchsstation für Gartenbau zur Verfügung gestellt. Diese Wetterstation befindet sich in etwa 500 m Entfernung vom Versuchsstandort.

### 3.9 *Bestimmung der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen und der <sup>15</sup>N-Häufigkeit in Gasproben*

Die Bestimmung der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in den Vacutainern erfolgte mit Hilfe eines Gaschromatographen (GC, 5890 Series II, Hewlett Packard) mit Elektroneneinfangdetektor (<sup>63</sup>Ni-ECD) und einem Headspace Autosampler (HS 40, Perkin Elmer). Die GC-Konfiguration mit Schaltsystem zur Eliminierung von Wasserdampf („back-flush“) wurde bei Loftfield et al. (1997) beschrieben. Die Auswertung der GC-Signale erfolgte mit dem Softwarepaket „ChemStation“ (Agilent Technologies Deutschland GmbH).

Zur Kalibrierung der Gasproben zur Messung der „direkten“ N<sub>2</sub>O-Emissionen wurden 3 Eichgase mit ambierter, 5-fach sowie 10-fach ambierter N<sub>2</sub>O-Konzentration herangezogen. Für die Bestimmung der N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Bodenluft wurde zu den drei o. g. ein weiteres Kalibriergas mit einer Konzentration von 100 ppm verwendet.

Die Messung der <sup>15</sup>N-Häufigkeit im N<sub>2</sub>O erfolgte am Institut für Bodenökologie (Helmholtz-Zentrum München) mittels GC-Isotope Ratio Mass Spectrometry (GC-IRMS, Delta +, Finnigan Mat). Zur Berechnung der <sup>15</sup>N Anreicherung wurde über eine Korrekturrechnung berücksichtigt, dass das N<sub>2</sub>O in seiner Masseverteilung (44, 45 und 46) nicht normal verteilt vorliegt.

### 3.10 Weitere Laboranalysen

Die Nitrat- und Ammoniumgehalte wurden nach Extraktion mit 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> kolorimetrisch mit einem Flow-Injektor (3 QuAAtro, SEAL Analytical, UK) bestimmt. Das Extraktionsmittel K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> wurde gewählt, um die Extraktionsausbeute an Ammonium vor allem in den Behandlungen mit Nitrifikationshemmung möglichst groß zu gestalten.

Die Wassergehalte wurden nach Trocknung einer Teilprobe bei 106°C über Nacht bestimmt. Die Umrechnung der gravimetrischen Wassergehalte in wassergefüllte Porenvolumina (WFPS) mit Hilfe der Trockenraumdichte erfolgte unter der Annahme einer Festsubstanzdichte von 2,65 g cm<sup>-3</sup> (Ruser et al., 1998).

Die C- und N-Gehalte von Boden- bzw. Pflanzenmaterial wurden mit Hilfe eines Elementaranalysators (Vario Max CN, Elementar Analysensysteme, Hanau) gemessen. Die <sup>15</sup>N-Häufigkeiten in Festproben wurde mit einem CN-Analysator (EuroVector, HEKAtech, Wegberg), der mit einem IRMS (Delta + Advantage, Thermo Finnigan, Bremen) gekoppelt war, analysiert. Mittels der Diffusionsmethode nach Jensen (1991) wurden die Proben zur <sup>15</sup>N-Messung in den mineralischen Pools vorbereitet.

### 3.11 Berechnungen und Statistik

Die Berechnung der N-Ausnutzung durch die Gemüsekulturen erfolgte nach:

$$N_{AN} = (N_V - N_K) N_D^{-1} * 100$$

mit  $N_{AN}$  = N-Ausnutzung [%],  $N_V$  = N-Aufnahme der jeweiligen Variante [kg N ha<sup>-1</sup>],  $N_K$  = N-Aufnahme in der ungedüngten Kontrollvariante [kg N ha<sup>-1</sup>] und  $N_D$  = Düngung [kg N ha<sup>-1</sup>].

Die Gasflussraten wurden anhand des linearen Konzentrationsanstiegs in der Haubenatmosphäre über die Zeit nach Flessa et al. (1995) berechnet.

Die kumulativen N<sub>2</sub>O-Emissionen wurden unter Annahme konstanter Flussraten zwischen zwei Messterminen berechnet. Die kumulativen Emissionen wurden auf Jahresbasis berechnet, wobei für das erste Versuchsjahr der Zeitraum 01.05.08 bis 30.04.09 und für das zweite Versuchsjahr der Zeitraum 01.05.09 bis 30.04.10 berücksichtigt wurde. Sämtliche N-Düngungsmaßnahmen fielen in einen dieser Zeiträume.

Die kumulativen N<sub>2</sub>O-Emissionen wurden mit Hilfe des Student-Newman-Keuls-Tests auf statistisch signifikante Unterschiede hin überprüft ( $p < 0,05$ ).

Der Test auf signifikante Unterschiede zwischen den N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Bodenluft, den N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Sickerwasser sowie der Nitrat- und Ammoniumgehalte wurden gemischte lineare Modelle (SAS Prozedur „mixed model“) verwendet. Im Gegensatz zur einfachen Varianzanalyse (ANOVA) können sowohl feste als auch zufällige Effekte in die Analyse einfließen (Schendera, 2004). Als feste Effekte werden die unabhängigen Variablen betrachtet. Bei den zufälligen Effekten handelt es sich um eine Zufallsauswahl aus weiteren Ausprägungen. In der vorliegenden Studie wurden aufgrund des Versuchsdesigns der Tag der Probenahme sowie der Block als zufälliger Effekt in das gemischte Modell aufgenommen. Die festen Effekte wurden jeweils an die entsprechende Fragestellung angepasst. Das Signifikanzniveau der gemischten Modelle lag bei  $p < 0,05$ .

Zur Parametrisierung der Spurengasflüsse bzw. -konzentrationen wurden Korrelationen (Pearsons Product) mit den erhobenen Bodenparametern berechnet. Sofern einzelne Datensätze nicht normalverteilt waren, wurden diese durch  $\log_{10}$ -Transformation normalverteilt.

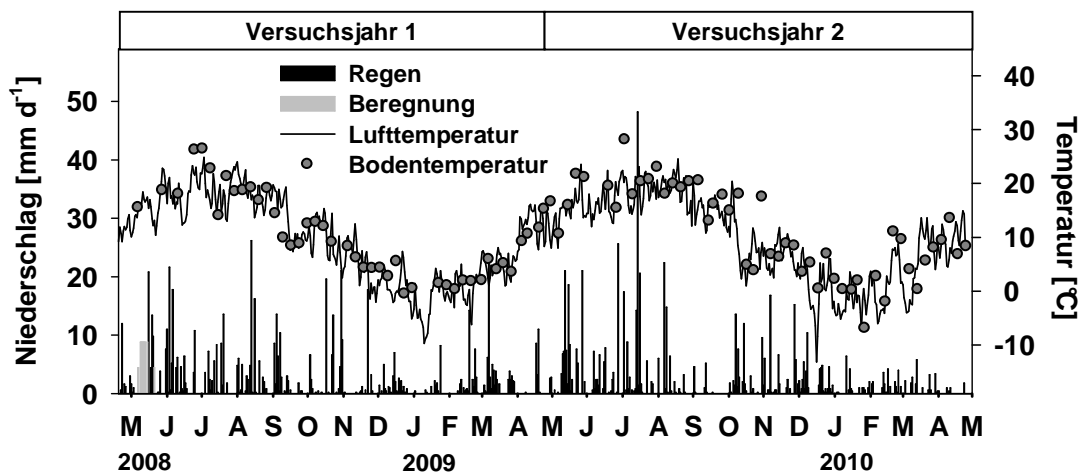
Die Berechnung der Nitratverlagerung wurde in erster Näherung basierend auf einer jährlichen Sickerungsrate von  $100 \text{ mm m}^{-2}$  und den mittleren NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen in 62,5 cm Tiefe durchgeführt. Als Grundlage für die jährliche Sickerungsrate wurde die großräumigen Kartierung der Sickerungsrate des hydrologischen Atlas der Deutschen Forschungsgemeinschaft (2000) herangezogen. Zusätzlich wurde mit Hilfe des Produktionsrisiko und -managementmodells, „WinEPIC“ (Blackland Texas AgriLife Research and Extension Center) versucht die tatsächliche Versickerungsrate des Standortes bei aktuellem Bewuchs und darauf basierend den jährlichen Nitrataustrag zu ermitteln. WinEPIC dient der Anbauoptimierung in der Landwirtschaft. Durch ein in WinEPIC integriertes Wasserhaushaltsmodell lassen sich die Auswirkungen verschiedener Anbaumethoden auf Bodenerosion und Wasserqualität abschätzen. Über das Wasserhaushaltsmodell, welches eine Funktion zu Berechnung der tatsächlichen Versickerung eines Standortes beinhaltet, wurde versucht, die tatsächliche Versickerungsrate und darauf basierend den jährlichen Nitrataustrag zu ermitteln. Dazu gingen standortsspezifische Parameter der Messperiode (Textur, klimatische Daten, Horizonttiefen, Fruchtfolge) in das Modell ein.

## 4 Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Witterung während der beiden Versuchsjahre

Die Niederschläge sowie die Lufttemperaturen waren in den beiden Versuchsjahren ähnlich (Abb. 5). Die Niederschlagssumme betrug 641 mm im ersten Versuchsjahr und 631 mm im zweiten Jahr. Die mittlere Jahrestemperatur betrug 9,6 und 9,8°C, sodass sich die beiden Versuchsjahre gegenüber dem langjährigen Mittel als etwas trockener und wärmer charakterisieren lassen. Vor dem Beginn der Untersuchungen traten immer wieder Niederschläge auf, weshalb die auf dem gesamten Versuch angepflanzte Winterzwischenfrucht erst vier Tage vor der Pflanzung des Kopfsalats Anfang Mai geschlegelt und gegrubbert wurde.

Die Blumenkohlernte erfolgte im ersten Versuchsjahr Mitte bis Ende Oktober, in diesem Zeitraum fielen sehr starke Niederschläge zwischen 15 und 20 mm d<sup>-1</sup> (Abb. 5). Gleichzeitig waren die Bodentemperaturen bereits so gering, sodass der Boden nicht mehr abtrocknete. Das zweite Versuchsjahr begann mit einer trockenen zweiten Aprilhälfte, so dass eine frühe Kopfsalatpflanzung möglich war. Nach der Ernte des Blumenkohls im zweiten Versuchsjahr folgte ab Ende August eine trockene Periode mit drei kleineren Niederschlagsereignissen über einen Zeitraum von etwa fünf Wochen.



**Abb. 5:** Tagesniederschläge (schwarze Balken), Beregnung (graue Balken), mittlere tägliche Lufttemperatur in 2 m Höhe (Linie) sowie Bodentemperatur in 5 cm Tiefe zum Zeitpunkt der Gasmessungen während der beiden Versuchsjahre.

## 4.2 Pflanzenerträge, N-Aufnahme und N-Ausnutzung

### 4.2.1 Frischmasseerträge

Die mittleren vermarktungsfähigen Frischmasseerträge von Kopfsalat lagen in beiden Versuchsjahren in den gedüngten Behandlungen zwischen 258 und 420 dt ha<sup>-1</sup> (Tab. 4). Die Ernte in der ungedüngten Kontrollvariante war mit 45 kg ha<sup>-1</sup> vermarktungsfähiger Frischmasse im ersten und keiner vermarktungsfähigen Frischmasse im zweiten Versuchsjahr erwartungsgemäß niedrig. In beiden Versuchsjahren wurde bei der Düngung nach Faustzahlen („FZ“) im Vergleich zur Düngung auf KNS-Sollwert („KNS“) kein statistisch gesicherter Mehrertrag erzielt. Eine Reduktion des Düngeraufwandes um 20 kg N ha<sup>-1</sup> in der Variante „RED“ wirkte sich jedoch im ersten Versuchsjahr negativ auf die Ernteerträge beim Kopfsalat aus (Tab. 4). Der Einsatz des Nitrifikationshemmstoffes DMPP („KNS + NI“) sowie die Anwendung des Düngeverfahrens mit nitrifikationshemmender Wirkung („DEPOT“) zeigten im Vergleich zur „KNS“-Variante in beiden Versuchsjahren keinen statistisch nachweisbaren Effekt auf die Frischmasseerträge beim Kopfsalat. Bei reduzierter Düngergabe mit Nitrifikationshemmstoff („RED +NI“) waren die Erträge niedriger als bei optimierter Düngung (mit und ohne Nitrifikationshemmstoff) (Tab. 4). Der Effekt war jedoch nur im Vergleich der beiden Varianten mit Nitrifikationshemmstoff statistisch nachweisbar.

**Tab. 4:** Mittlere vermarktungsfähige Frischmasseerträge für Kopfsalat und Blumenkohl in den beiden Versuchsjahren. Statistisch signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ )

Kultur	Kopfsalat		Blumenkohl	
	2008	2009	2008	2009
Variante	-----dt FM ha <sup>-1</sup> -----		-----dt FM ha <sup>-1</sup> -----	
Kontrolle	45 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>
FZ	398 <sup>cd</sup>	363 <sup>b</sup>	339 <sup>b</sup>	264 <sup>b</sup>
KNS	393 <sup>cd</sup>	375 <sup>b</sup>	304 <sup>b</sup>	265 <sup>b</sup>
RED	258 <sup>b</sup>	360 <sup>b</sup>	310 <sup>b</sup>	268 <sup>b</sup>
KNS +NI	420 <sup>d</sup>	382 <sup>b</sup>	304 <sup>b</sup>	260 <sup>b</sup>
RED +NI	299 <sup>bc</sup>	387 <sup>b</sup>	303 <sup>b</sup>	244 <sup>b</sup>
DEPOT	322 <sup>bcd</sup>	383 <sup>b</sup>	318 <sup>b</sup>	223 <sup>b</sup>

FZ = Düngung nach Faustzahlen; KNS = Düngung nach KNS-Sollwert; RED = reduzierte N-Düngung (= KNS -20%), NI = Nitrifikationshemmstoff; Depot entspricht dem Pseudo-CULTAN-Verfahren.

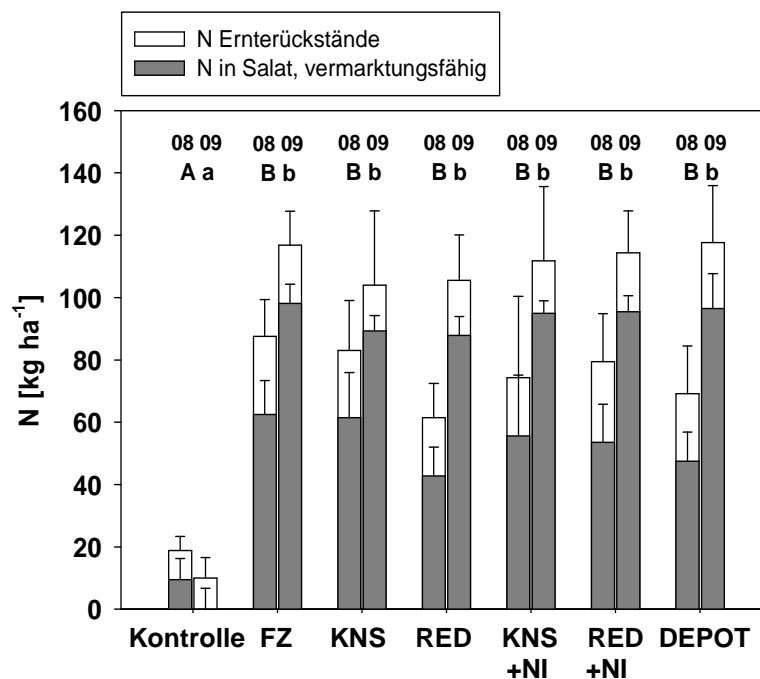
Die vermarktungsfähigen Frischmasseerträge für Blumenkohl lagen innerhalb der gedüngten Behandlungen zwischen 223 und 339 dt ha<sup>-1</sup> (Tab. 4). In beiden Versuchsjahren hatten

Düngermenge und Art der Düngung keinen signifikanten Effekt auf die vermarktungsfähigen Frischmasseerträge von Blumenkohl (Tab. 4). In der ungedüngten Kontrolle gab es in beiden Jahren keinen vermarktungsfähige Pflanzen.

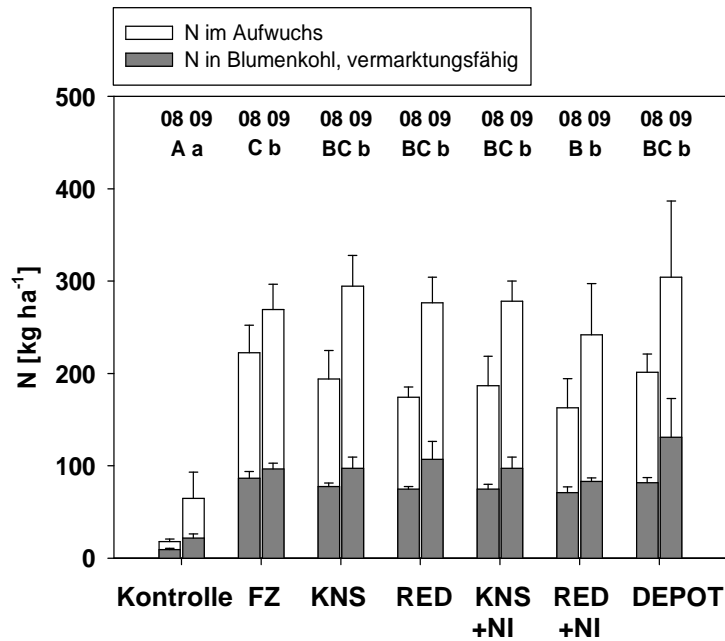
#### 4.2.2 N-Aufnahme von Kopfsalat und Blumenkohl

Beim Kopfsalat zeigten sich innerhalb der gedüngten Varianten in beiden Versuchsjahren keine signifikanten Unterschiede in der N-Aufnahme (Abb. 6). Im ersten Versuchsjahr schwankte die N-Aufnahme zwischen 60 kg N ha<sup>-1</sup> in der Variante „RED“ und 90 kg N ha<sup>-1</sup> in der Variante „FZ“. Im zweiten Versuchsjahr war die N-Aufnahme mit Werten zwischen 110 und 120 kg N ha<sup>-1</sup> deutlich höher als 2008.

Bei Blumenkohl zeigten sich in der Regel keine Unterschiede in der N-Aufnahme zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten bei Blumenkohl (Abb. 7). Einzig die reduzierte N-Düngung in der Varianten „RED +NI“ führte gegenüber der Variante „FZ“ im ersten Versuchsjahr zu einem statistisch signifikant niedrigere N-Aufnahme im Aufwuchs. Im zweiten Jahr ließ sich kein nachweisbarer Effekt der N-Düngung auf die N-Aufnahme beobachten.



**Abb. 6:** Mittlere Stickstoffaufnahme und Standardabweichung in (vermarktungsfähiger) Frischmasse (grau) und in den Ernterückständen (weiß) von Kopfsalat in Abhängigkeit von der N-Düngung, Düngerform und -applikation (n=4). Die Pflanzen der Kontrollplots waren nicht vermarktungsfähig. Statistisch signifikante Unterschiede für den gesamten Aufwuchs sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ ).



**Abb. 7:** Mittlerer Stickstoffaufnahme und Standardabweichung in (vermarktungsfähiger) Frischmasse (grau) und in den Ernterückständen (weiß) von Blumenkohl in Abhängigkeit von der N-Düngung, Düngerform und -applikation (n=4). Die Pflanzen der Kontrollplots waren nicht vermarktungsfähig. Statistisch signifikante Unterschiede für den gesamten Aufwuchs sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ ).

#### 4.2.3 N-Ausnutzung

Bezüglich der N-Ausnutzung konnten keine statistisch signifikanten Düngungseffekte festgestellt werden (Tab. 5, 6). Beim Anbau von Kopfsalat schwankte die N-Ausnutzung zwischen 37% („DEPOT“) und 79% („RED +NI“). Insgesamt war die N-Ausnutzung im zweiten Versuchsjahr höher als im ersten Versuchsjahr.

**Tab.5:** Mittlere Stickstoffausnutzung (%) und Standardabweichung (in Klammern, n=4) für Kopfsalat im ersten und zweiten Versuchsjahr in Abhängigkeit von der N-Düngung, Düngerform und -applikation, keine signifikanten Unterschiede (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ ).

Variante	Versuchsjahr 1	Versuchsjahr 2
FZ	39 (7)	50 (6)
KNS	43 (10)	56 (18)
RED	39 (11)	71 (13)
KNS +NI	48 (9)	61 (12)
RED +NI	56 (18)	79 (12)
DEPOT	37 (11)	65 (13)

Auch für den Blumenkohl wurde die N-Ausnutzung weder durch eine optimierte Düngung noch den Einsatz nitrifikationshemmender Verfahren statistisch nachweisbar beeinflusst (Tab. 6). Die reduzierte Düngung („RED“) zeigte in beiden Jahren die höchste N-Ausnutzung, während bei Düngung nach Faustzahlen beim Blumenkohl (wie beim Salat) die geringste N-Ausnutzung beobachtet wurde.

**Tab. 6:** Mittlere Stickstoffausnutzung (%) und Standardabweichung (in Klammern, n=4) für Blumenkohl im ersten und zweiten Versuchsjahr in Abhängigkeit von der N-Düngung, Düngerform und –applikation, keine signifikanten Unterschiede (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ ).

Variante	Versuchsjahr 1	Versuchsjahr 2
FZ	56(7)	56(6)
KNS	64 (8)	78(12)
RED	70(4)	90(14)
KNS +NI	63(10)	76(7)
RED +NI	56 (9)	65(17)
DEPOT	69(7)	86 (27)

### 4.3 Ergebnisse aus dem Teilprojekt: direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen

#### 4.3.1 Zeitliche Dynamik der N<sub>2</sub>O-Freisetzung

Die N<sub>2</sub>O-Flussraten zeigten in allen Behandlungen eine hohe zeitliche Variabilität (Abb. 8, 9, 10). Die höchsten Flussraten betragen bis zu 1705 µg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (Variante „FZ“) und wurden nach der Kopfsalatlüngung im ersten Versuchsjahr in Verbindung mit Niederschlägen und hohen Nitrat- und Ammoniumgehalten des Oberbodens gemessen (Abb. 8). Erhöhte N<sub>2</sub>O-Flussraten in Kombination mit Niederschlagsereignissen wurden in der Literatur sowohl für Acker- als auch für Grünlandböden häufig beschrieben (Hernandez-Ramirez et al., 2009; Rochette et al., 2008; Sehy et al., 2003; Ruser et al., 2001). Dobbie et al. (1999) wiesen einen Zusammenhang zwischen der N<sub>2</sub>O-Emission und den aufsummierten Niederschlägen eine Woche vor bis drei Wochen nach der N-Düngung nach. Steigende N<sub>2</sub>O-Emissionen mit zunehmenden Bodenwassergehalten wurden dabei übereinstimmend auf eine verminderte O<sub>2</sub>-Diffusion in den Boden und dadurch gesteigerte Anteile der Denitrifikation an der N<sub>2</sub>O-Freisetzung zurückgeführt.

In der Höhe der N<sub>2</sub>O-Flussraten zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten. Besonders die N<sub>2</sub>O-Emissionspeaks wie z.B. nach der ersten N-Düngung zu Kopfsalat zeigten eine deutliche, von der Düngermenge abhängige Abstufung,



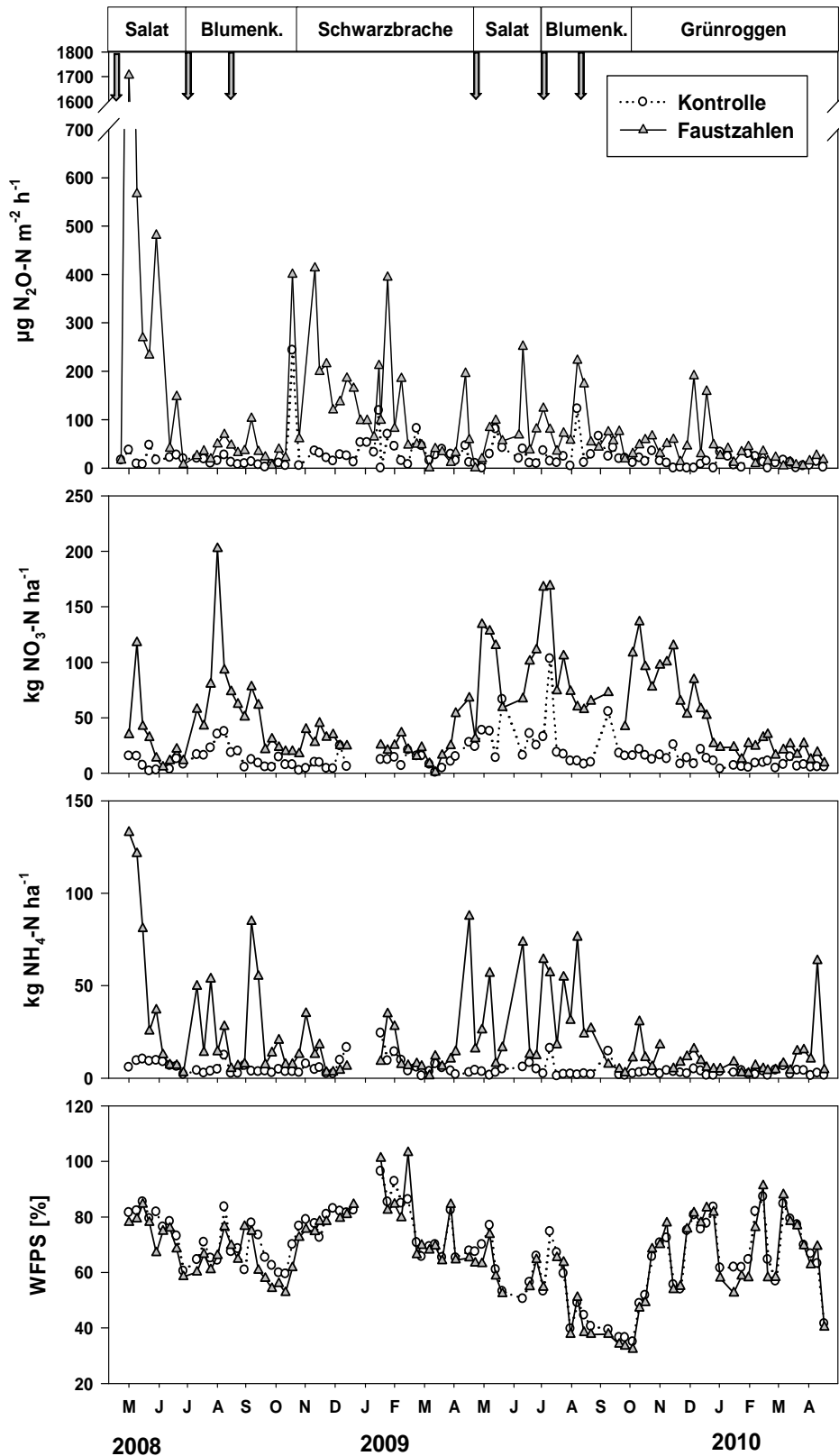
wobei höherer N-Input zu höheren Flussraten führte (Abb. 8, 10). Der Zusatz des Nitrifikationshemmstoffs DMPP führte trotz gleichen N-Inputs zu niedrigeren Flussraten (Abb.9). Überraschenderweise waren die N<sub>2</sub>O-Flüsse der DMPP-Behandlung auch im Winter, also über vier Monate nach der Applikation noch signifikant niedriger als in der Behandlung ohne DMPP-Applikation. Unter kühlen Bedingungen (5°C) betrug der Zeitraum für den DMPP-Abbau in einer Studie von Zerulla et al. (1999) etwa 20 Wochen, bei höheren Bodentemperaturen wurde dieser Zeitraum mit etwa sechs Wochen angegeben. Somit war zu erwarten, dass der DMPP-Abbau nach Applikation Anfang Juli 2008 im Winter bereits vollständig beendet wäre. Geringere CO<sub>2</sub>-Freisetzungen während des Blumenkohlanbaus und des darauffolgenden Winters deuten darauf hin, dass der Wirkstoff jedoch auch bei der mikrobiellen Biomasse funktionelle oder strukturelle Veränderungen bewirkte und so die N<sub>2</sub>O-Bildung bzw. den N<sub>2</sub>O-Verbrauch beeinflusst hat. Eine Abnahme der CO<sub>2</sub>-Freisetzung nach DMPP-Applikation wurde ebenso von Weiske et al. (2001) berichtet.

Im Gegensatz zum Kopfsalat wurden nach der N-Düngung beim Blumenkohl im ersten Versuchsjahr nur leicht erhöhte N<sub>2</sub>O-Flussraten gemessen. Im weiteren Jahresverlauf stiegen die N<sub>2</sub>O-Flüsse mit Beginn der Ernte Mitte Oktober 2008 auf bis zu 450 µg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> stark an. Trotz Bodenfrosts und einer geschlossenen Schneedecke im Winter erstreckte sich der Zeitraum mit erhöhten N<sub>2</sub>O-Flüssen bis Anfang Januar 2009. Mitte Januar 2009 stiegen die Emissionen im Zusammenhang mit Frost/Tau-Zyklen abermals für ca. fünf Wochen an und erreichten in der Behandlung „Düngung nach Faustzahlen“ abermals Emissionen >400 µg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (Abb. 8). Stark erhöhte Emissionen während Tauereignissen auf vergleichbaren Standorten sind in der Literatur häufig dokumentiert (Flessa et al., 1995; Ruser et al., 2001; Dörsch et al., 2004; Jungkunst et al., 2006; Singurindy, 2009). Die Gründe für diese hohen Emissionen sind noch nicht abschließend geklärt. Während der Frostperiode stirbt mikrobielle Biomasse ab und es kommt zur Sprengung von Bodenaggregaten (Staricka & Benoit, 1995; Skogland et al., 1988). Dies führt zu einer erhöhten C- und N-Verfügbarkeit während des Auftauens (Schimel & Klein, 1996) und fördert die N<sub>2</sub>O-Bildung während des Auftauens des Oberbodens (Wagner-Riddle et al., 1997; Christensen & Christensen, 1991; Christensen & Tiedje, 1990). Im Gegensatz dazu wiesen Burton & Beauchamp (1994) die Bildung und Anreicherung von N<sub>2</sub>O im frostfreien Unterboden nach, welches während des Tauens pulsartig freigesetzt wurde. Daneben zeigten Teepe et al. (2001) sowie Röver et al. (1998) die Produktion von N<sub>2</sub>O im freien Wasser des gefrorenen Bodens. Bei niedrigen Temperaturen kann der Anteil von freiem Wasser in Abhängigkeit der Bodenart zwischen 5 und 20% des gesamten Bodenwassers betragen (Stähli & Stadler, 1997).

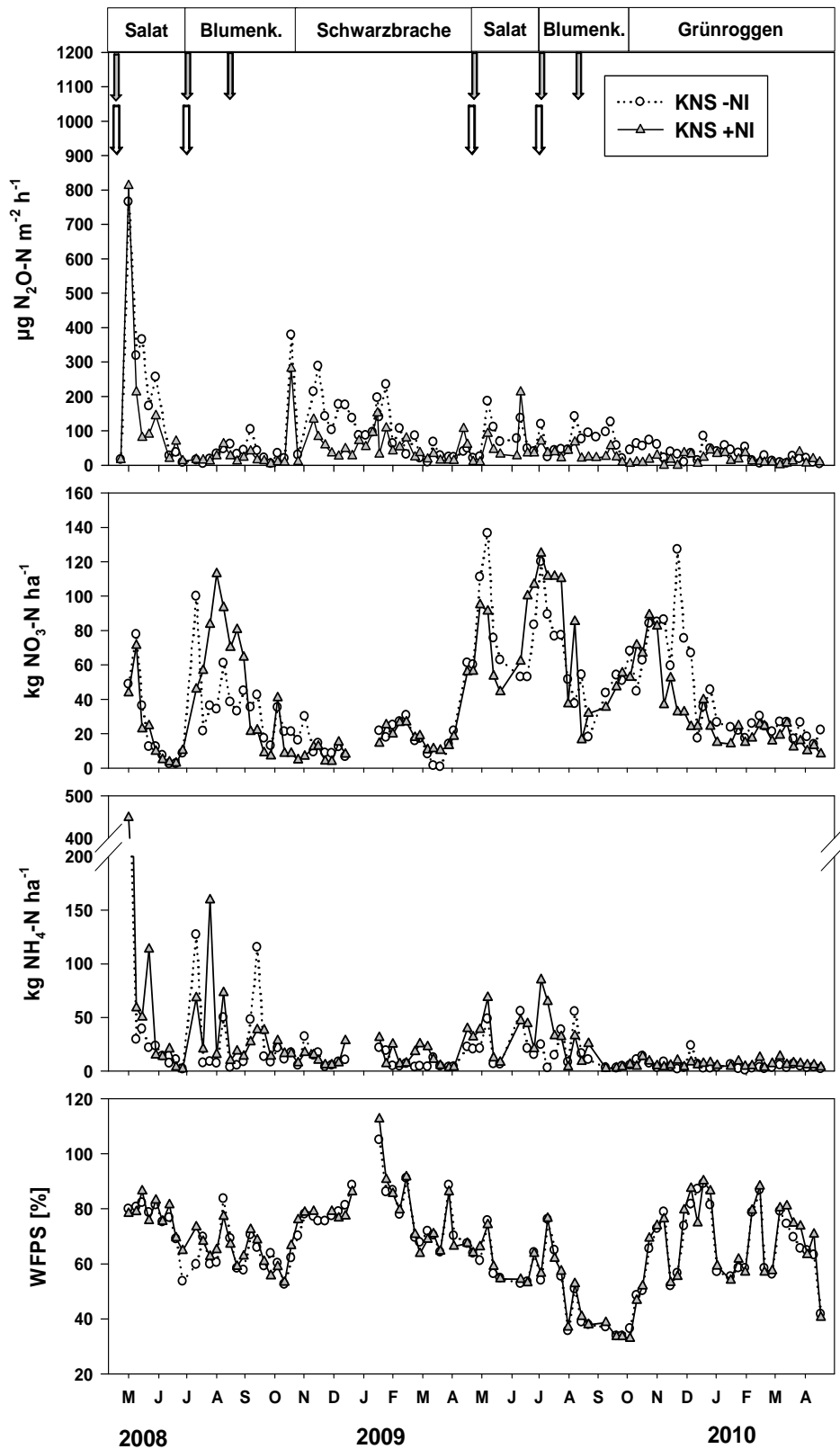
In den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen war der Boden beim Tau Mitte Januar in 5 cm Tiefe noch gefroren und Schmelzwasser bildete auf der Eisschicht eine zusätzliche Diffusionsbarriere aus. Deshalb kann eine pulsartige Freisetzung von N<sub>2</sub>O aus dem Unterboden während des Tauens Mitte Januar ausgeschlossen werden. Dies wurde zudem durch die Messung der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Bodenluft im Teilprojekt „indirekte Emissionen“ bestätigt, bei dem die N<sub>2</sub>O-Konzentration in 0-25 cm Tiefe während der Tau-induzierten N<sub>2</sub>O-Spitzen noch über drei weitere Wochen anstieg (Abb.22).

Obwohl sich die N-Düngung zu Kopfsalat nicht wesentlich von den beiden aufgeteilten Düngergaben zu Blumenkohl unterschied, waren die N<sub>2</sub>O-Flussraten beim Kopfsalat 2008 höher als beim Blumenkohl. Vor dem Setzen des Kopfsalats waren die Witterungsbedingungen äußerst ungünstig. Häufige Niederschläge (Abb. 5) verhinderten den optimalen Umbruch der Winterzwischenfrucht (Grünroggen) sowie die Bereitung des Pflanzbetts. Da das Pflanzgut termingerecht auf Anfang Mai geliefert wurde, wurde der Grünroggen nur vier Tage vor dem Pflanzen des Kopfsalats gegrubbert. Die eingearbeitete Menge an Grünroggen wurde auf ca. 30 dt ha<sup>-1</sup> geschätzt. Die Mengen an Ernterückständen des Kopfsalats waren dagegen gering. Die abermals hohen N<sub>2</sub>O-Emissionen nach der Einarbeitung großer Mengen an organischer Substanz nach der Ernte des Blumenkohls legten die Vermutung nahe, dass die N<sub>2</sub>O-Freisetzung am Versuchsstandort zeitweise C-limitiert war. Zum experimentellen Nachweis einer temporären C-Limitierung wurden während der Vegetationsperiode des Blumenkohls im zweiten Versuchsjahr zusätzliche Bodenringe installiert. Vier Kontrollringe wurden lediglich mit Wasser (entsprechend eines Niederschlags von 2 l m<sup>-2</sup>), vier weitere mit einer Glucose-Lösung versetzt. Die Zugabe von Glucose führte, im Vergleich zur Kontrolle, zu einer 32-fachen Erhöhung der N<sub>2</sub>O-Flussraten (Abb. 11), wodurch die C-Limitierung belegt werden konnte.

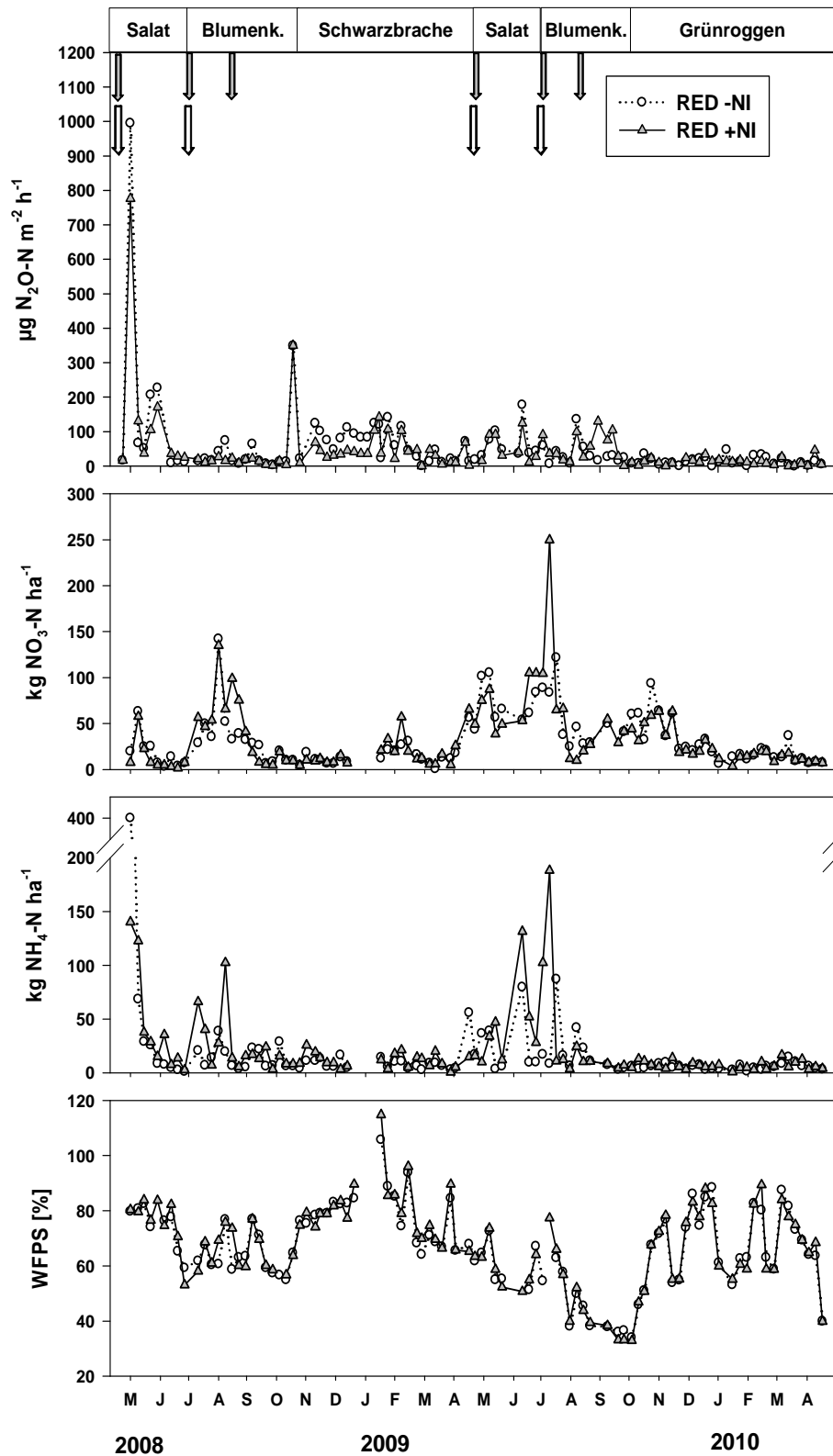
Der Umsatz leicht verfügbaren Kohlenstoffs führt zu einer O<sub>2</sub>-Zehrung, insbesondere dann, wenn hohe Wassergehalte die O<sub>2</sub>-Diffusion in den Boden vermindern und der lokale Verbrauch die Nachlieferung durch Diffusion übersteigt. So kann es zur Ausbildung von 'Hot spots', d.h. hoch produktiver Räume in Böden kommen, die zu einem starken Anstieg der N<sub>2</sub>O-Emission nach der Ausbringung von organischem Material führen (Baggs et al., 2002; Flessa & Beese, 2000, 1995). In einem Laboransatz konnte gezeigt werden, dass schon geringe Mengen an leicht verfügbarem Kohlenstoff, der aus Böden extrahiert wurde ausreichte, um die N<sub>2</sub>O-Emissionen signifikant zu erhöhen (Sehy et al., 2004). Zusätzlich werden den heterotrophen Mikroorganismen, die wesentlich an der Denitrifikation beteiligt sind, über die organische Substanz Elektronen zur Nitratreduktion zur Verfügung gestellt (Miller et al., 2008).



**Abb. 8:** Mittlere  $\text{N}_2\text{O}$ -Flussraten ( $n = 4$ ) aus den ungedüngten Kontrollparzellen und aus den nach Faustzahlen gedüngten Parzellen („FZ“), mittlere Nitrat- und Ammoniumgehalte des Oberbodens (0-25 cm), sowie mittlere wassergefüllte Porenvolumina für den Zeitraum Mai 2008 bis April 2010. Die grauen Pfeile markieren N-Düngungstermine.



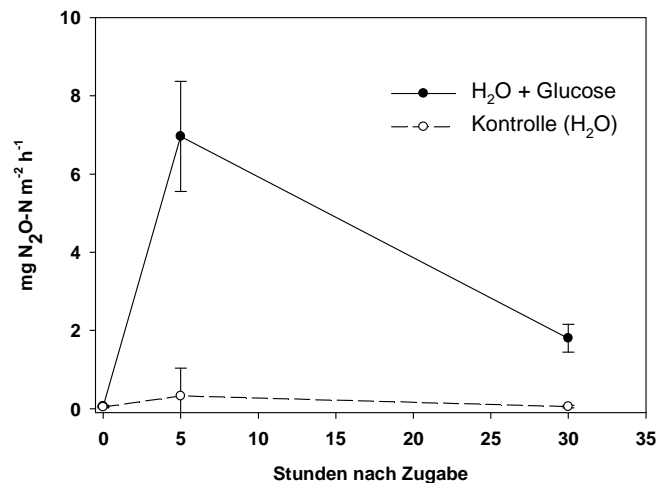
**Abb. 9:** Mittlere  $\text{N}_2\text{O}$ -Flussraten ( $n = 4$ ) aus den nach Sollwert („KNS“) gedüngten Parzellen (ohne Nitrifikationshemmstoff: -NI; mit Nitrifikationshemmstoff: +NI), mittlere Nitrat- und Ammoniumgehalte des Oberbodens (0-25 cm), sowie mittlere wassergefüllte Porenvolumina für den Zeitraum Mai 2008 bis April 2010. Die grauen Pfeile markieren N-Düngungstermine ohne Hemmstoff, die weißen Pfeile kennzeichnen Düngungstermine mit Hemmstoff.



**Abb. 10:** Mittlere  $\text{N}_2\text{O}$ -Flussraten ( $n = 4$ ) aus den reduziert gedüngten Parzellen („RED“) (ohne Nitrifikationshemmstoff: -NI; mit Nitrifikationshemmstoff: +NI), mittlere Nitrat- und Ammoniumgehalte des Oberbodens (0-25 cm), sowie mittlere wassergefüllte Porenvolumina für den Zeitraum Mai 2008 bis April 2010. Die grauen Pfeile markieren N-Düngungstermine ohne Hemmstoff, die weißen Pfeile kennzeichnen Düngungstermine mit Hemmstoff.

Neben den oben beschriebenen Effekten stellt organisches Material, welches dem Boden zugeführt wird, auch eine N-Quelle dar. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission nach der Applikation von organischem Material mit sinkendem C/N-Verhältnis zunimmt, wohingegen Material mit weitem C/N-Verhältnis, vermutlich aufgrund der mikrobiellen N-Festlegung, nur geringe  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission aus Böden induziert (Baggs et al., 2000a; 2000b; Kaiser et al., 1998; Aulakh et al., 1991).

Im zweiten Versuchsjahr zeigte sich ein dem ersten Jahr ähnliches Emissionsmuster bei deutlich niedrigerem Niveau der  $\text{N}_2\text{O}$ -Flussraten (Abb. 8, 9, 10). Erneut wurden nach N-Düngungsmaßnahmen und Niederschlagsereignissen  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzungsraten bis maximal  $300 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  gemessen, abermals wurde die höchsten Flüsse in der Behandlung „FZ“ ermittelt.



**Abb. 11:** Mittlere  $\text{N}_2\text{O}$ -Flussraten und Standardabweichung ( $n=4$ ) nach der Zugabe von Wasser oder Glucose-Lösung im Feldversuch

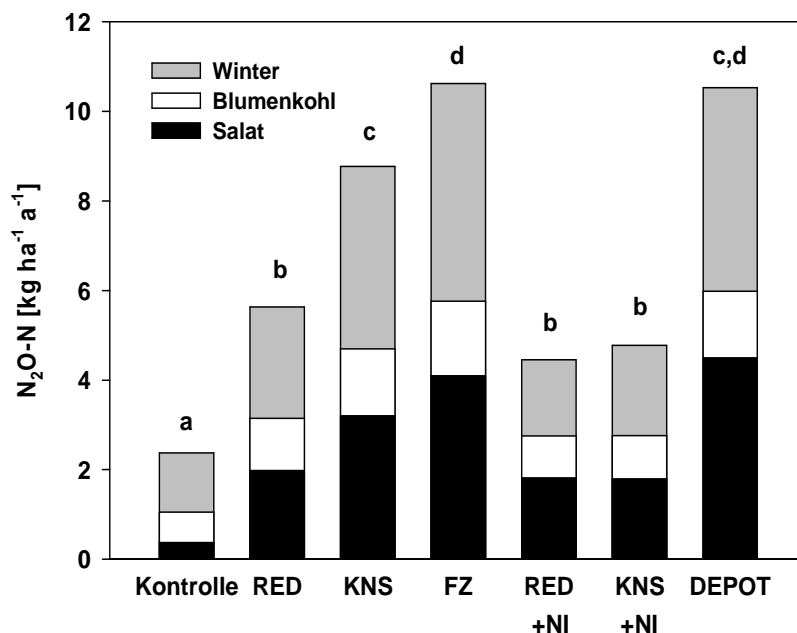
#### 4.3.2 Kumulative $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen

##### 4.3.2.1 $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen in Abhängigkeit der N-Düngermenge

Im ersten Versuchsjahr schwankten die kumulativen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen zwischen  $2,4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (ungedüngte Kontrolle) und  $10,6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in der Behandlung „FZ“ (Abb. 12). Für die Reduktion der N-Düngung nach Faustzahlen („FZ“) auf die Düngung nach dem kulturbegleitenden  $\text{N}_{\text{min}}$ -Sollwertsystem („KNS“) um insgesamt  $131 \text{ kg N ha}^{-1}$  war eine signifikante Reduktion der Lachgasemission um 23% zu beobachten. Die Absenkung der N-Düngermenge nach KNS um 20% führte zu einer weiteren signifikanten Abnahme um 30%.

Die Düngung mit reduziertem N-Aufwand („RED“) hatte jedoch auch einen geringeren Frischmasseertrag beim Kopfsalat zur Folge (Tab. 4).

Die Jahresemission der ungedüngten Behandlung lag mit  $2,4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im oberen Drittel der von Jungkunst et al. (2006) zusammengefassten Emissionsdaten auf ungedüngten Agrarstandorten in der Bundesrepublik Deutschland, die mit  $0,04 - 2,8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  angegeben wurden. Ein Grund für die hohe Hintergrundemission dürften die hohen Wassergehalte des Bodens gewesen sein. Da die Versuchsfläche im Sommer beregnet wurde, sanken die Wassergehalte nur selten unter 60% wassergefülltes Porenvolumen. Dieser Wassergehalt stellt den Schwellenwert für stark erhöhte  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen aus Acker- und Grünlandböden dar (Ruser et al., 2006; De Klein & Van Logtestijn, 1996).

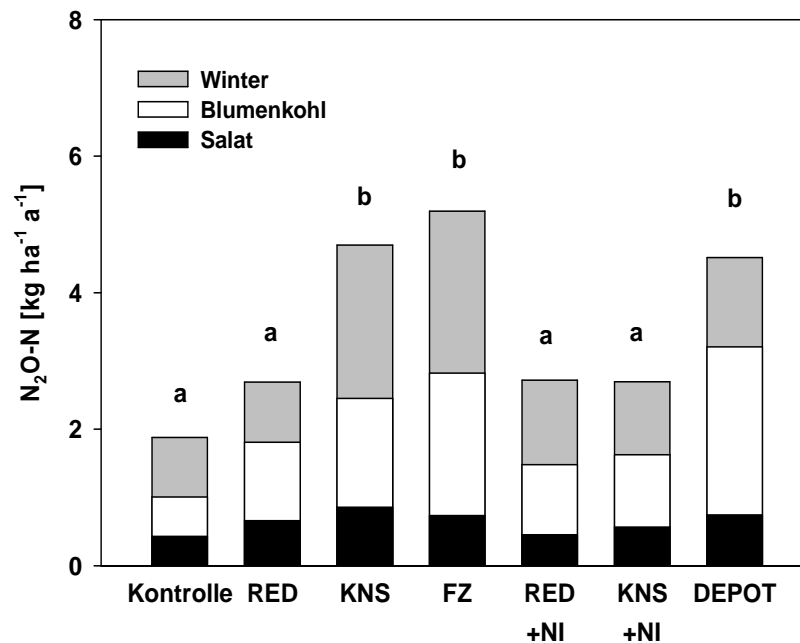


**Abb. 12:** Mittlere annuelle  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission ( $n=4$ , kumuliert für den Zeitraum 1. Mai 2008 bis 16. April 2009) in Abhängigkeit von der N-Düngung, Düngerform und --applikation. Schwarze Balken: Kopfsalat, weiße Balken: Blumenkohl, graue Balken: außerhalb Vegetationsperiode. Statistisch signifikante Unterschiede in der Jahresemission sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ ).

Eine Reihe von Untersuchungen zum Einfluss der N-Düngung auf die  $\text{N}_2\text{O}$ -Flüsse im Freiland hat weltweit gezeigt, dass die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen gedüngter Flächen höher sind als von ungedüngten Flächen und dass die Emissionen in der Regel mit der Düngermenge ansteigen (zusammengefasst bei Bouwman, 1996; Granli & Bøckman, 1994; Eichner, 1990). Berechnungen nach Jungkunst et al. (2006) zeigten, dass die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen gedüngter Acker- bzw. Grünlandflächen in der BRD ca. 3-fach bzw. 2-fach höher sind als auf ungedüngten Flächen. Zunehmende  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen mit steigender N-Düngermenge zeigten sich auf

verschiedenen deutschen Standorten sowohl bei Acker- als auch bei Grünlandnutzung (Hellebrand et al., 2003; Poggemann, 2001; Ruser et al., 2001; Leidel, 2000; Kilian et al., 1998; Kammann et al., 1998).

Im zweiten Versuchsjahr schwankten die Emissionen in Abhängigkeit der N-Düngermenge zwischen 1,9 und 5,2 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Vor allem in den gedüngten Behandlungen waren sie nur etwa halb so hoch wie im ersten Versuchsjahr (Abb. 13). Ein wesentlicher Grund für die höheren Emissionen im ersten Versuchsjahr dürfte der späte Umbruch der Winterzwischenfrucht sein. Aufgrund der späten Blumenkohlernte wurde im Herbst/Winter 2008/09 keine Zwischenfrucht angebaut, sodass im zweiten Versuchsjahr die Pflanzbettbereitung direkt auf dem schwarzbrachen Boden erfolgte. Zudem erfolgte die Einarbeitung der Blumenkohlerntestereste im zweiten Versuchsjahr in einer trockenen Periode mit ungewöhnlich geringen Niederschlägen Mitte August bis Ende September (Abb. 5). Eine vergleichbar große interannuelle Variabilität der N<sub>2</sub>O-Emissionen wurde häufig beschrieben und ebenfalls überwiegend auf unterschiedliche Witterungsbedingungen in den Versuchsjahren zurückgeführt (Kaiser & Ruser, 2000; Dobbie et al. 2003; Wagner-Riddle et al., 2007).



**Abb. 13:** Mittlere annuelle N<sub>2</sub>O-Emission (n=4, kumuliert für den Zeitraum 17. April 2009 bis 4. Mai 2010) in Abhängigkeit von der N-Düngung, Düngerform und --applikation. Schwarze Balken: Kopfsalat, weiße Balken: Blumenkohl, graue Balken: außerhalb Vegetationsperiode. Statistisch signifikante Unterschiede in der Jahresemission sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ ).



Obwohl nicht in jedem Fall signifikant, zeigte sich im zweiten Versuchsjahr abermals der Trend steigender N<sub>2</sub>O-Emissionen mit steigender Düngermenge. Die Düngerreduktion vom Niveau der „Düngung nach Faustzahlen“ auf die Düngung nach KNS bzw. die auf das Niveau der „reduzierten Düngung“ führte deshalb zu einer Minderung der N<sub>2</sub>O-Emissionen um 11%. Diese war bei weiterer Absenkung auf die reduzierte N-Düngung statistisch signifikant und hatte im zweiten Versuchsjahr keine Mindererträge an vermarktungsfähiger Ware zur Folge.

*Durch die vorliegende Studie konnte gezeigt werden, dass die Reduktion der N-Düngung nach Faustzahlen auf das Niveau der Düngermengen nach KNS zu keiner Ertragsminderung bei Kopfsalat und Blumenkohl geführt hat und zudem die Jahresemissionen um 23% im ersten und um 11% im zweiten Versuchsjahr verringerte.*

Der Anteil der Emissionen außerhalb der Vegetationsperiode („Winter“) an den Jahresemissionen betrug zwischen 38% und 56%. Ähnliche Werte wurden von Flessa et al. (1995), Kaiser & Ruser (2000) sowie von Jungkunst et al. (2006) beschrieben und belegen die große Bedeutung von Ganzjahresmessungen. Allerdings trat ein beträchtlicher Teil der Winteremissionen vor allem des ersten Versuchsjahres in Zusammenhang mit der Mineralisation der Ernterückstände des Blumenkohls nicht in einer ausgeprägten Frost/Tau-Periode auf.

#### **4.3.2.2 Einfluss der Nitrifikationshemmung auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen**

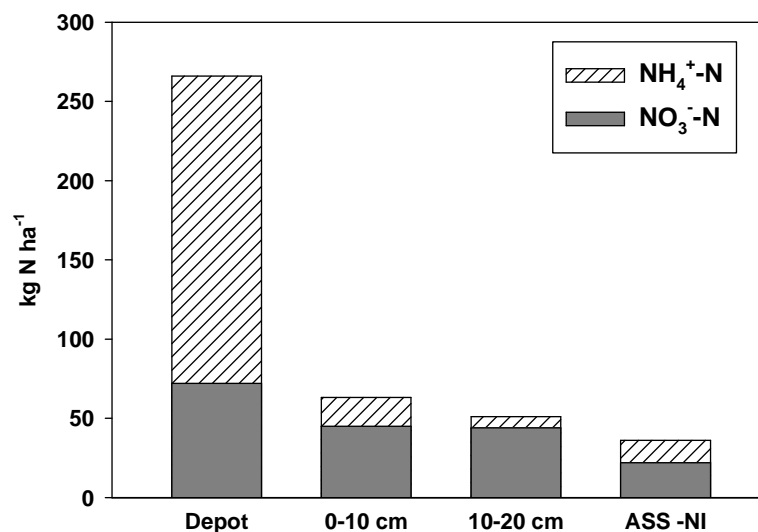
Der Zusatz des Nitrifikationshemmstoffs DMPP („KNS +NI“) führte im Vergleich zur lediglich mit Ammonsulfatsalpeter nach „KNS“ gedüngten Behandlung ohne Nitrifikationshemmstoff zu einer statistisch signifikant geringeren N<sub>2</sub>O-Emission. Die Einsparung betrug im ersten Versuchsjahr 46% (Abb. 12). Dabei zeigten sich keine Unterschiede in den Frischmasseerträgen der Gemüsekulturen (Tab. 4). Eine weitere Absenkung der Düngermenge („RED +NI“) hatte keinen weiter mindernden Effekt auf die N<sub>2</sub>O-Emission.

Im zweiten Versuchsjahr konnte in der nach „KNS“ gedüngten Behandlung abermals eine Reduktion der Jahresemission von 46% mittels Nitrifikationshemmstoff erzielt werden (Abb. 13). Damit bestätigte sich das hohe Minderungspotential von DMPP in beiden Versuchsjahren und erstmals auf Basis ganzjähriger Erhebungsdaten. Alle weiteren publizierten Datensätze

zum Minderungspotential durch DMPP erstreckten sich bisher lediglich auf die Vegetationsperiode (zusammengefasst von Akiyama et al., 2010).

Im Gegensatz zum Nitrifikationshemmstoff zeigte sich bei den Untersuchungen zur Depotdüngung keine Emissionsminderung (Abb. 12, 13). Dies galt sowohl für die Emissionen während der Vegetationsperiode als auch für die annualen Emissionen.

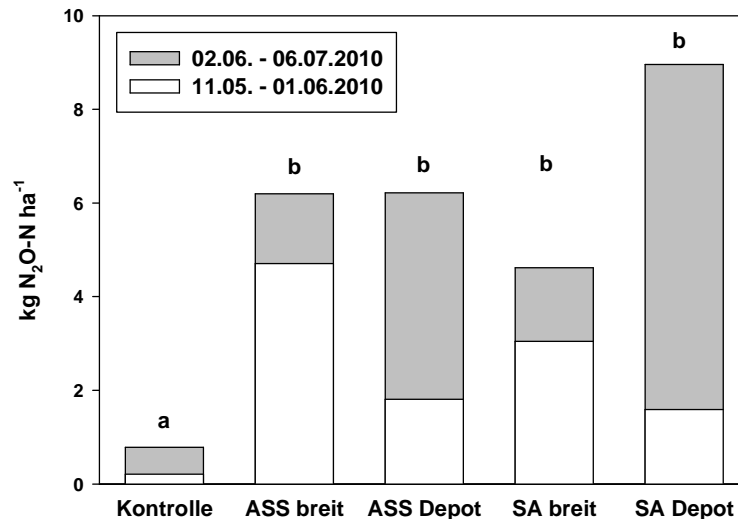
In den Untersuchungen von Spengler (2009), die im Rahmen einer Bachelorarbeit ebenfalls auf dem Parzellenversuch durchgeführt wurden, konnte ein nitrifikationshemmender Effekt im Düngerdepot nachgewiesen werden. So fanden sich kurz vor der Blumenkohlernte noch 265 kg mineralischer N ha<sup>-1</sup> im Depot, davon waren etwa 200 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N ha<sup>-1</sup> (Abb. 14).



**Abb. 14:** Nitrat- und Ammoniumgehalte im Oberboden (0-25 cm Tiefe) der „Depot“-Variante (linke drei Balken) und der breitflächig mit Ammonsulfatsalpeter gedüngten Behandlung „KNS“ (rechter Balken) eine Woche vor der Blumenkohlernte 2009 (Spengler, 2009). In der Depotvariante wurden das Depot, der angrenzende Bereich (0-10 cm Entfernung) sowie der depotferne Bereich (10-20 cm Entfernung) jeweils separat beprobt.

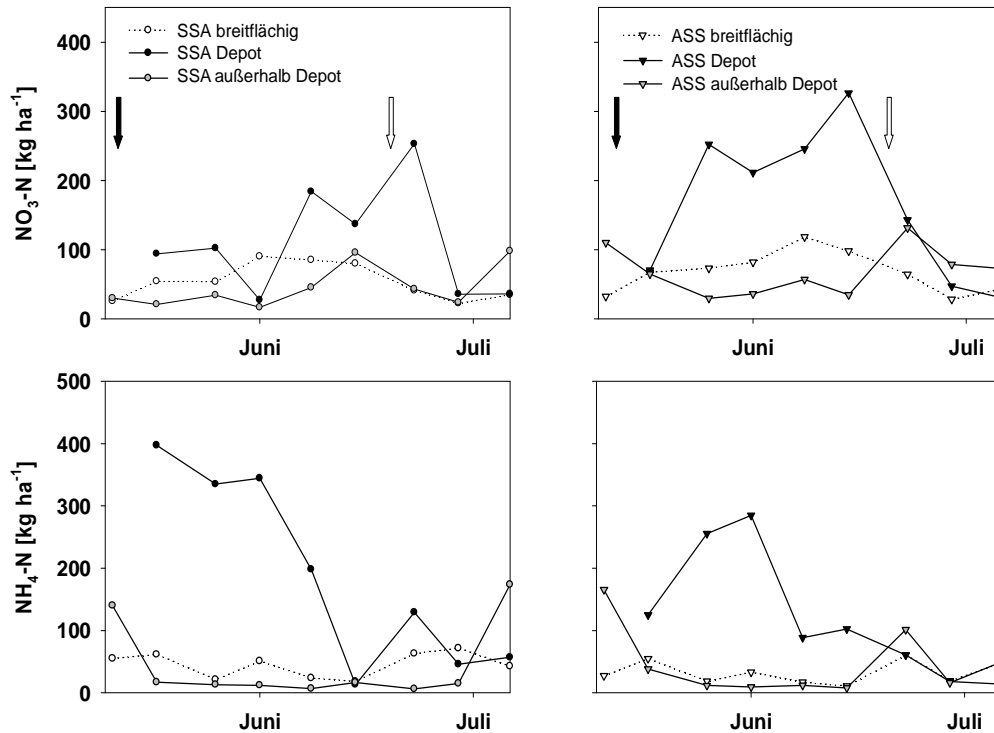
Wird berücksichtigt, dass bei der Bodenprobenahme über 25 cm Tiefe integriert und die Konzentration im Depot somit verdünnt wurde, waren die Voraussetzungen für die bei Wetselaar et al. (1972) beschriebene Nitrifikationshemmung aufgrund osmotischen Stress‘ sicher gegeben. Im Gegensatz dazu wiesen die breitflächig gedüngten „KNS“ Behandlung sowie die depotfernen Bodenkompimente sehr geringe NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Gehalte auf, was zumindest in der breitflächig gedüngten Behandlung als Indiz für eine nahezu quantitativ abgelaufene Nitrifikation des düngerbürtigen NH<sub>4</sub><sup>+</sup> während der Anbauperiode angesehen werden kann. Die hohen Emissionen der Depotbehandlung wurden deshalb zunächst auf den als Depotdünger verwendeten Ammonsulfatsalpeter (ASS) zurückgeführt. ASS enthält 19%

Ammonium-N und 7% Nitrat-N. Es wurde vermutet, dass das Nitrat aus dem Depot in den mikrobiell intakten angrenzenden Boden ausgewaschen wurde. Dort kam es infolge dessen zu punktuell hohen Nitratkonzentrationen, welche ein optimales Substrat für die denitrifizierende Mikroflora darstellten. Aus diesem Grund wurden während der Vegetationsperiode 2010 zusätzliche Untersuchungen zur Depotdüngung bei Mangold durchgeführt.



**Abb. 15:** Kumulative N<sub>2</sub>O-Emission einer ungedüngten Kontrolle sowie unterschiedlich gedüngter Behandlungen während der Vegetationsperiode von Mangold 2010 (Kesenheimer, 2010). Die Düngung erfolgte mit Ammonsulfatsalpeter (ASS) oder mit schwefelsaurem Ammoniak (SA) breitflächig (breit) bzw. als Depot. Statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ ).

Auch die Verwendung eines Düngers mit ausschließlichem Ammoniumanteil (schwefelsaurer Ammoniak) führte, verglichen mit einer breitflächig gedüngten Behandlung, nicht zu einer Reduktion der N<sub>2</sub>O-Emissionen. In Abbildung 15 sind die Emissionen aus den Depot- und breitflächig gedüngten Behandlungen, in zwei Zeiträume aufgeteilt, dargestellt. Es zeigte sich, dass ein wesentlicher Teil der Emissionen aus den breitflächig gedüngten Behandlungen früher auftraten (Zeitraum 11.05. – 01.06.). Im Gegensatz dazu wurde der größte Teil der Emissionen in den Depotbehandlungen im zweiten Zeitraum (02.06. – 06.07.) mit zunehmenden Nitrat- und abnehmenden Ammoniumkonzentrationen des Oberbodens beobachtet (Abb. 16). Somit zeigte sich ein nitrifikationshemmender Effekt bei Depotdüngung auch bei dem Versuch mit Mangold, der zum zweiten Zeitraum hin abnahm.



**Abb. 16:** Mittlere Nitrat- und Ammoniumgehalte des Oberbodens (0-25 cm Tiefe) bei breitflächiger bzw. bei Depotdüngung mit schwefelsaurem Ammoniak (SSA, linke Seite) oder mit Ammonsulfatsalpeter (ASS, rechte Seite) (Kesenheimer, 2010). Schwarze Pfeile kennzeichnen Termine an denen alle Behandlungen gedüngt wurden, weiße Pfeile kennzeichnen die zweite N-Gabe der breitflächig gedüngten Behandlung.

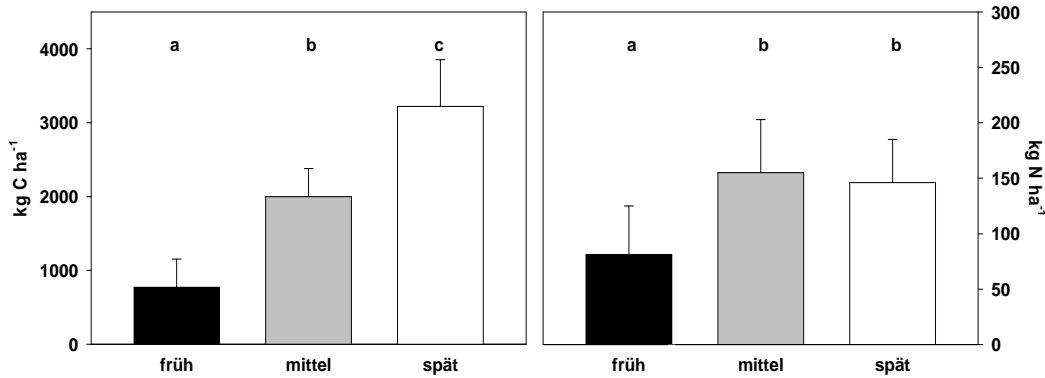
Die Ergebnisse der Behandlungen mit platzierter N-Düngung decken sich mit den Ergebnissen der Untersuchungen von Cheng et al. (2002) die, verglichen mit einer breitflächig gedüngten Kontrollbehandlung, keinen Effekt der Düngerplatzierung als Banddüngung zur Pflanzreihe bei Chinakohl feststellen konnten. Engel et al. (2010) berichteten von einer erhöhten  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung bei punktförmiger Applikation von Harnstoff, wogegen sich kein Unterschied zwischen einer Schlitzinjektion und breitflächiger Harnstoffdüngung ergab. Neben der Applikationstechnik spielt offensichtlich auch die Ablagetiefe des N-Düngers eine wichtige Rolle für die  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung. Eine bessere Belüftung bei einer Ablagetiefe von 2 cm gegenüber 10 cm wurde von Drury et al. (2006) als Grund für geringere  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen vermutet. Geringere Emissionen bei Oberflächenablage gegenüber einer Injektion in 5 cm Tiefe wurden auch von Liu et al. (2006) berichtet. Allerdings waren die Emissionen in einer zusätzlichen Behandlung mit 10 cm Ablagetiefe gegenüber der 5 cm tiefen Ablage vermindert.

*In beiden Versuchsjahren konnte die Jahresemission mittels der Anwendung des Nitrifikationshemmstoffs DMPP um ca. 40% gegenüber einer breitflächig gedüngten Behandlung reduziert werden. Weiterführende Untersuchungen zu Langzeitwirkungen von DMPP auf Ökosysteme scheinen sinnvoll. Im Gegensatz dazu ist es trotz nachgewiesener Nitrifikationshemmung im Depot nicht gelungen, mit Hilfe einer platzierten N-Düngung mit ammoniumreichen N-Düngern eine N<sub>2</sub>O-Minderung zu erzielen.*

#### **4.3.2.3 Einfluss der Winterzwischenfrucht und des Umbruchtermins auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen**

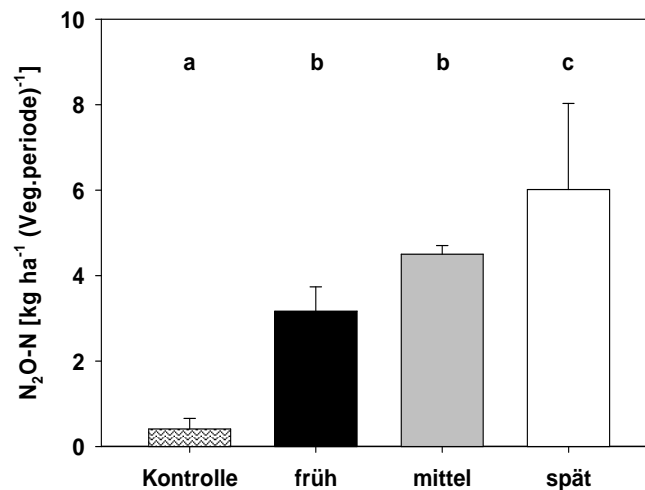
Im ersten Versuchsjahr wurden aufgrund ungünstiger Witterungsbedingungen sowie einer unerwartet langen Wachstumsphase des Blumenkohls 2008 keine Zwischenfrüchte im Parzellenversuch angesät. Im zweiten Jahr wurde nach der Blumenkohlernte Phacelia als abfrierende Zwischenfrucht und Grünroggen als winterharte Zwischenfrucht angesät und die N<sub>2</sub>O-Emissionen gemessen. Zudem wurde eine Schwarzbrache über den Winter untersucht (nicht dargestellt). Über den gesamten Winter hinweg ereigneten sich keine ausgeprägten Frost/Tau-Zyklen, sodass die N<sub>2</sub>O-Emissionen während des Winterhalbjahres 2009/10 abgesehen von erhöhten N<sub>2</sub>O-Emissionen nach der Einarbeitung der Blumenkohlerntereste niedrig waren. Im Zeitraum zwischen dem 24.09.09 und dem Umbruch des Grünroggens bzw. der Bodenbearbeitung in der Phacelia- und Brachevariante am 29.04.10 schwankte die kumulative N<sub>2</sub>O-Emission lediglich zwischen 1,6 und 1,9 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>. Es ergaben sich keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Emissionen aus der Schwarzbrache, der Phacelia- und der Grünroggenansaat.

Zwischen den drei Umbruchterminen des Grünroggens im Frühjahr 2010 nahm der Biomassezuwachs (und damit die C-Gehalte) nahezu linear zu (Abb. 17). Während der Grünroggen beim frühen Umbruchtermin etwa 65 kg N ha<sup>-1</sup> aufgenommen hatte, war die N-Aufnahme beim mittleren und späten Umbruchtermin mit ca. 150 kg N ha<sup>-1</sup> um über das Doppelte höher. Zwischen dem mittleren und dem späten Umbruchtermin zeigte sich kein Unterschied in der N-Aufnahme.



**Abb. 17:** Mittlere C- und N-Gehalte und Standardabweichung ( $n = 4$ ) des Grünroggens zum jeweiligen Zeitpunkt des Umbruchs (Ebinger, 2010). Statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Umbruchvarianten sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ ).

Nach jedem der Umbrüche stieg die  $N_2O$ -Freisetzung in der jeweiligen Umbruchvariante an. Dies verlief jedoch auf unterschiedlichen Niveaus. Die höchsten Freisetzungsraten wurden nach dem späten Umbruch ermittelt (nicht dargestellt). Daraus resultierten für diesen Umbruchstermin die höchsten kumulativen  $N_2O$ -Emissionen (Abb. 18). Berechnet für den Zeitraum 25.03. bis Ende Juni waren diese mit ca.  $6 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$  signifikant höher als beim frühen bzw. beim mittleren Umbruch.



**Abb. 18:** Kumulative  $N_2O$ -Freisetzung und Standardabweichung ( $n = 4$ ) für den Zeitraum 25.03.10 bis 30.06.10 bei unterschiedlichen Umbruchterminen (Ebinger, 2010). Statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Student-Newman-Keuls,  $p < 0,05$ ).

Überproportionale  $N_2O$ -Emissionen bei gleichzeitigem Angebot von mineralischem N und leicht umsetzbarer organischer Substanz wurden von Sarkodie-Addo et al. (2003) sowie von

Garcia-Ruiz & Baggs (2007) beobachtet. Die Autoren führten ihre Beobachtungen auf das erhöhte Angebot an Elektronendonatoren und auf die anaeroben Bedingungen bei starker O<sub>2</sub>-Zehrung beim Umsatz der organischen Substanz zurück.

Neben der Kombination des Angebots von leicht verfügbarem C- und N-Verbindungen dürfte auch die Temperatur einen Einfluss auf die N<sub>2</sub>O-Freisetzung gehabt haben. Die Tagesmitteltemperatur betrug beim frühen und mittleren Umbruch 13,5°C und 10,0°C. Am späten Umbruchstermin wurden dagegen annähernd 20°C erreicht.

In einem Laboransatz konnte Flessa (2000) temperaturabhängige Schwankungen der N<sub>2</sub>O-Emissionen nach Herbizidanwendung bei Gras nachweisen. Hierbei berechnete der Autor Q<sub>10</sub>-Werte >6, die deutlich über den für biologische Systeme typischen Werten von 2 lagen. Das bedeutet, dass die die N<sub>2</sub>O-Freisetzung bei einer Temperaturerhöhung um 10°C um das über das 6-fache anstieg. Hohe Q<sub>10</sub>-Werte (>4) für die N<sub>2</sub>O-Freisetzung nach der Einarbeitung von frischer organischer Substanz der N<sub>2</sub>O-Freisetzung sind von Baggs et al. (2002), Smith (1997) sowie von Arah & Smith (1989) als Indiz dafür zu werten, dass das emittierte N<sub>2</sub>O aufgrund der O<sub>2</sub>-Zehrung vor allem aus der Denitrifikation entstammt. Dabei wird der Temperatureffekt von der O<sub>2</sub>-Zehrung mit zunehmendem Bodenwassergehalt überlagert, was zu einer Verstärkung der N<sub>2</sub>O-Produktion und somit auch der Emission führt.

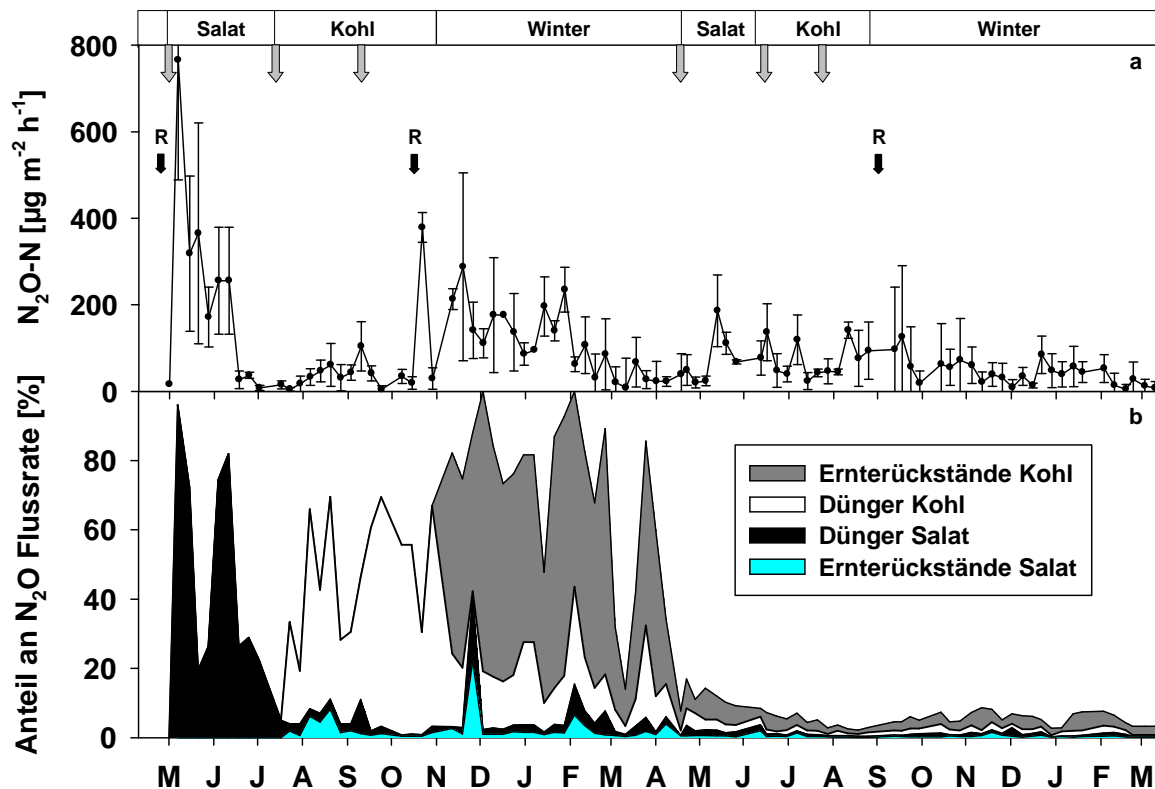
*Das synchrone Angebot an mineralischem N und leicht umsetzbarer organischer Substanz führt zu überproportional hohen N<sub>2</sub>O-Emissionen. Deshalb muss der Umbruchtermin der Winterzwischenfrucht von der N-Düngung entkoppelt werden. Anhand der Messungen in diesem Projekt wird eine Wartezeit von zwei Wochen zwischen dem Umbruch und der N-Düngung empfohlen.*

#### **4.3.3 Beiträge von Dünger und Ernteresten zur N<sub>2</sub>O-Freisetzung**

In Abbildung 19 ist der Anteil des direkt düngerbürtigen bzw. des Ernterückstand-bürtigen N an der N<sub>2</sub>O-Emission dargestellt. Erwartungsgemäß waren die düngerbürtigen N<sub>2</sub>O-Emissionen nach der N-Düngung zum Kopfsalat hoch. Sie lagen an verschiedenen Messterminen zwischen 22 und 96%. Trotz der hohen Anteile des düngerbürtigen N zeigte sich, dass bodeninterne N-Quellen mit Anteilen zwischen 4 und 78% ebenfalls eine beträchtliche Rolle gespielt haben. Eine verstärkte Mineralisierung und N-Freisetzung aus bodeninternen Pools wurde nach N-Düngung häufig beschrieben (z.B. Ruser et al., 2009).

Dies belegte auch eine Abnahme der  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeiten im Ammoniumpool, was auf eine Verdünnung durch unmarkierten Stickstoff aus der Mineralisierung hindeutet. Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen Linzmeier et al. (2001) bei Messungen auf Winterweizenflächen. Sie wiesen im Jahr der Ausbringung von  $^{15}\text{N}$ -angereichertem N-Dünger bodenbürtige Anteile an der  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung zwischen 40 und 60% nach.

Nach der Einarbeitung der Ernterückstände des Kopfsalats bis zur zweiten Düngung des Blumenkohls wurden  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen auf einem sehr niedrigen Niveau erfasst. Nach der zweiten Düngung zu Blumenkohl war der N-Dünger mit Anteilen von bis zu 56% die Hauptquelle des emittierten  $\text{N}_2\text{O}$ , während der Dünger zum Kopfsalat und die Erntereste des Kopfsalats nur noch zu einem geringen Anteil zur  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission beitrugen (lediglich noch bis zu 10 bzw. 6 %). Nach der Blumenkohlernte stieg der Anteil des aus den Ernterückständen des Blumenkohls stammenden  $\text{N}_2\text{O}$ -N auf Höchstwerte von über 80%. Die Ernterückstände des Blumenkohls stellten den Hauptanteil der markierten Pools über ca. sieben Monate bis in die darauffolgende Vegetationsperiode dar.



**Abb. 19:** Mittlere  $\text{N}_2\text{O}$ -Flussraten (alle 4 Behandlungen, je 4 Wiederholungen) während der beiden Versuchsjahre (a) und prozentualer Anteil der einzelnen Quellen an der  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung (b). Die grauen Pfeile markieren N-Düngungsmaßnahmen, die schwarzen Pfeile kennzeichnen die Einarbeitung größerer Mengen an organischer Substanz

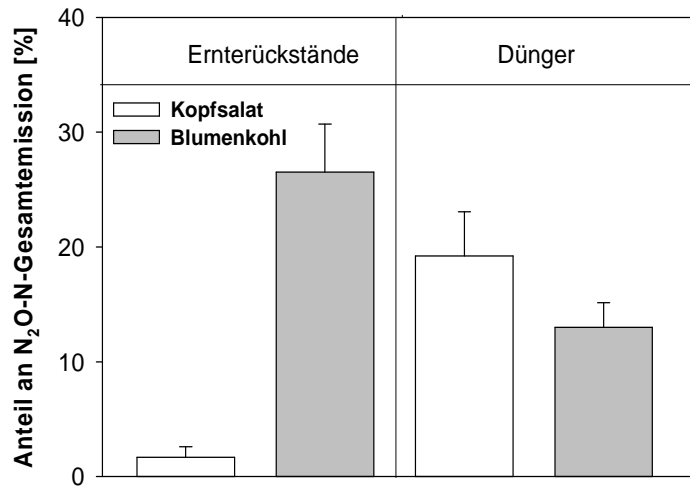


Die mittlere kumulative  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission der 16 beprobten  $^{15}\text{N}$ -Unterplots im ersten Versuchsjahr betrug  $6,4 \pm 2,1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Es wurden keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen der vier unterschiedlich markierten Unterplots (Dünger bzw. Ernterückstände von Kopfsalat und Blumenkohl) gefunden, sodass der Vergleich der einzelnen Behandlungen zulässig war. Auf annueller Basis stellten bodeninterne N-Quellen 49% der gesamten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission im ersten Versuchsjahr (Abb. 20). Aufgrund der hohen Emissionen aus den Ernterückständen des Blumenkohls über den gesamten Winter hinweg, nahmen diese mit 26,5% den größten Anteil an der Jahresemission ein. Die Anteile des N-Düngers zum Blumenkohl bzw. zum Kopfsalat an der Jahresemission betrugen 13% bzw. 19%. Den weitaus geringsten Anteil mit ca. 1,5% stellten die Ernterückstände des Kopfsalats.

Ein möglicher Grund für die geringen Anteile der Ernterückstände des Kopfsalats bzw. für die hohen Anteile der Ernterückstände des Blumenkohls dürften die unterschiedlichen N-Mengen sowie das C/N-Verhältnis der Rückstände sein. Die Ernterückstände des Blumenkohls hatten ein C/N-Verhältnis von 10. Es wurden  $116 \text{ kg N ha}^{-1} (\pm 28)$  auf den Flächen eingearbeitet. Das C/N-Verhältnis der Rückstände des Kopfsalats war mit 17 weiter, ebenso waren die N-Mengen die eingearbeitet wurden, mit  $20 \text{ kg N ha}^{-1} (\pm 5)$  um ca. das 6-fache geringer als beim Blumenkohl. In zahlreichen Untersuchungen hat sich gezeigt, dass die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission nach der Einarbeitung von organischer Substanz mit sinkendem C/N-Verhältnis zunimmt (Toma & Hatano, 2007; Millar & Baggs, 2004; Velthoff et al., 2002; Baggs et al., 2000; Kaiser et al., 1998).

Die Ergebnisse zeigen, dass vor allem N-reiche Ernterückstände, wie sie für Blumenkohl typisch sind, ein hohes Potential für erhöhte  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen mit sich bringen. Die hohe Quellenstärke der Ernterückstände war vermutlich auf eine Kombination hoher Mengen an mineralischem N (siehe Abbildungen 8, 9, 10) und dem Angebot an leicht verwertbarer organischer Substanz zurückzuführen. Wie bereits oben dargestellt, kann diese Kombination zu einer überproportionalen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission führen (Garcia-Ruiz & Baggs, 2007; Sarkodie-Addo et al., 2003; Aulakh et al., 1984). Diesem Effekt ist vor allem für Systeme mit vorübergehender C-Limitierung bedeutsam.

Im zweiten Versuchsjahr lag die auf den  $^{15}\text{N}$ -Unterplots gemessene Jahresemission bei  $4,2 \pm 0,8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ; abermals bestand kein Unterschied zwischen den kumulativen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen der vier Behandlungen. In diesem Versuchsjahr wurden lediglich 0,06% des im Vorjahr ausgebrachten N-Düngers (Summe aller vier Behandlungen) als  $\text{N}_2\text{O}$  emittiert.



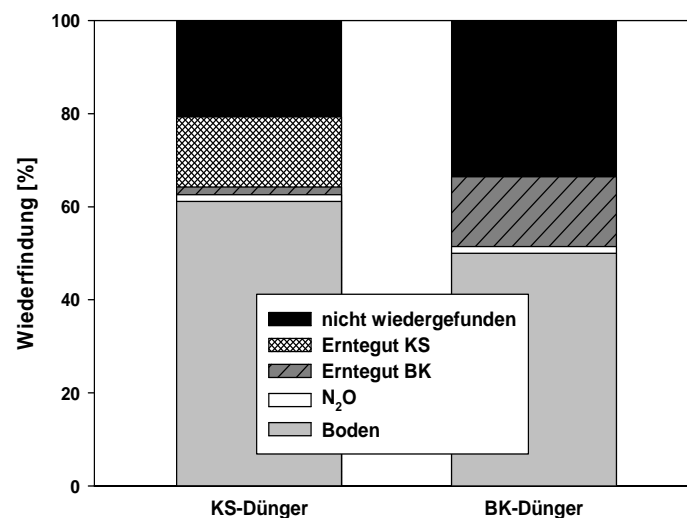
**Abb. 20:** Beitrag (%; n=4) von Ernteresten und Dünger zur N<sub>2</sub>O-Freisetzung und Standardabweichungen für Blumenkohl (grau) und Kopfsalat (weiß) im ersten Versuchsjahr

*Der Beitrag der Ernterückstände des Blumenkohls an der N<sub>2</sub>O-Jahresemission war mit 26,5% im ersten Versuchsjahr sehr hoch. Es sollte in der Zukunft geprüft werden, inwiefern der Anbau einer Zwischenfrucht diesen Anteil mindern kann. Ein weiterer, wenn auch arbeitsaufwendigerer und deshalb vermutlich in der Praxis schwer realisierbarer Ansatz wäre, die Ernterückstände abzufahren und beispielsweise energetisch zu nutzen.*

#### 4.3.4 Stickstoff-Wiederfindung der <sup>15</sup>N-Unterplots

Die <sup>15</sup>N-Wiederfindungsraten nach einem Jahr betragen 79% des Kopfsalatdüngers und 66% für den Dünger bei Blumenkohl (Abb. 21). Im Teilprojekt “Indirekte Emissionen” (Kapitel 4.4) wurde für die isotopisch markierte Behandlung “KNS” ein Nitrataustrag von 36 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ermittelt (Tab. 13). Ein weiterer Verlustpfad dürften weitere nicht im Projekt bestimmte gasförmige N-Verbindungen wie beispielsweise N<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> darstellen. Darüberhinaus wurde berechnet, dass ca. 1% des ausgebrachten <sup>15</sup>N über die wöchentliche Bodenbeprobung für die Laboranalysen entnommen wurde. Die gemessenen Wiederfindungsraten stimmen mit Wiederfindungsraten anderer Felduntersuchungen überein, die zwischen 60 und 85% Wiederfindung ermittelten (Zhang et al., 2010; Garza et al., 2009; Jensen et al., 1997). Einige Studien berichten von höheren Wiederfindungsraten. Fredrickson et al. (1982) düngten Sommerweizen mit <sup>15</sup>N-angereichertem Ammoniumsulfat. Sie bestimmten <sup>15</sup>N-Wiederfindungen von annähernd 100 %. Diese Studie wurde allerdings in einem Untersuchungs-

gebiet mit geringen Niederschlägen durchgeführt, in dem Verlustpfade wie die Nitratauswaschung oder die gasförmige Bildung von  $N_2$  während der Denitrifikation bei hohen Bodenwassergehalten vergleichsweise gering gewesen sein dürften. Vor allem bei berechneten Systemen kann mit relativ hohen  $N_2$ -Verlusten gerechnet werden. Das  $N_2/N_2O$ -Verhältnis kann in Abhängigkeit der Belüftung eines Bodens erheblich schwanken, zudem kann  $N_2$  unter stark reduktiven Bedingungen das einzige Produkt der Denitrifikation darstellen (Granli & Bøckman, 1994). In einem Inkubationsexperiment bestimmten Liu et al. (2007)  $N_2/N_2O$ -Verhältnisse von 1 bei Bodenfeuchten zwischen 60 und 75% wassergefülltem Porenvolumen. Teira-Esmatges et al. (1998) berichten von  $N_2$ -Emissionen aus drei berechneten Ackerböden, die um Faktor 22 höher waren als die  $N_2O$ -Emissionen.



**Abb. 21:**  $^{15}N$ -Wiederfindung des Düngers zu Kopfsalat (KS-Dünger) bzw. zu Blumenkohl (BK-Dünger). Die Wiederfindung im Boden bezieht sich auf eine Tiefe von insgesamt 75 cm, beim Erntegut wurde jeweils nur die abgefahrte, vermarktungsfähige Ware berücksichtigt. Düngung zu Blumenkohl (BK) erfolgte nach der Düngung zu Kopfsalat (KS), deshalb ist die Wiederfindung des BK-Düngers beim Erntegut KS nicht angegeben.

Der größte Teil des  $^{15}N$  fand sich nach einem Jahr im Boden in einer Tiefe von 0 bis 75 cm Tiefe wieder (Abb. 21). Einige Untersuchungen zur  $^{15}N$ -Wiederfindung auf Getreide und Maisschlägen berechneten für den Boden geringere Wiederfindungsraten zwischen ca. 20 und 40% (Delgado et al., 2009; Seo et al., 2006; Harris et al., 1994). Der wesentliche Grund für die geringeren Wiederfindungsraten im Boden dürfte die höhere N-Ausnutzung bei Getreide und Mais und damit höhere Wiederfindungen in der Pflanzenbiomasse im Vergleich zu den in unseren Untersuchungen angebauten Gemüsebaukulturen sein. Im Gegensatz zu Getreide werden Gemüsekulturen im vegetativen Wachstumsstadium geerntet, sodass zur Ernte noch mineralische N-Überschüsse im Boden als Puffer benötigt werden (Krug et al., 2002). Deshalb

verbleiben mitunter hohe Restmengen an mineralischem N nach der Ernte im Boden (Rahn et al., 1992). Zudem werden große N-Mengen über die Mineralisation N-reicher Ernterückstände nachgeliefert. Für die Rückstände auf Blumenkohlflächen wurden N-Mengen zwischen 94 und 140 kg N ha<sup>-1</sup> berichtet (Akkal-Corfini et al., 2010; Everaarts, 2000) und bis zu 150 kg N ha<sup>-1</sup> für Broccoli-Erntereste (Everaarts & Willigen, 1999). In unserer Untersuchung stammten etwa 50% des N in den Ernterückständen aus dem N-Dünger und waren somit <sup>15</sup>N-angereichert. Dieser Stickstoff wird ebenfalls dem Bodenpool zugerechnet, sodass die hohen Wiederfindungsraten im Boden plausibel scheinen.

#### 4.3.5 Emissionsfaktoren für die direkte N<sub>2</sub>O-Freisetzung

Die nach den Empfehlungen des IPCC (2006) berechneten Emissionsfaktoren für direkte Emissionen (EF1) liegen im ersten Versuchsjahr in fast allen Varianten deutlich über dem Richtwert von 1,0% (Tab. 7). Dieser Emissionsfaktor wurde vom IPCC (1996) von 1,25% auf 1,0% in den überarbeiteten Richtlinien zur Treibhausgasbilanzierung (IPCC, 2006) reduziert. Allerdings wird im „Nationalen Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2008“ des UBA (2010) aufgrund der in der BRD häufig beobachteten höheren Emissionsfaktoren weiterhin mit einer Freisetzung von 1,25% bezogen auf den gesamten N-Input gerechnet. Somit werden die N<sub>2</sub>O-Emissionen über den Ansatz im oben genannten Inventarbericht mit einem mittleren Emissionsfaktor von 1,4%, vor allem auch bei Betrachtung der Schwankung der Emissionsfaktoren über die verschiedenen Behandlungen, sehr gut abgebildet. Die niedrigsten Emissionsfaktoren wurden für die Behandlungen mit Nitrifikationshemmstoff, die höchsten für die Depotdüngung berechnet.

**Tab. 7:** Mittlere Emissionsfaktoren (n = 4) für die direkte N<sub>2</sub>O-Emission (EF1) berechnet nach IPCC (2006) für das erste und zweite Versuchsjahr in Abhängigkeit von N-Düngung, Düngerform und -applikation

Düngung	Emissionsfaktor	
	1.Jahr	2.Jahr
Faustzahlen	1,5	0,7
KNS	1,6	0,8
reduziert	1,3	0,5
KNS +NI	0,9	0,4
reduziert +NI	1,0	0,5
Depot	1,9	0,9
<i>Mittel aller Behandlungen</i>	<i>1,4</i>	<i>0,6</i>

Im zweiten Versuchsjahr waren die Emissionsfaktoren durch das allgemein niedrige Emissionsniveau deutlich niedriger. Abermals zeigte sich die Reihung mit den niedrigsten Emissionsfaktoren beim Einsatz des Nitrifikationshemmstoffes und dem höchsten Faktor bei Depotdüngung.

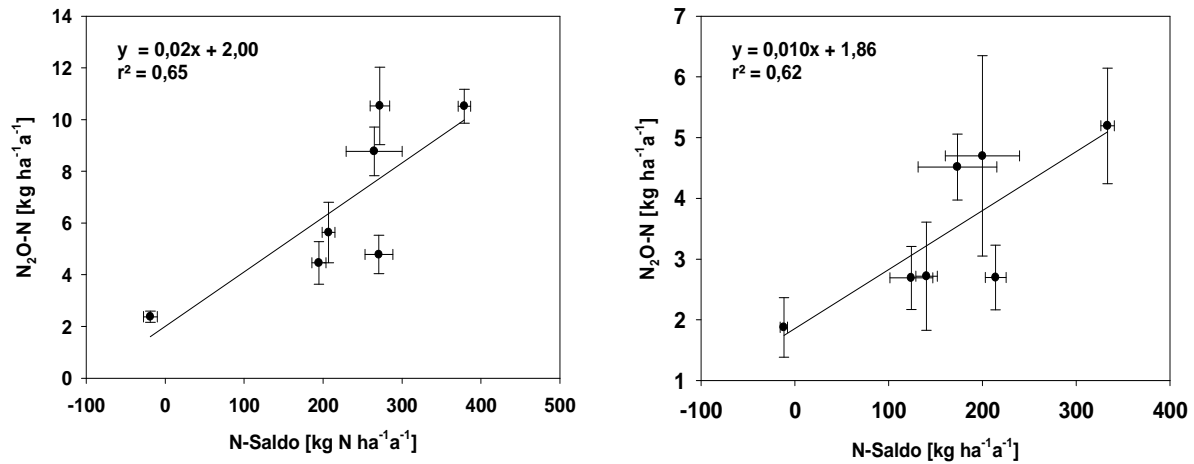
Zum Beginn des Projekts wurde vermutet, dass die Emissionsfaktoren im Gemüsebau aufgrund der hohen Nitratkonzentrationen im Oberboden höher sein könnten als im Getreide- oder Maisanbau. Diese Vermutung leitete sich aus der Beobachtung ab, dass erhöhte Nitratkonzentrationen die  $N_2O$ -Reduktase hemmen und so die Reduktion von  $N_2O$  zu  $N_2$  während der Denitrifikation unterbinden, weil die Energieausbeute bei der Nitratreduktion, also dem ersten Schritt der Denitrifikation größer ist als bei der  $N_2O$ -Reduktion (Blackmer & Bremner, 1978; Yamulki et al., 1995; Swerts et al., 1996). Eine Verschiebung des  $N_2/N_2O$ -Verhältnisses hätte somit höhere Emissionsfaktoren zur Folge. Diese Vermutung konnte anhand der Ergebnisse unserer Messungen nicht bestätigt werden. Im Mittel über die beiden Versuchsjahre und alle Behandlungen wurde ein Emissionsfaktor von 1,0% berechnet (nicht dargestellt).

#### **4.3.6 N-Überschüsse und $N_2O$ -Freisetzung**

Auf Jahresbasis wurde ein Zusammenhang zwischen den mittleren N-Überschüssen und der annualen  $N_2O$ -Emissionen der im Parzellenversuch getesteten Behandlungen nachgewiesen (Abb. 22). Dieser positive Zusammenhang wurde in beiden Versuchsjahren beobachtet. Es konnten jeweils ca. 60% der Variabilität der annualen Emission mit Hilfe des N-Saldos erklärt werden. Bei jeweils gleichem Achsenabschnitt von ca.  $2 \text{ kg N ha}^{-1}$  lag der auf den N-Saldo bezogene Emissionsfaktor im ersten Versuchsjahr aufgrund des höheren Emissionsniveaus mit 2% etwa doppelt so hoch wie im zweiten Versuchsjahr.

Der Zusammenhang zwischen dem N-Saldo und der  $N_2O$ -Emission verdeutlicht, dass hohe N-Überschüsse im Gemüsebau unbedingt vermieden werden sollten. Einige Gemüsearten stehen derzeit im Mittelpunkt einer kontroversen Diskussion um die seit Januar 2006 gültige Novelle der Düngeverordnung. Als ein wichtiger Kritikpunkt nennt Isermann (2006) die extrem hohen ‚unvermeidbaren‘ N-Überschüsse von bis zu  $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (bei mineralischer Düngung) bis zur letzten Gemüsekultur innerhalb eines Anbaujahres, die nach Scharpf (1991) ohne Ertragseinbußen auf  $85 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  reduziert werden könnten. Diese Kulturen werden in der Düngeverordnung 2006 als ‚Gemüsebau III‘ -Kategorie zusammengefasst; dazu gehören u. a. Blumenkohl, Weißkohl und Brokkoli. Deshalb sind weitere Untersuchungen zur Minderung

der N-Überschüsse im Gemüsebau und deren Auswirkung auf die Spurengasflüsse dringend erforderlich.



**Abb. 22:** Mittlerer N-Saldo und kumulative N<sub>2</sub>O-Jahresemission ( $\pm$  einfache Standardabweichung,  $n = 4$ ) aller im Parzellenversuch getesteten Behandlungen im ersten Versuchsjahr (links) und im zweiten Versuchsjahr (rechts).

*Jede Maßnahme die die N-Überschüsse im Gemüsebau reduziert, hat als positiven Nebeneffekt auch eine Minderung der N<sub>2</sub>O-Freisetzung zur Folge. Dieses Argument kann somit in der Beratung mit eingesetzt werden um die Akzeptanz von Strategien zur Verminderung der N-Überschüsse zu erhöhen.*

#### 4.4 Ergebnisse aus dem Teilprojekt: Indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen

Die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Bodenluft variierten über den gesamten Messzeitraum und über alle Behandlungen zwischen 0,007 ppm und 270 ppm N<sub>2</sub>O (Tab. 8, 9, 11). Im Mittel lagen die Bodenluftkonzentrationen bei 5,54 ppm N<sub>2</sub>O und damit deutlich über der N<sub>2</sub>O Konzentration in der Atmosphäre (0,320 ppm) (IPCC, 2007).

##### 4.4.1 Zeitliche Dynamik der N<sub>2</sub>O-Konzentration im Boden

Die Konzentrationen der Düngersteigerungsreihe (ungedüngte Kontrolle, „RED“, „KNS“ und „FZ“) lagen über den kompletten Messzeitraum zwischen 0,007 und 120 ppm N<sub>2</sub>O (Abb. 23). Dabei zeigte sich eine deutlich ausgeprägte Variabilität über die Zeit. Im August des ersten Versuchsjahres wurden in der Variante „FZ“ in 25-50 cm Tiefe N<sub>2</sub>O-Konzentrationen bis zu 72,3 ppm beobachtet. Gleichzeitig erreichten die Boden- und Lufttemperaturen mit 21 °C ihr Maximum und die Niederschläge waren mit bis zu 30 mm d<sup>-1</sup> vergleichsweise hoch (Abb. 5). Bis zur Ernte Ende Oktober nahmen die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen der Bodenluft stetig ab. Nach Einarbeitung der Ernterückstände wurde erneut ein N<sub>2</sub>O-Konzentrationsniveau bis zu 31 ppm erreicht. Die hohen Konzentrationen dauerten 10 Wochen lang an. Mit Beginn der ersten Frostperiode (Anfang Dezember) verringerte sich die N<sub>2</sub>O-Konzentration um 21 ppm (Abb. 23). Mit Einsetzen der Tauphase (Mitte Januar) wurde erneut ein starker Anstieg der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen auf bis zu 74 ppm verzeichnet. Nach fünf Wochen nahm die N<sub>2</sub>O Konzentration wieder auf ein Niveau zwischen 4 ppm bis 15 ppm ab (abhängig von Düngungsniveau und Bodentiefe).

Die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen der Bodenluft zeigten in beiden Versuchsjahren in allen untersuchten Varianten eine vergleichbare zeitliche Variabilität. Ebenso wie bei den direkten N<sub>2</sub>O-Emissionen waren die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen der Bodenluft im zweiten Versuchsjahr wesentlich niedriger als im ersten (mittlere N<sub>2</sub>O-Konzentration im ersten Versuchsjahr: 12 ppm; mittlere N<sub>2</sub>O-Konzentration im zweiten Versuchsjahr: 3 ppm). Nach der Salatlagerung im zweiten Versuchsjahr stieg die N<sub>2</sub>O-Konzentration Mitte Mai in allen drei Tiefen stark an. Gleichzeitig lagen die Bodentemperaturen erstmals über 15°C. Mehrere Starkregenereignisse führten zu sehr hohen Wassergehalten von bis zu 94% wassergefülltem Porenvolumen (WFPS).

Während der Vegetationsperiode des Blumenkohls im zweiten Versuchsjahr stiegen die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen nach der ersten und zweiten Düngung infolge hoher Niederschläge Mitte Juli und Mitte August an (Abb. 5, 23). Gleichzeitig erreichten die Bodentemperaturen mit 22°C ihr Maximum im zweiten Versuchsjahr. Nach der Blumenkohlernte Ende August 2009 war

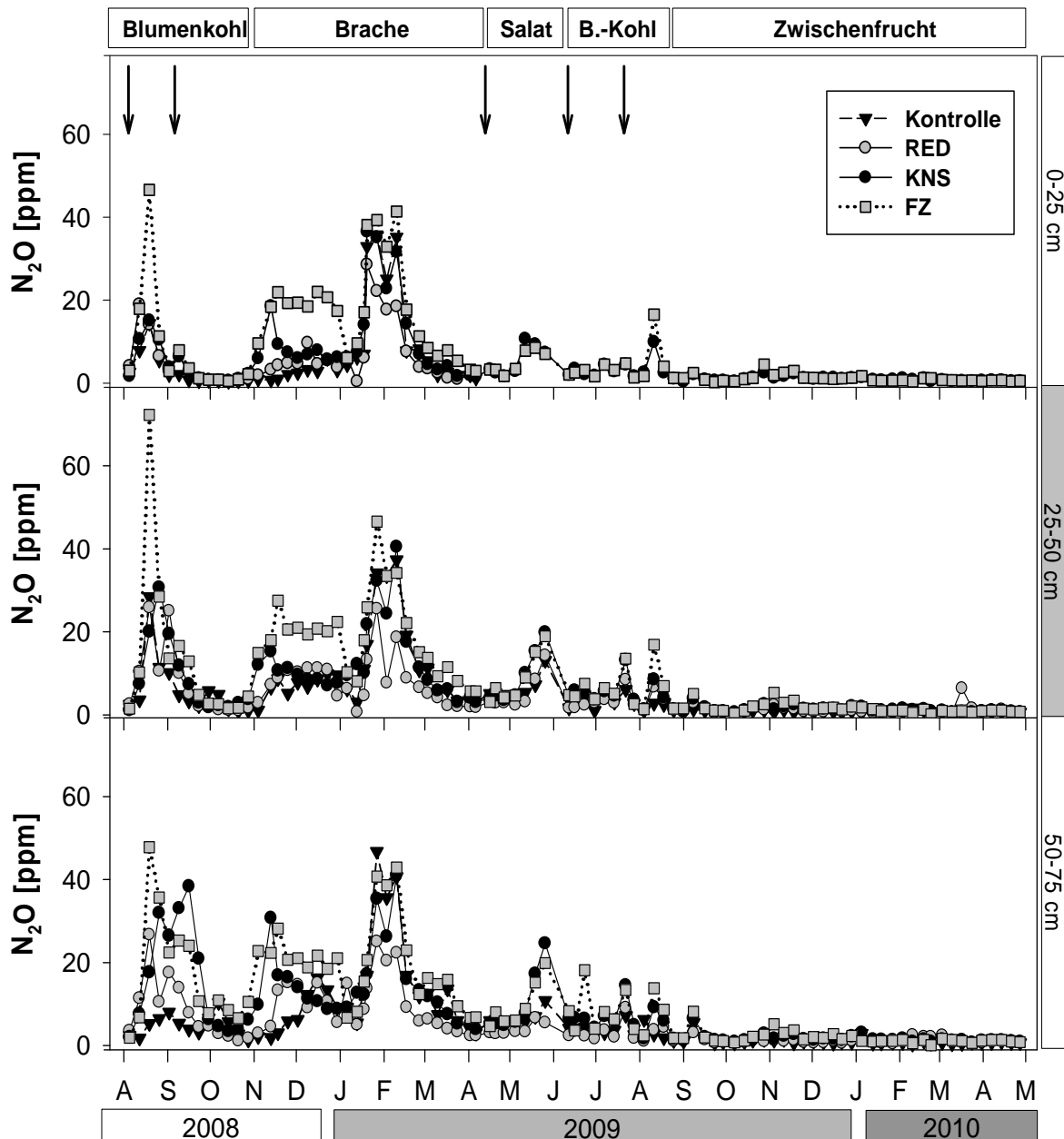
ein Anstieg der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in allen drei Tiefen mit einem Maximum in der Variante „FZ“ zu beobachten. Danach waren die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Boden ab Mitte Oktober vergleichsweise niedrig und blieben während des gesamten Winters und Frühjahrs nahezu konstant.

Die erfassten N<sub>2</sub>O-Konzentrationen lagen in der Größenordnung vergleichbarer Studien mit ähnlich hohen Mineraldüngergaben (Kusa et al., 2010; Arah et al., 1991). Lediglich Li et al. (2002) berichteten von wesentlich geringeren N<sub>2</sub>O-Konzentrationen (0,32 ppm bis 4,6 ppm N<sub>2</sub>O) unter Karotten bei einer Mineraldüngergabe von 300 kg ha<sup>-1</sup> auf einem Andosol. Die verhältnismäßig niedrige N<sub>2</sub>O-Konzentration wurde auf die für Andosole typische geringe Lagerungsdichte, hohe Porosität und den damit verbundenen intensiven Gasaustausch mit der Atmosphäre zurückgeführt.

Die zeitliche Dynamik der N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Bodenluft der vorliegenden Studie wurde auch in anderen landwirtschaftlichen Systemen wie beispielsweise Grünland beobachtet (Velthof et al., 1996). Verschiedene Autoren zeigten nach der Düngung einen Anstieg der N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Bodenluft (Lessard et al., 1996; Hansen et al., 1993; Arah et al., 1991; Egginton & Smith, 1986; Mosier & Hutchinson, 1981; Burford, 1976; Burford & Stefanson, 1973). Durch die Düngergabe stand mehr Substrat für die Nitrifikation und Denitrifikation zur Verfügung. Ein Beleg dafür waren in der vorliegenden Studie die höheren Nitrat- und Ammoniumgehalte nach der Düngung (Abb. 8, 9, 10). In Kombination mit hohen Temperaturen (21°C) und Bodenfeuchten um 60% WFPS, bei denen beiden Prozesse ablaufen können (Firestone & Davidson, 1989), erreichten die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Boden ihre maximalen Werte im ersten Versuchsjahr. Neben der gesteigerten N<sub>2</sub>O-Produktion könnte ein hoher Wassergehalt zudem eine geringere Diffusion und infolgedessen eine N<sub>2</sub>O-Anreicherung der Bodenluft hervorrufen haben (Clough et al., 2005).

Die Erhöhung der N<sub>2</sub>O-Konzentration nach der Einarbeitung der Ernterückstände konnte auf gesteigerte Nitrat- und Ammoniumgehalte im Boden und eine höhere N<sub>2</sub>O-Produktion zurückgeführt werden. Darüber hinaus spielte die erhöhte C-Verfügbarkeit durch die Erntereste eine entscheidende Rolle. Das auf dem Feld verbleibende Pflanzenmaterial stellt eine leicht mineralisierbare Substratquelle (für C und N) dar (Krug et al., 2002). Die C-Verbindungen dienen als Elektronendonator und begünstigen den O<sub>2</sub>-Verbrauch und somit auch den Denitrifikationsprozess und die N<sub>2</sub>O-Bildung (Miller et al., 2008; Arah et al., 1991; Burton & Beauchamp, 1985).





**Abb. 23:**  $N_2O$ -Konzentration in der Bodenluft in Abhängigkeit des N-Düngungsniveaus über den gesamten Messverlauf in drei unterschiedlichen Bodentiefen. Die Pfeile markieren N-Düngungstermine, jede Düngung erfolgte mit Ammonsulfatsalpeter.

Hohe Bodenfeuchte (annähernd 100% WFPS),  $O_2$ -Limitierung und daraus resultierende erhöhte Denitrifikationsraten können auch während und nach der Forstperiode als Haupteinflussgrößen für die  $N_2O$ -Konzentrationen im Boden angesehen werden (Granli & Bøckman, 1994).

Der geringe Anstieg der Nitrat- und Ammoniumgehalte im Boden nach der Frostperiode könnte ein Indiz für die Mineralisierung eines Teils abgefrorener Mikroorganismen und von freigesetztem Substrat aus der Frostsprengung von Bodenaggregaten sein (Abb. 27). Christensen & Christensen (1991) sowie Christensen & Tiedje (1990) gehen davon aus, dass durch derart bereitgestelltes Substrat die  $N_2O$ -Produktion nach der Tauphase ansteigt.

Die  $N_2O$ -Konzentrationen im zweiten Versuchsjahr waren ebenfalls von Management- und Witterungsereignissen beeinflusst. Das wesentlich niedrigere Niveau der  $N_2O$ -Konzentrationen im zweiten Versuchsjahr im Vergleich zum ersten Versuchsjahr ließ sich auf Bewirtschaftungsmaßnahmen im Frühjahr 2008 zurückführen. Vor Versuchsbeginn wurde auf der Fläche Grünroggen als Zwischenfrucht angebaut. Es ist davon auszugehen, dass die Einarbeitung des Grünroggens vor der Pflanzbettbereitung des ersten Versuchsjahres zu einer starken Anreicherung an leicht verfügbarem C im Oberboden führte. Aus der Literatur ist hinreichend bekannt, dass die Bereitstellung von leicht mineralisierbarem Material aufgrund des hohen  $O_2$ -Verbrauch bei der Mineralisierung des organischen C die Denitrifikation und damit auch die  $N_2O$ -Produktion begünstigen kann (Miller et al., 2008; Arah et al., 1991; Burton & Beauchamp, 1985). Dies wurde durch die Messungen im Teilprojekt „Direkte Emissionen“ bestätigt (siehe Kapitel 4.3). Die extrem späte Blumenkohlernte im Herbst 2008 verhinderte einen fristgerechten Zwischenfruchtanbau.

#### **4.4.2 Einfluss der Düngermenge und Bodentiefe auf die $N_2O$ -Konzentrationen**

Alle gedüngten Varianten zeigten signifikant höhere  $N_2O$ -Konzentrationen in der Bodenluft als die ungedüngte Kontrolle. In den gedüngten Varianten stieg die  $N_2O$ -Konzentration mit steigendem N-Input an. Ein signifikanter Unterschied wurde zwischen den Varianten „RED“ und „FZ“ (über alle drei Tiefen, Tab. 8) beobachtet. Mit steigendem Düngerlevel nahm die Nitrat- und Ammoniumkonzentration ebenfalls signifikant zu. Die Nitratkonzentration wiederum korrelierte positiv mit der  $N_2O$ -Konzentration (Tab. 10).

Die  $N_2O$ -Konzentrationen zeigten ein regelmäßiges Muster mit der Tiefe. Vom Oberboden zum Unterboden nahmen die  $N_2O$  Konzentrationen in beiden Versuchsjahren zu (Tab. 8, 9). Dieser Effekt war signifikant, wenn die Tiefen (unabhängig von den Varianten) miteinander verglichen wurden (Daten nicht gezeigt). Bei einer getrennten Betrachtung der Varianten war der Trend ebenfalls erkennbar, jedoch nicht durchgängig statistisch abgesichert.

**Tab.8:** N<sub>2</sub>O-, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Konzentrationen und WFPS im ersten Versuchsjahr (August 2008 bis April 2009). Mittelwert (MW), Minimum und Maximum (Range) sowie die Probenanzahl (n) in Klammern. Unterschiedliche hochgestellte Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den verglichenen Gruppen (p < 0,05; mixed model). Die Anzahl der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Bestimmungen und der Wassergehalte war mit jener der NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen identisch.

Jahr 1 (Blumenkohl – Zwischenfrucht)		Behandlung			
		Kontrolle	RED	KNS	FZ
Tiefe		----- N <sub>2</sub> O Konzentration [ppm] -----			
0 – 25 cm	MW	6,16 <sup>a</sup>	5,97 <sup>a</sup>	10,09 <sup>b</sup>	14,00 <sup>c</sup>
	Range	0,02 – 60,23	0,05 – 61,43	0,05 – 61,75	0,07 – 68,63
	(n)	(129)	(122)	(209)	(131)
25 – 50 cm	MW	10,37 <sup>a</sup>	8,00 <sup>a</sup>	13,35 <sup>b</sup>	16,71 <sup>c</sup>
	Range	0,007 – 79,63	0,05 – 28,17	0,06 – 59,86	0,05 – 88,19
	(n)	(134)	(125)	(229)	(136)
50 – 75 cm	MW	11,20 <sup>a</sup>	9,50 <sup>ab</sup>	15,47 <sup>b</sup>	19,63 <sup>c</sup>
	Range	0,007 – 83,54	0,02 – 36,53	0,06 – 120,04	0,02 – 79,86
	(n)	(129)	(124)	(216)	(135)
		----- NO <sub>3</sub> Konzentration [kg N ha <sup>-1</sup> ] -----			
0 – 25 cm	MW	12,6 <sup>a</sup> (124)	19,4 <sup>b</sup> (124)	24,3 <sup>c</sup> (164)	36,8 <sup>d</sup> (124)
25 – 50 cm	MW	14,6 <sup>a</sup> (20)	18,9 <sup>ab</sup> (20)	17,0 <sup>bc</sup> (28)	21,7 <sup>c</sup> (20)
50 – 75 cm	MW	9,3 <sup>a</sup> (21)	10,8 <sup>ab</sup> (21)	12,9 <sup>b</sup> (33)	14,6 <sup>b</sup> (19)
		----- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> Konzentration [kg N ha <sup>-1</sup> ] -----			
0 – 25 cm	MW	7,1 <sup>a</sup>	12,1 <sup>b</sup>	18,7 <sup>b</sup>	20,9 <sup>c</sup>
25 – 50 cm	MW	3,1 <sup>a</sup>	3,1 <sup>a</sup>	4,5 <sup>a</sup>	3,8 <sup>a</sup>
50 – 75 cm	MW	2,7 <sup>a</sup>	5,2 <sup>a</sup>	4,1 <sup>a</sup>	3,2 <sup>a</sup>
		----- WFPS [%] -----			
0 – 25 cm	MW	74,5 <sup>a</sup>	73,2 <sup>b</sup>	75,3 <sup>a</sup>	72,8 <sup>b</sup>
25 – 50 cm	MW	56,6 <sup>ab</sup>	54,7 <sup>a</sup>	57,3 <sup>ab</sup>	57,2 <sup>b</sup>
50 – 75 cm	MW	59,4 <sup>a</sup>	56,4 <sup>b</sup>	59,4 <sup>ab</sup>	59,0 <sup>ab</sup>

Dieser für Böden typische N<sub>2</sub>O-Gradient (Goldberg et al., 2010; Kusa et al., 2010; Van Groenigen et al., 2005; Müller et al., 2004; Li et al., 2002; Burton & Beauchamp, 1994; Mosier & Hutchinson, 1981; Dowdell & Smith, 1974;) findet in der Literatur unterschiedliche Erklärungsansätze. Eine verringerte Diffusionsrate im Unterboden kann nach Burford (1976) zu einer N<sub>2</sub>O-Anreicherung im Unterboden führen. Auch eine erhöhte Denitrifikationsrate durch höhere Wassergehalte im Unterboden scheint möglich (Arah et al., 1991; Dowdell & Smith, 1974; Dowdell et al., 1972). In der vorliegenden Studie nahmen die Wassergehalte nicht mit der Tiefe zu. Gleichzeitig nahmen die Diffusionskoeffizienten vom Oberboden zum Unterboden hin ab (D/D<sub>0</sub> = 0,054 im Oberboden, 0,048 in der mittleren Bodenschicht und

0,045 im Unterboden, Daten nicht dargestellt). Daher war für den untersuchten Standort von einer Anreicherung im Unterboden aufgrund geringerer Diffusivität auszugehen.

**Tab. 9:** N<sub>2</sub>O-, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Konzentrationen und WFPS im zweiten Messjahr (April 2009 bis Mai 2010). Mittelwert (MW), Minimum und Maximum (Range) sowie die Probenanzahl (n) in Klammern. Unterschiedliche hochgestellte Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den verglichenen Gruppen (p < 0,05; mixed model). Die Anzahl der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Bestimmungen und der Wassergehalte war mit jener der NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen identisch.

Jahr 2 (Salat-Blumenkohl- Zwischenfrucht)		Behandlung			
		Kontrolle	RED	KNS	FZ
Tiefe		----- N <sub>2</sub> O Konzentration [ppm] -----			
0 – 25 cm	MW	1,14 <sup>a</sup>	1,52 <sup>a</sup>	2,09 <sup>b</sup>	2,33 <sup>b</sup>
	Range (n)	0,03 – 8,52 (206)	0,00 – 27,17 (209)	0,01 – 21,59 (426)	0,00 – 23,38 (209)
25 – 50 cm	MW	2,00 <sup>a</sup>	1,59 <sup>a</sup>	3,36 <sup>b</sup>	3,85 <sup>b</sup>
	Range (n)	0,00 – 22,43 (209)	0,01 – 27,17 (203)	0,06 – 56,27 (423)	0,14 – 8,08 (423)
50 – 75 cm	MW	2,42 <sup>a</sup>	2,38 <sup>a</sup>	3,89 <sup>b</sup>	4,23 <sup>b</sup>
	Range (n)	0,10 – 22,97 (210)	0,01 – 22,85 (210)	0,01 – 41,77 (440)	0,14 – 31,65 (214)
		----- NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Konzentration [kg N ha <sup>-1</sup> ] -----			
0 – 25 cm	MW (n)	15,4 <sup>a</sup> (186)	41,6 <sup>b</sup> (186)	57,4 <sup>c</sup> (370)	67,9 <sup>d</sup> (181)
25 – 50 cm	MW (n)	11,8 <sup>a</sup> (28)	30,2 <sup>b</sup> (30)	48,3 <sup>c</sup> (56)	47,6 <sup>c</sup> (28)
50 – 75 cm	MW (n)	13,1 <sup>a</sup> (28)	19,7 <sup>b</sup> (25)	39,9 <sup>b</sup> (54)	39,9 <sup>c</sup> (28)
		----- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> Konzentration [kg N ha <sup>-1</sup> ] -----			
0 – 25 cm	MW	3,0 <sup>a</sup>	13,1 <sup>b</sup>	12,6 <sup>b</sup>	19,6 <sup>c</sup>
25 – 50 cm	MW	2,5 <sup>a</sup>	6,7 <sup>b</sup>	13,4 <sup>c</sup>	8,8 <sup>bc</sup>
50 – 75 cm	MW	3,6 <sup>a</sup>	7,5 <sup>b</sup>	9,0 <sup>b</sup>	11,3 <sup>b</sup>
		----- WFPS [%] -----			
0 – 25 cm	MW	62,2 <sup>a</sup>	61,0 <sup>a</sup>	60,9 <sup>a</sup>	60,7 <sup>a</sup>
25 – 50 cm	MW	73,3 <sup>b</sup>	69,4 <sup>a</sup>	70,7 <sup>a</sup>	70,1 <sup>b</sup>
50 – 75 cm	MW	71,8 <sup>b</sup>	68,2 <sup>a</sup>	68,3 <sup>a</sup>	69,0 <sup>a</sup>

#### 4.4.3 Einfluss nitrifikationshemmender Wirkung auf die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Boden

Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet, variierten die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen der Bodenluft zwischen 0,01 und 207 ppm (Tab. 11). Die zeitliche Dynamik der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in den Versuchsvarianten „Depot“ und „KNS +NI“ glich denen der herkömmlichen Düngungsvarianten (Abb. 24). Die N<sub>2</sub>O-Konzentration stieg nach der Düngung bei maximalen Bodentemperaturen und mittlerem WFPS an. Obwohl bei der

Depotdüngung als auch bei der Düngung mit Nitrifikationshemmstoff lediglich eine Düngergabe während der Blumenkohlvegetationsperiode erfolgte, war zum Zeitpunkt der zweiten herkömmlichen ASS Düngung auch in den einmal gedüngten Varianten eine erhöhte  $N_2O$ -Konzentration in der Bodenluft zu beobachten. Dies war darauf zurückzuführen, dass sowohl bei der „Depot“ wie auch bei der „KNS +NI“ Variante zu diesem Termin noch ausreichend Nitrat im Boden vorhanden war (Abb. 10). Die Düngerumsetzung und die Denitrifikation wurde durch den herrschenden WFPS und die Temperatur begünstigt (Firestone & Davidson, 1989). Nach der Einarbeitung der Ernterückstände und mit Einsetzen der Tauphase stiegen die  $N_2O$ -Konzentrationen ebenfalls stark an. Das Tiefenprofil der  $N_2O$ -Konzentrationen der „Depot“-Düngung und in der Variante „KNS +NI“ entsprach dem in Kapitel 4.4.1 diskutierten Trend und nahm mit der Tiefe zu (Tab. 8).

**Tab. 10:** Pearson'sche Korrelation der untersuchten Parameter in drei Tiefen über beide Versuchsjahre. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$  ( $N_2O$ ,  $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$  und WFPS Daten wurden ggf.  $\log_{10}$ -transformiert um eine Normalverteilung zu erreichen).

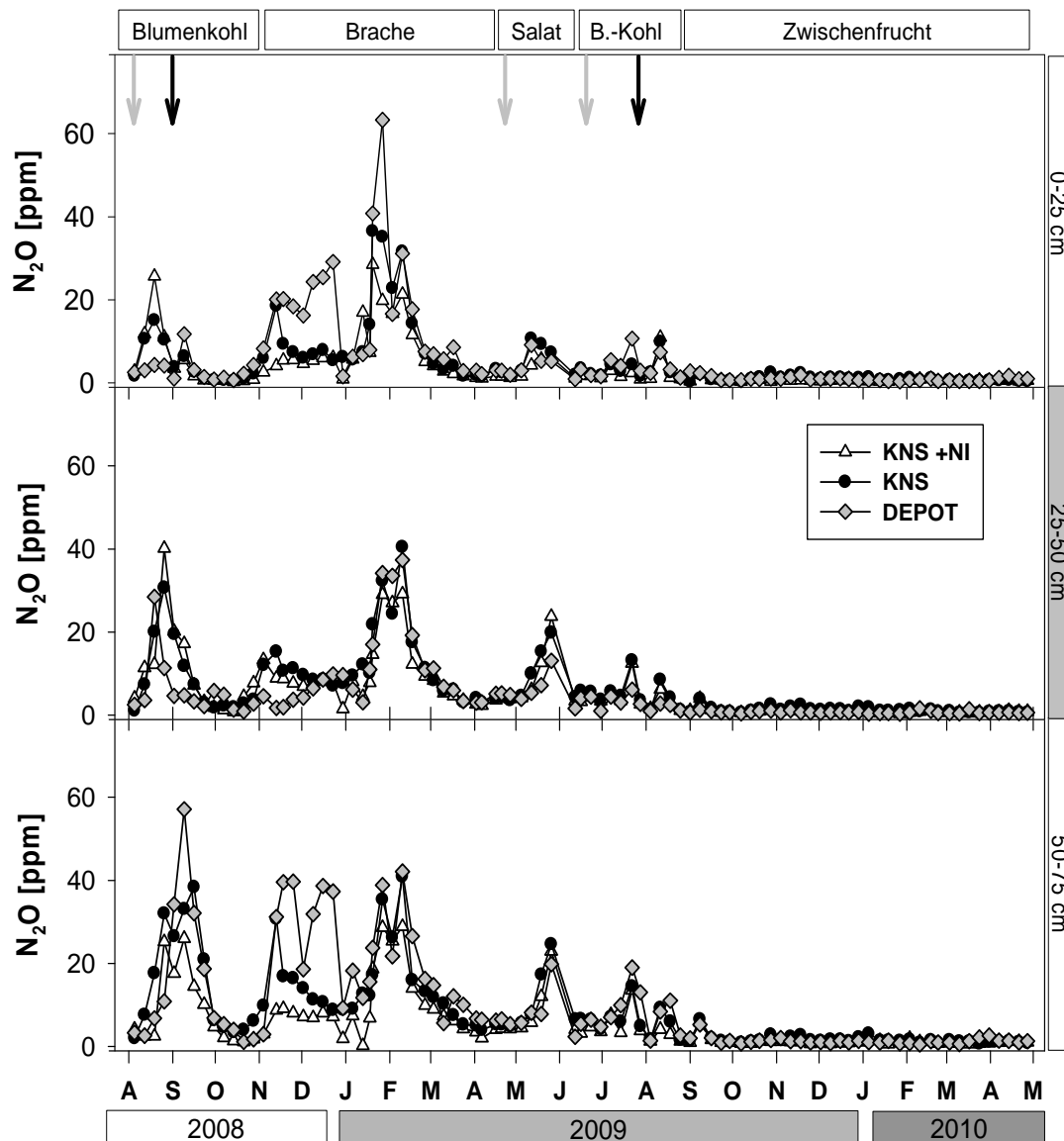
Tiefe	Dünger- menge	$N_2O$	$NO_3^-$	$NH_4^-$	WFPS	
0-25 cm	$N_2O$	0,21***				
	$NO_3^-$	0,39***	0,012***			
	$NH_4^-$	0,37***	0,29***	0,33***		
	WFPS	-0,05	0,33***	-0,16***	-0,01	
	Niederschlag	0,02	0,29***	0,02	0,01**	0,17***
	Bodentemp.	-0,01	-0,07**	0,32***	0,30***	-0,50***
25-50 cm	$N_2O$	0,18***				
	$NO_3^-$	0,42***	0,10			
	$NH_4^-$	0,25**	-0,12*	0,46***		
	WFPS	-0,02	-0,24***	0,05	-0,19**	
	Niederschlag	-0,01	0,35***	0,16	-0,33***	-0,13
	Bodentemp.	-0,01	-0,04	0,44***	0,49***	-0,41***
50-75 cm	$N_2O$	0,17***				
	$NO_3^-$	0,32***	-0,1			
	$NH_4^-$	0,23**	0,05	-0,56***		
	WFPS	-0,05	-0,15*	0,25**	-0,14*	
	Niederschlag	-0,01	0,33***	0,16*	0,05	0,11
	Bodentemp.	-0,01	0,08*	0,15*	0,47***	-0,59***

Der Einsatz von Dünger mit nitrifikationshemmender Wirkung wirkte sich unterschiedlich auf die Höhe der  $N_2O$ -Konzentration im Boden aus. Die mit dem Nitrifikationshemmstoff DMPP behandelten Variante („KNS +NI“) zeigte im ersten Versuchsjahr in allen Tiefen signifikant

niedrigere N<sub>2</sub>O-Konzentrationen als die „KNS“- und die „Depot“-Variante. Bei der Depotdüngung wurden die höchsten N<sub>2</sub>O-Konzentrationen aller untersuchter Varianten beobachtet. Im zweiten Versuchsjahr waren die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen generell niedriger als im ersten Versuchsjahr. Unterschiede der N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Bodenluft waren in beiden Jahren zu beobachten. Weiske et al. (2001) beobachteten eine signifikante N<sub>2</sub>O-Emissionsminderung durch den Einsatz von DMPP. Auch in der vorliegenden Studie kann von einer geringeren N<sub>2</sub>O-Produktion im Boden durch den Einsatz von DMPP ausgegangen werden. Die wesentlich höheren N<sub>2</sub>O-Konzentrationen (KNS +NI) unmittelbar nach der Düngerapplikation (Abb. 24) im Vergleich zur herkömmlichen Düngung waren auf die einmalige Düngergabe und damit erhöhte Nitratkonzentrationen zurückzuführen. Im Jahresverlauf wurde dieser Effekt jedoch durch die konsequent niedrigeren N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Bodenluft im Vergleich zur herkömmlichen Düngung wieder ausgeglichen.

Die Depotdüngung begünstigte die N<sub>2</sub>O-Produktion, was an den höheren N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Boden zu erkennen war. Bisher liegen keine vergleichbaren Studien zur Wirkung von platzierter N-Düngung auf die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Boden vor.

*Bei gleichen Ernteerträgen waren die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Variante mit dem Nitrifikationshemmstoff DMPP geringer als bei breitflächiger N-Düngung ohne Hemmstoff. Dies eröffnet Optionen in der Vermeidung unerwünschter N-Verluste. Im Gegensatz dazu konnte bei der Depotdüngung keine klimawirksame Emissionsminderung festgestellt werden.*



**Abb. 24:**  $N_2O$ -Konzentration der Versuchsvariante „KNS“, „KNS +NI“ und „Depot“ in Abhängigkeit der Bodentiefe über den gesamten Versuchszeitraum. Graue Pfeile kennzeichnen die N-Düngungstermine bei „KNS +NI“ und „Depot“, schwarze Pfeile die zusätzlichen Düngungstermine der Variante „KNS“.

Der Einsatz von DMPP als Nitrifikationshemmstoff und eine gleichzeitige Reduktion der Düngermenge führte im Vergleich zur „Depot“-Variante zu niedrigeren  $N_2O$ -Konzentrationen im Boden (Tab. 11). Bei einer N-Aufwandmenge nach dem KNS-Sollwert zeigte die mit Nitrifikationshemmstoff behandelte Variante („KNS +NI“) in beiden Versuchsjahren geringere  $N_2O$ -Konzentrationen in der Bodenluft als bei herkömmlicher Düngung ohne Nitrifikationshemmstoff („KNS“) (vgl. Tab. 8, 9 und 11).

**Tab. 11:** Mittlere N<sub>2</sub>O-Konzentrationen, Range und Probenanzahl im ersten und zweiten Versuchsjahr bei breitflächiger Düngung mit Nitrifikationshemmstoff bzw. bei Depotdüngung. Mittelwert (MW), Minimum bis Maximum (Range) sowie die Probenanzahl (n) in Klammern. Unterschiedliche hochgestellte Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den verglichenen Gruppen ( $p < 0,05$ ; mixed model).

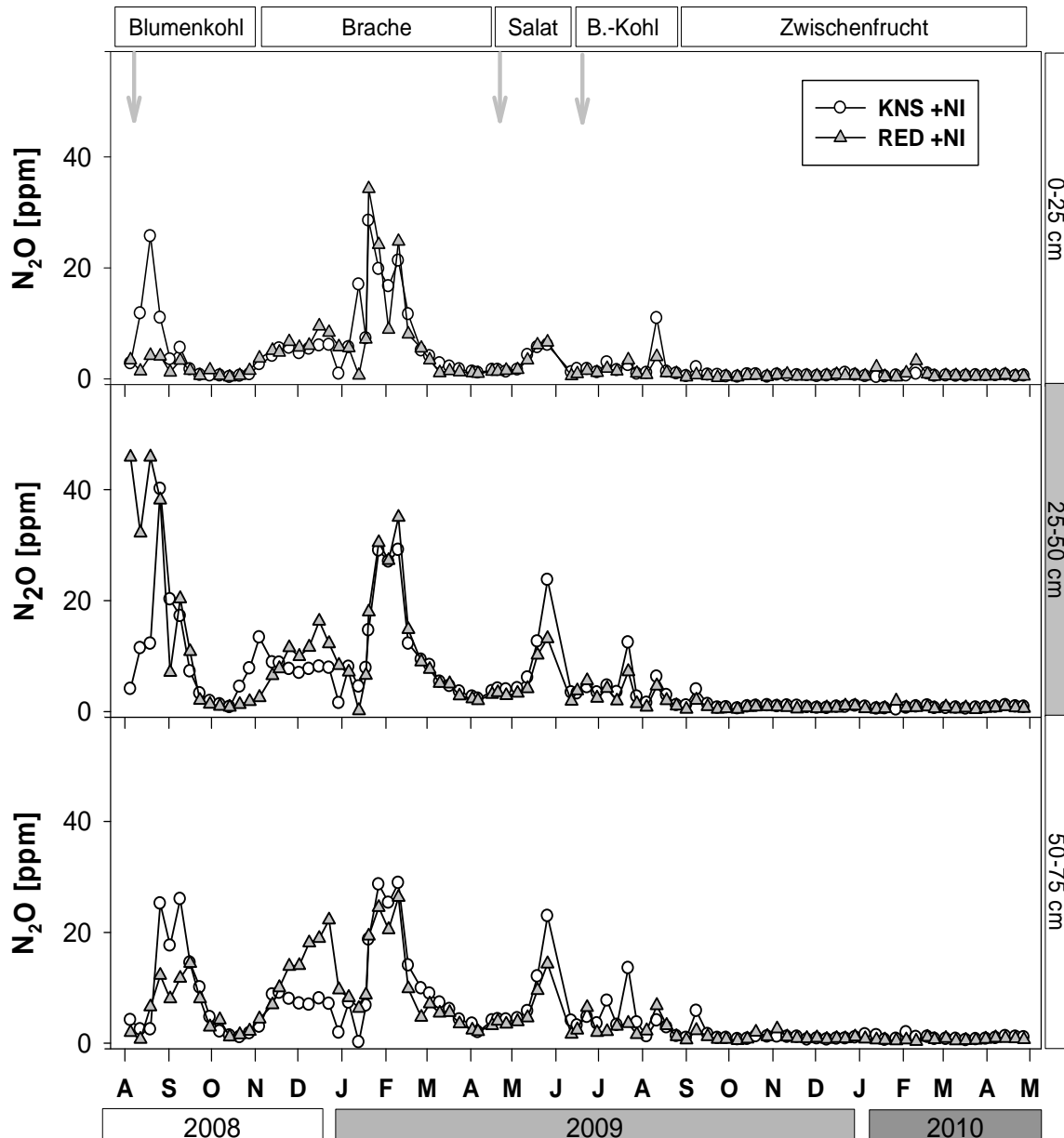
Jahr 1 (Blumenkohl – Zwischenfrucht)		Behandlung		
		KNS +NI	RED +NI	Depot
Tiefe		----- N <sub>2</sub> O Konzentration [ppm] -----		
0 – 25 cm	MW	6,96 <sup>a</sup>	6,12 <sup>a</sup>	11,40 <sup>b</sup>
	Range	0,24 – 63,28	0,29 – 39,95	0,21 – 109,07
	(n)	(130)	(129)	(111)
25 – 50 cm	MW	8,49 <sup>a</sup>	8,79 <sup>a</sup>	18,81 <sup>b</sup>
	Range	0,54 – 121,29	0,06 – 35,75	0,33 – 207,34
	(n)	(135)	(126)	(117)
50 – 75 cm	MW	9,94 <sup>a</sup>	11,45 <sup>a</sup>	20,36 <sup>b</sup>
	Range	0,67 – 52,11	0,04 – 63,34	0,10 – 94,11
	(n)	(133)	(134)	(113)
Jahr 2 (Kopfsalat - Blumenkohl – Zwischenfrucht)				
0 – 25 cm	MW	1,34 <sup>a</sup>	1,14 <sup>a</sup>	1,90 <sup>b</sup>
	Range	0,15 – 23,26	0,08 – 7,31 <sup>a</sup>	0,02 – 13,16
	(n)	(202)	(176)	(179)
25 – 50 cm	MW	2,66 <sup>a</sup>	1,74 <sup>a</sup>	2,82 <sup>a</sup>
	Range	0,04 – 35,85	0,01 – 14,71	0,01 – 56,27
	(n)	(207)	(205)	(188)
50 – 75 cm	MW	2,74 <sup>a</sup>	2,17 <sup>a</sup>	3,50 <sup>a</sup>
	Range	0,21 – 33,22	0,06 – 22,83	0,14 – 56,59
	(n)	(208)	(209)	(184)

#### 4.5 N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Sickerwasser – indirekte Lachgasemissionen

Die Konzentrationen von NO<sub>3</sub><sup>-</sup> und gelöstem N<sub>2</sub>O im Sickerwasser wurden im zweiten Versuchsjahr von April 2009 bis Mai 2010 erhoben. Während dieser Phase wurden an 24 Terminen Sickerwasserproben gewonnen. An diesen Terminen variierten die Bodenwasser-gehalte und die Bodentemperaturen stark. Sie reichten von 42,8% bis 83,4% WFPS und von 1° bis 21°C (in 10 und 20 cm Tiefe) (nicht dargestellt). An den restlichen 30 Terminen des zweiten Versuchsjahrs war eine (wöchentliche) Probenahme aufgrund von Trockenheit (und folglich zu geringen Wassergehalten) oder von Bodenfrost nicht möglich.

Die Konzentrationen an gelöstem N<sub>2</sub>O im Sickerwasser reichten über die Messperiode von 0,3 bis 189 µg N<sub>2</sub>O-N L<sup>-1</sup> (Mittelwert aller Daten: 16,2 µg N<sub>2</sub>O-N L<sup>-1</sup>). Im Vergleich zur Gleichgewichtskonzentration mit der Atmosphärenluft (~0,231 µg N<sub>2</sub>O-N L<sup>-1</sup>, bei 20°C) waren die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Sickerwasser stets signifikant erhöht (bis 820-fach).



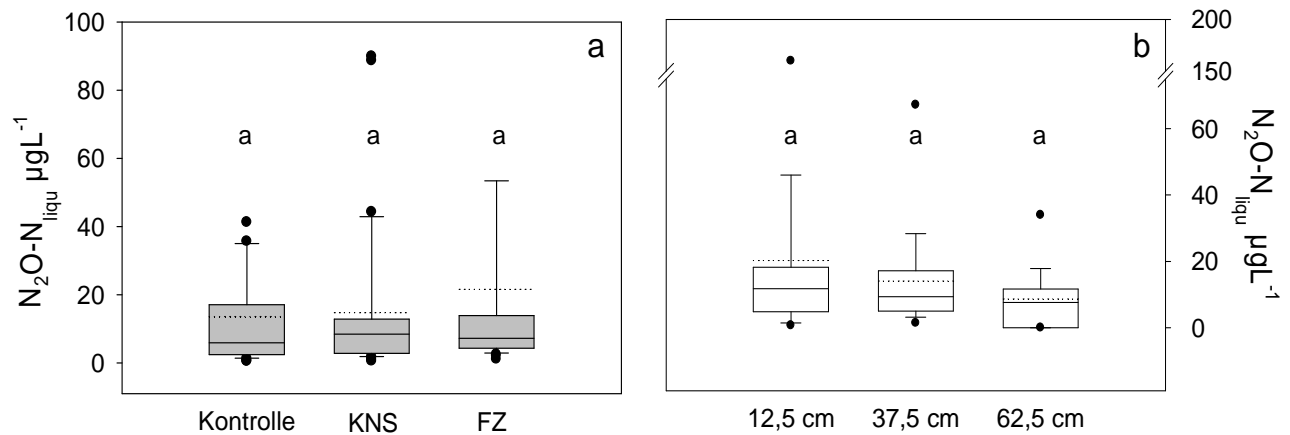


**Abb. 25:**  $N_2O$ -Konzentration in der Bodenluft bei unterschiedlich hoher Düngung mit Nitrifikationshemmstoff in drei unterschiedlichen Tiefen. Die Pfeile markieren die Düngungstermine.

Die über alle Tiefenstufen gemittelten  $N_2O$ -Konzentrationen im Sickerwasser lagen bei 13,5 (Kontrolle), 15,5 (KNS) und bei 21,4 (FZ)  $\mu\text{g } N_2O\text{-N L}^{-1}$ . Dabei waren keine signifikanten Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten festzustellen (Abb. 26a). Mit zunehmender Tiefe wurde eine statistisch nicht gesicherte Abnahme der  $N_2O$ -Konzentration verzeichnet (Abb. 26b).

Die  $NO_3^-$ -Konzentrationen im Sickerwasser der gedüngten Varianten waren signifikant höher als in der ungedüngten Kontrolle (Tab. 11). Im Mittel lag sie bei 29,2  $\text{mg } NO_3^-\text{-N L}^{-1}$

(entsprechend  $129,3 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ ) und damit deutlich oberhalb des Trinkwassergrenzwerts von  $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ .



**Abb. 26:** Konzentration an gelöstem  $\text{N}_2\text{O}$  in Abhängigkeit der N-Düngung (Mittelwert über alle Tiefen) (a) und in Abhängigkeit der Beprobungstiefe (Mittelwert über alle Behandlungen) (b) ( $p < 0,05$ , mixedmodel). Boxen mit 5.-95. Perzentil, die durchgezogene Linie stellt den Median, die gestrichelte Linie den Mittelwert dar. Ausreißer sind als Punkte gekennzeichnet.

Entsprechend den Vorgaben des IPCC (2006) zur Berechnung des Emissionsfaktors für gelöstes  $\text{N}_2\text{O}$  ( $\text{EF}_{5g}$ ) wurden die in Tabelle 11 dargestellten  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{NO}_3\text{-N}$  Verhältnisse berechnet. Sie variierten über alle Behandlungen und Bodentiefen sehr stark (zwischen  $0,000006$  und  $1,38$ ). Dabei unterschieden sich Mittelwert ( $0,045$ ) und Median ( $0,0006$ ) erheblich. Ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Konzentrationen an  $\text{NO}_3\text{-N}$  und gelöstem  $\text{N}_2\text{O}$  wurde nicht beobachtet. Auch für die weiteren, untersuchten Bodenparameter wurden keine signifikanten Zusammenhänge mit den Konzentrationen an gelöstem  $\text{N}_2\text{O}$  gefunden.

Die indirekten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen, die über Tiefenverlagerungen aus dem System ausgetragen werden, wurden in einer ersten Abschätzung (basierend auf einer jährlichen Sickerungsrate von  $100 \text{ mm m}^{-2}$  und den mittleren  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentrationen in  $62,5 \text{ cm}$  Tiefe) geschätzt. Der jährliche  $\text{NO}_3^-$ -Austrag mit dem Sickerwasser variierte zwischen  $2$  und  $36 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Auf dieser Bezugsbasis schwankten die  $\text{N}_2\text{O}$ -Austräge zwischen  $0,0074$  und  $0,0147 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Tab. 13). Die auf Grundlage der Messwerte berechneten jährlichen indirekten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen sind im Vergleich zu den nach IPCC geschätzten indirekten Emissionen (zwischen  $0,05$  und  $0,54 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) wesentlich niedriger (Tab. 13).

**Tab. 12:** Konzentrationen an gelöstem N<sub>2</sub>O und NO<sub>3</sub> im Sickerwasser (April 2009 bis April 2010) sowie daraus abgeleitetes N<sub>2</sub>O-N/NO<sub>3</sub>-N-Verhältnis. Unterschiedliche hochgestellte Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (p < 0,05; mixed model).

	Tiefe	Behandlung		
		Kontrolle	KNS	FZ
----- N <sub>2</sub> O-N im Sickerwasser [µg L <sup>-1</sup> ] -----				
Mittelwert (Range)	0-25	23,69 <sup>a</sup> (0,48 – 119,28)	13,47 <sup>a</sup> (0,26 – 104,65)	32,53 <sup>a</sup> (1,09 – 189,30)
	25-50	11,61 <sup>a</sup> (1,40 – 34,78)	19,90 <sup>a</sup> (0,72 – 111,16)	24,59 <sup>a</sup> (3,27 – 153,04)
	50-75	7,35 <sup>a</sup> (1,30 – 16,87)	14,64 <sup>a</sup> (0,54 – 92,86)	10,16 <sup>a</sup> (2,08 – 44,71)
	0-75	13,53 <sup>a</sup> (0,48 – 119,28)	15,48 <sup>a</sup> (0,26 – 111,16)	21,42 <sup>a</sup> (1,09 – 189,30)
----- NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N im Sickerwasser [mg L <sup>-1</sup> ] -----				
Mittelwert (Range)	0-25	0,09 <sup>a</sup> (0,02 – 0,24)	44,52 <sup>b</sup> (0,01 – 241,60)	42,23 <sup>b</sup> (42,60 – 135,60)
	25-50	2,48 <sup>a</sup> (0,01 – 12,60)	47,75 <sup>b</sup> (0,13 – 179,60)	42,48 <sup>b</sup> (0,02 – 94,60)
	50-75	2,05 <sup>a</sup> (0,01 – 8,75)	21,18 <sup>b</sup> (0,07 – 58,80)	10,86 <sup>ab</sup> (0,04 – 47,80)
	0-75	1,71 <sup>a</sup> (0,01 – 12,60)	35,58 <sup>b</sup> (0 – 241,60)	31,12 <sup>b</sup> (0,02 – 135,60)
----- N <sub>2</sub> O-N/NO <sub>3</sub> -N -----				
Mittelwert (Range)	0-75	0,14 <sup>a</sup> (0,0006 – 0,8)	0,01 ± 0,03 <sup>b</sup> (0,000006 – 0,23)	0,11 ± 0,34 <sup>ab</sup> (0,00002 – 1,38)
	gesamt	<b>0,045</b> (Mittelwert aller erfassten Werte) <b>0,0006</b> (Median aller erfassten Werte)		

**Tab. 13:** Abschätzung der jährlichen Nitratausträge (N<sub>LEACH</sub>) und der indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen (1) auf Basis des IPCC-Ansatzes und (2) unter Verwendung der gemessenen Daten.

Düngung	N <sub>LEACH</sub>		Indirekte N <sub>2</sub> O Emissionen	
	IPCC <sup>1)</sup>	eigene Messung <sup>2)</sup>	IPCC	eigene Messung <sup>3)</sup>
----- kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> -----				
Kontrolle	15	2	0,04	0,0074 (0,0053)
KNS	184	36	0,46	0,0147 (0,0098)
Faustzahlen	217	31	0,54	0,0102 (0,0057)

<sup>1)</sup>Berechnungsgrundlage: N<sub>2</sub>O<sub>ind</sub> = N<sub>LEACH</sub> \* EF<sub>5g</sub>; N<sub>LEACH</sub> = N<sub>Input</sub> \* Fra<sub>CLEACH</sub>; Fra<sub>CLEACH</sub> = 0,3; EF<sub>5g</sub> = 0,0025).

<sup>2)</sup>mittlere NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Konzentration des Sickerwassers multipliziert mit der jährlichen Sickerwasserrate des Standorts.

<sup>3)</sup>indirekte N<sub>2</sub>O-N-Emissionen basierend auf den Mittelwerten (Median) des gelösten N<sub>2</sub>O-N in 62,5 cm Tiefe.

Die Nitratauswaschung schwankte zwischen  $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in der ungedüngten Kontrolle und  $36 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in der „KNS“-Variante (Tab. 13). Die entsprechenden Austräge an  $\text{N}_2\text{O-N}$  variierten zwischen  $0,0074$  und  $0,0147 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Dies entsprach einem auf den gesamten N-Input bezogenen N-Verlust von  $3,9 - 0,5\%$  über die Nitratauswaschung und von  $0,01 - 0,02\%$  über Austräge in Form von gelöstem  $\text{N}_2\text{O}$ . Der berechnete Emissionsfaktor für indirekte Emissionen aus dem Grundwasser (entsprechend  $\text{EF}_{5g}$ ) lag bei  $0,0006$  (Median). Er war niedriger als der mit  $0,0025$  vom IPCC (2006) revidierte  $\text{EF}_{5g}$ . Der Mittelwert der vorliegenden Daten hingegen war mit  $0,045$  rund 18-mal so hoch (Tab. 12).

Die Diskrepanz zwischen eigenen Daten und IPCC-Schätzung könnte auf den  $\text{NO}_3^-$ -Anteil im Sickerwasser ( $\text{N}_{\text{LEACH}}$ ) zurückgeführt werden. Verglichen mit der IPCC-Methodik ( $217 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) waren die in der vorliegenden Studie gemessenen  $\text{NO}_3^-$ -Frachten im Sickerwasser mit maximal  $36 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sehr gering (Tab. 13). Für den untersuchten Standort konnte die  $\text{NO}_3^-$ -Versickerung durch den IPCC-Faktor für den Anteil an ausgewaschenem Dünger-N ( $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ ) nicht hinreichend wiedergegeben werden. Standort-spezifische physikalische Parameter, welche maßgeblich die Versickerungsrate steuern (Duynsveld et al., 1988), finden bislang in die IPCC-Berechnung keinen Eingang. Hohe Nitratfrachten sind auf durchlässigen Sandböden wahrscheinlich (Duynsveld et al., 1988). In Lößböden hingegen könnte durch eine längere Verweildauer von Nitrat und Sickerwasser die N-Aufnahme durch die Pflanzenbestände, die N-Immobilisation oder die Umwandlung zu gasförmigen N-Verbindungen begünstigen und somit zu geringeren  $\text{NO}_3^-$  Frachten führen.

Das  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnis ( $\text{EF}_{5g} = 0,0025$  nach IPCC 2006) stellt für die Abschätzung einen weiteren Unsicherheitsfaktor dar. Auf die hohe Unsicherheit bei der Abschätzung (Unsicherheitsspanne:  $0,0005$  bis  $0,025$  (IPCC, 2006)) wird zum Beispiel von Von der Heide et al. (2009) hingewiesen. In der Literatur lassen sich  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{NO}_3\text{-N}$  Verhältnisse von  $0,0000035$  (Xiong et al., 2006) bis  $0,13$  (Xiong et al., 2006; Blicher-Mathiesen & Hoffmann, 1999) finden. Möglicherweise ist diese große Spannbreite auf die vielfältigen Nutzungssysteme sowie auf unterschiedliche Methoden der Probenahme in den einzelnen Studien zurückzuführen. Neben der Beprobung von Saugkerzen (Davidson & Firestone, 1988) wurden Proben aus Lysimetern (Xiong et al., 2006; Dowdell et al., 1979), Bohrlöchern und Brunnen (Hiscock et al., 2003) sowie Dränwassern (Reay et al., 2004; 2003) untersucht.

Der Emissionsfaktor wurde in der letzten Ausgabe (IPCC, 2006) auf Basis neuerer Untersuchungen (Reay et al., 2005; Sawamoto et al., 2005; Reay et al., 2004; Hiscock et al., 2003; 2002) von  $0,015$  auf  $0,0025$  verringert. Dennoch gibt es Studien, die belegen, dass auch

dieser revidierte Faktor noch zu hoch angesetzt ist (Kim et al., 2009; von der Heide et al., 2009; Xiong et al., 2006).

Die große Streuung der  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnisse zeigt die dringende Notwendigkeit einer Korrektur des bestehenden Faktors für indirekte Emissionen aus dem Grundwasser auf.

Die zur Schätzung vorausgesetzte Beziehung zwischen gelöstem  $\text{N}_2\text{O-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  kann nicht als gesichert gelten. Neben der vorliegenden Studie haben auch anderen Autoren (Hasegawa et al., 2000; Kim et al., 2009; Reay et al., 2003; 2009; Sawamoto et al., 2003; Weller et al., 1994) keinen signifikanten Zusammenhang zwischen beiden Variablen festgestellt. Auch wenn in zahlreichen Arbeiten eine Beziehung zwischen diesen beiden Größen nachgewiesen werden konnte (Reay et al., 2009; Deurer et al., 2008; von der Heide et al., 2008; Harrison und Matson, 2003; Hiscock et al., 2003; Mühlherr und Hiscock, 1997; Ueda et al., 1991; Minami und Oshawa, 1990; Minami und Fukushi, 1984; Dowdell et al., 1979) sollte die Eignung des  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnisses zur Abschätzung der indirekten Emissionen generell überdacht werden. Eine Berücksichtigung der standortspezifischen Bodenparameter ist dringend anzuraten!

## **4.6 Nitratverlagerung**

### **4.6.1 Nitratgehalte und Nitratverlagerung bei unterschiedlichen Düngermengen**

#### **4.6.1.1 Nitratgehalte bei unterschiedlicher N-Düngung im Zeitverlauf**

Der zeitliche Verlauf der Nitratgehalte im Boden mit Beginn der Salatpflanzung 2008 bis zum Versuchsende im Mai 2010 ist in Abbildung 27 beispielhaft für zwei Beprobungstiefen dargestellt. Das höchste Düngerniveau („FZ“) zeigte, statistisch gesichert, die höchsten Nitratgehalte über den gesamten Versuchszeitraum. Eine Reduzierung der Düngermenge auf das Niveau der „KNS“-Variante und weiter auf „RED“ hatte eine signifikante Abnahme der Nitratgehalte in 0-25 cm Tiefe zur Folge. Auch in den Tiefen 25-50 cm und 50-75 cm war dieser Trend zu beobachten.

#### **4.6.1.2 Nitratverlagerung bei unterschiedlicher Düngung**

Die „KNS“- und die „FZ“-Varianten zeigten in beiden Versuchsjahren im Unterboden (50-75 cm) signifikant höhere Nitratgehalte als die ungedüngte Kontrolle (Abb. 27). Nach der Salatdüngung kam es mit  $118 \text{ kg N ha}^{-1}$  bzw.  $128 \text{ kg N ha}^{-1}$  (erstes und zweites Versuchsjahr) zu sehr hohen Nitratgehalten im Boden. Auch nach der Blumenkohldüngung waren mit  $202 \text{ kg N ha}^{-1}$  bzw.  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$  (erstes und zweites Versuchsjahr) sehr hohe Nitratmengen im

Oberboden zu beobachten. Diese hohen Nitratmengen im Oberboden wurden in tiefere Bodenschichten verlagert, sodass die Nitratmengen dort anstiegen. So wies die Behandlung „FZ“ im Vergleich zu den restlichen Versuchsvarianten im ersten Jahr signifikant höhere Nitratgehalte im Unterboden auf (Abb. 28).

Nach der Ernte des Blumenkohls traten ebenfalls hohe Nitratgehalte (speziell im zweiten Versuchsjahr mit bis zu  $116 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) auf. Ein fehlender Pflanzenbewuchs verhinderte eine Aufnahme des durch Mineralisierung der Ernterückstände freigesetzten N im Oberboden und könnte damit eine Auswaschung begünstigt haben (Abb. 27).

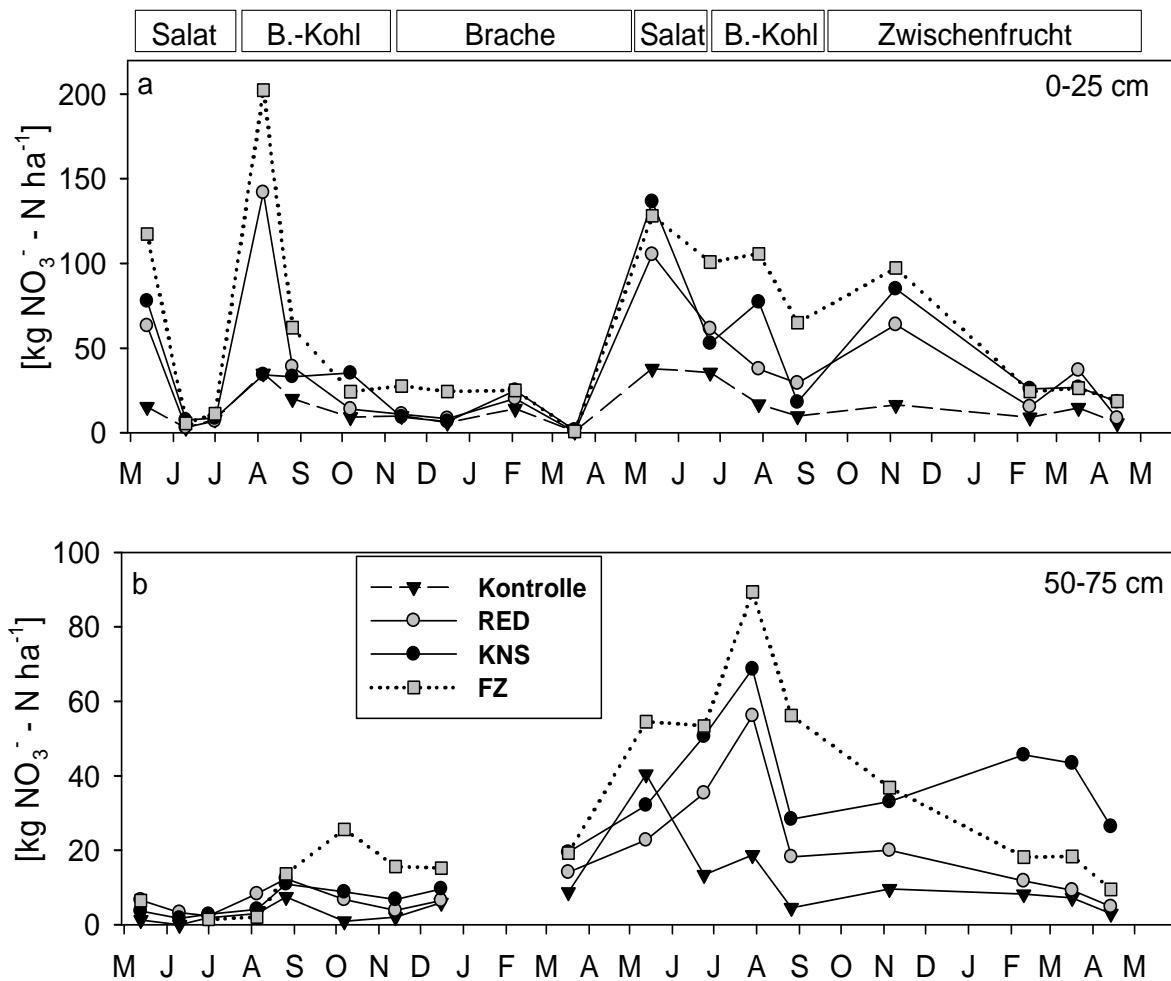
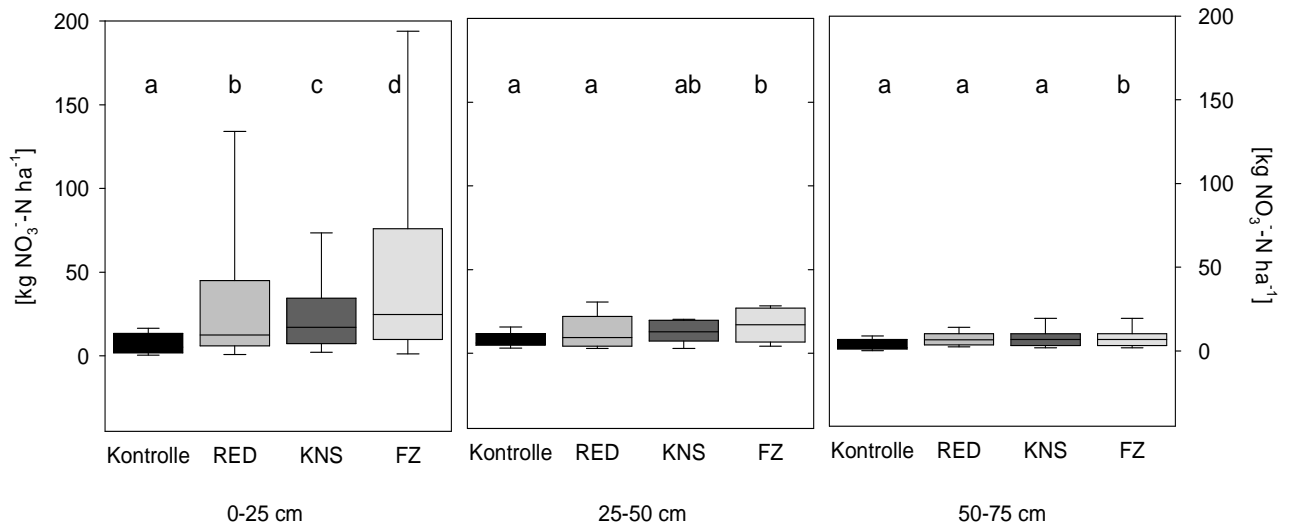
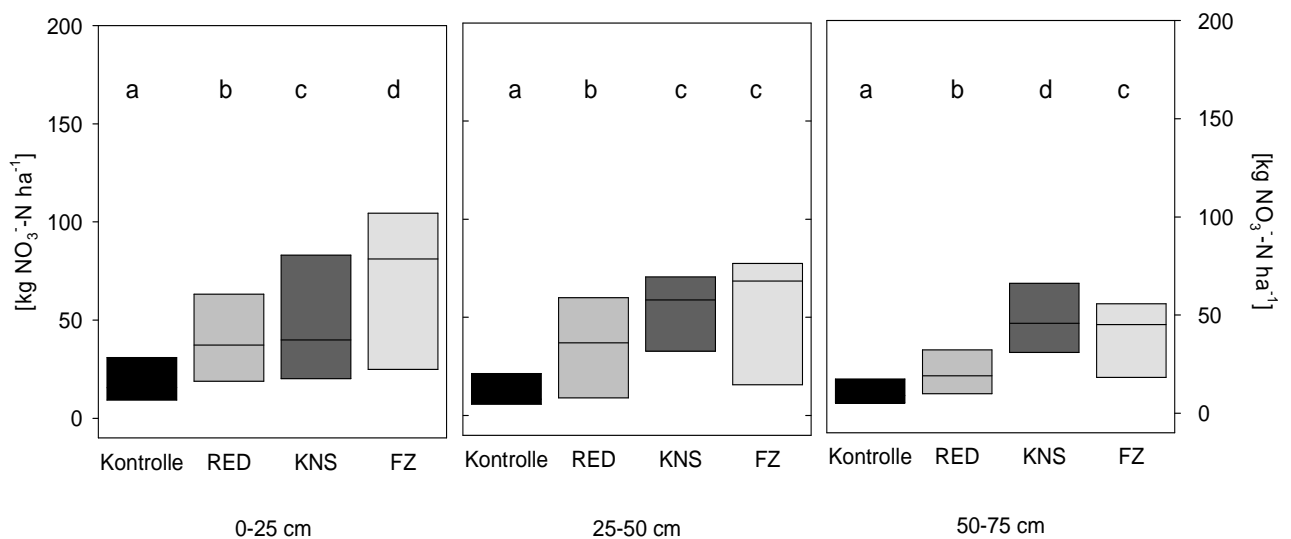


Abb. 27: Mittlere Nitratgehalte im ersten Versuchsjahr bei unterschiedlich hoher N-Düngung in 0-25 cm und in 50-75 cm Tiefe.

Im Unterboden wurden während der Blumenkohlvegetationsperiode im zweiten Versuchsjahr Nitratgehalte bis zu  $87 \text{ kg N ha}^{-1}$  („FZ“) beobachtet. Generell waren die Nitratgehalte im Unterboden im zweiten Versuchsjahr wesentlich höher als im ersten (Abb. 28, 29).



**Abb. 28:** Mediane, 5% und 95% Konfidenzintervalle sowie Range der  $N_{\min}$ -Gehalte im ersten Versuchsjahr bei unterschiedlich hoher N-Düngung in Abhängigkeit der Bodentiefe. Signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Behandlungen sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet (mixed model,  $p < 0,05$ ).



**Abb. 29:** Mediane, 5% und 95% Konfidenzintervalle der  $N_{\min}$ -Gehalte im zweiten Versuchsjahr bei unterschiedlich hoher N-Düngung in Abhängigkeit der Bodentiefe. Signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Behandlungen sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet (mixed model,  $p < 0,05$ ).

Zusätzlich zum Nitrat im  $N_{\min}$ -Extrakt wurden die  $NO_3^-$  und  $N_2O$ -Konzentrationen im Sickerwasser erfasst und daraus eine Verlagerung abgeleitet. Im Gegensatz zum Nitrat der  $N_{\min}$ -Extraktion konnte nur in den oberen beiden Bodentiefen ein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen Versuchsvarianten beobachtet werden. Im Unterboden war kein

statistisch nachweisbarer Zusammenhang zwischen Düngermenge und dem Nitrataustrag zu erkennen. Der Trend der mittleren Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser zeigte jedoch, dass mit zunehmender Düngerrhöhe auch die Menge und Konzentration an Nitrat im Sickerwasser des Unterboden anstieg.

Die mittleren Nitratgehalte im Sickerwasser der gedüngten Varianten (11 - 48 mg NO<sub>3</sub>-N L<sup>-1</sup>, Tab. 12) waren im Vergleich mit anderen Studien unter Gemüse (Feaga et al., 2010; Song et al., 2009) ebenso wie die N<sub>min</sub>-Gehalte im Unterboden (max. 40 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup>) als „mittel“ bis „gering“ einzustufen. Song et al. (2009) fanden in ihrer Lysimeterstudie unter Gemüse bei wesentlich höheren N-Gaben (durchschnittlich 849 kg N ha<sup>-1</sup>) 100 - 289 mg NO<sub>3</sub>-N L<sup>-1</sup> im Sickerwasser. Feaga et al. (2010) konnten in ihrer 11-jährigen Studie unter Gemüse mit ähnlich hoher Düngergabe (134 – 280 kg N ha<sup>-1</sup>, je nach Kultur und Zwischenfrucht) zwischen 3,6 und 26,4 mg NO<sub>3</sub>-N L<sup>-1</sup> beobachten. Dietrich & Liebhard (2002) hingegen ermittelten auf einem leichten Sandboden unter Salat bei Düngung nach KNS-System (Düngergabe 140 kg N ha<sup>-1</sup>), zwischen 299 und 365 mg N L<sup>-1</sup> (bei jährlichen Sickerwassermengen zwischen 36 und 137 mm a<sup>-1</sup>).

Die Nitratgehalte (N<sub>min</sub>-Extraktion) am Ende der Vegetationsperiode nach der Blumenkohlernte und Einarbeitung der Ernterückstände waren in beiden Versuchsjahren mit maximal 15 kg N ha<sup>-1</sup> bzw. 37 kg N ha<sup>-1</sup> (50 - 75 cm Tiefe, „FZ“) gering. Im Vergleich hierzu fanden Wyland et al (1996) 443 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> in 15 bis 75 cm Tiefe unter Broccoli bei einer Düngergabe von insgesamt 820 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Die Autoren gingen bei einer N-Ausnutzung von fast 100% allerdings nicht von einer generell zu hohen Düngergabe aus. Sie führten die Nitratüberschüsse im Unterboden auf hohe N-Gehalte vor der Düngung, N-Eintrag mit Beregnungswasser und die N-Nachlieferung durch die bodeninterne Mineralisierung des Standortes zurück.

In der vorliegenden Studie wurde ein solcher Überschuss durch die Düngung nach Soll-Wert („KNS“) gezielt vermieden. Ein N-Eintrag über Bewässerung wird als vernachlässigbar angesehen (eine Bewässerung erfolgte ersten Versuchsjahr mit insgesamt 23 mm).

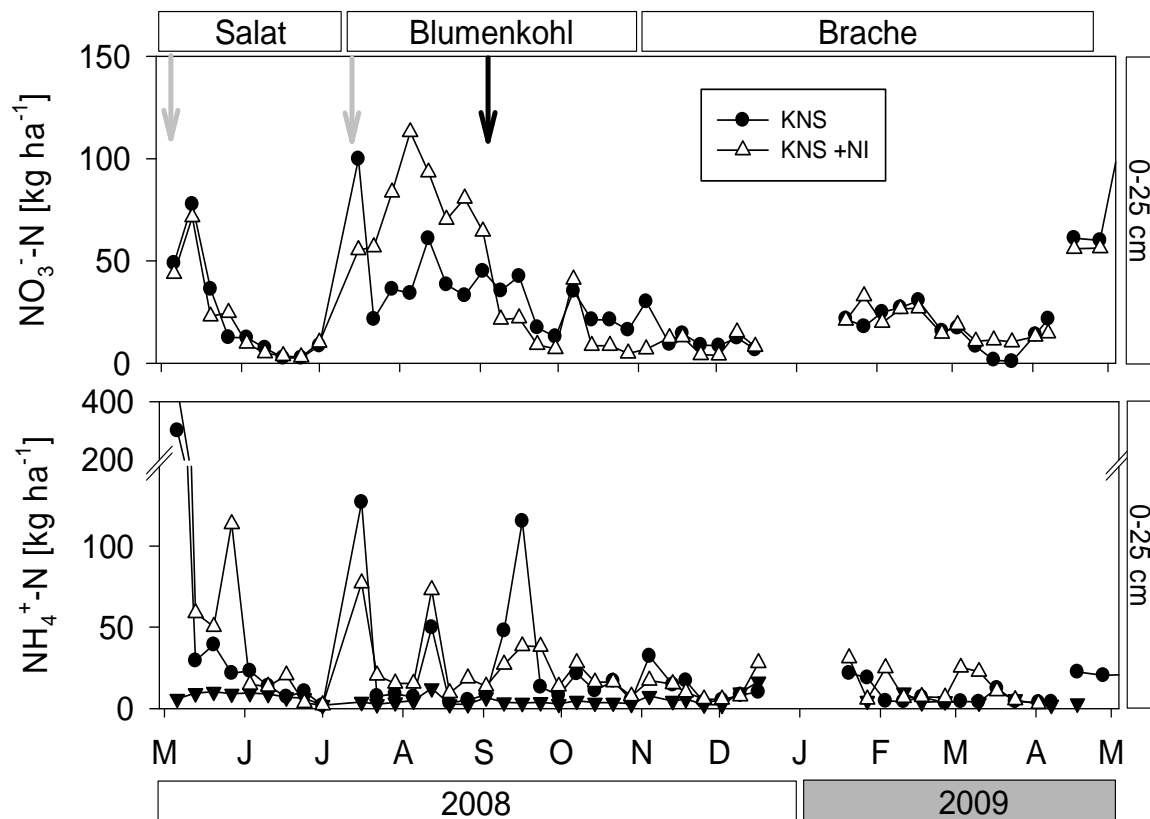
#### ***4.6.2 Nitratgehalte und Verlagerung bei DMPP-Anwendung und bei Depotdüngung***

##### ***4.6.2.1 Ammonium- und Nitratgehalte bei DMPP-Anwendung und bei Depotdüngung im Zeitverlauf***

Der Einsatz des Nitrifikationshemmstoffes 3,4-Dimethylpyrazolosphat (DMPP) bedingt durch die Hemmung der Nitrifikationsenzyme eine Verzögerung der Ammoniumoxidation.



Hierdurch wird die Dauer der Ammoniumverfügbarkeit für die Pflanzen erhöht und gleichzeitig ein Nitratüberschuss zu Beginn der Vegetationsperiode vermieden (Diez et al., 2010; Zerulla et al., 2001). Letzteres verringert die Nitratverlagerung vom Ober- in den Unterboden. Im Gegensatz zur herkömmlichen, breitflächig applizierten N-Düngung, die bei Kulturen mit längeren Vegetationsperioden wie Blumenkohl praxisüblich auf zwei Gaben verabreicht wird, erfolgt die N-Düngung mit lediglich einer Gabe.



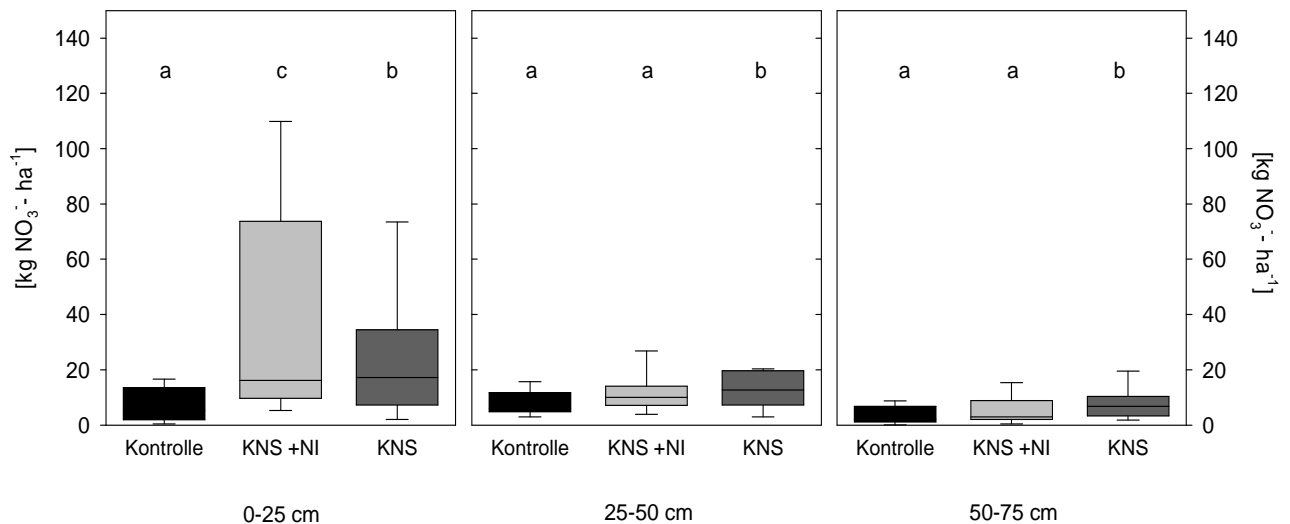
**Abb. 30:** Verlauf der Nitrat- (a) und der Ammoniumgehalte (b) bei Düngung mit herkömmlichem Ammonsulfatsalpeter („KNS“) und bei Düngung mit Nitrifikationshemmstoff („KNS +NI“). Pfeile kennzeichnen die Düngungstermine.

Während der Anbauphase des Kopfsalats im ersten Versuchsjahr waren die Ammoniumgehalte im Oberboden bei DMPP-Anwendung im Vergleich zur Düngung mit Ammonsulfatsalpeter („KNS“) signifikant höher (Abb. 30). Eine ähnliche Tendenz war zu Beginn der Blumenkohlvegetationsperiode zu beobachten. Allerdings war in dieser Phase keine eindeutige Verzögerung der Umwandlung von Ammonium durch die Wirkung des DMPP anhand der Ammoniumgehalte nachweisbar. „KNS +NI“ wurde beim Blumenkohl in einmaliger Gabe appliziert, während in der herkömmlichen „KNS“-Düngung zunächst lediglich 50% der Gesamtdüngermenge verabreicht wurde. Nach 6 Wochen erfolgte die

zweite Düngung in der „KNS“-Behandlung, was einen Anstieg der Ammonium- und Nitratgehalte zur Folge hatte.

#### 4.6.2.2 Nitratverlagerung bei DMPP-Anwendung

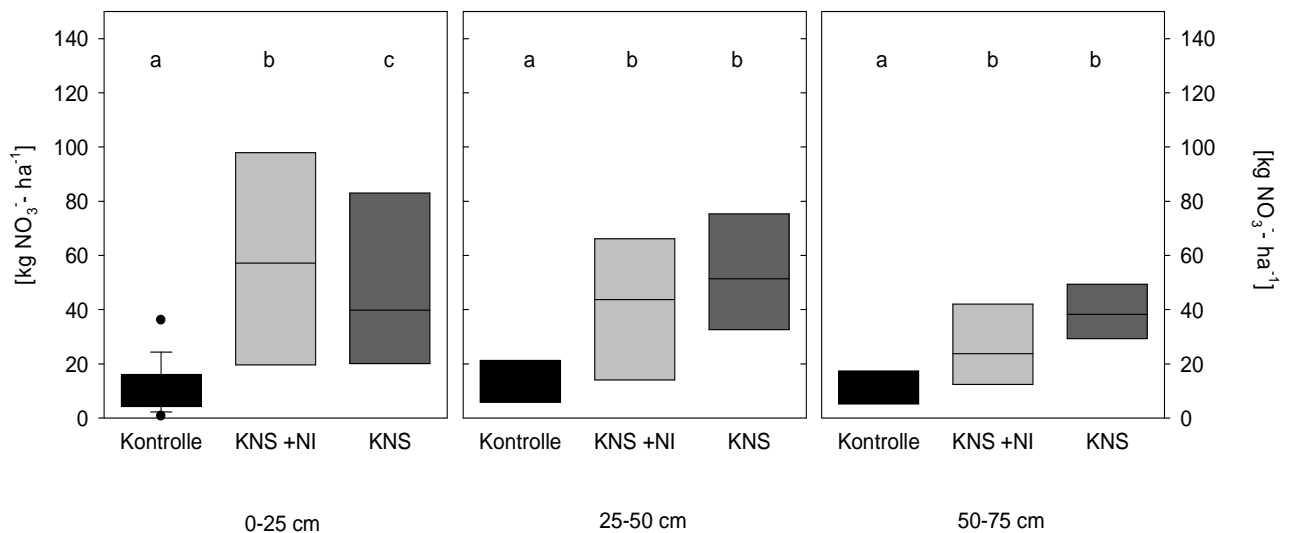
Die Anwendung des Nitrifikationshemmstoffs DMPP führte im ersten Versuchsjahr im Vergleich zur herkömmlichen Düngung mit Ammonsulfatsalpeter (ohne Hemmstoff) zu geringeren Nitratgehalten im Unterboden. Gleichzeitig waren die mittleren annuellen Nitratgehalte im Oberboden signifikant höher als in der Variante „KNS“ (Abb. 31). Daraus ließ sich ableiten, dass durch die verzögerte Oxidation des Ammoniums mehr Nitrat im Oberboden verblieb und dort von den Pflanzenbeständen genutzt wurde und so weniger Nitrat in den Unterboden verlagert wurde. Im zweiten Versuchsjahr setzte sich dieser Trend, statistisch nicht gesichert, fort (Abb. 32).



**Abb. 31:** Mediane, 5% und 95% Konfidenzintervalle sowie Range der Nitratgehalte in unterschiedlichen Bodentiefen im ersten Versuchsjahr bei einer Düngung mit und ohne Nitrifikationshemmstoff. Signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Behandlungen sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet (mixed model,  $p < 0,05$ ).

Im Gegensatz zu Studien, welche eine eindeutige Verzögerung der Nitrifikation bei DMPP-Anwendung nachweisen konnten (Roco und Blu, 2006; Irigoyen et al., 2003), war dies in der vorliegenden Studie aufgrund der unterschiedlichen Düngerapplikation beim Blumenkohl (gesplittet und einmalig) nicht eindeutig möglich. Eine Verringerung der Nitratverlagerung in den Unterboden und eine Verminderung des Auswaschungsrisikos wie von Linzmeier et al. (1999), Roco und Blu (2006) und Zerulla et al. (2001) beobachtet, konnte nur im ersten Versuchsjahr ermittelt werden. Möglicherweise hatten Bodenart und Bodentyp (Parabraun-

erde aus Löß) des von uns untersuchten Standortes einen Einfluss. Barth et al. (2001), Linzmeier et al. (1999) und Pasda et al. (2001) zeigten, dass DMPP hauptsächlich auf sandigen Böden den gewünschten Effekt erzielt.



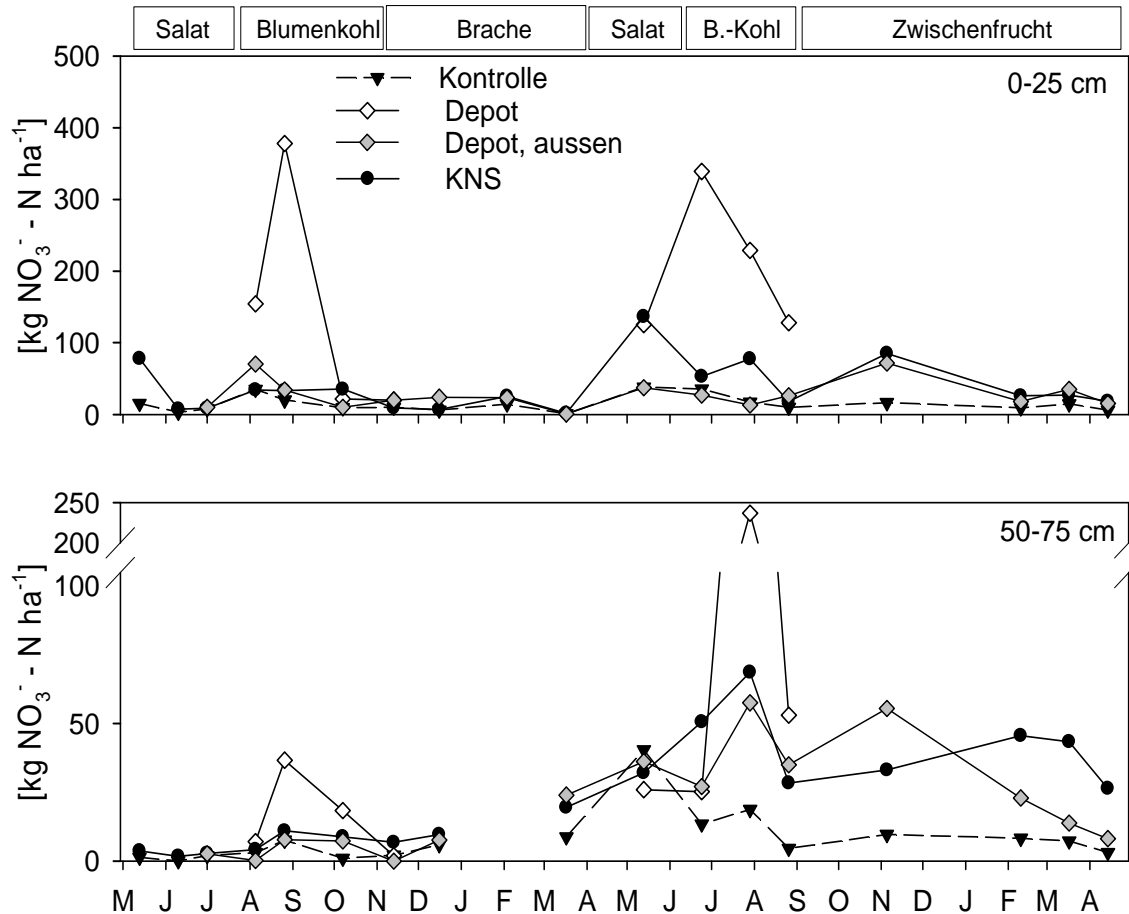
**Abb. 32:** Mediane, 5% und 95% Konfidenzintervalle der Nitratgehalte in unterschiedlichen Bodentiefen im zweiten Versuchsjahr bei einer Düngung mit und ohne Nitrifikationshemmstoff. Signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Behandlungen sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet (mixed model,  $p < 0,05$ ).

Auch eine Ertragssteigerung bei der Verwendung von DMPP gegenüber der herkömmlichen Düngung mit Ammonsulfatsalpeter wurde in der vorliegenden Studie nicht beobachtet. Ein nachteiliger Effekt auf das Ertragsniveau oder die Nitratauswaschung trat bei der „KNS +NI“-Behandlung nicht auf, so dass – speziell vor dem Hintergrund der Emissionsminderung (siehe Kapitel 4.3.2.2) – die DMPP-Anwendung durchaus als Minderungsstrategie betrachtet werden sollte.

#### 4.6.2.3 Ammonium- und Nitratgehalte im Zeitverlauf bei Depotdüngung

Ziel des CULTAN-Verfahrens ist es, durch die platzierte Gabe eines Ammoniumdüngers in einem Band unter oder zwischen der Pflanzreihe, eine lokal hohe Ammoniumkonzentration im Boden zu erreichen. Diese wirkt hemmend auf die nitrifizierende Mikroflora und führt zu einer NH<sub>4</sub>-Stabilisierung. Dadurch kommt es zu einer geringeren Nitratauswaschung in den Unterboden und einer längeren Nitratverfügbarkeit im Oberboden (Sommer, 2005).

In der vorliegenden Studie wurde aufgrund des frühen N-Bedarfs der Gemüsepflanzen die Band/CULTAN-Düngung mit Ammonsulfatsalpeter (ASS) durchgeführt. Ein Viertel des N im ASS liegt in Form von Nitrat-N vor, der eine gesicherte Jugendentwicklung der Gemüsekulturen gewährleisten sollte.



**Abb. 33:** Mittlere Nitratmengen im Bereich des Düngerdepots, neben dem Düngerdepot (aussen), bei breitflächiger N-Applikation sowie in der ungedüngten Behandlung in den beiden Beprobungstiefen 0-25 cm und 50-75 cm. Die Anlage des Depots erfolgte jeweils unmittelbar vor dem Pflanzen der Gemüsekulturen.

Die Nitratgehalte im Oberboden waren im Bereich des N-Depots mit Gehalten von bis zu 280  $\text{kg N ha}^{-1}$  extrem hoch (278  $\text{kg N ha}^{-1}$ , Abb. 33). Gleichzeitig wurden auch im Unterboden zu diesem Zeitpunkt mit 37  $\text{kg N ha}^{-1}$  erhöhte Nitratgehalte im Vergleich zu den anderen Varianten festgestellt.

Im zweiten Versuchsjahr trat dieser Effekt besonders ausgeprägt während der Anbauphase des Blumenkohls auf. Im Oberboden wurden zwei Wochen nach der Pflanzung bis zu 339  $\text{kg N ha}^{-1}$  im Bereich des N-Depots gemessen, eine Woche später wurden im Unterboden bis zu 237  $\text{kg N ha}^{-1}$  beobachtet.

Es war davon auszugehen, dass zu Beginn der Vegetationsperiode innerhalb des Düngerbandes im Oberboden ein Nitrat- und Ammoniumüberschuss vorhanden war. Durch Einbringung der kompletten Düngerdosis in das Band, stand wesentlich mehr N im Boden zur Verfügung, als von den Jungpflanzen zu diesem Zeitpunkt aufgenommen werden konnte. Bei gleichzeitig einsetzenden Niederschlägen (Abb. 5) in der ersten und zweiten Juliwoche (47 mm + 60 mm Niederschlag) war eine Auswaschung des Nitrats mit dem Sickerwasser in den Unterboden nicht auszuschließen.

Im Vergleich zur herkömmlichen Düngung waren die Ammoniumgehalte innerhalb des Bandes erhöht (nicht dargestellt). Dies könnte ein Hinweis auf eine nitrifikationshemmende Wirkung sein. In der N-Aufnahme oder bei den Ernteerträgen waren jedoch gegenüber der herkömmlichen Düngung keine signifikanten Effekte zu beobachten.

*Die Depot-Düngung mit Ammonsulfatsalpeter stellte ein Risiko für punktuell hohe Nitratauswaschung aus dem Oberboden dar, gleichzeitig waren in dieser Variante höhere direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen als bei NI-Anwendung zu beobachten. Die Depot-Düngung kann daher in der hier praktizierten Form nicht als Düngungsstrategie zur Minimierung der Umweltbelastung auf vergleichbaren Standorten empfohlen werden.*

#### **4.6.3 Nitratfrachten bei unterschiedlich hoher Düngung**

Mit Hilfe der N<sub>min</sub>-Gehalte der drei untersuchten Bodentiefen konnte die Nitratverlagerung bei den einzelnen Düngungsstrategien abgeschätzt werden. Gleichzeitig gab die in drei Varianten untersuchte NO<sub>3</sub><sup>-</sup>Konzentration des Sickerwassers einen weiteren Anhaltspunkt auf mögliche Nitratverlagerung auf dem Standort. Allerdings ließen sich auf Basis der mit Saugkerzen ermittelten Konzentrationen keine exakten Nitratfrachten mit dem Sickerwasser ermitteln. Saugkerzen erfassen das Sickerwasser eines nicht genau definierbaren Bodenvolumens.

Eine grobe Abschätzung der Nitratfrachten erfolgte unter Verwendung der mittleren Nitratkonzentrationen der drei untersuchten Versuchsvarianten (Kontrolle, „KNS“ und „FZ“) in 62,5 cm Tiefe und einer angenommenen standortspezifischen, jährlichen Sickerungsrate (100 mm m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, Filderebene) (Deutsche Forschungsgemeinschaft, 2000) (Tab. 14).

Die so geschätzten Nitratfrachten lagen zwischen 2 (Kontrolle) und 36 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> („KNS“). Sie sind im Vergleich zu anderen Studien als „gering“ (Kontrolle) bis „mittel“ einzustufen. So fanden Schwarz und Bischoff (2009) unter Raps und Mais, bei einer jährlichen Sickerung von

150 mm m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, Nitratfrachten um 50 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, welche von den Autoren als „hoch“ bewertet wurden.

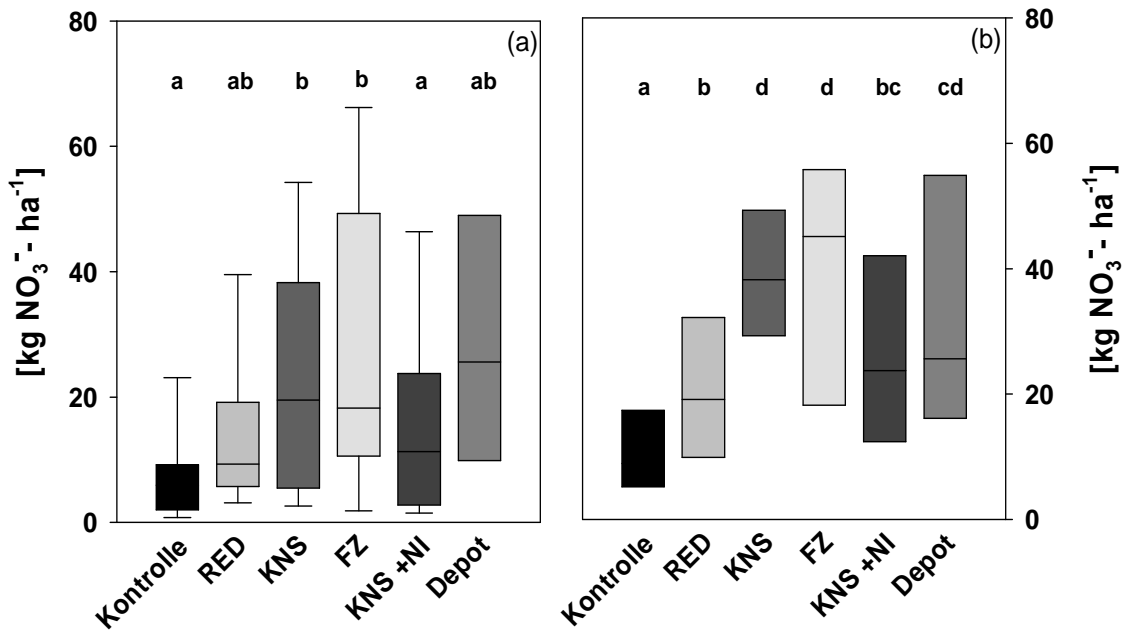
Die Abschätzung der Frachten basierte auf der großräumigen Kartierung der Sickerungsrate des hydrologischen Atlas der Deutschen Forschungsgemeinschaft (2000). Mit Hilfe des Produktionsrisiko und -managementmodells, „WinEPIC“ (Blackland Texas AgriLife Research and Extension Center, USA), welches eine Funktion zu Berechnung der tatsächlichen Versickerung eines Standortes beinhaltet, wurde versucht, die tatsächliche Versickerungsrate und darauf basierend den jährlichen Nitrataustrag zu ermitteln. Dazu gingen standortsspezifische Parameter der Messperiode (Textur, klimatische Daten, Horizonttiefen, Fruchtfolge) in das Modell ein.

**Tab. 14:** Nitratauswaschung in 62,5 cm Tiefe bei einem geschätzten Sickerwasseranfall von 100 mm a<sup>-1</sup> sowie bei mit „WinEPIC“ modellierter Nitratverlagerung für den Versuchsstandort.

		Kontrolle	KNS	FZ
Gemessen	Nitratkonzentration [mg N L <sup>-1</sup> ]	2	36	31
Sickerwasser	Sickerwasser [mm a <sup>-1</sup> ]	100	100	100
geschätzt	Nitratverlagerung [kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	2	36	32
Sickerwasser	Sickerwasser [mm a <sup>-1</sup> ]	134,4	134,8	112,8
WinEPIC	Nitratverlagerung [kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	23	20	20

Die mit „WinEPIC“ modellierten Nitratfrachten lagen zwischen 20 und 23 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und waren damit niedriger als die anhand der Sickerwasserraten geschätzten Werte (Tab. 14). Möglicherweise kam es innerhalb der Modellberechnung zu einer Überschätzung der Nitrataufnahme durch die Pflanzen, was durch weitere Kalibrierung und Validierung des Modells zu prüfen wäre.

Die Modellierung des Wasserhaushaltes hingegen schien durchaus realistisch und erreichte eine ähnliche Größenordnung wie die Daten der hydrologischen Karte, anhand derer die 100 mm jährliche Sickerung abgeschätzt wurden.



**Abb. 34:** Vergleich der Mediane, der 5% und der 95% Perzentile sowie des Ranges der Nitratgehalte aller untersuchten Varianten im Unterboden (50-75 cm) im ersten (a) und zweiten (b) Versuchsjahr. Signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Behandlungen sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet (Kruskal-Wallis-Test,  $p < 0,05$ ).

Als derzeit beste Näherung an die tatsächlichen Nitratfrachten des Standortes wurde eine Kombination aus modellierten Sickerwasserraten und gemessenen Nitratkonzentrationen in den Sickerwasserproben erachtet, welche die standortspezifischen Gegebenheiten miteinbeziehen. Die Nitratfrachten lägen dann zwischen 2 (Kontrolle) und 48 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> („KNS“), womit die Nitratfrachten der untersuchten gedüngten Varianten als hoch einzustufen wären (Schwarz und Bischoff, 2009).

#### 4.7 Beitrag von Düngung und Ernteresten zur N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Bodenluft

Mit Beginn der Blumenkohlvegetationsperiode 2008 wurde in 16 Parzellen neben der N<sub>2</sub>O-Konzentration die <sup>15</sup>N<sub>2</sub>O-Anreicherung der Bodenluft bestimmt.

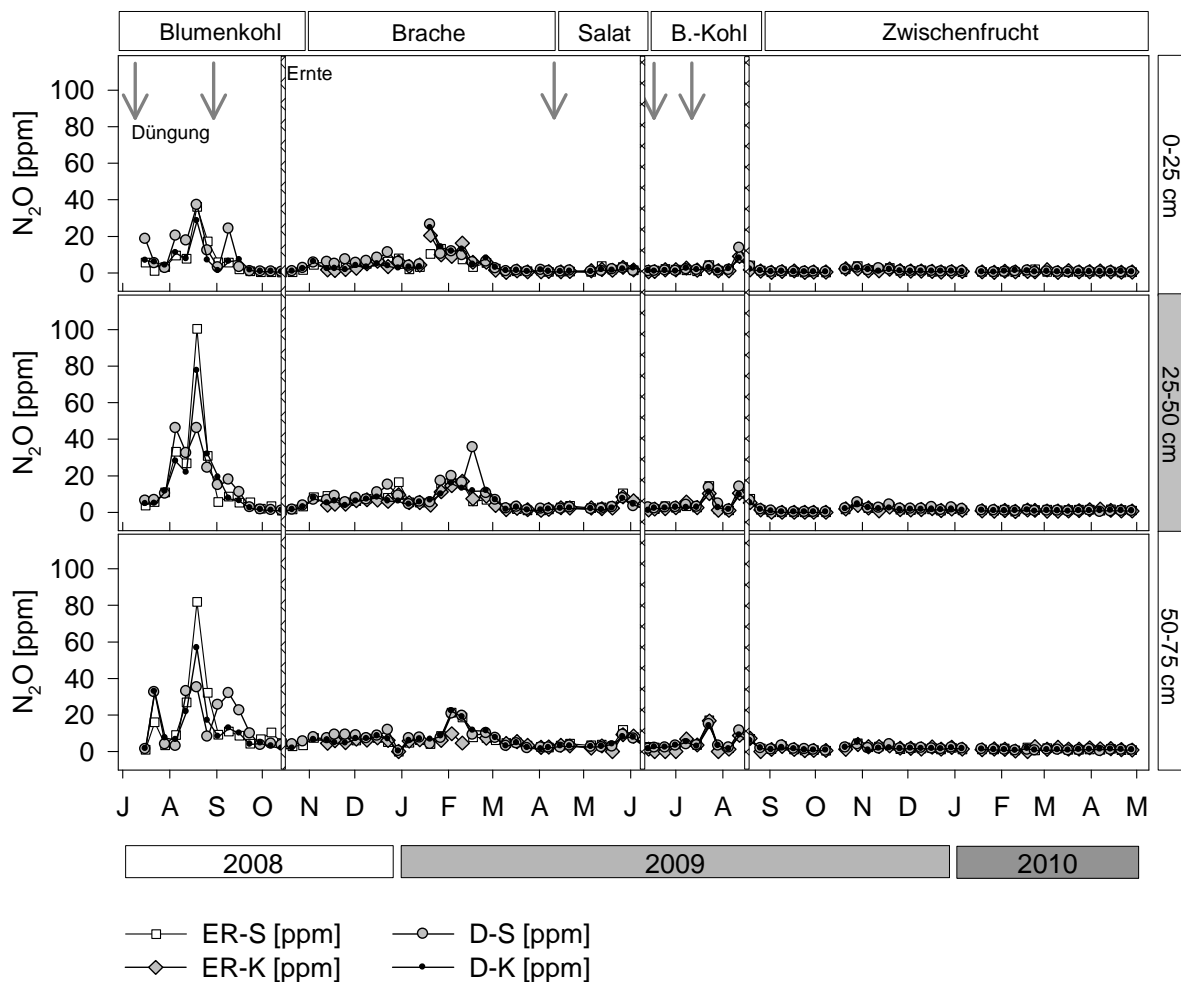
##### 4.7.1 Zeitliche und räumliche Dynamik

Die zeitliche Dynamik der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in den hier untersuchten Varianten verlief analog zur Dynamik der in Kapitel 4.4.2 dargestellten Varianten (Abb. 35). Die mittleren N<sub>2</sub>O-Konzentrationen der Bodenluft lagen in den einzelnen Tiefen und Varianten zwischen  $1,14 \pm 1,34$  ppm (Jahr 2, D-K, 0-25 cm Tiefe) und  $11,32 \pm 19,24$  ppm (Jahr 1, ER-S, 25-50 cm Tiefe).

Die höchste Einzel-N<sub>2</sub>O-Konzentration wurde in 25-50 cm Tiefe mit 189 ppm N<sub>2</sub>O (Jahr 1, ER-S) beobachtet. Die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen der Bodenluft im ersten Versuchsjahr waren deutlich höher als die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen des zweiten Versuchsjahres (Tab. 15).

Innerhalb des 21-monatigen Messzeitraums (Juli 2008 bis Mai 2010) ließen sich zwischen 0,3% und 42,6% der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Boden auf die Düngung zurückführen (Abb. 36). Das Anteilmaximum wurde im Oberboden nach der <sup>15</sup>N-Düngergabe erreicht (16.07.2008). Aus den Ernteresten des Blumenkohles resultierten maximal 36,7% des N<sub>2</sub>O.

Im zweiten Versuchsjahr war das Niveau der <sup>15</sup>N-Anteile aus Dünger und Ernteresten in allen drei Tiefen mit maximal 13,7% wesentlich niedriger als im ersten Versuchsjahr (Tab. 15).



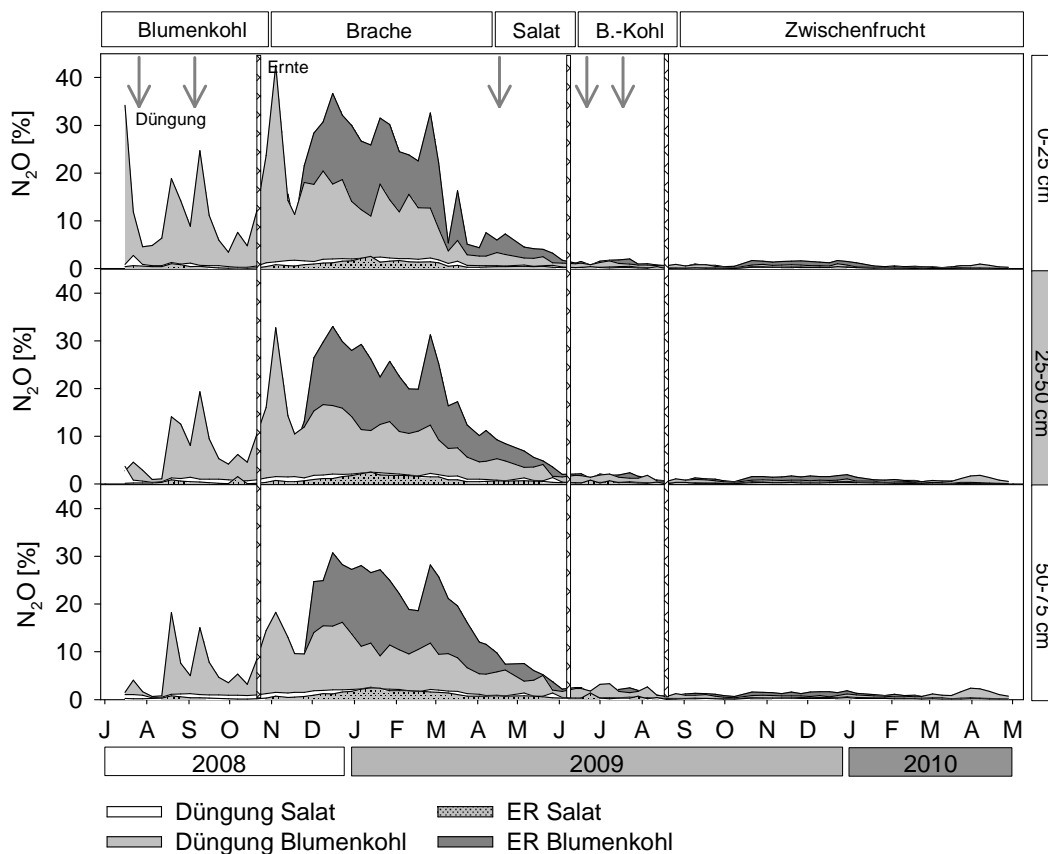
**Abb. 35:** Verlauf der mittleren N<sub>2</sub>O-Konzentrationen (n = 4) in der „KNS“-Variante mit <sup>15</sup>N angereichertem Dünger zum Salat (D-S), zum Blumenkohl (D-K) und <sup>15</sup>N-angereicherten Ernterückständen von Salat (ER-S) und Blumenkohl (ER-K) über einen Messzeitraum von 21 Monaten (Juli 2008 bis Mai 2010).



**Tab. 15:** Anteil der Düngung und der Ernterückstände an der N<sub>2</sub>O-Konzentration der Bodenluft von Juli 2008 bis Mitte April 2009 (Jahr 1) und von Mitte April 2009 bis Mai 2010 (Jahr 2). Mittelwert (n = 4). Unterschiedliche hochgestellte Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten in einer Tiefe (p < 0,05; Kruskal-Wallis-Test).

	Tiefe	Behandlung <sup>1)</sup>			
		ER-S	ER-K	D-S	D-K
<sup>15</sup> N <sub>2</sub> O Bodenluft [%] Anteil Jahr 1	0-25	0,78 <sup>a</sup>	22,18 <sup>c</sup>	1,37 <sup>b</sup>	13,12 <sup>c</sup>
	25-50	0,89 <sup>a</sup>	17,07 <sup>c</sup>	1,52 <sup>b</sup>	10,44 <sup>c</sup>
	50-75	0,91 <sup>a</sup>	16,66 <sup>d</sup>	1,48 <sup>b</sup>	9,08 <sup>c</sup>
	0-75	0,86 <sup>a</sup>	18,39 <sup>d</sup>	1,46 <sup>b</sup>	10,90 <sup>c</sup>
<sup>15</sup> N <sub>2</sub> O Bodenluft [%] Anteil Jahr 2	0-25	0,19 <sup>a</sup>	1,62 <sup>c</sup>	0,28 <sup>a</sup>	0,86 <sup>c</sup>
	25-50	0,27 <sup>a</sup>	1,83 <sup>c</sup>	0,39 <sup>a</sup>	1,31 <sup>c</sup>
	50-75	0,30 <sup>a</sup>	2,06 <sup>d</sup>	0,41 <sup>c</sup>	1,66 <sup>c</sup>
	0-75	0,26 <sup>a</sup>	1,78 <sup>d</sup>	0,36 <sup>a</sup>	1,28 <sup>c</sup>

<sup>1)</sup> Behandlungen: ER-S = Ernterückstände Salat, ER-K = Ernterückstände Blumenkohl, D-S = Düngung Salat, D-K = Ernterückstände Blumenkohl.



**Abb. 36:** Beitrag der einzelnen N-Quellen (Düngung, Ernterückstände) zur Gesamt-N<sub>2</sub>O-Konzentration in unterschiedlichen Tiefen (August 2008 bis Mai 2010).

Die Anteile der einzelnen markierten N-Quellen am N<sub>2</sub>O in der Bodenluft zeigte in allen drei Tiefen einen nahezu synchronen Verlauf (in Abb. 36 dargestellt für das erste Versuchsjahr).

Im ersten Versuchsjahr nahm der mittlere Anteil am N<sub>2</sub>O in der Bodenluft aus Dünger und Ernterückständen von 37,5 % (Oberboden) auf 28,1% (Unterboden) ab. Im zweiten Versuchsjahr hingegen war der Anteil aus Dünger und Ernterückständen mit 4,4% im Unterboden höher als mit 2,8% im Oberboden (nicht dargestellt).

Der bodeninterne N-Pool bildete die Hauptquelle der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen der Bodenluft. Seine Anteile lagen im ersten Versuchsjahr zwischen 62,6% (Oberboden) und 71,9% (Unterboden) (Abb. 36). Im zweiten Versuchsjahr nahm dieser Anteil auf 95,6% (Unterboden) bis 97,2% (Oberboden) zu. Im zweiten Versuchsjahr war in diesen Pool auch das N<sub>2</sub>O aus der nicht markierten Düngung und den nicht markierten Ernteresten integriert. Eine Trennung zwischen bodenbürtigem Pool und dem Dünger- bzw. Ernterestepool des zweiten Jahres war daher nicht möglich.

#### **4.7.2 N<sub>2</sub>O-Quellen der Bodenluft**

##### **Dünger**

Durch die Düngerapplikation zum Blumenkohl standen Nitrat und Ammonium für die Nitrifikation und die Denitrifikation zur Verfügung. Aus diesem Substrat resultierten nach einer Woche bis zu 34% des N<sub>2</sub>O der Bodenluft im Oberboden (Abb. 36). Jedoch war der aus der Düngung resultierende Anteil an der N<sub>2</sub>O-Konzentration der Bodenluft wesentlich geringer als die auf den gleichen Flächen ermittelten direkten Emissionen (Abb. 19). Die oberen Zentimeter der Bodendecke werden als Hauptproduktionsort für N<sub>2</sub>O angesehen (Clayton et al., 1994; Richards & Webster, 1999). Ein Großteil des applizierten N könnte hier innerhalb kurzer Zeit umgesetzt und als direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen emittiert worden sein.

Im Unterboden fiel der mittlere düngerbürtige N<sub>2</sub>O-Anteil aus der Blumenkohldüngung im Gegensatz zu anderen Studien (mit 9,1% in 50-75 cm Tiefe, D-K) relativ gering aus. Clough et al. (1999) applizierte in einem Säulenversuch <sup>15</sup>N-markiertes Nitrat in 80 cm Tiefe. Die Autoren stellten im Gegensatz zur vorliegenden Studie direkt im Unterboden eine <sup>15</sup>N<sub>2</sub>O-Quelle zur Verfügung. Daher konnte in >30 cm Bodentiefe bis zu 100% Düngeranteil im N<sub>2</sub>O der Bodenluft beobachtet werden. Auch Van Groenigen et al.(2005) ermittelten einen hohen düngerbürtigen N<sub>2</sub>O-Anteil in 48 cm Tiefe eines Kartoffelfeldes und führten dies auf einen hohen präferentiellen Fluss des Sickerwassers und damit einen schnellen und effektiven Transport des markierten Düngers in tiefere Bodenschichten zurück. In der vorliegenden Studie lag jedoch kein Hinweis für einen derartigen Substrattransport vor.

Neben der N<sub>2</sub>O-Freisetzung aus dem Dünger direkt nach der Applikation konnte mit Hilfe der <sup>15</sup>N-Markierung gezeigt werden, dass der Dünger weit über die Vegetationsperiode des ersten Versuchsjahres hinaus einen erheblichen Beitrag zur N<sub>2</sub>O-Konzentration der Bodenluft leistete.

Am Ende der Vegetationsperiode des ersten Versuchsjahres, während der Einarbeitung der Erntereste stammten noch 3,5% des Nitrates und 19,1% des Ammoniums aus dem eingebrachten Blumenkohldünger. Dieser Anteil sank bis Mitte August 2009 auf jeweils 0,1% im Nitrat und Ammonium (Daten nicht gezeigt). Die Düngerresiduen wurden in den folgenden Monaten umgesetzt, was sich in den <sup>15</sup>N-Anreicherungen des N<sub>2</sub>O der Bodenluft widerspiegelte (Abb. 36).

### ***Erntereste***

In verschiedenen Studien wurde gezeigt, dass Erntereste einen wichtigen Beitrag zur N<sub>2</sub>O-Freisetzung aus Böden leisten können (Baggs et al., 2000; Flessa & Beese, 1995). In der vorliegenden Arbeit wurde dies auch für die N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Bodenluft bestätigt. Hier resultierten bis zu 37% des N<sub>2</sub>O im Oberboden aus den Ernterückständen des Blumenkohls (Abb. 36).

Zwischen der Einarbeitung der Ernterückstände und der maximalen N<sub>2</sub>O-Menge aus der Umsetzung des Pflanzenmaterials lag eine zeitliche Verzögerung von sechs Wochen. Ein Temperatursprung direkt nach der Einarbeitung der Erntereste von 10°C auf knapp über 0°C (Abb. 5) führte mehrere Wochen zu einer gehemmten mikrobiellen Aktivität (Kätterer et al. 1998; Macdonald et al., 1995) und damit zu einer verlangsamten Mineralisierung der Ernterückstände (Braker et al., 2010; De Neve et al., 1996). Bei den wesentlich höheren Temperaturen zweier Laborversuche (16°C respektive 25°C) von Ambus et al. (2001) und Aulakh et al. (1991) war die maximale Umsetzung der Erntereste innerhalb der ersten 10 Tage nach ihrer Einarbeitung abgeschlossen. Auch bei Baggs et al. (2000) konnten in einem Freilandversuch mit Salaternteresten die Temperaturen um 10°C zu einer maximalen Substratumsetzung innerhalb der ersten 14 Tage geführt haben. Zusätzlich waren durch verhältnismäßig hohe Niederschläge (9 mm) und ein enges C:N-Verhältnis (C:N = 7,5) der Salaterntereste optimale Mineralisierungsbedingungen gegeben.

Ungeachtet der Mineralisierungsgeschwindigkeit, belegten die steigenden <sup>15</sup>N-Gehalte von Ammonium und Nitrat im Oberboden in den ersten zwei bis drei Wochen nach der Einarbeitung der Erntereste von 2,5 atom% auf 3,7 atom% (Ammonium) und von 2,6 atom% auf 3,3 atom% (Nitrat) eindeutig die Umsetzung des Pflanzenmaterials (nicht dargestellt).

Die ebenfalls nach der Einarbeitung der Ernterückstände angestiegenen  $^{15}\text{N}_2\text{O}$ -Gehalte in der Bodenluft aus  $^{15}\text{N}$  markierten Blumenkohlernterückständen mit einem Anreicherungsmaximum nach fünf Wochen (3,8 atom%) bewiesen die Umwandlung von  $\text{N}_2\text{O}$  aus Ernterückständen über den Zwischenschritt Ammonium und Nitrat. Die niedrigere  $^{15}\text{N}$ -Anreicherung im  $\text{N}_2\text{O}$  der Bodenluft im Vergleich zum mineralischen N-Pool ließ auf eine Verdünnung des Signals durch  $\text{N}_2\text{O}$  aus bodeninternen Pools schließen.

Obwohl durch die Blumenkohldüngung im Vergleich zu den Blumenkohlernterückständen ein höherer N-Input erfolgte (Tab. 2), resultierte aus den Ernterückstände im Mittel ein höherer Anteil an der  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration des Bodens (Abb. 36 & Tab. 15). Ein Grund hierfür könnte die längere Verweilzeit der Ernterückstände im Gegensatz zum Dünger im Boden sein. In Übereinstimmung mit Akkal-Corfini et al. (2010) und Chaves et al. (2008) stand N aus den Ernteresten mehrere Monate lang zur Umsetzung zur Verfügung. Der in den Ernteresten enthaltene Stickstoff wurde im Vergleich zum Dünger-N zeitverzögert freigesetzt. Gleichzeitig dienten die Erntereste nicht nur als N- sondern auch als C-Quelle bzw. Elektronenakzeptor für die Mikroorganismen und begünstigten damit durch gesteigerten  $\text{O}_2$ -Verbrauch zusätzlich die Denitrifikation (Miller et al., 2008; Arah et al., 1991; Burton & Beauchamp, 1985; Myrold & Tiedje, 1985). Die verzögerte aber kontinuierliche Freisetzung von  $^{15}\text{N}_2\text{O}$  aus den Ernteresten führte dazu, dass der durchschnittliche Anteil am  $\text{N}_2\text{O}$  der Bodenluft aus den Ernteresten höher als der  $\text{N}_2\text{O}$ -Anteil aus der Düngung ausfiel.

Neben der gemüsebaulichen Praxis bedingten die klimatischen Gegebenheiten erhöhte  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentrationen aus Dünger und Ernterückständen. Die Anteile aus  $^{15}\text{N}$ -angereichertem Dünger/Ernterückständen folgten dem  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentrationsverlauf. Bei hohen Bodentemperaturen ( $21^\circ\text{C}$ ) und einem die Nitrifikation und Denitrifikation begünstigendem Wassergehalt von 63% WFPS (Firestone & Davidson, 1989) stieg die Umsetzung des applizierten Düngers an und trug so zu rund 19% zur  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration bei (Mitte August 2008). Ebenso war eine  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentrationszunahme aus Dünger und Ernteresten und nach Einsetzen der Tauphase Ende Januar zu verzeichnen (Abb. 36). Die hohen Wassergehalte von etwa 86% WFPS während der Tauphase begünstigten die Ausbildung anaerober Milieubedingungen und führten somit zu einer Förderung der Denitrifikation. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass über die Mineralisierung abgestorbener Biomasse als auch von organischer Substanz aus der Aggregatsprengung eine erhöhte Substratverfügbarkeit die  $\text{N}_2\text{O}$ -Bildung während der Denitrifikation stimuliert wurde (Christensen & Christensen, 1991; Christensen & Tiedje, 1990).

## 5 Projektziele, Kooperationen und Forschungsbedarf

In dem Projekt ist es gelungen, sowohl die direkten als auch die indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen (letztere als gelöstes N<sub>2</sub>O) eines intensiv genutzten Gemüsebausystems ganzjährig zu quantifizieren. Im Falle der direkten Emissionen ist es gelungen, zwei annuelle Datensätze zu gewinnen. Mit Hilfe dieser Datensätze konnten Emissionsfaktoren abgeleitet und mit den gängigen Faktoren des IPCC (2006) verglichen werden.

Basierend auf der Quantifizierung der N<sub>2</sub>O-Emissionen konnten Handlungsempfehlungen zur Verminderung der N<sub>2</sub>O-Emissionen auf Lößstandorten erarbeitet werden. Zur besseren Akzeptanz der Empfehlungen in der Praxis war eine der wichtigsten Voraussetzungen, dass die Gemüseerträge nicht durch die empfohlenen Maßnahmen beeinträchtigt werden. Dieser Nachweis konnte im Projekt erbracht werden.

Zudem konnten dieselben Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Nitratauswaschung untersucht und diese in Übereinstimmung mit den Möglichkeiten zur Emissionsminderung gebracht werden.

Als besonders hilfreich für das im Rahmen dieser Untersuchungen gewonnene Prozessverständnis waren die <sup>15</sup>N-Messungen im N<sub>2</sub>O durch Herrn Dipl. Ing. (FH) Franz Buegger vom Institut für Bodenökologie am Helmholtz Zentrum München zu werten. Nahezu 1000 Messungen wurden dort in Eigenleistung bestimmt.

Aufgrund der starken Verbreitung der Projektergebnisse wurden mehrere Kooperationen mit externen Arbeitsgruppen eingegangen, die durch Publikationen bzw. durch die Beantragung neuer Forschungsvorhaben dokumentiert sind. Dies waren/sind im Folgenden:

- 1) Gemeinsame Untersuchungen zum Einfluss eines Nitrifikationshemmstoffes mit Dr. Christina Kleineidam (Arbeitsgruppe Terrestrische Ökogenetik) am Helmholtz Zentrum München.
- 2) Messungen der N<sub>2</sub>O-Reduktion in Abhängigkeit der Düngermenge mit Prof. Dr. Jürgen Augustin (Institut für Landschaftsstoffdynamik) am Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg
- 3) Vergleichende Emissionsmessungen ähnlicher Versuchsvarianten auf einem Standort mit sandiger Textur zusammen mit Prof. Dr. F. Wiesler und Dr. A. Armbruster von der LUFA Speyer. Hier wurde zudem ein gemeinsamer Forschungsantrag zur Verminderung der N-Überschüsse im Gemüsebau gestellt.
- 4) Mit Herrn Prof. Dr. Jürgen Böttcher aus der Arbeitsgruppe „Bodenökologie“ vom Institut für Bodenkunde der Universität Hannover wurden gemeinsame Messungen zur Gasdiffusion sowie Modellierungen zum Gastransport in Böden durchgeführt.

- 5) Gemeinsames Projekt mit der K&S Nitrogen GmbH (Herr Dr. Reinhardt Hähndel) zum Einfluss eines Nitrifikationsinhibitors auf die N<sub>2</sub>O-Freisetzung im Winter.
- 6) Gemeinsamer Projektantrag bei der DBU mit der „cult-tec – Maier & Müller-Sämam GbR“ zur Entwicklung und Erprobung eines klima- und umweltschonenden Ausbringungsverfahrens mit Präzisionsinjektion für N-Dünger in Reihenkulturen.

Die Messungen haben gezeigt, dass die annualen N<sub>2</sub>O-Emissionen sehr stark variieren können. Deshalb wären weiterführende Untersuchungen wünschenswert um einzelne Jahre mit untypischen Emissionsverhalten zu extrahieren. Weiterhin sind die Messungen und die daraus abgeleiteten Handlungsempfehlungen zwar für Böden mit vergleichbarer stark Schluffbetonter Textur repräsentativ, allerdings haben die Messungen in Kooperation mit der LUFA Speyer auf sandigem Boden gezeigt, dass der Nitratverlagerung im Gegensatz zur N<sub>2</sub>O-Emission auf leichten Böden aufgrund höherer Sickerwassergeschwindigkeiten deutlich mehr Beachtung geschenkt werden muss. Ebenso könnte den indirekten Emissionen über den Pfad des gelösten N<sub>2</sub>O auf leichten Böden eventuell eine größere Bedeutung zukommen.

Besonders überraschend war die Langzeitwirkung des eingesetzten Nitrifikationshemmstoffes DMPP, die sich bis in den Winter hinein reduzierend auf die N<sub>2</sub>O-Freisetzung auswirkte. Weiterführende Untersuchungen zur Wirkung des Hemmstoffs auf strukturelle oder funktionelle Eigenschaften der Bodenmikroflora scheinen in diesem Zusammenhang sinnvoll.

Aufgrund der langen Entwicklungsdauer des Blumenkohls konnte im ersten Versuchsjahr keine Winterzwischenfrucht getestet werden. Im zweiten Versuchsjahr war die Mineralisation der Ernterückstände während einer sehr trockenen Phase bereits zu Beginn des Winters nahezu abgeschlossen, sodass keine hohen Emissionen im Winter mehr auftraten. Somit sollte der Einfluss einer Zwischenfrucht, auch vor dem Hintergrund sehr hoher Emissionen bei Umbruch kurz vor der mineralischen N-Düngung noch weiter untersucht werden.

Die Unsicherheiten bei der Abschätzung sowie die großen Schwankungsbereiche die sich in dieser Arbeit bei den Messungen des im Sickerwasser gelösten N<sub>2</sub>O ergaben, zeigen, dass bei den indirekten Emissionen weiterhin Forschungsbedarf in der Quantifizierung besteht. Der empfohlene Emissionsfaktor des IPCC (EF<sub>5g</sub>) (IPCC, 2006) lag innerhalb der in der vorliegenden Studie beobachteten Werte. Eine Bestätigung oder Korrektur des EF<sub>5g</sub> ist durch die vorliegenden Daten für den untersuchten Standort unter Gemüse nicht erforderlich. In Zukunft sollte die Vergleichbarkeit der erhobenen Daten fokussiert und an möglichen Alternativen zur Abschätzung der indirekten Emissionen gearbeitet werden.

Ein erster Ansatz hierfür wäre eine genauere Abschätzung des Anteils an N-Dünger der der Auswaschung unterliegt ( $Frac_{LEACH}$ ) durch die Einbeziehung standortspezifischer physikalischer Bodenparameter. Diese werden von der Bodenart beeinflusst. Eine texturbezogene Korrektur des bestehenden  $Frac_{LEACH}$  (0,3) wäre zu prüfen.

Vergleicht man die im Projekt gemessenen Mengen an N, welche in Form von  $N_2O$  in die Atmosphäre freigesetzt wurde, mit den deutlich höheren N-Überschüssen im Gemüsebau und mit den nicht wiedergefundenen Mengen an  $^{15}N$  (20 bzw. 35%), so zeigt sich, dass die Bestimmung der  $N_2$ -Flüsse während der Denitrifikation zur Klärung dieser Diskrepanzen in Zukunft eine wichtige Herausforderung für künftige Versuche darstellen.

## 6 Öffentlichkeitsarbeit

Zur Verbreitung der Projektergebnisse wurde eine Kommission aus Fachleuten gebildet, die sich wissenschaftlich, beratend oder in ausbildenden Tätigkeiten mit dem Thema N-Düngung im Gemüsebau beschäftigt. Bei der Auswahl der Fachleute wurde zudem darauf geachtet, die großen Gemüse-Anbauregionen in Deutschland weitestgehend zu berücksichtigen. Insgesamt gehörten zehn Personen dieser Kompetenzgruppe an, die teils bereits in die Konzeption des Versuchsdesigns eingebunden wurden. Die folgenden Personen waren Mitglieder der Kommission:

Dr. M. Ernst, Staatsschule für Gartenbau und Landwirtschaft Hohenheim

Dr. C. Feller, Bundesfachgruppe im Bundesausschuss Gemüsebau und Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren/Erfurt

Dr. J. Köhler, Landwirtschaftskammer Niederrhein, Gartenbauzentrum Köln-Auweiler

M. Krumbein, Lehr- und Versuchsanstalt Gartenbau Erfurt

M. Kücherer, Verband Badischer Gartenbaubetriebe, Fachgruppe Gemüsebau

Dr. N. Laun, Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum Rheinpfalz

Dr. K. Rather, Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Gartenbau, Heidelberg

D. Weiler, Württembergischer Gärtnereiverband e.V., Fachgruppe Gemüsebau

Prof. Dr. F. Wiesler, LUFA Speyer

Dr. G. Zühlke, Institut für Sonderkulturen und Produktionsphysiologie, Hohenheim

Die Expertengruppe wurde in Form eines Newsletters jeweils zweimal im Jahr über die Projektergebnisse informiert. Zudem wurde am 27.01.2011 ein Workshop mit der Expertengruppe in Hohenheim veranstaltet, bei dem die beiden Teilprojekte ihre Ergebnisse nochmals detailliert und empfehlungsgerichtet darstellten. Zudem wurden beim Workshop aktuelle Teilaspekte zur N-Düngung im Gemüsebau und deren Umweltwirkung durch Vorträge der Expertengruppe ergänzt.

An der staatlichen Lehr- und Versuchsanstalt für Gartenbau in Heidelberg wurden sämtliche Infos (Vorträge & Newsletter) auf einem den Mitgliedern der Expertenkommission frei zugänglichen Server abgelegt. Somit können alle im Projekt erarbeiteten Erkenntnisse dort heruntergeladen werden und stehen Lehre und Ausbildung so zur Verfügung. Personen, die nicht der Expertenkommission angehören, können die einzelnen Dateien jederzeit über die Projektleitung erhalten.



Die Ergebnisse aus dem Projekt wurden weiterhin einem breiten Publikum in Form von Zeitungsartikeln, Vorträgen und Postern vorgestellt. Im Folgenden sind die Veröffentlichungen, die aus dem Projekt resultierten, aufgelistet:

*Populärwissenschaftliche Veröffentlichung in regionaler Zeitung*

Blick vom Fernsehturm (10.06.09): Lachgas ist in der Landwirtschaft kein Spass

*Veröffentlichung in Praktikerzeitschrift mit Teilaspekten aus dem Projekt*

Hessenbauer/Landwirtschaftliches Wochenblatt (09.10.09): Kleine Mengen mit großer Wirkung; Klimagas-Emissionen und deren Beeinflussung

*Vorträge*

- R. Ruser, H. Pfab, I. Palmer, J. Spengler, S. Fiedler, and T. Müller (2010). N<sub>2</sub>O emissions from a vegetable field as affected by ammonium depot fertilization and by the use of a nitrification inhibitor. Vortrag am internationalen Symposium zur Injektionsdüngung (CULTAN), am 9./10. Februar in Braunschweig. Download: [http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam\\_uploads/\\_PB/cultan/16\\_Ruser.pdf](http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_PB/cultan/16_Ruser.pdf)
- R. Ruser, H. Pfab, I. Palmer, S. Fiedler, B. Winkler, J. Spengler, F. Buegger, M. Armbruster, F. Wiesler und T. Müller (2009). N<sub>2</sub>O-Emissionen im Feldgemüsebau: Quantifizierung & Minderungsstrategien. Vortrag am vTI für Klimarelevante Agrarforschung am 09.11.2009 in Braunschweig
- I. Palmer, H. Pfab, T. Müller, R. Ruser, and S. Fiedler (2009). Spatiotemporal variability of N<sub>2</sub>O-concentrations in soil under vegetable production as influenced by N-fertilization. Oral presentation at the 16<sup>th</sup> Nitrogen Workshop „Connecting different scales of nitrogen use in agriculture“. 28.06. – 01.07. 2009, Turin.
- I. Palmer, H. Pfab, R. Ruser, T. Müller, F. Buegger, K. Stahr und S. Fiedler (2009). Einfluss von N-Düngermenge Nitrifikationshemmung auf die N<sub>2</sub>O-Dynamik eines gemüsebaulich genutzten Ackerbodens: II Zeitliche und räumliche Variabilität verschiedener N-Komponenten (N<sub>2</sub>O, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) in Böden. Vortrag am 11.09.09 an der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft in Bonn

*Poster und Tagungsbeiträge*

- S. Fiedler, H. Pfab, I. Palmer, T. Müller und R. Ruser (2009). N<sub>2</sub>O-Emissionen und bodeninterne N-Spezies im intensiven Feldgemüsebau. Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel. Johann Heinrich von Thünen-Institut Braunschweig, 05/2009
- I. Palmer, S. Fiedler, H. Pfab, R. Ruser und T. Müller (2010). N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Sickerwasser eines gemüsebaulich genutzten Ackerbodens. Poster bei KTBL-Tagung „Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden“ vom 8. bis 10. Dezember 2010, Kloster Banz, Bad Staffelstein.
- I. Palmer, H. Pfab, R. Ruser, and S. Fiedler. (2009). Nitrogen loss from high N-input vegetable fields - b) Spatiotemporal variability of N species (N<sub>2</sub>O, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) in soils. Geophysical Research Abstracts, Vol. 11, EGU2009-6278-6
- H. Pfab, I. Palmer, F. Buegger, S. Fiedler, T. Müller und R. Ruser (2009). Einfluss von N-Düngermenge und Nitrifikationshemmung auf die N<sub>2</sub>O-Dynamik eines gemüsebaulich genutzten Ackerbodens: I. direkte N<sub>2</sub>O-Emissionen. Berichte der DBG, [http://eprints.dbges.de/202/1/Pfab\\_et\\_al.pdf](http://eprints.dbges.de/202/1/Pfab_et_al.pdf)
- H. Pfab, R. Ruser, I. Palmer, and S. Fiedler (2009). Nitrogen loss from high N-input vegetable fields – a) direct N<sub>2</sub>O emissions. Geophysical Research Abstracts, Vol. 11, EGU2009-9712
- H. Pfab, R. Ruser, I. Palmer, F. Buegger, S. Fiedler and T. Müller (2009). N<sub>2</sub>O emissions from a high N-input system as influenced by fertilizer amount and type. Pp. 195-196 in Proceedings of the 16<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – Connecting Different Scales of Nitrogen Use in Agriculture. Grigagni, C., M. Acutis, L. Zavattaro, L. Bechini, C. Bertora, P. Marino Gallina, and D. Sacco (Eds.) Facolta di Agraria, Universita degli Studi di Torino, Turin
- H. Pfab, F. Buegger, I. Palmer, S. Fiedler, T. Müller und R. Ruser (2010). Beitrag von N-Düngung und Ernterückständen zu den N<sub>2</sub>O-Emissionen einer Gemüsebaufläche. Posterbeitrag auf der KTBL-Tagung. 08.-10.12.2010. Bad Staffelstein

*Veröffentlichungen in internationalen, begutachteten Zeitschriften*

- K. Kleineidam, K. Košmrlj, S. Kublik, I. Palmer, H. Pfab, R. Ruser, S. Fiedler, and M. Schloter (2011). Influence of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate

(DMPP) on ammonia-oxidizing bacteria and archaea in rhizosphere and bulk soil. Chemosphere, angenommen

H. Pfab, I. Palmer, F. Buegger, S. Fiedler, T. Müller, and R. Ruser (2011). N<sub>2</sub>O fluxes from a Haplic Luvisol under intensive production of lettuce and cauliflower as affected by different N fertilization strategies. J Plant Nutr. Soil Sci., angenommen

H. Pfab, I. Palmer, F. Buegger, S. Fiedler, T. Müller, and R. Ruser (2011). Influence of a nitrification inhibitor and placed N-fertilization on N<sub>2</sub>O fluxes from a vegetable cropped loamy soil. Agric. Ecosyst. Environm., eingereicht

H. Pfab, I. Palmer, F. Buegger, S. Fiedler, T. Müller, and R. Ruser (2011). Assessing the contribution of fertilizer and crop residues to N<sub>2</sub>O emissions from a vegetable production system. Soil Biol. Biochem., eingereicht

I. Palmer, H. Pfab, F. Buegger, T. Müller, R. Ruser, and S. Fiedler (2011). Impact of N input on N<sub>2</sub>O dynamics of soil air during vegetable production. J. Plant. Nutr. Soil Sci., under revision for resubmission.

*Bachelorarbeiten die im Projekt durchgeführt wurden:*

B. Winkler (2009). Räumliche und zeitliche Variabilität der N<sub>2</sub>O-Emissionen im Feldgemüsebau. Bachelorarbeit am Institut für Pflanzenernährung (330), Universität Hohenheim.

J. Spengler (2009). Lachgasemissionen auf einem Gemüsefeld mit platzierter N-Düngung (CULTAN). Bachelorarbeit am Institut für Pflanzenernährung (330), Universität Hohenheim.

K. Kesenheimer (2010). Einfluss der Düngerplatzierung und Düngerform auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen im Feldgemüsebau. Bachelorarbeit am Institut für Pflanzenernährung (330), Universität Hohenheim.

K.-L. Ebinger (2010). Einfluss von Zwischenfrucht und Umbruchtermin auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen der Folgefrucht. Bachelorarbeit am Institut für Pflanzenernährung (330), Universität Hohenheim.

## 7 Handlungsempfehlungen

Aus den im Projekt erzielten Ergebnissen lassen sich die folgenden Handlungsempfehlungen zur Minderung der N<sub>2</sub>O-Emissionen (sowohl direkte als auch indirekte Emissionen) bzw. der Nitratverlagerung ableiten:

- 1) Eine Reduzierung der N-Düngermenge vom praxisüblichen Aufwandmengen („Düngung nach Faustzahlen“) auf die Aufwandmengen nach dem KNS-Sollwertsystem verminderte die direkten, annuellen N<sub>2</sub>O-Emissionen um 23% im ersten bzw. um 11% im zweiten Versuchsjahr. Die Reduktion wirkte sich zwar nicht auf die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen im Sickerwasser und damit auf die indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen aus. Diese waren aber viel geringer als die direkten Emissionen, weshalb die Reduktion der Düngermenge gerechtfertigt ist. Zudem waren die Nitratkonzentrationen mit einer Ausnahme bei praxisüblicher N-Düngung höher, sodass das Auswaschungspotential durch die N-Reduktion ebenfalls vermindert wurde. Keine der angebauten Gemüsekulturen zeigte dabei einen Rückgang im Ertrag.
- 2) Die Anwendung des Nitrifikationshemmstoffes DMPP (ENTEC 26) erbrachte unerwartet hohe N<sub>2</sub>O-Minderungen. So reduzierten sich die direkten Jahresemissionen bei DMPP-Anwendung in beiden Versuchsjahren um mindestens 40% gegenüber einer breitflächig gedüngten Düngung mit demselben Dünger ohne Nitrifikationshemmstoff. Bei gleichen Ernteerträgen waren zudem die N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Variante mit dem Nitrifikationshemmstoff bei geringerer N<sub>2</sub>O-Konzentration im Boden gleich hoch wie bei einer breitflächigen N-Düngung ohne Hemmstoff. Dies eröffnet Optionen in der Vermeidung unerwünschter N-Verluste. Deshalb kann die Anwendung von DMPP unter dem Vorbehalt weiterer Untersuchungen zur Langzeitwirkung des Hemmstoffs nach heutigem Kenntnisstand zur Emissionsminderung eingesetzt werden.
- 3) Auf Basis der im Projekt erzielten Ergebnisse kann eine Depotdüngung in der hier praktizierten Art (bandförmiges Depot) nicht als Maßnahme zur klimawirksamen Emissionsminderung abgeleitet werden. Die Depot-Düngung mit Ammonsulfatsal-peter stellte zudem ein Risiko für eine punktuell hohe Nitrat Auswaschung dar.

- 4) Das synchrone Angebot von mineralischem N und leicht umsetzbarer organischer Substanz führt zu überproportional hohen N<sub>2</sub>O-Emissionen. Deshalb muss der Umbruchtermin der Winterzwischenfrucht von der N-Düngung entkoppelt werden. Anhand der Messungen in diesem Projekt wird eine Wartezeit von zwei Wochen zwischen dem Umbruch und der N-Düngung empfohlen.
  
- 5) Es hat sich gezeigt, dass alle Maßnahmen, die die N-Überschüsse im Gemüsebau reduzieren, als positiven Nebeneffekt auch eine Minderung der N<sub>2</sub>O-Freisetzung zur Folge haben. Dieses Argument kann somit in der Beratung eingesetzt werden, um die Akzeptanz von Strategien zur Verminderung der N-Überschüsse zu erhöhen.

8 *Literatur*

- Akkal-Corfini N., Morvan T., Menasseri-Aubry S., Bissuel-Bélaygue C., Poulain D., Orsini F., and Leterme P. (2010). Nitrogen mineralization, plant uptake and nitrate leaching following the incorporation of (<sup>15</sup>N)-labeled cauliflower crop residues (*Brassica oleracea*) into the soil: a 3-year lysimeter study. *Plant Soil* 328, 17-26
- Ambus P., Jensen E.S., and Robertson G.P. (2001). Nitrous Oxide and N-Leaching Losses from Agricultural Soil: Influence of Crop Residue Particle Size, Quality and Placement. *Phyton* 41, 7-15
- Arah J.R.M., Smith K.A., Chrichton I.J., and Li H.S. (1991). Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soils. *J. Soil Sci.* 42, 351-367
- Arah J.R.M., and Smith K.A. (1989). Steady-state denitrification in aggregated soils: a mathematical model. *J. Soil Sci.* 40, 139-149
- Aulakh M.S., Doran J.W., Walters D.T., Mosier A.R., and Francis D.D. (1991). Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 1020-1025
- Aulakh, M.S., Rennie D.A., and Paul E.A. (1984). Gaseous nitrogen losses from soils under zero-till as compared with conventional-till management systems. *J. Environ. Qual.* 13, 130-136
- Baggs E.M. (2008). A review of stable isotope techniques for N<sub>2</sub>O source partitioning in soils: recent progress, remaining challenges and future considerations. *Rapid Commun. Mass Sp.* 22, 1664-1672
- Baggs E.M., Rees R.M., Castle K., Scott A., Smith K.A., and Vinten A.J.A. (2002). Nitrous oxide release from soils receiving N-rich crop residues and paper mill sludge in eastern Scotland. *Agr. Ecosyst. Environ.* 90, 109-123
- Baggs E.M., Rees R.M., Smith K.A., and Vinten A.J.A. (2000a) Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use Manage.* 16, 82-87
- Baggs E.M., Watson C.A., and Rees R.M. (2000b). The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure residues. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 56, 153-163
- Barth G., von Tucher S., and Schmidhalter U. (2001). Influence of soil parameters on the effect of 3,4-dimethylpyrazole-phosphate as a nitrification inhibitor. *Biol. Fertil. Soils*, 34, 98-102
- Blicher-Mathiesen G., and Hoffmann C.C. (1999). Denitrification as a sink for dissolved nitrous oxide in a freshwater riparian fen. *J. Environ. Qual.* 28, 257-262
- Blackmer A.M., and Bremner J.M. (1978). Inhibitory effect of nitrate on reduction of N<sub>2</sub>O to N<sub>2</sub> by soil microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 10, 187-191

- Bouwman A.F. (1996). Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 46, 53-70
- Braker G., Schwarz J., and Conrad R. (2010). Influence of temperature on the composition and activity of denitrifying soil communities. *FEMS Microbiol. Ecol.* 73, 134-148
- Bremner J. M. (1997). Sources of nitrous oxide in soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 49, 7-16
- Brown L., Brown S.A., Jarvis S.C., Syed B., Goulding K.W.T., Phillips V.R., Sneath R.W., and B.F. Pain (2001). An inventory of nitrous oxide emissions from agriculture in the UK using the IPCC methodology: emission estimate, uncertainty and sensitivity analysis. *Atmosph. Environ.* 35, 1439-1449
- Burford J.R. (1976). Effect of the application of cow slurry to grassland on the composition of the soil atmosphere. *J. Sci. Food Agr.* 27, 115-126
- Burford J.R., and Stefanson R.C. (1973). Measurement of gaseous losses of nitrogen from soils. *Soil Biol. Biochem.* 5, 133-141
- Burton D.L., and Beauchamp E.G. (1994). Profile nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subject to freezing. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 115-122
- Burton D.L., and Beauchamp E.G. (1985). Denitrification rate relationships with soil parameters in the field. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 16, 539-549
- Chaves B., De Neve S., Boeckx P., Dupont R., Van Cleemput O., and Hofman G. (2008). Manipulating the N release from <sup>15</sup>N-labelled celery residues by using straw and vinasses in Flanders (Belgium). *Agr. Ecosyst. Environ.* 123, 151-160
- Chaves B., De Neve S., Boeckx P., Berko C., Van Cleemput O., and Hofman G. (2006). Manipulating the N release from <sup>15</sup>N labelled celery residues by using straw and vinasses. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2244-2254
- Cheng W., Nakajima Y., Sudo S., Akiyama H., and Tsuruta H. (2002). N<sub>2</sub>O and NO emissions from a field of Chinese cabbage as influenced by band application of urea or controlled-release urea fertilizers. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 63, 231-238
- Christensen S., and Christensen B.T. (1991). Organic matter available for denitrification in different soil fractions: effect of freeze/thaw cycles and straw disposal. *J. Soil Sci.* 42, 637-647
- Christensen S., and Tiedje J.M. (1990). Brief and vigorous N<sub>2</sub>O production by soil at spring thaw. *J. Soil Sci.* 41, 1-4
- Clayton H., Arah J.R.M., and Smith K.A. (1994). Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. *J. Geophys. Res.* 99, 16.599-16.607
- Clough T.J., Sherlock R.R., and Rolston D.E. (2005). A review of the movement and fate of N<sub>2</sub>O in the subsoil. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 72, 3-11

- Clough T.J., Jarvis S.C., Dixon E.R., Stevens R.J., Laughlin R.J., and Hatch D.J. (1999). Carbon induced subsoil denitrification of <sup>15</sup>N-labelled nitrate in 1 m deep soil columns. *Soil Biol. Biochem.* 31, 31-41
- Crutzen P.J. (1981). Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen including nitrous oxide. In: C.C. Delwiche (ed.) *Denitrification, Nitrification and Atmospheric N<sub>2</sub>O*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 17-44
- Davidson E.A. (1991). Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: J.E. Rogers and W.B. Whitman (eds.) *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*. Am. Soc. Microbiol., Washington, D.C., pp. 219-235
- Davidson E.A., and Swank W.T. (1990). Nitrous oxide dissolved in soil solution: an insignificant pathway of nitrogen loss from a Southeastern hardwood forest. *Water Resour. Res.* 26, 1687-1690
- Davidson E.A., and Firestone M.K. (1988). Measurement of nitrous oxide dissolved in soil solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1201-1203
- De Klein C.A.M., Sherlock R.R., Cameron K.C., and van der Weerden T.J. (2001). Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand - a review of current knowledge and directions for future research. *J. Royal Soc. New Zealand* 31, 543-574
- De Klein C.A.M., and Van Logtestijn R.S.P. (1996). Denitrification in grassland soils in the Netherlands in Relation to Irrigation, N-Application Rate, Soil Water Content and Soil Temperature. *Soil Biol. Biochem.* 28, 231-237
- Delgado J.A., Del Grosso S.J., and Ogle S.M. (2010). <sup>15</sup>N isotopic crop residue cycling studies and modeling suggest that IPCC methodologies to assess residue contributions to N<sub>2</sub>O-N emissions should be reevaluated. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 86, 383-390
- De Neve S., Pannier J., and Hofman G. (1996). Temperature effects on C- and N-mineralization from vegetable crop residues. *Plant Soil* 181, 25-30
- Deurer M., von der Heide C., Böttcher J., Duijnsveld W.H.M., Weymann D., and Well R. (2008). The dynamics of N<sub>2</sub>O near the groundwater table and the transfer of N<sub>2</sub>O into the unsaturated zone: A case study from a sandy aquifer in Germany. *Catena* 72, 362-373
- Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) (2000). *Hydrologischer Atlas von Deutschland*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Dietrich R. und Liebhard P. (2002). Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Ertrag, Qualität, Nitratverlagerung und Sickerwasseranfall im Feldgemüsebau. ALWA Jahrestagung 2002, Klosterneuburg



- Diez J.A., Arauzo M., Hernaiz P.J., Sanchez A., and Vallejo A. (2010). Comparison of nitrification inhibitors to restrict nitrate leaching in a maize crop irrigated under mediterranean conditions. *Span. J. Agric. Res.* 8, 481-492
- Dobbie K.E., and Smith K.A. (2003). Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biol.* 9, 204-218
- Dobbie K.E., McTaggart I.P., and Smith K.A. (1999). Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key variables, and mean emission factors. *J. Geophys. Res.* 104, 26.891-26.899
- Dörsch P., Palojarvi A., and Mommertz S. (2004). Overwinter greenhouse gas fluxes in two contrasting agricultural habitats. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 70, 117-133
- Dowdell J.R., and Smith K.A. (1974). Field studies of the soil atmosphere II. Occurrence of nitrous oxide. *Europ. J. Soil Sci.* 25, 231-238
- Dowdell R.J., Burford J.R., and Crees R. (1979). Losses of nitrous oxide dissolved in drainage water from agricultural land. *Nature* 278, 342-343
- Dowdell R.J., Smith K. A., Crees R., and Restall S.W.F. (1972). Field studies of ethylene in the soil atmosphere-equipment and preliminary results. *Soil Biol. Biochem.* 4, 325-326
- Drury C.F., Reynolds W.D., Tan C.S., Welacky T.W., Calder W., and McLaughlin N.B. (2006). Emissions of nitrous oxide and carbon dioxide: influence of tillage and nitrogen placement depth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 570-581
- Duxbury J.M., Harper L.A., and Mosier A.R. (1993). Contribution of agroecosystems to global climate change. In: L.A. Harper (ed.) *Agricultural ecosystems effects on trace gases and global climate change.* ASA Spec. Publ. 55. ASA, CSSA, and SSSA. Madison, WI, pp. 1-18
- Duynisveld W.H.M., Strebel O., and Böttcher J. (1988). Are Nitrate Leaching from Arable Land and Nitrate Pollution of Groundwater Avoidable? *Ecol. Bull.* 39, 116-125
- Ebinger K.-L. (2010). Einfluss von Zwischenfrucht und Umbruchtermin auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen der Folgefrucht. Bachelorarbeit am Institut für Pflanzenernährung (330), Universität Hohenheim.
- Egginton G.M., and Smith K.A. (1986). Nitrous oxide emission from a grassland soil fertilized with slurry and calcium nitrate. *J. Soil Sci.* 37, 59-67
- Eichner M.J. (1990). Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* 19, 272-280
- Engel R., Liang D. L., Wallander R., and Bembenek A. (2010). Influence of urea fertilizer placement on nitrous oxide production from a silt loam soil. *J. Environ. Qual.* 39, 115-125

- Everaarts A.P. (2000). Nitrogen balance during growth of cauliflower. *Sci. Hortic.* 83, 173-186
- Everaarts A.P., and de Willigen P. (2011). The effect of the rate and method of nitrogen application on nitrogen uptake and utilization by broccoli (*Brassica oleraceavar. italica*). *Neth. J. Agric. Sci.* 47, 201-214
- Feaga J.B., Selker J.S., Dick R.P., and Hemphill D.D. (2010). Long-term nitrate leaching under vegetable production with cover crops in the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 186-195
- Feller C., Fink M., Laber H., Maync A., Paschold P., Scharpf H.C., Schlaghecken J., Strohmeyer K., Weier U. und Ziegler J. (2001). Düngung im Freilandgemüsebau. In: Fink, M. (Hrsg.): Schriftenreihe des Leibniz-Instituts für Gemüse- und Zierpflanzenbau (IGZ). 3. Auflage. Heft 4, Großbeeren 2011, Download: [http://www.igzev.de/publikationen/IGZ\\_Duengung\\_im\\_Freilandgemuesebau.pdf](http://www.igzev.de/publikationen/IGZ_Duengung_im_Freilandgemuesebau.pdf)
- Firestone M.K., and Davidson E.A. (1989). Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. In (Andreae M.O. and Schimel D.S.; eds.) Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. John Wiley and Sons. Pp. 7-21
- Flessa H. (2000). Steuerung der N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Spurengasflüsse aus oder in Böden durch Standort- und Nutzungsfaktoren. Habilitationsschrift an der Fakultät für Forstwissenschaft und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen.
- Flessa H., and Beese F. (2000). Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 262-268
- Flessa H., and Beese F. (1995). Effects of sugarbeet residues on soil redox potential and nitrous oxide emission. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 1044-1051
- Flessa H., Dörsch P., and Beese F. (1995). Seasonal variation of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *J. Geophys. Res.* 100, 115-124
- Fredrickson J.K., Koehler F.E., and Cheng H.H. (1982). Availability of <sup>15</sup>N-labeled nitrogen in fertilizer and in wheat straw to wheat in tilled and no-till soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 1218-1222
- Garza H.M.Q., Delgado J.A., Wong J.A.C., and Lindemann W.C. (2009). <sup>15</sup>N uptake from manure and fertilizer sources by three consecutive crops under controlled conditions. *Rev. Bras. Cienc. Solo* 33, 1249-1258
- Garcia-Ruiz R., and Baggs E.M. (2007). N<sub>2</sub>O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. *Plant Soil* 299, 263-274

- Goldberg S.D., Borken W., and Gebauer, G. (2010). N<sub>2</sub>O emission in a Norway spruce forest due to soil frost: Concentration and isotope profiles shed a new light on an old story. *Biogeochem.* 97, 21-30
- Granli T., and Bøckman O.C. (1994). Nitrous oxide from agriculture. *Norw. J. Agric. Sci. Suppl.* 12
- Hansen S., Maehlum J.E., and Bakken L.R. (1993). N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biol. Biochem.* 25, 621-630
- Harrison J., and Matson P. (2003). Patterns and controls of nitrous oxide emissions from waters draining a subtropical agricultural valley. *Global Biogeochem. Cycl.* 17, 1-13
- Harris G.H., Hesterman O.B., Paul E.A., Peters S.E., and Janke R.R. (1994). Fate of legume and fertilizer nitrogen-15 in a long-term cropping systems experiment. *Agron. J.* 86, 910-915
- Hasegawa K., Hanaki K., Matsuo T., and Hidaka S. (2000). Nitrous oxide from the agricultural water system contaminated with high nitrogen. *Chemosphere - Global Change Sci.* 2, 335-345
- Hellebrand H.J., Kern J., and Scholz V. (2003). Long-term studies on greenhouse gas fluxes during the cultivation of energy crops on sandy soils. *Atmos. Environ.* 37, 1635-1644
- Hernandez-Ramirez G., Brouder S.M., Smith D.R., and VanScoyoc G.E. (2009). Greenhouse gas fluxes in an eastern corn belt soil: Weather, nitrogen source, and rotation. *J. Environ. Qual.* 38, 841-854
- Hiscock K.M., Bateman A.S., Fukada T., and Dennis P.F. (2002). The concentration and distribution of groundwater N<sub>2</sub>O in the Chalk aquifer of Eastern England. In: (van Ham J., Baede A.P.M., Guicherit R., Williams-Jacobse J.G.F.M.; eds.) *Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse Gases: Scientific Understanding, Control Options and Policy Aspects. Proceedings of the Third International Symposium, Maastricht, Netherlands, 21-23 January 2002* 2002 pp. 179-184
- Hiscock K.M., Bateman A.S., Mühlherr I. H., Fukada T., and Dennis P.F. (2003). Indirect emissions of nitrous oxide from regional aquifers in the United Kingdom. *Environ. Sci. Technol.* 37, 3507-3512
- Höll B., Jungkunst H., Fiedler S., and Stahr K. (2005). Indirect nitrous oxide emission from a nitrogen saturated spruce forest and general accuracy of the IPCC methodology. *Atmosph. Environ.* 39, 5959-5970
- Hutchinson G.L., and Mosier A.R. (1981). Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 311-316

- IPCC (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- IPCC (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC (2001) *Climate Change 2001. The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell and C.A. Johnson (eds.). Cambridge, University Press
- Irigoyen I., Muro J., Azpilikueta M., Aparicio-Tejo P., and Lamsfus C. (2003). Ammonium oxidation kinetics in the presence of nitrification inhibitors DCD and DMPP at various temperatures. *Aust. J. Soil Res.* 41, 1177-1183
- Isermann K. (2006). Rejection of the Fertilising Regulation (Düngeverordnung) from 13<sup>th</sup> January 2006 and especially also its 1<sup>st</sup> Amending Regulation (1. Verordnung zur Änderung der Düngeverordnung) from 10<sup>th</sup> January 2006 of Germany. Letter to the European Commission, Brussels
- Isermann K. (1994). Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some case-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environ. Poll.* 83, 95-111
- Jensen L.S., Christensen L., Mueller T., and Nielsen N.E. (1997). Turnover of residual <sup>15</sup>N-labelled fertilizer N in soil following harvest of oilseed rape (*Brassica napus* L.). *Plant Soil* 190, 193-202
- Jensen E.S. (1991). Evaluation of automated analysis of <sup>15</sup>N and total N plant material and soil. *Plant Soil* 133, 83-92
- Jungkunst H.F., Freibauer A., Neufeldt H., and Bareth G. (2006). Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany – a synthesis of available annual field data. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 341-351
- Kätterer T., Reichstein M., Andrén O., and Lomander A. (1998). Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biol. Fert. Soils* 27, 258-262
- Kamman C., Grünhage L., and Jäger H.J. (2001). A new sampling technique to monitor concentrations of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> in air at well-defined depths in soils with varied water potential. *Europ. J. Soil Sci.* 52, 297-303
- Kamman C., Grünhage L., Müller C., Jacobi S., and Jäger H.J. (1998). Seasonal variability and mitigation options for N<sub>2</sub>O emissions from differently managed grasslands. *Environ. Poll.* 102, 179-186

- Kaiser E.A., and Ruser R. (2000). Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany - An evaluation of six long-term field experiments. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 249-260
- Kaiser E.A., Kohrs K., Kücke M., Schnug E., Heinemeyer O., and Munch J.-C. (1998) Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1553-1563
- Kesenheimer K. (2010). Einfluss der Düngerplatzierung und Düngerform auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen im Feldgemüsebau. Bachelorarbeit am Institut für Pflanzenernährung (330), Universität Hohenheim.
- Kilian A., Gutser R., and Claasen N. (1998). N<sub>2</sub>O-emissions following long-term organic fertilization at different levels. *Agribiol. Res.* 51, 27-36
- Kim D.G., Isenhardt T.M., Parkin T.B., Schultz R.C., and Loynachan T.E. (2009). Nitrate and dissolved nitrous oxide in groundwater within cropped fields and riparian buffers. *Biogeosci. Discuss.* 6, 651-685
- Krug H., Liebig H.-P. und Stützel H. (2002). Gemüseproduktion. Eugen Ulmer Verlag.
- KTBL (2005). Faustzahlen für die Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. 13. Auflage, Darmstadt
- Kusa K., Sawamoto T., Hu R., and Hatano R. (2010). Comparison of N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> concentrations and fluxes in the soil profile between a Gray Lowland soil and an Andosol. *Soil Sci. Plant Nutr.* 56, 186-199
- Laun N., Armbruster M. und Wiesler F. (2006). Gewässerschutz und Gemüsebau - Zukunftssicherung durch modernes Stickstoffmanagement. Download am 12.05.2011: [http://www.llh-hessen.de/gartenbau/erwerbsgartenbau/gemuesebau/fachveranstaltungen/2007/ldw\\_kooperation-hessenwasser/Laun06\\_WRR.pdf](http://www.llh-hessen.de/gartenbau/erwerbsgartenbau/gemuesebau/fachveranstaltungen/2007/ldw_kooperation-hessenwasser/Laun06_WRR.pdf)
- Leidel S. (2000). N-Salden und Emissionen der klimarelevanten Spurengase Lachgas und Methan unter den Standortbedingungen Nordostdeutschlands als Indikatoren der umweltgerechten Landbewirtschaftung. Dissertation, Universität Rostock
- Lessard R., Rochette P., Gregorich E.G., Pattey E., and Desjardins R.L. (1996). Nitrous oxide fluxes from manure-amended soil under maize. *J. Environ. Qual.* 25, 1371-1377
- Li X., Inubushi K., and Sakamoto K. (2002). Nitrous oxide concentrations in an Andisol profile and emissions to the atmosphere as influenced by the application of nitrogen fertilizers and manure. *Biol. Fertil. Soils* 35, 108-113
- Linzmeier W., Gutser R., and Schmidhalter U. (2001) Nitrous oxide emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *Biol. Fertil. Soils* 34, 103-108

- Linzmeier W., Schmidhalter U. und Gutser R. (1999). Wirkung von DMPP auf Nitrifikation und N-Verluste (Nitrat, NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O) von Düngerstickstoff im Vergleich zu DCD. VDLUFA-Kongressband, VDLUFA Schriftenreihe.
- Liu X.J., Mosier A.R., Halvorson A.D., Reule C.A., and Zhang, F.S. (2007). Dinitrogen and N<sub>2</sub>O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2362-2370
- Liu X.J., Mosier A.R., Halvorson A.D., and Zhang F.S. (2006). The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes from a clay loam soil. *Plant Soil* 280, 177-188
- Loftfield N., Flessa H., Augustin J, and Beese F. (1997). Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *J. Environ. Qual.* 26, 560-564
- MacDonald N.W., Zak D.R., and Pregitzer K.S. (1995). Temperature effects on kinetics of microbial respiration and net nitrogen and sulfur mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 233-240
- McSwiney C.P., and Robertson G.P. (2005). Nonlinear response of N<sub>2</sub>O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Glob. Change Biol.* 11, 1712–1719
- Millar N., and Baggs E.M. (2004). Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N<sub>2</sub>O emissions after their addition to soil. *Soil Biol. Biochem.* 36, 935-943
- Miller M.N., Zebarth B.J., Dandie C.E., Burton D.L., Goyer C., and Trevors J.T. (2008). Crop residue influence on denitrification, N<sub>2</sub>O emissions and denitrifier community abundance in soil. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2553-2562
- Minami K., and Ohsawa A. (1990). Emission of nitrous oxide dissolved in drainage water from agricultural land. In: Bouwman, A.F. (Ed.), *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, England, pp. 503–507
- Minami K., and Fukushima S. (1984). Methods for measuring N<sub>2</sub>O flux from water surface and N<sub>2</sub>O dissolved in water from agricultural land. *Soil Sci. Plant Nutr.* 30, 495-502
- Mosier A.R., and Hutchinson G.L. (1981). Nitrous oxide emissions from cropped fields. *J. Environ. Qual.* 10, 169-173
- Mühlherr I.H., and Hiscock K.M. (1997). A preliminary assessment of nitrous oxide in Chalk groundwater in Cambridgeshire, U.K. *Appl. Geochem.* 12, 797-802
- Müller C., Stevens R.J., Laughlin R.J., and Jäger H.J. (2004). Microbial processes and the site of N<sub>2</sub>O production in a temperate grassland soil. *Soil Biol. Biochem.* 36, 453-461
- Myrold D.D., and Tiedje J.M. (1985). Diffusional constraints on denitrification in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 651-657

- Nevison C. (2000). Review of the IPCC methodology for estimating nitrous oxide emissions associated with agricultural leaching and run off. *Chemosphere-Global Change Sci.* 2, 493-500
- Pasda G., Hähndel R., and Zerulla W. (2001). Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3,4-dimethylpyrazole phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. *Biol. Fert. Soils* 34, 85-97
- Poggemann S. (2001). N-Applikation und N<sub>2</sub>O-Emissionen von Weideland unter variierenden Bedingungen. Dissertation, Universität Gießen
- Rahn C.R., Vaidyanathan L.V.V., and Paterson C.D. (1992). Nitrogen residues from brassica crop. *Asp. Appl. Biol.* 30, 263-270
- Reay D.S., Edwards A.C., and Smith K.A. (2009). Importance of indirect nitrous oxide emissions at the field, farm and catchment scale. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 163-169
- Reay D.S., Smith K.A., Edwards A.C., Hiscock K.M., Dong L.F., and Nedwell D.B. (2005). Indirect nitrous oxide emissions: Revised emission factors. *Environ. Sci.* 2, 153-158
- Reay D.S., Edwards A.C., and Smith K.A. (2004). Determinants of nitrous oxide emission from agricultural drainage waters. *Water Air Soil Poll. Focus* 4, 107-115
- Reay D.S., Smith K.A., and Edwards A.C. (2003). Nitrous oxide emission from agricultural drainage waters. *Global Change Biol.* 9, 195-203
- Richards J.E., and Webster C.P. (1999). Denitrification in the subsoil of the Broadbalk Continuous Wheat Experiment. *Soil Biol. Biochem.* 31, 747-755
- Roco M.M., and Blu R.O. (2006). Evaluation of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate in two Chilean soils. *J. Plant Nutr.* 29, 521-534
- Rochette P., Angers D.A., Chantigny M.H., Gagnon B., and Bertrand N. (2008). N<sub>2</sub>O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. *Can. J. Soil Sci.* 88, 175-187
- Röver M., Heinemeyer O., and Kaiser E.A. (1998). Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1859-1865
- Ronen D., Magaritz M., and Almon E. (1988). Contaminated aquifers a forgotten component of the global N<sub>2</sub>O budget. *Nature* 335, 57-59
- Ruser R., Sehy U., Buegger F. und Munch J.C. (2009). N<sub>2</sub>O-Freisetzung zweier Ackerflächen mit unterschiedlichen Ertragserwartungen nach Einarbeitung von <sup>15</sup>N-markiertem Senf. In: Böden - eine endliche Ressource, September 2009, Bonn. <http://eprints.dbges.de/213/>

- Ruser R., Flessa H., Russow R., Schmidt G., Buegger F., and Munch J.-C. (2006). Emissions of  $N_2O$ ,  $N_2$  and  $CO_2$  from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biol. Biochem.* 38, 263-274
- Ruser R., Flessa H., Schilling R., Beese F., and Munch J. C. (2001). Effect of crop-specific field management and N fertilization on  $N_2O$  emissions from a fine-loamy soil. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 59, 177-191
- Ruser R., Flessa H., Schilling R., Steindl H., and Beese F. (1998). Effects of soil compaction and fertilization on  $N_2O$  and  $CH_4$  fluxes in potato fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1587-1595
- Sarkodie-Addo J., Lee H.C., and Baggs E.M. (2003). Nitrous oxide emissions after application of inorganic fertilizer and incorporation of green manure residues. *Soil Use Manage.* 19, 331-339
- Sawamoto T., Nakajima Y., Kasuya M., Tsuruta H., and Yagi K. (2005). Evaluation of emission factors for indirect  $N_2O$  emission due to nitrogen leaching in agroecosystems. *Geophys. Res. Lett.* 32
- Sawamoto T., Kusa K., Hu R., and Hatano R. (2003). Dissolved  $N_2O$ ,  $CH_4$ , and  $CO_2$  emissions from subsurface-drainage in a structured clay soil cultivated with onion in central Hokkaido, Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.* 49, 31-38
- Scharpf H.C. (1991). Stickstoffdüngung im Gemüsebau. AID-Heft 1223
- Schendera, C. (2004). Datenmanagement und Datenanalyse mit dem SAS-System. Oldenburg.
- Schimel J.P., and Klein J.S. (1996). Microbial response to freeze-thaw cycles in tundra and taiga soils. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1061-1066
- Schlaghecken J., Ziegler J., Munschauer M., Hege N. und Strohmeyer K. (2006). Praktikeranleitung: Blumenkohl, Bodenfruchtbarkeit und Düngung. [www.gemuesebau.org/download/14\\_bandesberaterntagung/duengung\\_strohmeyer\\_schlaghecken.pdf](http://www.gemuesebau.org/download/14_bandesberaterntagung/duengung_strohmeyer_schlaghecken.pdf)
- Schwarz A. und W.-A. Bischoff (2009). Einfluss von Witterung und Standortseigenschaften auf die Nitratbelastung des Grundwassers in einem Wasserschutzgebiet. In: Böden - eine endliche Ressource, September 2009, Bonn. <http://eprints.dbges.de/421/>
- Sehy U., Dykmans J., Ruser R., and Munch J.C. (2004). Adding dissolved organic carbon to simulate freezing-thaw related  $N_2O$  emissions from soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 471-478
- Sehy U., Ruser R., and Munch J.C. (2003). Nitrous oxide fluxes from maize fields: Relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 99, 97-111



- Seo J H., Meisinger J.J., and Lee H.J. (2006). Recovery of nitrogen-15-labeled hairy vetch and fertilizer applied to corn. *Agron. J.* 98, 245-254
- Singurindy O., Molodovskaya M., Richards B.K., and Steenhuis T.S. (2009). Nitrous oxide emission at low temperatures from manure-amended soils under corn (*Zea mays* L.). *Agric. Ecosyst. Environ.* 132, 74-81
- Skogland T., Lomeland S., and Goksoyr J. (1988). Respiratory burst after freezing and thawing of soil: experiments with soil bacteria. *Soil Biol. Biochem.* 20, 851-856
- Smith K.A. (1997). The potential for feedback effects induced by global warming on emissions of nitrous oxide by soils. *Global Change Biol.* 3, 327-338
- Sommer K. (2005). *CULTAN-Düngung: physiologisch, ökologisch, ökonomisch optimiertes Düngungsverfahren für Ackerkulturen, Grünland, Gemüse, Zierpflanzen und Obstgehölze.* Mann, Gelsenkirchen.
- Song X.Z., Zhao C.X., Wang X.L., and Li J. (2009). Study of nitrate leaching and nitrogen fate under intensive vegetable production pattern in northern China. *CR Biol.* 332, 385-392
- Spengler J. (2009). *Lachgasemissionen auf einem Gemüsefeld mit platzierter N-Düngung (CULTAN).* Bachelorarbeit am Institut für Pflanzenernährung (330), Universität Hohenheim.
- Stähli M., and Stadler D. (1997). Measurement of water and solute dynamics in freezing soil columns with time domain reflectometry. *J. Hydrol.* 195, 352-369
- Staricka J.A., and Benoit G.R. (1995). Freeze-drying effect on wet and dry aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 218-223
- Swerts M., Merckx R., and Vlassak K. (1996). Denitrification, N<sub>2</sub>-fixation and fermentation during anaerobic incubation of soils amended with glucose and nitrate. *Biol. Fertil. Soils* 23, 229-235
- Teepe R., Brumme R., and Beese F. (2001). Nitrous oxide emissions from frozen soil during freezing and thawing periods. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1269-1275
- Teira-Esmatges M.R., Van Cleemput O., and Porta-Casanellas J. (1998). Fluxes of nitrous oxide and molecular nitrogen from irrigated soils of Catalonia (Spain). *J. Environ. Qual.* 27, 687-697
- Tiedje J.M. (1982). Denitrification, pp. 1011-1026. In A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney (eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2.* Agronomy Monograph No. 9., Amer. Soc. Agron., Madison, WI
- Toma Y., and Hatano R. (2007). Effect of crop residue C:N ratio on N<sub>2</sub>O emissions from Gray Lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan: Original article. *Soil Sci. Plant Nutr.* 53, 198-205

- Umweltbundesamt (2010). Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2010. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2008. download am 1.2.2011: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysgl.medien.php>
- Ueda S., Ogura N., and Yoshinari T. (1993). Accumulation of nitrous oxide in aerobic groundwater. *Wat. Res.* 27, 1787-1792
- Ueda S., Ogura N., and Wada E. (1991). Nitrogen stable isotope ratio of groundwater N<sub>2</sub>O. *Geophys. Res. Lett.* 18, 1449-1452
- Umarov M.M. (1990). Biotic sources of nitrous oxide in the context of the global budget of nitrous oxide. In: A.F. Bouwman (ed.) *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, pp. 263-268.
- Van Groenigen J.W., Georgius P.J., Van Kessel C., Hummelink E.W.J., Velthof G.L., and Zwart K.B. (2005). Subsoil <sup>15</sup>N-N<sub>2</sub>O concentrations in a sandy soil profile after application of <sup>15</sup>N-fertilizer. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 72, 13-25
- Van Groenigen J.W., Kasper G.J., Velthof G.L., Van Den Pol-Van Dasselaar K., and Kuikman P.J. (2004). Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant Soil* 263, 101-111
- Velthof G.L., Kuikman P.J., and Oenema O. (2002). Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 62, 249-261
- Velthof G.L., Brader A.B., and Oenema O. (1996). Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in the Netherlands. *Plant Soil* 181, 263-274
- Von der Heide C., Böttcher J., Deurer M., Duijnisveld W.H.M., Weymann D., and Well R. (2009). Estimation of indirect nitrous oxide emissions from a shallow aquifer in northern Germany. *J. Environ. Qual.* 38, 2161-2171
- Von der Heide C., Böttcher J., Deurer M., Weymann D., Well R., and Duijnisveld W.H.M. (2008). Spatial variability of N<sub>2</sub>O concentrations and of denitrification-related factors in the surficial groundwater of a catchment in Northern Germany. *J. Hydrol.* 360, 230-241
- Wagner-Riddle C., Furon A., Mclaughlin N. L., Lee I., Barbeau J., Jayasandara S., Parkin G., von Bertoldi P., and Warland J. (2007). Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn-soybean-wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. *Glob. Change Biol.* 13, 1722-1736
- Weiske A., Benckiser G., and Ottow J.C.G. (2001). Effect of the new nitrification inhibitor DMPP in comparison to DCD on nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions and methane (CH<sub>4</sub>) oxidation during 3 years of repeated applications in field experiments. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60, 57-64

- Weiss R.F., and Price B.A. (1980). Nitrous oxide solubility in water and seawater. *Marine Chem.* 8, 347-359
- Weller D.E., Correll D.L., and Jordan T.E. (1994). Denitrification in riparian forests receiving agricultural discharges. In: *Global Wetlands – Old World and New*, (Mitsch W.J.; ed.), Elsevier Science, B.V. Pp. 117-131
- Wetselaar R., Passioura J.B., and Sing B.R. (1971). Consequences of banding nitrogen fertilizers in soil I. Effects on nitrification. *Plant Soil* 36, 159-175
- Wyland L.J., Jackson L.E., Chaney W.E., Klonsky K., Koike S.T., and Kimple B. (1996). Winter cover crops in a vegetable cropping system: Impacts on nitrate leaching, soil water, crop yield, pests and management costs. *Agric. Ecosyst. Environ.* 59, 1-17
- Xiong Z.Q., Xing G.X., and Zhu Z.L. (2006). Water dissolved nitrous oxide from paddy agroecosystem in China. *Geoderma* 136, 524-532
- Yamulki S., Harrison R.M., Goulding K.W.T., and Webster C.P. (1995). Effect of fertilizer application on NO and N<sub>2</sub>O fluxes from agricultural fields. *J. Geophys. Res.* 100, 25.923-25.931
- Zerulla W., Barth T., Dressel J., Erhardt K., Horchler von Locquenghien K., Pasda G., Rädle M., and Wissemeier A. (2001). 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) - A new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture. An introduction. *Biol. Fertil. Soils* 34, 79-84
- Zhang L., Wu Z., Jiang Y., Chen L., Song Y., Wang L., Xie J., and Ma X. (2010). Fate of applied urea <sup>15</sup>N in a soil-maize system as affected by urease inhibitor and nitrification inhibitor. *Plant Soil Environ.* 56, 8-15