

Stickstoffverluste durch ressourcenschonende Bewirtschaftung – dargestellt am Beispiel des Versuchsgutes Scheyern

U. Matthes, R. Gutser²⁹, G. Gerl³⁰ und M. Kainz³¹

Einleitung

Im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) wird das Ziel verfolgt, Konzepte für eine umweltverträgliche und ökonomisch tragfähige Landbewirtschaftung zu entwickeln. Mit Blick auf die angestrebte Mehrzieloptimierung wird einem umfassenden Ressourcenschutz Rechnung getragen, indem neben abiotischen auch biotische und ästhetische Aspekte Berücksichtigung finden.

Ein vorrangiges Ziel der Bewirtschaftung lag in der Verminderung der Wassererosion. Durch die Anwendung bodenkonservierender Maßnahmen (Direktsaat, Mulchbedeckung, pfluglose Bewirtschaftung) ist es gelungen, nicht tolerierbare Bodenabträge in Höhe von über $2 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vor der Nutzungsumstellung 1992 auf unter $0,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 1999 zu reduzieren. Zur nachhaltigen Sicherung der Erträge war allerdings im integrierten Betriebsteil ein hoher N-Input erforderlich, der zu einem deutlich über dem derzeit diskutierten Toleranzwert ($< 50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; UBA, 1999, Frede und Dabbert, 1999) liegenden mehrjährigen N-Saldo von $82 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geführt hat (s. Weinfurter et al., 2001 – in diesem Band). Der N-Saldo wird als geeigneter Indikator für potenzielle Verluste an reaktiven N-Verbindungen gesehen. Ob und in welchem Umfang sich daraus Umweltbelastungen ergeben, kann aber nur über die Analyse der innerbetrieblichen Stickstoffflüsse und einzelner N-Verlustpfade in die Atmo- und Hydrosphäre beurteilt werden.

Die vorliegende Analyse sollte die wichtigsten N-Verlustpfade quantifizieren. Daraus ist ableitbar, welche unvermeidbaren Verluste bei der in Scheyern praktizierten ressourcenschonenden Bewirtschaftung auftreten. Darüber hinaus werden Überlegungen zu sinnvollen Orientierungswerten für tolerierbare N-Salden angestellt.

Material und Methodik

Wechselbeziehung von Indikatoren im Bereich Stickstoff

Wie die nachfolgende Abbildung (Abb. 1) verdeutlicht, aggregiert der Stickstoffsaldo verschiedene Zu- und Abfuhrer und nimmt somit eine zentrale Stellung zwischen den landwirtschaftlichen Maßnahmen und den

²⁹ Dr. U. Matthes und Dr. R. Gutser, Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Am Hochanger 2, D-85350 Freising

³⁰ G. Gerl, Institut für Bodenökologie, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Ingolstädter Landstraße 1, D-85764 Neuherberg bei München

³¹ M. Kainz, Versuchsgut Scheyern, Prielhof 1, 85298 Scheyern

Umweltwirkungen ein. Die das System Boden-Pflanze verlassenden Stickstoffverbindungen können durch eine Reihe von Indikatoren beschrieben werden, die einer zeitlichen und räumlichen Dynamik unterliegen und durch komplexe Zusammenhänge miteinander vernetzt sind.

Von maßgeblicher Bedeutung sind N_2O und NH_3 -Verluste in die Atmosphäre sowie NO_3 -Verluste über das Sickerwasser in das Grundwasser.

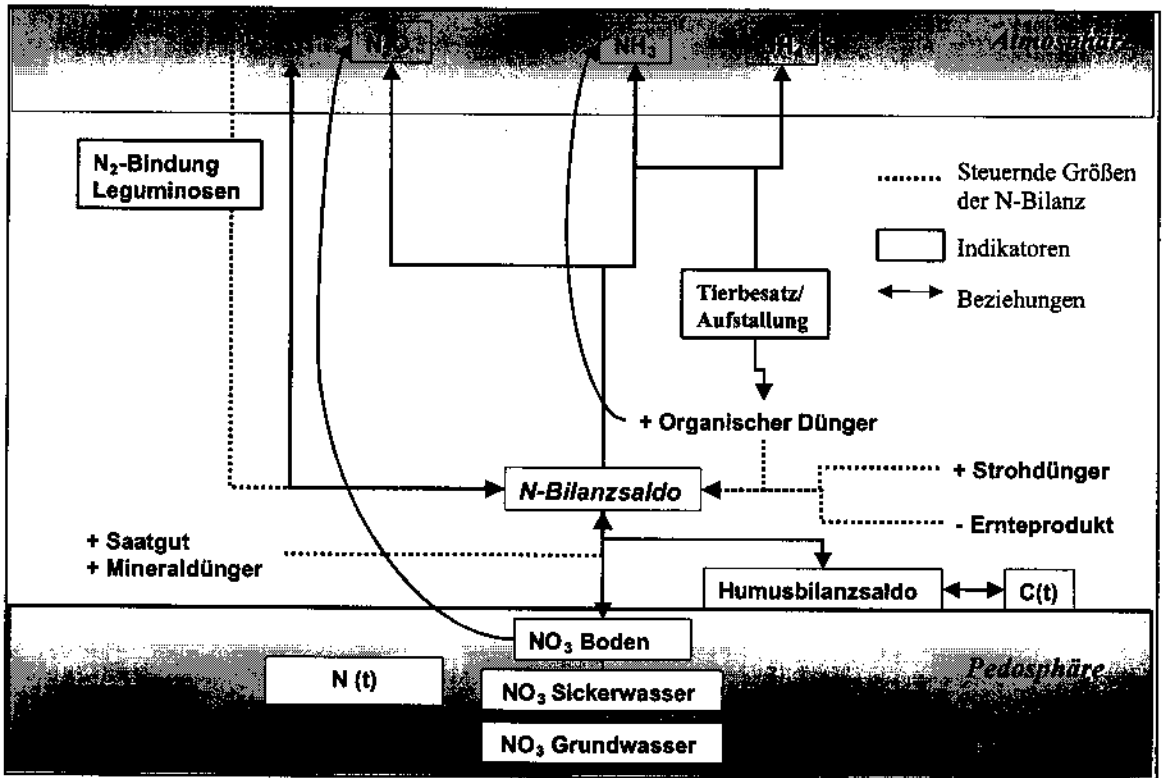


Abbildung 1: Schematische Darstellung der für das System „Stickstoffbilanz des Bodens“ definierten Indikatoren

NH_3 -Verluste

Die größten NH_3 -Verluste treten bei der Ausbringung organischer Dünger auf. Zur Quantifizierung der NH_3 -Verluste wurde ein von Katz (in Menzi et al. 1997) auf der Grundlage einer umfangreichen empirischen Datenbasis entwickelter Modellansatz verwendet, der neben dem Sättigungsdefizit der Luft den Ammoniumgehalt der Gülle und die Güllemenge als Eingangsgrößen zur Berechnung der Ammoniakverluste verwendet.

Orientierende Messungen mit einer am Lehrstuhl für Pflanzenernährung weiter entwickelten Mehrkammermethodik sollten dazu dienen, die grundsätzliche

Anwendbarkeit des Modellansatzes zu überprüfen. Die wenigen durchführbaren Messungen stimmen mit den berechneten Modellwerten relativ gut überein. Der Modellansatz wurde deshalb genutzt, um die NH_3 -Verluste für die im Zeitraum von 1994-1998 im integrierten Betriebsteil des Versuchsgutes ausgebrachte Gülle zu berechnen.

N_2O -Verluste

Das Teilprojekt „Klimarelevante Spurengase“ des FAM ermittelt über ganzjährige Messungen die bei unterschiedlichen Kulturarten auftretenden N_2O -Verluste. Mittels Gassammelhauben und einem Gaschromatographen wurden N_2O -Flüsse kulturartspezifisch - sowohl während wie auch außerhalb der Vegetationsperiode - gemessen.

NO_3^- -Verluste

Als Indikator für N-Austräge in die Hydrosphäre wird die Nitratkonzentration in der Bodenlösung verwendet. Die Nitratgehalte im Sickerwasser werden auf dem Versuchsgut Scheyern an insgesamt sechs, zu Naturlysimetern ausgebauten Schachtanlagen (Multilevelbrunnen) gemessen, in die Sickerwasser aus drei integriert bewirtschafteten, zwei ökologisch bewirtschafteten sowie einer Brachfläche und einem Feldrain talwärts abgeleitet wird. In die Schächte wurde eine Unterdruckapparatur eingebaut, mit deren Hilfe über horizontal in den Boden eingebaute Saugkerzen Bodenlösung aus sechs Horizonttiefen (10 bis 180 cm) angesaugt wird. Die Beprobung erfolgte über den Zeitraum 1994 bis 1998 im monatlichen Rhythmus.

Ergebnisse

NH_3 -Verluste

In der folgenden Darstellung sind die bei den Gülleapplikationen im integrierten Betrieb für den Zeitraum von 1994 bis 1998 modellierten Ammoniakverluste in Abhängigkeit des Wassersättigungsdefizits der Luft aufgetragen. Die Gülle wurde ausnahmslos mit Schleppschauchverteiler ausgebracht, wobei im Herbst zusätzlich eine unmittelbare Einarbeitung mit dem Grubber auf Stoppeflächen erfolgte. Abgesehen von sehr geringen prozentualen Verlusten (<10%) bei sehr hoher Luftfeuchte und/oder niedriger Temperatur bewegen sich die Verluste im Bereich von 20 bis maximal 35% der in der Gülle enthaltenen NH_4 -Mengen. Je nach ausgebrachter Güllemenge resultieren daraus Verluste zwischen 5 und 15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Diese Werte liegen deutlich unter den bei breitwürfiger Applikation anzunehmenden Verlusten, die im Mittel 50% der ausgebrachten NH_4 -Mengen ausmachen. Auffallend ist, dass mit steigendem Wassersättigungsdefizit der Luft keine erhöhten Ammoniakverluste auftreten. Die Kombination Schleppschauch/Einarbeitung ermöglicht somit weitgehend eine von der Witterung bezüglich NH_3 -Verlusten unabhängige Ausbringung der Gülle.

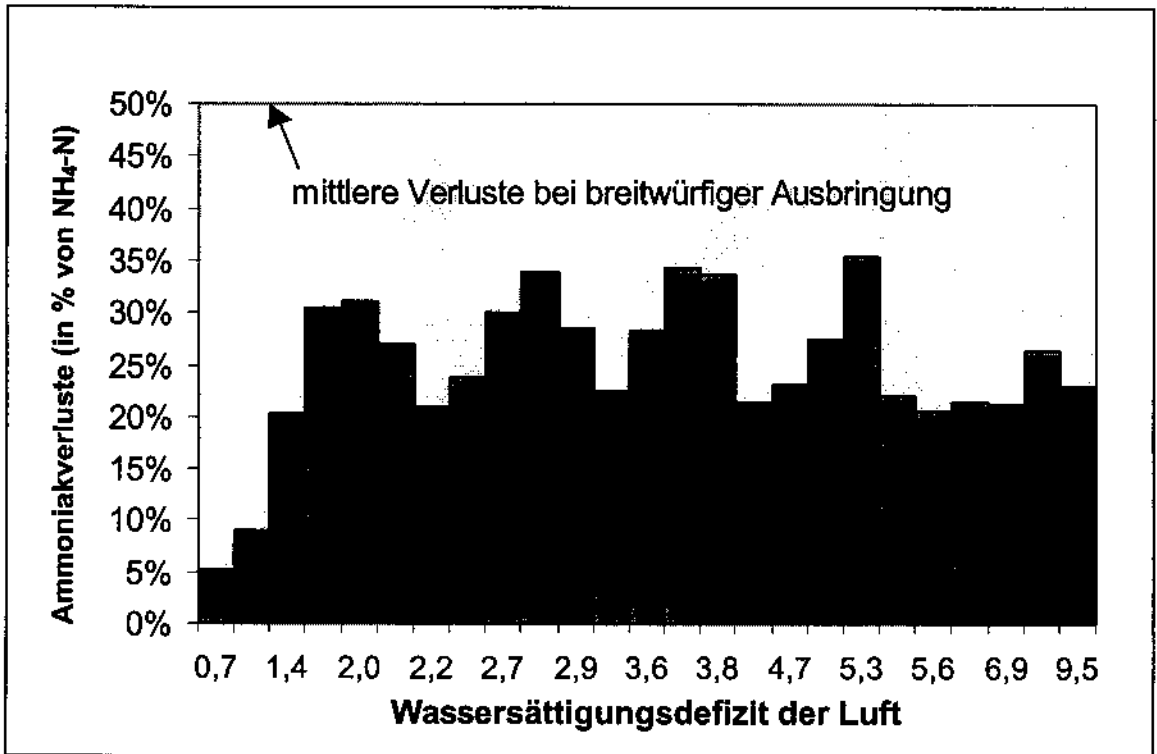


Abbildung 2: Modellierte NH₃-Verluste in Abhängigkeit des Wassersättigungsdefizits der Luft für die im Zeitraum von 1994 bis 1998 im integrierten Betrieb des Versuchsgutes Scheyern applizierte Gülle

N₂O-Verluste

Die in Scheyern gemessenen N₂O-Flüsse variieren abhängig von der Kulturart und der Düngermenge zwischen etwa 1 und 7 kg ha⁻¹ a⁻¹ (s. Abb. 3), wobei die Verluste auf der Brachfläche unter 0,5 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ liegen. Insbesondere unter Kartoffel sind die Verluste mit 6-7 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ungewöhnlich hoch. Wie auch andere Untersuchungen belegen, sind die Verluste außerhalb der Vegetationszeit sogar höher als während der Vegetationszeit. Als wichtigste Ursache für diese Beobachtung werden Frost-Tau-Zyklen angeführt.

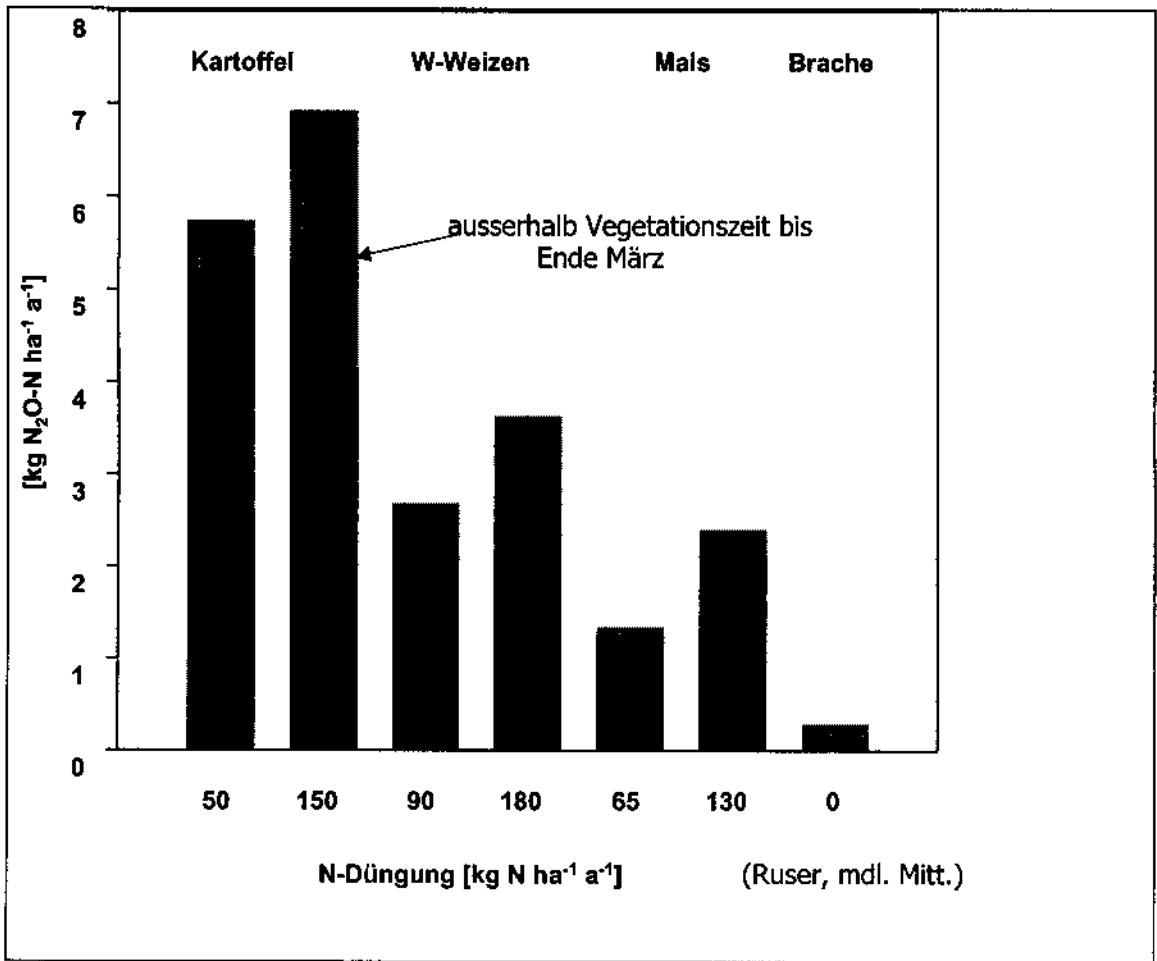


Abbildung 3: Jährliche N₂O-Emissionen verschiedener Kulturarten in Abhängigkeit unterschiedlicher Düngungsniveaus (n. Ruser, mdl. Mitt.)

NO₃⁻-Verluste

Die hohen N-Überschüsse führen bislang nicht zu erhöhten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Wie die Kurvenverläufe in Abbildung 4 zeigen, ist tendenziell sogar ein Rückgang der Nitratgehalte zu beobachten. Zudem sind nutzungsbedingte Verläufe der NO₃-Gehalte erkennbar: extrem niedrige Gehalte unter Grünbrache ohne nennenswerte zeitliche Variabilität bzw. starker Rückgang in der Sickerung unter dem Feldrain; unter Ökoflächen entweder durchwegs niedrige Gehalte (Acker 03) oder deutlicher Rückgang von 1994 bis 1998 (Acker 09); stärkere Schwankungen des NO₃-Gehaltes mit beachtlichen Unterschieden innerhalb eines Schläges (z.B. auf Acker 18, Abb. 4) wurden unter integriert bewirtschafteten Flächen beobachtet.

Die großen Schwankungen des Nitratgehaltes an einem der beiden

Messschächte auf Acker 18 konnten nicht ausschließlich auf Bewirtschaftungseinflüsse zurückgeführt werden. Neben Nachwirkungen von länger zurückliegenden Maßnahmen (Verfüllung von Erosionsrissen, z.T. Substrataustausch) kommen der an dieser Messstelle erhöhte Makroporenfluss sowie ein ausgeprägter Wechsel von reduzierenden und oxidierenden Verhältnissen (Hellmeier, mdl. Mitt.), der vermutlich auf einen temporären Grundwasserkörper (Gerl, mdl. Mitt.) zurückgeht, mit als Ursachen in Frage. Insgesamt kann festgehalten werden, dass die Nitratgehalte von z.T. über 50 mg l^{-1} im Jahr 1994 auf 30 mg l^{-1} im Jahr 1998 an allen Messpunkten abgesunken sind. Unter Berücksichtigung der mittleren Sickerwassermenge errechnet sich auf Ackerflächen eine N-Auswaschung von ca. $15\text{-}20 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

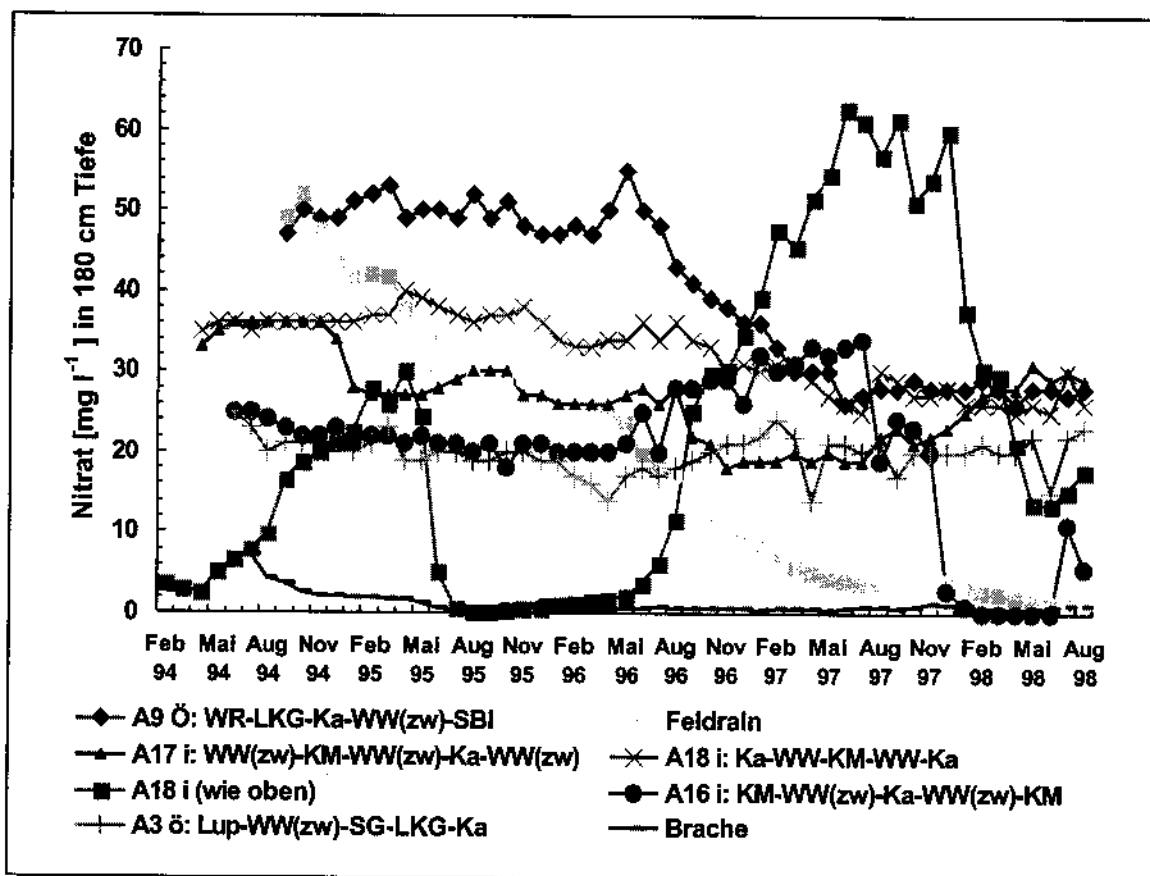


Abbildung 4: Zeitliche Entwicklung der Nitratgehalte (n. Hellmeier, 2000) im Sickerwasser in 180 cm Tiefe (Messschächte mit Saugkerzen) an 8 Dauermesspunkten (Acker=A, i=integrierter Betrieb, ö=ökologischer Betrieb). Fruchtfolgeglieder (Reihung jeweils ab 1994): WR=Winterroggen, LKG=Luzernekleegras, Ka=Kartoffeln, WW=Winterweizen, SBI=Sonnenblumen, KM=Körnermais, Lup=Lupine, SG=Sommergerste, (zw)=Zwischenfrucht

Die Analyse der wichtigsten N-Verlustgrößen ist Voraussetzung für die Bewertung der auf dem Versuchsgut Scheuern praktizierten ressourcenschonenden Bewirtschaftung. Die aus den Sickerwasseranalysen in 1.8 m Tiefe errechneten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten liegen mit $15\text{-}20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf einem relativ niedrigen Niveau. Werden $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (ca. $10\text{-}15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) sowie N_2O -Flüsse ($3\text{-}7 \text{ kg N}_2\text{O-N}$) addiert, lassen sich etwa zwischen 30 bis 40 kg des beobachteten N-Überschusses erklären. Auch unter Berücksichtigung schwer messbarer N_2 -Verluste liegt die Vermutung nahe, dass ein erheblicher Teil des zugeführten N infolge der Nutzungsumstellung im Boden immobilisiert wurde. Die Ergebnisse einer Modellierung der C- und N-Entwicklung an vier Dauermesspunkten bestätigt diese Vermutung. Letztlich kann jedoch nur eine flächendeckende, derzeit ablaufende Bodeninventur verlässliche Angaben zur C- und N-Entwicklung 10 Jahre nach Nutzungsumstellung liefern.

Diskussion über Orientierungswerte für den N-Saldo

Die Obergrenze für tolerierbare N-Salden sollte nach den Überlegungen einer von einer „guten fachlichen Düngepraxis ausgehenden“ Expertengruppe (Gutser und Ebertseder, 2001) nicht pauschal festgelegt werden, sondern nach Tierhaltung, Tierdichte und Standortbedingungen differenziert werden. Unter günstigen Standortbedingungen werden zwischen 30 (ohne Tiere) bis 90 (für Tierdichte $> 1 \text{ GV ha}^{-1}$) $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als Obergrenze vorgeschlagen. Der um die NH_3 -Verluste in Stall, Lager und auf dem Feld bereits bereinigte Schwellenwert des Umweltbundesamtes (eine klare Definition wird allerdings nicht gegeben!) liegt ebenso wie der Schwellenwert (Hoftorbilanz) von Frede und Dabbert (1999) bei $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dieses Beispiel weist darauf hin, dass bei der Berechnung des N-Saldo nicht selten unterschiedliche Bilanzierungsansätze verwendet werden, was die Vergleichbarkeit von Salden und daraus abgeleiteten Zielwerten erheblich erschwert.

Auf auswaschungsgefährdeten Standorten zeigt sich eine deutliche Diskrepanz zwischen dem aus Sicht der Bewirtschaftung zur Ertragssicherung notwendigen höheren N-Saldo (um 15 kg erhöhter N-Input) und dem von Seiten des Umweltschutzes zur Sicherung der Grundwasserqualität verminderten N-Saldo ($20\text{-}40 \text{ kg}$ als Absolutwert). Insgesamt muss festgehalten werden, dass pauschale Richtgrößen nicht geeignet sind, die Umweltverträglichkeit landwirtschaftlicher Betriebe zu beurteilen.

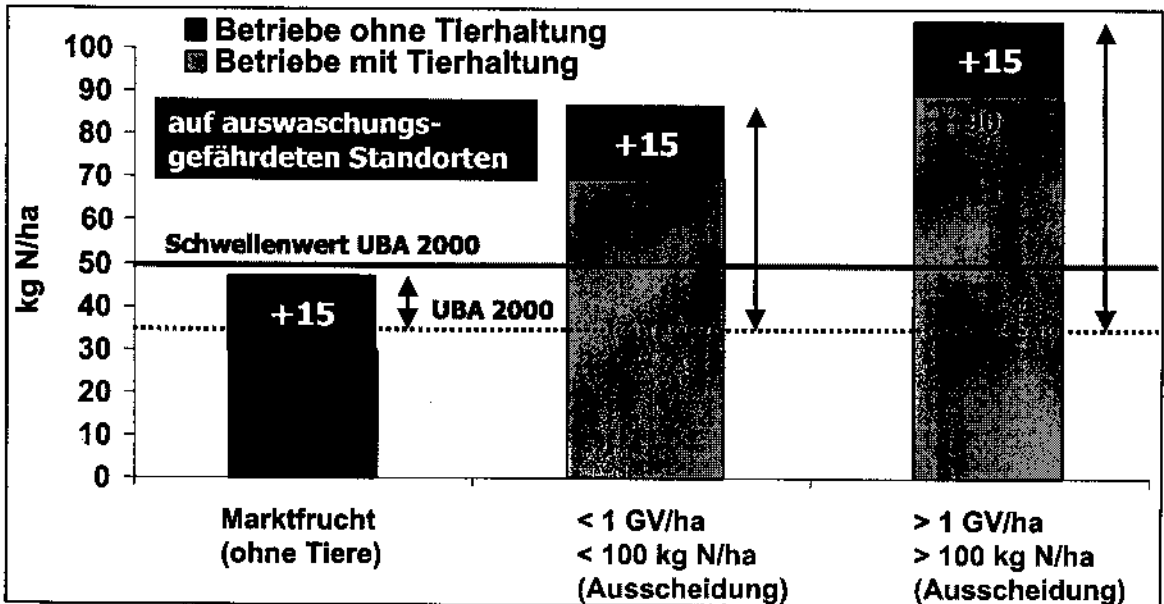


Abbildung 5: Orientierungswerte für tolerierbare betriebsspezifische N-Salden unter günstigen Standortbedingungen (Obergrenzen)

Zusammenfassung

Die im integrierten Betrieb des Versuchsgutes Scheyern ermittelten N-Verluste decken nur etwa zur Hälfte den N-Saldo ab. Aufgrund der in Scheyern vor 10 Jahren vorgenommenen Bewirtschaftungsumstellung („integriert mit Schwerpunkt Bodenkonservierung“) mit prognostizierter Humusanreicherung sind die erhöhten N-Salden kein Maß für kurzfristige N-Verluste, sondern verweisen vielmehr auf ein mittel- bis langfristig erhöhtes Verlustpotenzial. Aus ökologischer Sicht ist ein kontinuierlicher Humusaufbau kritisch zu sehen, weil unsere Böden ohnehin gut mit Stickstoff versorgt sind. Künftig ist deshalb noch mehr Wert auf eine weitere Optimierung der Düngungsstrategien zu legen.

Überlegungen zu Obergrenzen für tolerierbare N-Salden lassen erkennen, dass bei einer ressourcenschonenden Bewirtschaftung nach „bester fachlicher Praxis“ je nach Betriebstyp und standörtlichen Voraussetzungen zumindest mittelfristig sehr unterschiedliche unvermeidbare N-Verluste entstehen. Pauschale Toleranzwerte, wie derzeit von verschiedenen Seiten gefordert (z.B. UBA, 1999, Frede und Dabbert, 1999), können der Vielfalt der Standorte und Betriebsstrukturen nicht gerecht werden; es wären zumindest betriebsspezifische Orientierungswerte zu fordern.

Literatur

Frede, H.-G. und Dabbert, S. (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. ecomed. Landsberg/Lech, 451 S.

Gutser, R. und Wagner, B. (2000): Gute Noten für den Maisanbau. mais: 48-51.

Gutser, R., Ebertseder, Th. (2001): Unvermeidbare Nährstoffverluste in der Landwirtschaft. Vortrag BAD-Tagung, 24./25. April, Würzburg, im Druck.

Hansen, B., Kristensen, E.S., Grant, R., Høgh-Jensen, H., Simmelsgaard, S.E., Olesen, J.E. (2000): Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems – a systems modelling approach. European Journal of Agronomy 13: 65-82.

Heuwinkel, H., Gutser, R. (1997): Bestimmung der N₂-Bindung zur N-Bilanzierung von Klee-Luzerne-Gras. 4.Wiss.-Tagung Ökol.Landbau, Bonn, 272-278.

Hülsbergen, K.-J. u. Diepenbrock, W. (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. In: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Osnabrück 1997: 159-183.

Kaiser, E.-A., Ruser, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – An evaluation of six long-term field experiments. Journal Plant Nutr. Soil Sci. 163: 249-260.

Menzi, H., Frick, R., Kaufmann, R. (1997): Ammoniak-Emissionen in der Schweiz. Schriftenreihe der FAL 26: 107 S. + Anhg.

Meyer-Aurich, A., Osinski, E., Matthes, U., Weinfurter, K., Gerl, G. (2000): Ein Ziel- und Indikatorensystem zur Entwicklung von Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Landwirtschaft im Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM). VDLUFA-Schriftenreihe 55/VI: 31-38.

UBA (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft – Indikatorensysteme. UBA-Texte 42/99, 258 S.

Weber, A., R. Gutser, U. Schmidhalter, G. Henkelmann (2000): Unvermeidbare NH₃-Emissionen aus mineralischer Düngung (Harnstoff) und Pflanzenmulch unter Verwendung einer modifizierten Messtechnik?, VDLUFA-Schriftenreihe 55/II: 175-182.

Weinfurter, K. et al. (2001): Nährstoffbilanzierung auf der Versuchsstation Klostersgut Scheyern mit Hilfe des Betriebsbilanzierungsmodells REPRO. VDLUFA-Schriftenreihe 57 – dieser Band).

Dank

Für die finanzielle Förderung der Forschung (BMBF-Förderkennzeichen 0339370) sei dem Bundesministerium für Bildung und Forschung gedankt.