

Abstract: Denitrification in Agricultural Ecosystems — Importance, Quantification and Modelling

Potential denitrification capacities, which imply denitrification losses in the range of the applied N-fertilizer, compared with actually measured denitrification losses of German agricultural ecosystems are relatively low (about 5 to 10 % of applied N-fertilizer). Even excessive sewage sludge amendment resulting in high nitrate and carbon availability throughout the year did not essentially increase denitrification under the temperate climate of Germany. Carbon source, active denitrifiers and soil nitrate are prerequisites for nitrate respiration and responsible for height and spatial variability of denitrification losses in terrestrial ecosystems. Soil humidity, O₂-content, temperature etc. are regulating variables restricting intensive nitrate respiration to relatively short periods during a year. In spite of extended measurements of N₂O+N₂ surface fluxes, N₂O+N₂ soil air concentrations and soil variables important for denitrification, correlations are positive but too poor to allow possible predictions of denitrification losses by simple models. More sophisticated models seem to allow already a better approach to the measured denitrification losses. Taking soil physical properties into account the applied acetylene inhibition technique enables to identify soil variables limiting nitrate respiration in the field and provide basic data for more economical and ecological fertilization.

Denitrifikation in Agrarstandorten

Bedeutung, Quantifizierung und Modellierung

Dr. sc. agr. Gero Benckiser*), Dipl. Ing agr. K.-M. Syring**)

*) Universität Gießen, Institut für Mikrobiologie und Landeskultur

**) TU München, Institut für Pflanzenernährung, Freising-Weihenstephan

Denitrifikanten vernetzen Geo-, Hydro- und Atmosphäre miteinander und kommen in fast allen Bakteriengattungen vor. Weltweit werden jährlich durch Boden- und Gewässermikroorganismen ca. 140 bis 310 x 10⁶ Tonnen Stickstoff aus der Luft gebunden. Zur bedarfsgerechten Nahrungsmittelproduktion werden Agrarstandorte zusätzlich mit 40 bis 60 x 10⁶ Tonnen industriell fixiertem N gedüngt [22]. In Biomasse inkorporiert, als Humus „zwischenlagert“ oder an Tonpartikel fixiert, wird dieser Stickstoff irgendwann und irgendwo zu NH₄⁺ mineralisiert (Ammonifikation), zu NO₃⁻-oxidiert (Nitrifikation) und schließlich nach mikrobiologischer Reduktion zu N₂O und N₂ (Denitrifikation) in die Atmosphäre zurückgeführt.

Durch die Fähigkeit, Kohlenstoffverbindungen in O₂-armen Boden- oder Gewässerzonen mit Nitrat veratmen zu können (Abb. 1), werden Mikroorganismen in die Lage versetzt, ca. 90 % der mit Sauerstoff erzielbaren Energie zu gewinnen. Im Vergleich zur Denitrifikation beträgt beim anaeroben Gärungsstoffwechsel die Energieausbeute nur ca. 10 %. Von der bakteriellen Gesamtpopulation verfügen ca. 1 bis 10 % über diese Energie-konservierende Stoffwechseleigenschaft [19]. Denitrifikanten, die in fast allen Bakterien- und

unter einer Reihe von Pilzgattungen zu finden sind [3, 8, 19], kommen in allen Biotopen (ubiquitär) vor und übernehmen die ökologisch wichtige Aufgabe, den Stickstoffkreislauf zu schließen.

Denitrifizierende Mikroorganismen konkurrieren mit Pflanzen um den Nährstoff Nitrat. Für die Pflanzenproduktion bedeutet der ökologisch so wichtige Denitrifikationsprozeß daher Stickstoffverluste, Ertrags- und Verdienstaufschlag. Andererseits nutzen Wasserwerke die Nitrataufnahme zur Reduktion der NO₃⁻-Fracht, und eine weitere umweltrelevante Facette bekommt der Denitrifikationsprozeß dadurch, daß nicht nur N₂ sondern auch Stickoxyde an die Atmosphäre abgegeben werden.

Die Höhe der N₂O- bzw. NO-Freisetzung in Böden und Gewässern hängt vor allem von drei Faktoren ab:

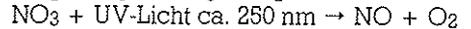
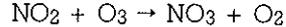
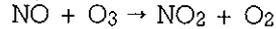
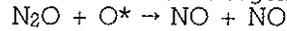
(1) vorherrschende Denitrifikantenpopulation (Endprodukt kann N₂O oder N₂ sein; siehe hierzu: W. Seiler und R. Conrad, Forum Mikrobiologie 6, 322—328; [7, 11]),

(2) Sauerstoffkonzentration (bei O₂-Partialdrücken > ca. 1 % v/v wird vorwiegend N₂O gebildet; [22] und

(3) Kohlenstoff-Nitratverhältnis, das sich im zeitlichen Prozeßverlauf ständig verändern kann.

Geringes Kohlenstoff- und hohes Nitratangebot führt trotz der relativ hohen Energieausbeute bei der Elektronenübertragung auf N₂O (Abb. 1) zu einer vermehrten N₂O-Freisetzung [22]. Bei Verhältnissen wie in Rieselfeldern oder im Pansen von Wiederkäuern (viel organischer Kohlenstoff, wenig Nitrat) wird NO₃⁻ bei geringer N₂O- und N₂-Abgabe bis zum NH₄⁺ reduziert (siehe hierzu: J.-K. Klemme, Forum Mikrobiologie 6, 330—337, 1981).

NO_x, durch Nitrataufnahme oder Verbrennen N-haltiger, organischer Verbindungen freigesetzt, kann von der bodennahen Luftschicht wieder zurück in die Ausgangsbiopten diffundieren und weiter zu N₂ reduziert werden. In höhere Luftschichten (Stratosphäre) verfrachtet, kann N₂O den Ozon-Schutzschild der Erde zerstören. Die aus N₂O und einem Sauerstoffradikal gebildeten zwei Moleküle NO katalysieren den Ozonabbau und werden dabei immer wieder regeneriert:



Dieser fein ausbalancierte Ozonauf- und abbau kann dann fatal werden, wenn das System zur N₂O-Seite hin verschoben wird. Unbekannt ist die N₂O-Pufferkapazität der Atmosphäre und daher auch der Initialzeitpunkt chaotischer Verhältnisse. Bis zum Jahr 2035 wird eine N₂O-Zunahme von ca. 300 ng N₂O pro Liter Luft auf ca. 400 ng N₂O prognostiziert (siehe hierzu: W. Seiler und R. Conrad, Forum Mikrobiologie 6, 322—328; 23).

Verursacher können nicht nur eine leistungsfähige Landwirtschaft sondern auch Kläranlagenbetreiber sein, wenn das Kohlenstoff-Nitratverhältnis unberücksichtigt bleibt.

Damit wird das allgemeine Interesse an der Quantifizierung des Denitrifikationsprozesses deutlich. Eine ausgewogene Humuswirtschaft und Düngepraxis in der Landwirtschaft sowie geeignete Mischungsverhältnisse von Belebungsbeckenauslauf (NO₃-reich) und Kläranlageneinlauf (C-reich) im Abwasserbereich sind N₂O-Vermeidungsstrategien.

Die Quantifizierung der Nitrataufnahme im Feld ist ein schwieriges Unterfangen.

Stickstoff mit seinen wechselnden Wertigkeiten von +5 bis -3 durchläuft in Böden zahlreiche Umwandlungspro-

Dr. Benckiser ist Vorsitzender der Fachgruppe IX „Bodenbiologie und Angewandte Mikrobiologie“ im Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA)

Tabelle 1: Neuere Methoden zur Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten

Kriterium	Methoden		
	¹³ N	¹⁵ N	C ₂ H ₂ -Block
Analytik	¹³ NO ₃ ⁻ -Düngung ¹³ N ₂ O, ¹³ N ₂ mit Szintillationszähler Halbwertszeit von ¹³ N = nur 9,96 min	¹⁵ NO ₃ ⁻ -Düngung a) Bilanz b) direkt: ³⁰ N ₂ / (²⁸ N ₂ + ²⁹ N ₂) mit Massen- oder Emissions- spektrometer	Inhibierung der N ₂ O-Reduktase durch C ₂ H ₂ (ca. 1 % v/v) N ₂ O mit GC-ECD
Empfindlichkeit	sehr empfindl. x 10 ⁻²⁰ Mol	unempfindlich 7 x 10 ⁻⁹ Mol	empfindlich 6 x 10 ⁻¹² Mol
NO ₃ ⁻ -Zugabe	sehr geringe Mengen, NO ₃ ⁻ -Pool wird nicht verändert	hohe Mengen 100 kg N ha ⁻¹ KNO ₃ mit 63,3 Atom-% ¹⁵ N; Nitratpool	NO ₃ ⁻ -Zugabe nicht erforder- lich; C ₂ H ₂ hemmt aber Nitrifikation
Analysen- proben	wenige	viele	viele
Unter- suchungsort	Labor	Labor, ¹⁵ N ge- düngte Micro- plots im Feld	Labor, natürliche und gedüngte Ökosysteme
Probleme bei Feld- messungen	—	homogene Verteilung des ¹⁵ N-Düngers (a, b), Erfassung aller Bilanz- größen (a), ab- hängig von der Gasdiffusion (b)	Abhängig von der C ₂ H ₂ ⁻ (vollständige Hemmung der N ₂ O-Reduktase in allen Boden- kompartimen- ten) und der N ₂ O-, N ₂ -Diffu- sion (Ober- flächenflüsse)

Literatur: Spalte 2 [21], Spalte 3 [21], Spalte 4 [4, 5, 21]

Tabelle 2: Denitrifikationsverluste in Grünlandumbruchflächen¹⁾ nach Einfräsen der Grasnarbe (*Lolium perenne*) und einer jeweiligen Düngergabe von 300 kg N ha⁻¹ als Kalkammonsalpeter (KAS) oder kombiniert mit Stroh- bzw. Kompost-N [20]

Düngungsvarianten	Tage nach Grünlandumbruch*)			
	1	2	7	300
300 kg N ha ⁻¹ als KAS	2,2*)	4,2	10,5	26,3
5 t Stroh ²⁾ + 273 kg N ha ⁻¹ als KAS	2,3	2,9	7,8	25,5
20 t Kompost ³⁾ + 28 kg N ha ⁻¹ als KAS	1,1	1,9	5,7	20,3

¹⁾ Parabraunerde (0 bis 20 cm); C₁ = 1,7 Prozent; N₁ = 0,18 %; pHH₂O = 6,7

²⁾ C/N Stroh = 90

³⁾ C/N Kompost = 15

*) Denitrifikationsverluste (N₂O + N₂) kg N₂O-N ha⁻¹, bestimmt mittels Acetylen-Inhibierungstechnik

Kompostdüngung (Tabelle 2) zeigen. Messungen der potentiellen Denitrifikationskapazität verschiedener Ackerstandorte deuten ebenfalls darauf hin, daß landwirtschaftlich genutzte Böden aufgrund der Versorgung mit organischer Substanz in relativ kurzer Zeit 30 bis 50 kg NO₃⁻-N denitrifizieren können [5, 6, 7]. Der N₂O-Anteil an den Gesamt-

denitrifikationsverlusten ist aufgrund der günstigen Energieausbeute beim Reduktionsschritt vom N₂O zum N₂ und der Elektrophilie von N₂O im Mittel gering und beträgt ca. 8,5 % ([13], siehe hierzu: W. Seiler und R. Conrad, Forum Mikrobiologie 6, 322—328). Sollten sich diese auf den Wurzelraum landwirtschaftlicher Kulturen bezoge-

nen, relativ geringen Denitrifikationsverluste von durchschnittlich 10 bis 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ durch weitere, methodisch verbesserte Messungen in repräsentativen Agrarökosystemen bestätigen, dann würde der Nitratverlagerung in tiefere Bodenschichten oder der NH₃-Verflüchtigung eine größere Bedeutung zukommen.

Mikrobiologische, chemische und physikalische Bodenvariablen kontrollieren das Denitrifikationsausmaß. Die wichtigsten Steuervariablen der Denitrifikation in terrestrischen Agrarökosystemen sind in Abb. 3 dargestellt. Die erste Gruppe umfaßt die primären oder essentiellen und die zweite die sekundären oder regulativen Variablen. Die Steuergrößen beider Gruppen nehmen direkten Einfluß auf die Nitratatmung. Die N₂O + N₂-Messung im Luftporenraum von Böden bzw. an der Bodenoberfläche werden zusätzlich durch Diffusions-, Lösungs- und Sorptionsvorgänge kontrolliert. Ohne das Vorhandensein der primären oder essentiellen Faktoren — aktive Denitrifikantenpopulation, mineralisierbarer Kohlenstoff und Nitrat — kann eine Denitrifikation nicht stattfinden. Diese bestimmen das Denitrifikationsniveau, während die sekundären oder regulativen (O₂-Partialdruck, Nitrifikation, Bodenfeuchte etc.) die Denitrifikation in Gang setzen oder unterbrechen. Vor allem die heterogene Verteilung verfügbaren Kohlenstoffverbindungen bestimmt das Umsatzniveau in Bodenaggregaten und trägt wesentlich zur kleinräumigen und zeitlichen Streuung der N₂O- und N₂-Freisetzung im Feld bei [5, 6, 7]: Je kleiner die Bodenaggregate sind, umso höher können der C-Umsatz und die Denitrifikation sein.

Die anderen Bodenvariablen (insbesondere Nitrat und O₂-Partialdruck) verstärken und steuern in Verbindung mit dem Kohlenstoffangebot die kleinräumigen und zeitlichen Denitrifikationsunterschiede innerhalb eines Feldes. Die hieraus resultierende Streuung der Nitratatmung in Agrarstandorten kann teilweise mehr als 100 % betragen (Abb. 4) [6, 7, 22]. N₂O + N₂-Löslichkeits- und Diffusionsvorgänge nehmen indirekt Einfluß auf die Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten. N₂O-Lösungsvorgänge im Boden sind abhängig von der Bodenfeuchte, pH, Temperatur und Salzkonzentration und können zum Teil beträchtlich sein [4, 12]. Eine pH-Absenkung um eine Einheit kann zu einem Anstieg der N₂O-Löslichkeit in Dränwässern von 0 bis auf 120 ng N₂O ml⁻¹ führen [12]. N₂O-Löslichkeitsvorgänge aber auch Diffusionseigenschaften sind aufgrund verschiedener Porenvolumina und Tortuosität (Porenstruktur bedingter Widerstandsfaktor in Böden; impedance factor) bodenspezifisch und daher von Standort zu Standort unterschiedlich.

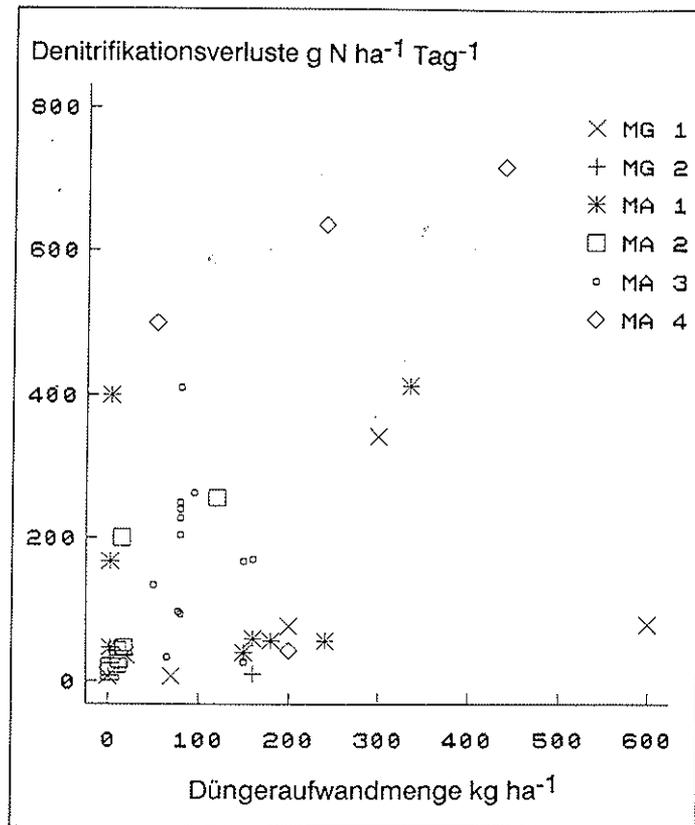


Abb. 2: Mittlere tägliche Denitrifikationsverluste von Acker- und Grünlandstandorten (weltweit) in Abhängigkeit von der Düngermenge und Bestimmungsmethode (nach [16])
 MG 1 = Acetyleninhibierung, Grünland, offene Kammer;
 MG 2 = Acetyleninhibierung, Grünland, Bodensäulen;
 MA 1 = Acetyleninhibierung, Acker, offene Kammer;
 MA 2 = Acetyleninhibierung, Acker, Bodensäulen;
 MA 3 = ¹⁵N-Bilanz, Acker;
 MA 4 = ¹⁵N₂O + ¹⁵N₂-Analyse, Acker.
 Die große Streubreite innerhalb der untersuchten Agrarökosysteme beruht neben der verwendeten Meßmethode vor allem auf unterschiedlichen Witterungsbedingungen und Bodeneigenschaften (leicht mineralisierbarer Kohlenstoff, Bodenfeuchte, Nitratgehalt, Bodentemperatur etc.). Aufgrund der unterschiedlichen Meßzeiträume wurden die Denitrifikationsverluste zur Vergleichbarkeit in g N ha⁻¹ Tag⁻¹ umgerechnet

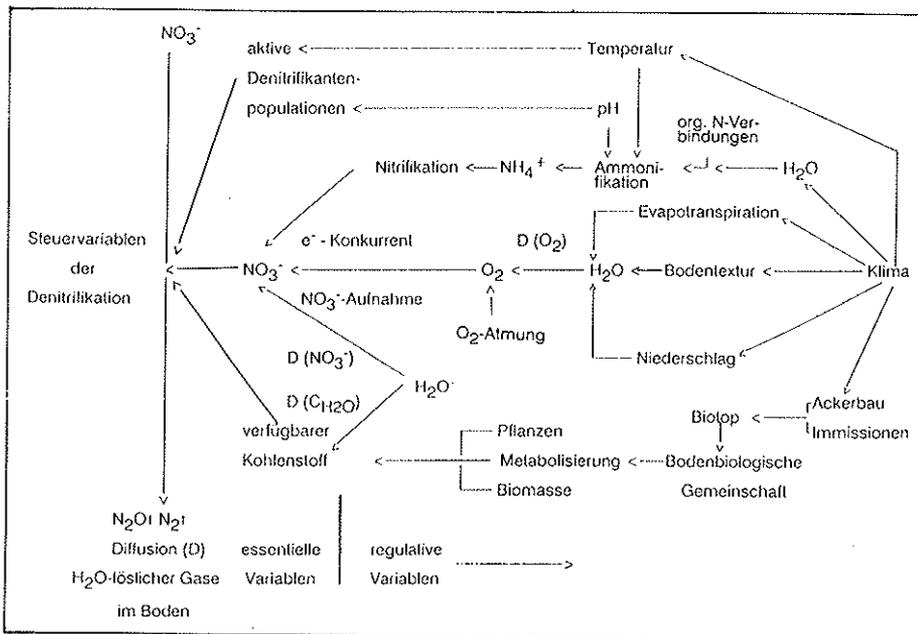


Abb. 3: Steuervariablen der Denitrifikation in Oberböden von Agrarstandorten; vgl. [22]

D = Diffusion; C_{H₂O} = wasserlöslicher Kohlenstoff

Außerdem führen Niederschlagsereignisse, Bearbeitungsmassnahmen, Pflanzenwachstum und Bodentieraktivitäten zu räumlich wechselnden Bodenverdichtungen und verändern die Gasdiffusion im jahreszeitlichen Verlauf.

Aktivität der denitrifizierenden Mikroflora

Populationsanalysen verschiedener ter-

restrischer und aquatischer Ökosysteme zeigen, daß Denitrifikanten ubiquitär vorkommen [3, 8, 19]. Populationsbestimmungen geben jedoch nur partiell Auskunft über die jeweilige Stoffwechselaktivität, da sowohl ruhende als auch aktive Zellen erfaßt werden. Aktuelle im Feld ermittelte N₂O-Oberflächenflüsse und N₂O- Bodenluftkonzentrationen sowie im Labor

bestimmte potentielle Denitrifikationsmessungen zeigen im Jahresverlauf verschiedener Agrarstandorte ein Maximum im Frühjahr und Herbst bzw. eine Depression während der Sommermonate (Abb. 4)[5, 6, 7]. Über die Länge der Aktivierungsphasen nach Eintreten wieder günstigerer Bedingungen für die Denitrifikation ist jedoch nur wenig bekannt.

Kohlenstoff

Generell gilt, daß mit steigender Verfügbarkeit organischer Substanz neben Sauerstoff auch alternative Elektronenakzeptoren zum Einsatz kommen und die Denitrifikationsraten in Böden, Gewässern und im Abwasser zunehmen [3, 19, 22]. So stiegen z.B nach Ausbringung und Einarbeitung von abgestorbenen Escherichia coli-Zellen auf die Oberfläche eines Lehmbodens bzw. nach Injektion der E.coli-Zellen in Bodenrisse die Denitrifikationsraten um das 4,6fache von 241 g ha⁻¹ Tag⁻¹ auf 2,6 kg ha⁻¹ Tag⁻¹ bzw. um das 49fache auf 11,8 kg N ha⁻¹ Tag⁻¹ an [22]. Für diese Zell-N-Verluste durch Denitrifikation waren hohe Atmungsraten (CO₂-Bildung) 31,4 bis 46,8 % verantwortlich, während für die vorherrschende Bodenfeuchte nur ein Anteil von 3,6 bis 18,9 % errechnet wurde. Einfache organische Verbindungen wie Essig-, Propion- oder Buttersäure, Glucose, Saccharose und Zellulose sind bevorzugte Kohlenstoffquellen [2, 3].

Somit hängt das Ausmaß der Nitratatmung nicht nur von der Menge an verfügbarem Kohlenstoff sondern auch entscheidend von der chemischen Struktur und Konfiguration ab. Neben Alkanen stellen in Abhängigkeit von der Aromatizität und Oxidationsstufe einfache und polymerisierte Ringverbindungen, die in Gewässern und Abwasser sowie in Böden häufig nachgewiesen werden, relativ schwer mineralisierbare Kohlenstoffquellen für Denitrifikanten dar, insbesondere unter strikt anaeroben Bedingungen.

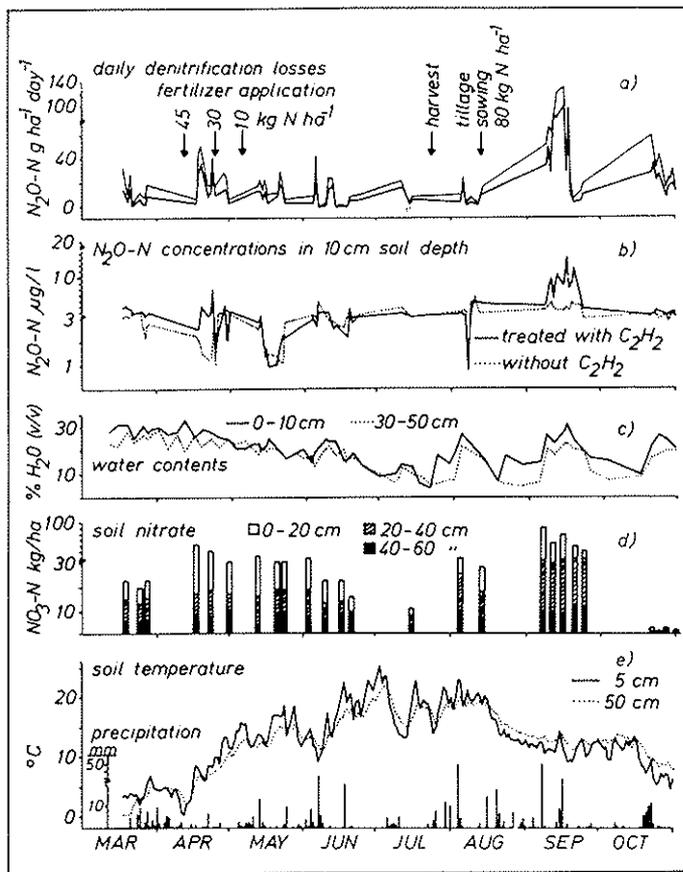


Abb. 4: Tägliche Denitrifikationsverluste in einer mit Winterergras und Weidelgras (Winterzwischenfrucht) bestellten Braunerde (methodische Details s. [4, 5])
(a) Mit der Acetylen-Inhibierungstechnik gemessene N₂O-Oberflächenflüsse
(b) N₂O-Konzentrationen in der Bodenluft in 10 cm Tiefe ohne und nach C₂H₂-Begasung
(c) Wassergehalt in 0 bis 10 cm bzw. 30 bis 50 cm Tiefe
(d) Nitratgehalt in 0 bis 20 cm, 20 bis 40 cm in 40 bis 60 cm Tiefe
(e) Bodentemperatur in 5 cm und 50 cm Tiefe Niederschläge in mm

daß dieser die Nitratatmung kontrollierende Faktor schwierig zu quantifizieren ist [6]. Die Aktivität denitrifizierender Mikroorganismen erstreckt sich über einen weiten Temperaturbereich. Sie beginnt bei 2 bis 5 °C, nimmt deutlich von 10 °C an zu und erreicht Maxima bei 25 bis 45 °C. In Böden verdoppelt sich in etwa die Denitrifikationsrate bei einem Temperaturanstieg um 10 °C (Q₁₀) und kann mit der Arrheniusgleichung beschrieben werden [7]. Bei hohen Temperaturen soll der N₂O-Anteil der gasförmigen Denitrifikationsverluste ansteigen, jedoch können hierbei auch synergistische Effekte der Temperatur mit anderen Bodenvariablen wie O₂-Gehalt oder Bodenfeuchte eine Rolle spielen.

pH-Wert

Nitratatmung wird innerhalb eines weiten pH-Bereiches (pH 3,5 bis 11) beobachtet mit einem Optimum bei pH 7 bis 8 [15, 22]. Denitrifikanten sind an ihr pH-Milieu gut adaptiert, und erst extreme und kurzfristig hervorgerufene pH-Schwankungen zeigen Effekte. Einfluß dagegen scheint der pH auf die Zusammensetzung der Denitrifikationsgase auszuüben: Niedere pH-Werte hemmen die N₂O-Reduktase, und es wird bevorzugt NO₂, NO und N₂O freigesetzt, während alkalische Bedingungen eher zur einer vermehrten N₂O- bzw. N₂-Freisetzung führen [22].

Neuere Untersuchungen konnten jedoch zeigen, daß die Zusammensetzung der Stickstoffentgasung im wesentlichen Organismen-spezifisch und erst in zweiter Linie pH-abhängig ist [13].

Bepflanzung

Einerseits nehmen Pflanzen aus dem Boden Wasser, Nitrat und Nährstoffe auf, andererseits führen sie diesem organische Substanz in Form von oberirdischer Biomasse, Wurzelauausscheidungen oder abgestoßenen Wurzelzellen zu, steuern den pH über Protonenausscheidung in die Rhizosphäre und beeinflussen somit das Ausmaß der dissimilatorischen Nitratreduktion. Beim Vergleich bepflanzt mit unbepflanzten Böden wurden unterschiedliche Effekte auf die Denitrifikation beobachtet [1, 9, 22]: Bei hohen Bodennitratgehalten förderte Pflanzenbewuchs die NO₃-Atmung, während niedrigere Nitratgehalte den Denitrifikationsprozeß durch Nitratentzug signifikant behinderten. Vermehrte Wurzelauausscheidungen — gefördert durch hohe Lichtintensitäten, niedrige Temperaturen oder abnehmende Sauerstoffpartialdrücke — können dagegen die dissimilatorische Nitratreduktion fördern. Maispflanzen in Phytotrons unter ¹⁴C-Atmosphäre und mit ¹⁵N markiertem Bodennitrat gezogen wirkten sich eher hemmend als fördernd auf den Denitrifikationsprozeß

Fördernd für die Denitrifikation ist daher, wenn die Aromazität zunächst mit Hilfe von Oxygenasen verringert bzw. aufgehoben wird, bevor die oxidierten Ringstrukturen oder aliphatischen Spaltprodukte im Zuge einer Nitratatmung als C-Quelle verwertet werden können [3].

Nitratkonzentrationen

Abhängig vom Nitratangebot steigt die NO₃⁻-Diffusionsrate in der wassergesättigten (Mikro-) Zonen der Bodenaggregate und als Folge die Intensität der Denitrifikation. Bei Wassersättigung und gleicher Temperatur diffundiert Nitrat rascher als O₂, so daß NO₃⁻ vor allem bei hoher Verfügbarkeit einen gegenüber Sauerstoff konkurrenzfähigen Elektronenakzeptor darstellt [22]. Bei Nitratgehalten > 40 µg g⁻¹ TB folgen die dissimilatorischen Nitratreduktasen im allgemeinen einer Funktion nullter Ordnung. Bei Nitratgehalten < 40 µg g⁻¹ TB dagegen wird eine Reaktion erster Ordnung beobachtet. Auch bei Denitrifikationsmessungen im Feld wurde eine signifikante Korrelation mit dem Bodennitratgehalt beobachtet [5].

Bodenfeuchte und Sauerstoffpartialdruck

Mit steigender Bodenfeuchte nehmen die Denitrifikationsraten zu. Dies gilt auch für die nach ausgiebigen Nieder-

schlägen immer noch mit einem hohen Luftporenanteil versehenen Sandböden (Abb. 4) [5, 6, 7, 22].

In überstauten Böden sind Denitrifikationsraten ca. 1000fach höher als in gut drainierten [22]. Steigende Bodenwassergehalte vergrößern den Reaktionsraum für Bakterien, behindern die O₂-Diffusion, führen zu einer homogenen NO₃⁻-Verteilung und somit zu erhöhten Denitrifikationsverlusten. Die Enzyme der Nitratatmung sind relativ unempfindlich gegenüber O₂ und deshalb sind Denitrifikanten hervorragend an den Grenzbereich zwischen aerob und anaerob angepaßt. Das Ausmaß der Denitrifikation jedoch ist vom Substrat-O₂-Nitrat-Verhältnis abhängig. Sauerstoff reguliert die Denitrifikation nicht nur als Konkurrent um Elektronen, sondern er behindert auch die Nitrataufnahme in die Zellen [10]. Ferner kann O₂ indirekt über den organischen Substanzabbau für die Nitratatmung förderlich sein, wenn die Mikroorganismen mit relativ schwer abbaubaren Verbindungen (z.B. substituierte Aromaten) konfrontiert werden [3].

Bodentemperatur

Neben der biologischen Aktivität in Böden beeinflusst die Temperatur die O₂-Löslichkeit und -Diffusion. Im Feld gehen hohe Temperaturen häufig mit niedrigeren Bodenwassergehalten einher, so

aus [9]. Ähnliches kann auch von zwei-jährigen Feldmessungen mit Hilfe der Acetyleninhibierungstechnik abgeleitet werden. In einer Weizen-Weizenrotation (2 bis 3 kg N ha⁻¹ a⁻¹) wurden zweifelsfrei niedrigere Denitrifikationsverluste als in einer Brache-Weizenrotation gemessen [1].

Weitere vergleichende Feldmessungen bei gleichzeitiger Erfassung physikalisch-chemischer Bodeneigenschaften sind jedoch erforderlich, um eine abschließende Bewertung der Steuervariablen „Pflanzenbestand“ vornehmen zu können.

Eine globale Abschätzung und Voraussage von Denitrifikationsverlusten ist nur durch fundierte Modelle erreichbar. Kontinuierliche und flächen-deckende N₂O- und N₂-Messungen im Feld sind aufgrund methodischer (Tabelle 1) und räumlicher Limitierungen [11] bisher nicht möglich, so daß nur bei Kenntnis der Variablen über Hochrechnungen die tatsächlichen Denitrifikationsverluste hinreichend genau abgeschätzt werden können [18]. Denitrifikationsmessungen in verschiedenen Agrarstandorten (Abb. 4, Tabelle 2) [5, 6, 7, 22] sowie bodenphysikalische Untersuchungen zur Diffusion und Sorption des relativ gut wasserlöslichen N₂O [4, 11] führten zu der in Abb. 3 beschriebenen Modellvorstellung und zu nachfolgendem Denitrifikationsmodell das im wesentlichen auch für Unterböden bis zum Grundwasserleiter (Dränzone) gelten dürfte [11, 21] (Gl. 1).

$$(A_1 + \theta K) \frac{\partial C_i}{\partial t} + p \frac{\partial S_i}{\partial t} = \frac{\partial (D_s \partial C_i / \partial z)}{\partial z} - \frac{\partial (a_a C_i)}{\partial z} + P_i \quad (\text{Gl. 1})$$

- i Gas: O₂, CO₂, N₂O, N₂
- A₁ Luftporenvolumen (% v/v)
- θ Wasserporenvolumen (% v/v)
- A_k Löslichkeitskoeffizient
- C_i Konzentrationen in der Gasphase (mmol cm⁻³)
- p Bodendichte (g cm⁻³)
- S_i Konzentration der sorbierten Gase (mmol g⁻¹)
- D_s Diffusionskoeffizient (cm² Tag⁻¹)
- q_a Massenfluß in der Bodenluft (cm Tag⁻¹)
- P_i Produktionsraten der jeweiligen Gase (mmol cm⁻³ Tag⁻¹)

Randbedingungen: Atmosphärenkonzentrationen werden aufgrund der ständigen turbulenten Durchmischung als konstant angesehen; Gasflüsse in den Unterboden finden nicht statt. Lagphasen bei den ubiquitär vorkommenden Denitrifikantenpopulationen werden nicht unterstellt. Der Gastransport (O₂, CO₂, N₂O, N₂) im Boden wird durch die Advektion-Dispersiongleichung beschrieben [21]. Hierbei ist die Diffusion in Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt der wichtigste Transportvorgang. Dieser Wasser abhängige

Transportvorgang wird vom Modell berücksichtigt. Die jeweiligen Diffusionskoeffizienten in Abhängigkeit vom luftgefüllten Porenvolumen werden nach Millington und Quirk, 1960, [21] berechnet. Der Massenfluß der Bodenluft in tiefere Bodenhorizonte wird vernachlässigt. Die Diffusionskoeffizienten in Luft und die Löslichkeit der Gase im Bodenwasser werden in ihrer Temperaturabhängigkeit nach Cambell, 1985, [21] berechnet. Die auf ersten Beobachtungen beruhende pH abhängige N₂O-Löslichkeit [12] wird noch nicht berücksichtigt. Ebenfalls kann aufgrund fehlender Untersuchungen die Rolle von Gaseinschlüssen (N₂O, N₂) auf die Freisetzungsraten an der Bodenoberfläche nicht berücksichtigt werden. Das Modell enthält deshalb einen N₂O-Adsorptionsterm, der als vollständig reversibel betrachtet und in Anlehnung an Brooks, 1985, [21] in Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt berechnet wurde. Die umsetzbaren Kohlenstoffverbindungen stellen Elektronen für die NO₃⁻- und O₂-Reduktion bereit. Als Maß für die angelieferten Elektronen dient die CO₂-Produktion, die aus der CO₂-Konzentration in der Bodenluft abgeschätzt wird. Die Kohlenstoffumsatzrate in Abhängigkeit von der Temperatur wird mit Hilfe der Arrheniusgleichung berechnet (Gl. 2).

$$\frac{d[E]}{dt} = n \cdot 3,33 \cdot 10^8 e^{-8400/(RT)} p [C_{org}] \quad (\text{Gl. 2})$$

$d[E]/dt = e^-$ -Angebot (mmol cm⁻³ Tag⁻¹)
Anzahl Elektronen pro mol C; n = 4
C_{org} = organisch C (mmol cm⁻³)

Die Gesamtzahl an Elektronen, die pro Zeiteinheit durch Mineralisation der organischen Substanz angeliefert werden kann, ist jedoch begrenzt. Ferner ist der Sauerstoff Mitkonkurrent um die Elektronen und kontrolliert somit das Ausmaß der Denitrifikation (Gl. 3).

$$\frac{d[E]}{dt} \geq 4r_{O_2} [O_2] + 2r_{NO} [NO_3^-] + 2r_{NO_2} [N_2^-]^2 + 2r_{N_2O} [N_2O] \quad (\text{Gl. 3})$$

[...] Konzentrationen (mmol cm⁻³)
r... Ratenkonstante (d⁻¹)

Die Reaktionskette vom NO₃- zum N₂ (Abb. 1) wird durch eine Reihe von Gleichungen erster Ordnung nach einem um O₂ als Elektronenakzeptor erweiterten Ansatz beschrieben Gl. 4 bis 8).

$$\frac{d[O_2]}{dt} = -r_{O_2} [O_2] \quad (\text{Gl. 4})$$

$$\frac{d[NO_3^-]}{dt} = -r_{NO_3} [NO_3^-] \quad (\text{Gl. 5})$$

$$\frac{d[NO_2^-]}{dt} = r_{NO_3} [NO_3^-] - r_{NO_2} [NO_2^-]^2 \quad (\text{Gl. 6})$$

$$\frac{d[N_2O]}{dt} = \cdot 5r_{NO_2} [NO_2^-]^2 - r_{N_2O} [N_2O] \quad (\text{Gl. 7})$$

SOFTWARE

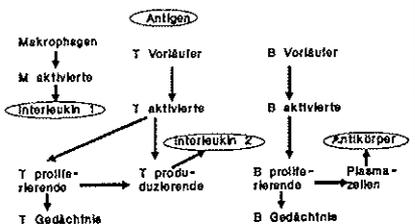


Die Immun-Antwort

Ein PC-Lernspiel, das Grundvorgänge der Immunologie in vier Lektionen

- Primärantwort
- Sekundärantwort
- Toleranz
- Autoimmunität

visualisiert und systematisch erklärt.



Für IBM-PC und kompatible (mind. 512 kB freier Arbeitsspeicher, EGA- oder VGA-Graphikkarte)
Preis: DM 163,-
(Studentenrabatt auf Anfrage)

RESCH VERLAG
Postfach 12 60 · 8032 Gräfelfing

- Ich bestelle das PC-Lernspiel „Die Immun-Antwort“ für DM 163,-
 deutsch englisch
- Ich möchte das Lernspiel kennenlernen. Schicken Sie mir kostenlos eine Demo-Diskette deutsch englisch

Name _____

Firma _____

Straße/Postfach _____

Ort _____

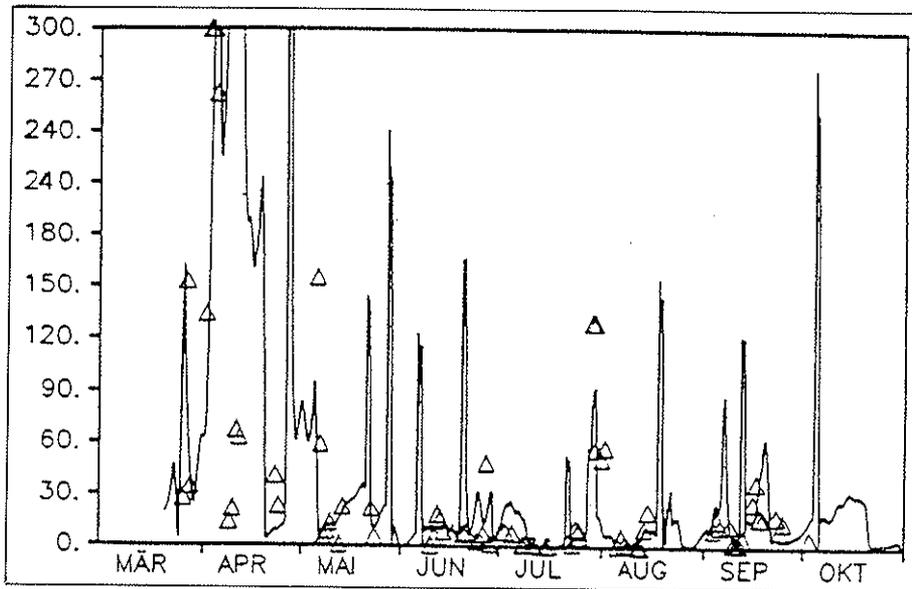


Abb. 5: Vergleich gemessener N₂O-Oberflächenflüsse (Acetylen-Inhibierungstechnik, Symbole; [5]) mit Modellberechnungen (durchgezogene Linie; [21])

$$\frac{d[N_2]}{dt} = r_{N_2O} [N_2O] \quad (Gl. 8)$$

In Abb. 5 sind die mit der Acetylen-Inhibierungstechnik in einem mineralisch sowie zusätzlich mit Klärschlamm gedüngten und mit Sommerweizen bestellten lehmigen Sandboden (Braunerde) ermittelten N₂O-Oberflächenflüsse [5] den Modellberechnungen gegenübergestellt. Die gezeigten Messungen dienten der Eichung des Modells, das an Parallelmessungen (1985 und 1986) in dem nur mineralisch gedüngten, lehmigen Sandboden validiert wurde [4, 5]. Da die Acetylen-Inhibierungstechnik eingesetzt wurde und C₂H₂ gleichzeitig die Nitrifikation hemmt (Tabelle 1) konnte die NO₃⁻, N₂O- bzw. NO-Freisetzung aus der Nitrifikation im Modell unberücksichtigt bleiben. Problem bei der Validierung des Modells stellt die hohe Streuung bei den gemessenen Denitrifikationsraten (Abb. 4) [4, 5, 22] dar. Sinnvoll wäre deshalb, neben weiteren Modellverbesserungen auch gleichzeitig bei Feldmessungen das Verhältnis zwischen Rauschen und tatsächlicher N₂O+N₂-Freisetzung günstiger zugehalten [21].

Danksagung

Herrn Professor Dr. J. C. G. Ottow sei für die kritische Durchsicht des Manuskripts gedankt. Ein Teil der Messungen, finanziert von der Deutschen Forschungsgemeinschaft, wurde in der Abteilung von Professor Dr. Haider am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig,

(Leitung Professor Dr. D. Sauerbeck) durchgeführt; den beiden Herren sowie dem damaligen Team, Frau Andrea Oehns-Rittgerodt, Frau Goswinth Warnecke-Busch, Herrn Dipl.-Ing. agr. G. Gaus, sei an dieser Stelle für die stets gewährte Unterstützung herzlich gedankt. Herrn H. Schneider danke wir für die zuverlässige technische Mitarbeit.

Literatur

[1] Aulakh, M. S., Rennie, D. A. and Paul E. A. (1983). Gaseous nitrogen losses from cropped and summer-fallow soils. *Can. J. Soil Sci.* 62, 187-195
 [2] Beauchamp, E. G., Trevors, J. T., and Paul, J. W. (1989). Carbon sources for bacterial denitrification. *Adv. Soil Sci.* 10, 113-142
 [3] Benckiser, G. (1980). Umwandlung und Verwertbarkeit relativ persistenter, organischer Verbindungen im Zuge der anaeroben Atmung (Denitrifikation) am Beispiel von Polyäthylensorbitanmonocleat, Phthalsäuredi-n-butylester, Hexachlorbenzol und Abwasserkonzentrat. *Hochschul-Sammlung Naturwissenschaft Biologie Band 7*, 126 S.
 [4] Benckiser, G. (1991) Stickstoffverluste durch Denitrifikation. In: *Stoffeinträge aus der Landwirtschaft - Strategien zur Minimierung* - Arbeitsunterlagen der DLG, E/91 S. 76-87
 [5] Benckiser, G., Gaus G., Syring K.-M., Haider K. and Sauerbeck D. (1987a). Denitrification losses from an Inceptisol field treated with mineral fertilizer or sewage sludge. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 150, 241-248
 [6] Benckiser, G., Haider K. and Sauerbeck D. (1986). Field measurements of gaseous nitrogen losses from an Alfisol planted with sugar beets. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 149, 249-261
 [7] Benckiser und Warnecke-Busch (1990). Denitrifikation mineralisch und/oder klärschlammgedüngter Agrarökosysteme in Ab-

hängigkeit von Kohlenstoff, Wasser- und Nitratversorgung sowie der Bodentemperatur. *Forum Städte-Hygiene* 41, 157-160
 [8] Burth, I., Benckiser, G. und Ottow, J. C. G. (1982). N₂O-Freisetzung aus Nitrit; Denitrifikation durch ubiquitäre Pilze unter anaeroben Bedingungen. *Naturwiss.* 69, 598-599
 [9] Haider, K., Mosier, A. R., and Heinemeyer, O. (1985). Phytotron experiments to evaluate the effect of growing plants on denitrification. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 636-641
 [10] Hernandez, D., and Rowe, I. I. (1987). Oxygen regulation of nitrate uptake in denitrifying *Pseudomonas aeruginosa*. *Appl. Environ. Microbiol.* 53, 745-750
 [11] Lehn-Reiser M., Benckiser G. und Ottow, J. C. G. (1990). Mikrobieller Nitratabbau der ungesättigten Zone verschiedener Böden. *VDLUFASchriftenreihe* 32, 645-651
 [12] Minami, K. and Ohsawa, A. (1989). Emission of nitrous oxide dissolved in drainage water from agricultural land. Extended paper, International Conference on "Soils and the Greenhouse Effect", Wageningen, International Soil Reference and Information Centre (ISRIC) O11, 1-5
 [13] Munch, J. C., and Ottow, J. C. G. (1984): Composition of denitrification gases (N₂/N₂O/NO) from soil as affected by the denitrifying microflora. In: Recent investigations in the zone of aeration (RIZA); Udluft, P. et al. (eds.), *Proc. Internat. Symp., Munich*, Vol. 2, 437-443
 [14] Ottow, J. C. G., Benckiser, G., Kapp, M. und Schwarz, J. (1990). Denitrifikation - die unbekannte Größe. *DLG-Mitteilgn.* 105, 8-10
 [15] Ottow, J. C. G., Burth-Gebauer, I. and El Demerdash, M. E. (1985). Influence of pH and partial oxygen pressure on the N₂O-N to N₂ ratio of denitrification. In: *Denitrification in the nitrogen cycle*. Golterman, H. L. (ed.) Plenum Press, New York p. 101-120
 [16] Pettigrew, G. W. and Moore, G. R. (1987). Cytochromes c - Biological Aspects. *Springer Series in Molecular Biology*, Rich, A. (ed.) Springer Verlag, Heidelberg, 282 p.
 [17] Rheinbaben W. von (1990). Nitrogen losses from agricultural soils through denitrification - a critical evaluation. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 153, 157-166
 [18] Rolston, D. E. (1990). Modeling of denitrification: Approaches, successes and problems. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkd. Ges.* 60, 397-402
 [19] Schmider, F. (1985). Charakterisierung der denitrifizierenden Mikroflora in den verschiedenen Reinigungsstufen einer biologischen Kläranlage im Vergleich zu unterschiedlich belasteten Stillgewässern und einigen Böden. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 88, R. Oldenbourg Verlag, München, 1-282
 [20] Simamarta, T., Benckiser, G., and Ottow, J. C. G. (1991). Denitrification losses from an Alfisol evaluated by acetylene inhibition technique after rotary tillage of grassland (*Lolium perenne*) and incorporation of ammonium nitrate, straw or compost. *VDLUFASchriftenreihe* 32, 677-682
 [21] Syring, K. M. and Benckiser G. (1990). Modeling denitrification losses from arable land. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkd. Ges.* 60, 403-406
 [22] Tiedje, J.M. (1988). Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: *Biology of anaerobic microorganisms*. A. J. B. Zehnder (ed) John Wiley & Sons New York, pp. 179-244
 [23] White, (1990). Die große Klimadebatte. *Spektrum der Wissenschaft* 9, 72-81