

UFZ-Bericht

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 16/2002

Stickstoff – ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht

Ergebnisse aus dem Workshop "N-Deposition
in Agrarökosystemen" vom 2. bis 3. Mai 2002

Uwe Franko (Hrsg.)

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung

ISSN 0948-9452

Stickstoff – ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht

Ergebnisse aus dem Workshop „N-Deposition in
Agrarökosystemen“ vom 2. bis 3. Mai 2002 am
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Inhaltsverzeichnis

	Seite
<i>Vorwort</i>	3
Stickstoff – ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht	
<i>F. Böhme, R. Russow</i>	6
Formen der atmogenen N-Deposition und deren Bestimmung in Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung der ¹⁵ N-Isotopenverdünnungsmethode (ITNI)	
<i>N. Böhlmann, S. Bernsdorf, R. Meißner, H. Borg, U. Wegener, R. Russow, F. Böhme</i>	18
N-Deposition in Mooren im Nationalpark Hochharz	
<i>H. Lippold</i>	28
Atmogene Deposition von Stickstoff auf landwirtschaftlichen Stationen Sachsens von 1998 bis 2001	
<i>H. Schulz</i>	32
Flächendeckende Erfassung von N-haltigen Depositionen mit Hilfe von Baumborken	
<i>I. Merbach</i>	46
Die Nullparzellen des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt als Indikator für den atmogenen N-Eintrag	
<i>G. Weber-Blaschke</i>	57
Stickstoffflüsse im Bereich der Ver- und Entsorgung in Deutschland	
<i>T. Gauger</i>	72
Flächendeckende Kartierung der Gesamtdeposition von Stickstoff in Deutschland	
<i>K. Isermann</i>	90
Atmosphärische N-Einträge als unabdingbare Bestandteile der N-Bilanzen von Agrarökosystemen sowie deren tolerierbaren bzw. unvermeidbaren gasförmigen N-Emissionen dargestellt am Beispiel Deutschlands	
Autorenverzeichnis	116

Stickstoff – ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht

U. Franko, R. Russow, M. Puhlmann und H. Schulz
UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halle/Saale

Der diffuse Austrag von Stickstoff aus Agrarlandschaften in die Umwelt ist wesentlich höher als es das Prinzip einer nachhaltigen Landnutzung zulassen würde. Ursache dafür ist die mangelnde Balance zwischen dem Stickstoffentzug durch den Ertrag und der gesamten Stickstoffzufuhr, die sich aus einer Reihe verschiedener Quellen zusammensetzt. Eine dieser Quellen ist die atmogene Stickstoffdeposition, d.h. der Eintrag von gebundenem Stickstoff aus der Atmosphäre in das System Boden/Pflanze. Über deren Bedeutung im Stickstoffkreislauf besteht zwar ein allgemeiner Konsens, jedoch gibt es bisher keine allgemein anerkannte Methode zur Bestimmung und damit auch sehr verschiedene Angaben zur Größe der N-Deposition.

Um das vorhandene Wissen auf diesem Gebiet zusammenzufassen, Schwachstellen zu analysieren und gemeinsame Wege für die weitere Forschung zu identifizieren, fand am UFZ in Halle am 2. und 3. Mai 2002 ein Workshop zum Thema „N-Deposition in Agrarökosystemen“ statt. Der vorliegende Bericht enthält eine Reihe von Vorträgen zu unterschiedlichen methodischen Ansätzen und den damit erzielten Ergebnissen.

In den folgenden Thesen sind die wichtigsten Erkenntnisse des Workshops kurz zusammengefaßt:

- Die atmogene N-Deposition besteht aus partikulären, gasförmigen (NH_3 , NO_x) und flüssigen Komponenten, wobei letztere im Niederschlag (Schnee, Regen und Nebel) gelöste N-Verbindungen darstellen. Insbesondere für die gasförmige Komponente spielt die Pflanze in ihrer Wechselwirkung mit der Atmosphäre eine wichtige Rolle.
- Neben den konventionellen Methoden der Depositionsmessung z. B. Bulksammler, die jedoch nur einen Teil der oben genannten Komponenten erfassen, gibt es eine Reihe von Methoden die zur Quantifizierung der totalen atmosphärischen N-Deposition geeignet sind.
 - Dauerversuche: Nach Erreichen des Fließgleichgewichtes können die Einträge aus der Nettomineralisierung vernachlässigt werden. Für die N-Entzüge auf Parzellen ohne

- Zufuhr von Stickstoff aus der Düngung (Nullparzelle), bleibt der atmosphärische Eintrag die einzige Quelle. Alle europäischen Dauerversuche weisen auf den Nullparzellen jährliche N-Entzüge von mehr als 40 kg/ha aus.
- ITNI- System (Integrated Total N-Input): Bestimmt den gesamten N-Eintrag aus der Atmosphäre in ein Boden/Pflanzensystem auf der Basis der ^{15}N -Isotopenverdünnungsanalyse.
 - Bestimmung der Deposition mit Baumborken als natürliche Passivsammler: Baumborken akkumulieren atmogene N-Verbindungen, die als nasse Depositionen über die Kronentraufe und den Stammabfluss sowie als trockene gasförmige und partikuläre Depositionen direkt auf ihren Oberflächen sorbiert werden. Zwischen den N-Konzentrationen auf den Borkenoberflächen und dem Bestandesniederschlag bestehen gesicherte Regressionen. Damit lässt sich der N-Gesamteintrag auch als Depositionsrate angeben. Das Verfahren *Babodia*[®] ist besonders für die flächendeckende Erfassung von Stoffeinträgen in regionalen Räumen mit unterschiedlicher Landnutzung geeignet.
 - Modelle: Ein deutschlandweit angewandtes Modelle beschreibt den Zusammenhang zwischen Emission, atmosphärischem Transport und Deposition von Stickstoffverbindungen. Wobei die gasförmige Deposition über ein Widerstandsmodell abgeschätzt wird. Weitere Modelle bilanzieren alle meßbaren Stickstoffflüsse und erlauben so ebenfalls Rückschlüsse auf die Größe der N-Deposition.
- In Abhängigkeit von der verwendeten Methode und von der Landnutzung (Acker oder Forst) kommt man zu verschiedenen Aussagen zur Größe der N-Deposition. Dauerversuchsergebnisse und ITNI-Messungen weisen für Ackerland im mitteldeutschen Raum auf eine atmogene N-Deposition im Bereich von 40-70 kg/ha/a hin. Durch die übrigen Methoden kann diese Größenordnung bisher nicht bestätigt werden (ca. 15 kg/ha/a). Für Forsten wird allgemein eine wesentlich höhere N-Deposition erwartet als bei Ackerland.

Eine genauere Quantifizierung der N-Deposition würde bei der Bemessung der Düngergaben in der Landwirtschaft und der Aufstellung regionaler Stoffbilanzen wesentliche Fortschritte ermöglichen, welche wiederum Voraussetzung für Minderungsstrategien zur N-Entlastung

unserer Umwelt sind. Dabei werden folgende Schwachstellen als Schwerpunkt für weitere Forschungsarbeiten gesehen:

- Untersuchungen in integralen Bilanzräumen, z.B. in kleinen Einzugsgebieten, sind zu intensivieren, um bessere experimentelle Ergebnisse zum Landschaftshaushalt gewinnen zu können.
- Die Möglichkeit der direkten Aufnahme von Stickstoff aus der Atmosphäre über oberirdische Pflanzenteile (z.B. Blatt) ist zwar bekannt, unklar ist allerdings, wie diese Aufnahme reguliert wird und mit welchen Dimensionen gerechnet werden kann. Entgegen früheren Einschätzungen zur Bedeutung der N-Aufnahme über oberirdische Pflanzenteile, deuten die Ergebnisse aus dem ITNI-System und die Berechnungen aus Dauerversuchen auf einen vergleichsweise hohen Anteil dieser Art der Aufnahme hin. Dies zeigt, dass das vorhandene Prozessverständnis hierzu noch unzureichend ist und der Aufklärung durch weitere Forschungsarbeiten bedarf. Offene Fragen bestehen beim Einfluß des Ernährungszustandes der Pflanze, der Pflanzenart, des Pflanzenalters und der Umweltbedingungen (Temperatur, Strahlung, Luftfeuchte, Konzentration der gasförmigen N-Verbindungen, etc.) auf den Kompensationspunkt und damit die oberirdische N-Aufnahme.
- Bisherige Prozessvorstellungen zur N-Aufnahme aus der Atmosphäre könnten anhand eines zu entwickelnden Prozessmodells untersucht werden und wichtige Hinweise für die detaillierte Untersuchung der physiologischen Prozesse geben, können letztere jedoch nicht ersetzen. Die Kombination von Prozessuntersuchungen und deren Umsetzung in einem Prozessmodell kann zur Verbesserung der Genauigkeit regionaler Stoffbilanzen beitragen. Für die Landwirtschaft ermöglicht die mittels Modell quantifizierbare N-Aufnahme der oberirdischen Pflanzenteile eine Reduzierung der N-Düngermengen und der Gefahr der N-Auswaschung.

Formen der atmogenen N-Deposition und deren Bestimmung in Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung der ¹⁵N-Isotopenverdünnungsmethode (ITNI)

F. Böhme und R. Russow

UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Halle/Saale

1. Problemstellung

Mit der Erfindung der Ammoniak-Synthese durch Haber und Bosch (1913) besteht die Möglichkeit der nahezu unbegrenzten Herstellung von synthetischem Stickstoffdünger. Das führte weltweit zu einer exponentiellen Zunahme der Anwendung dieser Dünger in der Landwirtschaft (1950: 7,5; 1990: 80 Mill. t N/a). Weiterhin werden durch den verstärkten Anbau von Leguminosen, insbesondere im Öko-Landbau, den Böden über das naturgegebene Maß hinaus fixierter Luftstickstoff zugeführt. Zusätzlich gelangen über Verbrennungsprozesse in Haushalt, Industrie und Verkehr erhebliche N-Mengen in Form von Stickoxiden (NO_x) in die Atmosphäre. Diese Entwicklung hat insgesamt dazu geführt, dass heute global durch die anthropogene Zufuhr von ca. 140 Mill. t N/a gegenüber der natürlich fixierten Menge von 90-110 Mill. t N/a (nur terrestrisch) der Input an reaktivem Stickstoff¹ in den globalen N-Kreislauf mehr als verdoppelt wurde (GALLOWAY & COWLING 2002). Weiterhin kommt es in den entwickelten Ländern wie z.B. Deutschland durch den Import an eiweißreichen Futtermitteln aus Drittländern zu einer Verschärfung dieses „Stickstoffproblems“. So wies die Stickstoffbilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland noch in der ersten Hälfte der 90er Jahre einen Überschuss von teilweise mehr als 100 kg/ha Stickstoff pro Jahr auf, das sind ca. 2 Mill. t Stickstoff, die Grundwasser und Atmosphäre belasten (ISERMANN & ISERMANN 1995a; 1998; KÖRSCHENS 1993). Ein Teil dieses Überschusses wird in Form von Ammoniak (Tierhaltung) in die Atmosphäre emittiert sowie diffus als Nitrat und N-haltige Spurengase aus den Böden ausgetragen (ISERMANN & ISERMANN 1995a; ASMAN et al. 1998; ISERMANN 2002). Eine informative kurze Darstellung des globalen Stickstoffproblems findet man bei COWLING et al. (2001).

Der Stickstoff ist in Form von NO_x und Ammoniak in der Atmosphäre und Nitrat in den Fließgewässern auch ein relativ mobiles Element, das sich so flächendeckend über alle

¹ biologisch, photochemisch und strahlungsaktive Stickstoffverbindungen

Ökosysteme ausbreiten kann. Das emittierte NH_3 und NO_x wird überwiegend als atmosphärischer N-Eintrag wieder auf der Erdoberfläche deponiert (atmosphärische N-Deposition). Über die Höhe dieses atmosphärischen Stickstoff-Inputs (ohne biologische N-Fixierung) pro Flächeneinheit und dessen Verteilung herrscht noch große Unsicherheit.

Eine einfache Abschätzung für Anfang der 90er Jahre führte aufgrund der damaligen gasförmigen N-Emissionen (NO_x , NH_y) von ca. 2 Mill. t N/a und unter Berücksichtigung von Ex- und Import über die Atmosphäre zu einer durchschnittlichen N-Deposition für Deutschland von ca. 45 kg N/ha (RUSSOW & WEIGEL 2000). Heute sind die gasförmigen N-Emissionen, insbesondere NO_x , deutlich zurückgegangen und betragen nur noch ca. 1,1 Mill. t N/a (UBA 2001; ISERMANN 2002), so dass sich eine ebenfalls verringerte durchschnittliche N-Deposition von 34 kg N/ha ergeben würde.

Tatsächlich rechnete man für Deutschland in der Vergangenheit meistens mit einem durchschnittlichen Wert von 30 kg N/ha (ISERMANN 1992; ISERMANN & ISERMANN 1995a; EICHHORN 1995). Diese Angabe leitet sich her aus Messungen des anorganischen Stickstoffs (Ammonium, Nitrat) in der nassen (Wet Only) oder Bulk-Deposition. N-Bilanzen von Dauerfeldversuchen ohne N-Düngung, z.B. der Statische Düngungsversuch am Standort Bad Lauchstädt, ergeben aber dauerhaft N-Entzüge von 40-60 kg N/ha (WEIGEL et al. 2000) und weisen damit darauf hin, dass der wirkliche N-Eintrag in das System Boden/Pflanze deutlich höher sein muss. Umfangreiche Untersuchungen (DITTRICH et al. 1995; MEHLERT 1996) am Standort Leipzig und Bad Lauchstädt (Feldversuchsstation des UFZ, ca. 15 km südwestlich von Halle/Saale) zeigten jedoch, dass zusätzlich zu der mit der üblichen Wet Only- und Bulk-Methodik erfassten N-Menge erhebliche Mengen an organischen und gasförmigen N-Verbindungen eingetragen werden und die Pflanzen auch Stickstoff direkt über die oberirdischen Pflanzenorgane aktiv aufnehmen.

Diese unfreiwillige N-Düngung aus der Luft stellt für naturnahe Ökosysteme eine erhebliche Belastung dar. Für landwirtschaftlich genutzte Flächen ist sie eine Gratisdüngung, die es jedoch zur Minimierung von N-Überschüssen zu berücksichtigen gilt. Dazu muss ihr wirkliches Ausmaß bekannt sein.

2. Einteilung der atmosphärischen N-Deposition und deren Bestimmung

Eine in der Fachliteratur übliche und in den folgenden Ausführungen benutzte Einteilung der atmosphärischen, besser atmosphärischen N-Deposition ist in Abb.1 dargestellt.

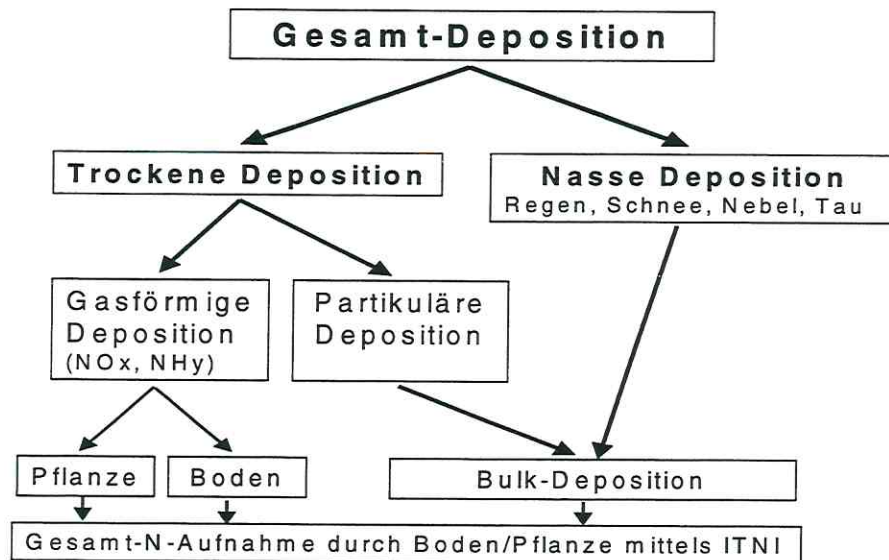


Abb. 1: Formen der atmosphären N-Deposition

Bei der Bestimmung der atmosphären N-Deposition unterscheidet man direkte (Messverfahren) und indirekte (Bilanzverfahren) Methoden. Im Folgenden soll auf die direkten Methoden näher eingegangen werden.

Zur Charakterisierung der atmosphären N-Deposition wird, da einfach bestimmbar, meistens die nasse oder Bulk-Deposition herangezogen. Dabei erfasst man nur den anorganischen Stickstoff, obwohl, wie entsprechende Untersuchungen zeigen (MEHLERT 1996; CAPA 2001), der ebenfalls deponierte organische Stickstoff mit erfasst werden muss, da auch dieser letztendlich als reaktiver Stickstoff wirkt.

Die gasförmige N-Deposition (NO_x, NH_y), die sich aus einer passiv durch den Boden und einer aktiv durch oberirdische Pflanzenteile aufgenommenen Komponente zusammensetzt, ist schwieriger zu bestimmen. Zur direkten Messung werden mikrometeorologische Methoden eingesetzt (SIEVERING 1987; WYERS et al. 1992; FIEDLER 1993). Da diese Methoden einen sehr hohen messtechnischen Aufwand erfordern und nur bei Standorten ausreichender horizontaler Homogenität anwendbar sind, wird die gasförmige Deposition häufig aus der Immissionskonzentration und Depositionsgeschwindigkeit der betreffenden Gaskomponente berechnet (SEHMEL 1980; SIEVERING 1987; SIEVERING et al 2000; PETERS & EIDEN 1992). Für die Immissionskonzentration von NO_x und NH₃ gibt es erprobte Standardmethoden. Die Depositionsgeschwindigkeit ist aber messtechnisch nur über mikrometeorologische Verfahren mit den oben erwähnten Nachteilen zugänglich und wird daher meistens nach dem Widerstandsmodell (FOWLER 1978; BALDOCCHI et al. 1987; WESELY 1989) berechnet. Aufgrund der hohen Variabilität der einzelnen Teilwiderstände, insbesondere des

Übergangswiderstandes von der Grenzschicht über der Blattoberfläche in das Blatt sind die in der Literatur genannten Gesamtdositionsgeschwindigkeiten mit sehr großen Unsicherheiten behaftet.

Die Gesamtdosition, wie sie z.B. in flächendeckenden Dositionskatastern (GAUGER et al. 2000) dargestellt sind, werden aus punktuellen Bulk-Dositionsmessungen und der modellierten gasförmigen Dosition errechnet. Diese Werte enthalten nicht den deponierten organischen Stickstoff, die nasse Dosition über Tau und Nebel sowie nur unvollständig die aktive N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile. Diese Methodik führt neben der geringen Präzision zu einer Unterbestimmung des tatsächlichen Eintrages in das System Boden/Pflanze.

Zur experimentellen Bestimmung des gesamten atmogenen N-Eintrages in das System Boden/Pflanze, also inklusive der Aufnahme gasförmiger N-Verbindungen und der direkten N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenorgane sowie des organischen Stickstoffs, wurde am UFZ das ITNI-System (Integral Total Nitrogen Input) auf der Basis der ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode entwickelt und in die Routine der Feldversuchs- und Messtechnik des UFZ am Standort Bad Lauchstädt eingeführt (MEHLERT 1996; RUSSOW & WEIGEL 2000; RUSSOW et al. 2001). Nachfolgend wird das ITNI-System an Hand neuer Ergebnisse für verschiedene Standorte in Sachsen-Anhalt (BÖHME et al. 2002) näher beschrieben.

3. Das ITNI-System - am Beispiel von Untersuchungen an vier Standorten in Sachsen-Anhalt*

3.1 Material und Methoden

Das ITNI-System (Integral Total Nitrogen Input) erfasst auf der Basis der ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode integral über eine bestimmte Vegetationsperiode den Eintrag an Gesamtstickstoff aus der Atmosphäre (Bulk-N-Dosition, gasförmiger N-Eintrag, direkt von der Pflanze aufgenommener Stickstoff) in ein Boden/Pflanzen-System. Da in situ eine ^{15}N -Markierung der N-Immissionen aus der Atmosphäre praktisch nicht möglich ist, wird analog zur Verfahrensweise bei der Bestimmung der biologischen Stickstofffixierung bei Leguminosen (MCAULIFFE 1958) der Empfängerpool, d.h. das System Boden/Pflanze markiert (vgl. Schema in Abb. 2).

* gefördert durch: Kultusministerium Sachsen-Anhalt; FKZ 2853A/0028G

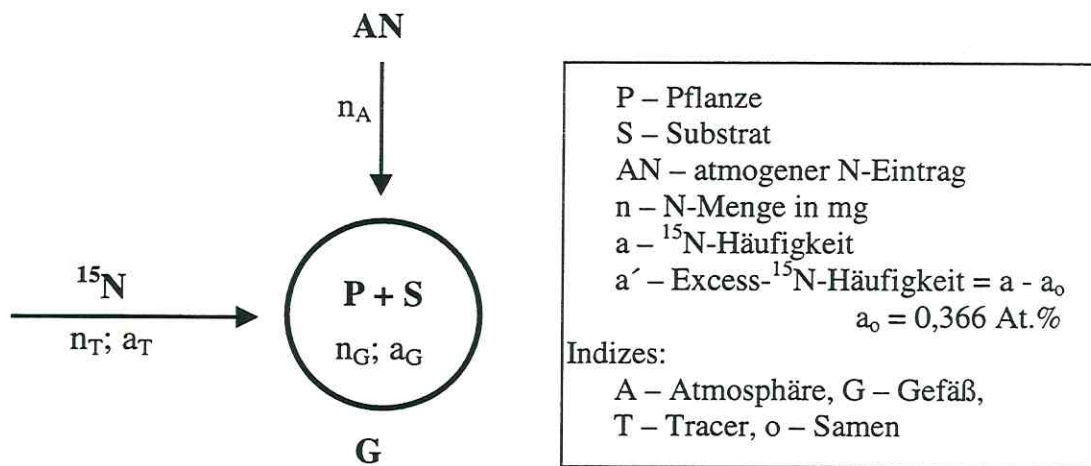


Abb. 2

Modell der Bestimmung des atmosphärischen N-Eintrages in ein Boden/Pflanzensystem durch ^{15}N -Isotopenverdünnung

Der aus der Atmosphäre eingetragene Stickstoff AN führt im System G zur Verdünnung des ^{15}N Tracers mit Einsatzhäufigkeit a_T zur Mischhäufigkeit a_G . Die ^{15}N Bilanz im System wird beschrieben durch die bekannte Isotopen-Bilanzgleichung (Gl. 1):

$$n_T \cdot a'_T = (n_T + n_A + n_o) \cdot a'_G \quad (\text{Gl. 1}) \quad n_T + n_A + n_o = n_G \quad (\text{Gl. 1a})$$

$$AN_{\text{netto}} = n_A = n_G \cdot (1 - a'_G / a'_T) - n_o \quad (\text{Gl. 2})$$

Danach berechnet sich der atmosphärische Netto-N-Eintrag nach Gl. 2.

Wie aus Abbildung 3 ersichtlich, besteht das ITNI-System aus 4 Grundkomponenten. Über eine zeitgesteuerte Schlauchpumpe (2) wird aus dem Nährlösungspuffer-Behälter (3) die Nährlösung auf das Vegetationsgefäß (1) gepumpt. Die auf Quarzsand wachsenden Pflanzen können dort die Nährstoffe aufnehmen. Überschüssige Nährlösung und anfallendes Regenwasser werden zurück in den Behälter geleitet. Damit entsteht ein Nährstoffkreislauf, bei dem nur an der Oberfläche des Vegetationsgefäßes ($0,038 \text{ m}^2$) und den Pflanzen ein Stickstoffeintrag erfolgen kann. Um N-Verluste durch anaerobe Bedingungen im Nährlösungspuffer-Behälter auszuschließen, wird dieser belüftet. Hierzu wird über eine Membranpumpe Umgebungsluft angesaugt. Diese Luft wird durch einen Aktivkohlefilter geleitet, um N-haltige Bestandteile, wie z.B. Stickoxide und Ammoniak, zu binden. Anschließend wird die gereinigte Luft in den Behälter eingeblasen.

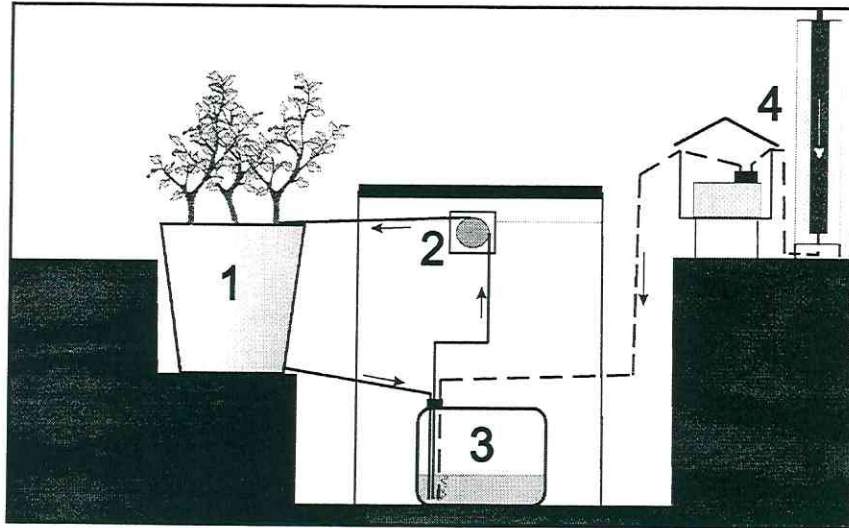


Abb. 3

Prinzipskizze des ITNI-Meßsystems:

1 – Vegetationsgefäß, 2 – Schlauchpumpe, 3 – Nährlösungspuffer-Behälter,

4 – Belüftungssystem mit Pumpe und Aktivkohlefilter

— Nährlösungskreislauf; --- Belüftung

Für die hier beschriebenen Untersuchungen und Ergebnisse wurden als Monitorpflanzen die Nutzpflanzen Mais und Winterroggen gewählt (zum Einfluss von Monitorpflanze und Biomassebildung siehe MEHLERT 1995 und RUSSOW & BÖHME 2002). Die Vegetationszeit von Mais im ITNI-Meßsystem betrug 4 Monate (05/1999 bis 08/1999) und von Winterroggen 8 Monate (09/1999 bis 04/2000), so dass der atmosphärische N-Gesamteintrag eines kompletten Kalenderjahres erfasst werden konnte.

Die in vierfacher Wiederholung angelegten Experimente wurden nach Ablauf der oben genannten Vegetationszeiten geerntet. Anschließend erfolgte die Analyse des N_t - und ^{15}N -Gehaltes in der Sand-, Nährlösungs- und Pflanzenfraktion, auf deren Basis die eingetragene Stickstoffgesamtmenge berechnet wurde.

Das ITNI-Meßsystem wurde an vier Standorten in Sachsen-Anhalt aufgestellt. Die Standorte Bad Lauchstädt und Etzdorf lagen auf der Querfurter Platte innerhalb des Mitteldeutschen Trockengebietes. Weitere Standorte waren das Dorf Siptenfelde im Harz und der Ort Falkenberg bei Seehausen in der Altmark.

3.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Meßperiode Mai 1999 bis April 2000 sind in Abbildung 4 dargestellt. Ergänzend dazu zeigt Abbildung 5 den Vergleich zwischen der mit dem ITNI-System

gemessenen Deposition und der Bulk-N-Deposition an den Standorten Bad Lauchstädt und Falkenberg.

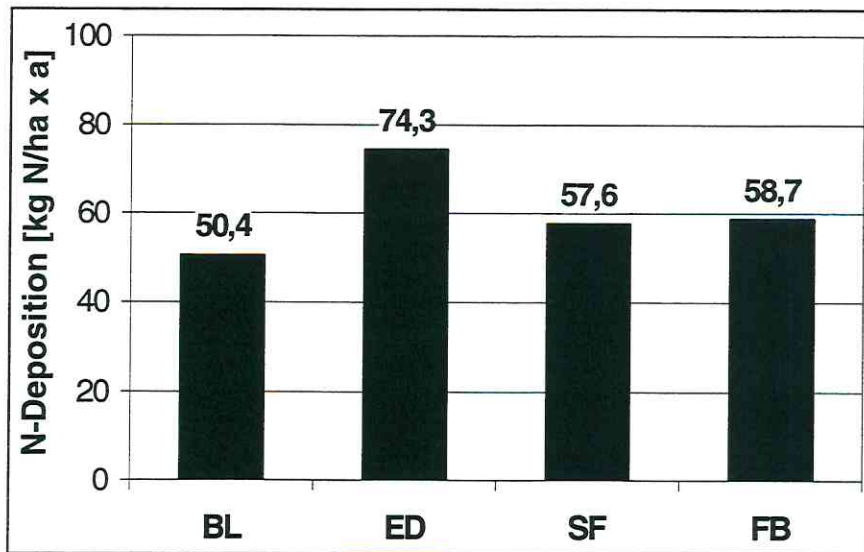


Abb. 4: Atmosphärische Stickstoffdeposition an den Standorten Bad Lauchstädt (BL), Etzdorf (ED), Siptenfelde (SF) und Falkenberg (FB) im Zeitraum Mai 1999 – April 2000

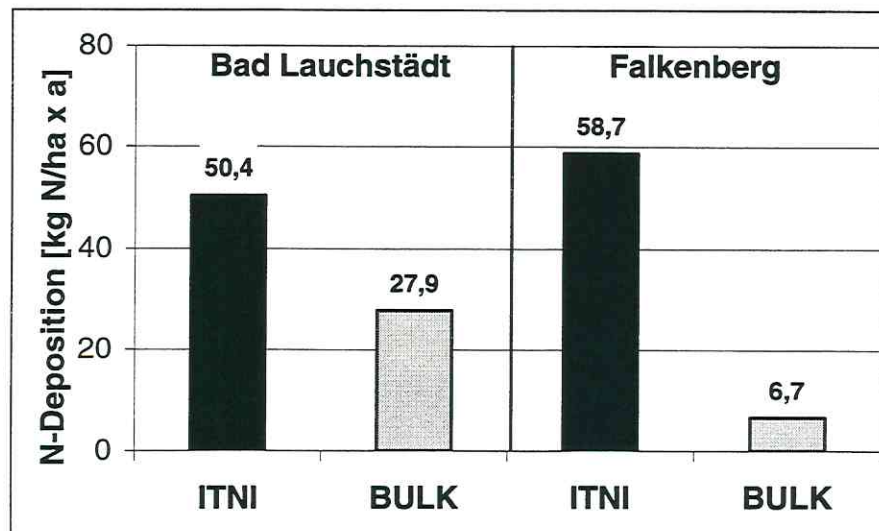


Abb. 5: Vergleich der gemessenen atmosphärischen N-Deposition und der Bulk-N-Deposition an den Standorten Bad Lauchstädt und Falkenberg (FB) für den Zeitraum Mai 1999 – April 2000

Ersichtlich ist, dass die mittels ITNI-System gemessenen atmosphärischen Stickstoffeinträge an allen vier Standorten wesentlich über den für Mitteldeutschland angenommenen N-Depositionswerten von 30-35 kg N/ha x a lagen. Aus dem Vergleich der Standorte Bad

Lauchstädt und Falkenberg wird der Unterschied zwischen beiden Sammlern deutlich. Die mittels ITNI System gemessenen N-Einträge waren teilweise um ein vielfaches höher als die Bulk-N-Werte.

Dass es sich bei den in Abbildung 4 dargestellten Stickstoffeinträgen um repräsentative Werte handelt, zeigen die in Tabelle 1 zusammengefassten Depositionswerte für den Zeitraum 1994 bis 1999 vom Standort Bad Lauchstädt (RUSSOW et al 2001).

Auch hier lagen die durch das ITNI-Meßsystem ermittelten N-Einträge über der bisher für den Mitteldeutschen Raum angenommenen N-Deposition.

Für den Standort Bad Lauchstädt ergibt sich somit von 1994 bis zum Jahr 2000 ein atmogener Stickstoffeintrag von $63 \pm 12 \text{ kg N/ha} \times \text{a}$.

Tabelle 1

Stickstoffdeposition von 1994 bis 1999 am Standort Bad Lauchstädt

Jahr	Stickstoffdeposition [kg N/ha × a]	SD
1994	62	8,0
1995	65	5,0
1996	73	14,0
1997*	80	21,0
1998	65	9,0
1999	45,6	6,0

* kein geschlossener Datensatz

Dass die durch das ITNI-System gemessenen Stickstoffdepositionswerte deutlich über den durchschnittlichen Werten von Wet Only- und Bulk-Sammlern liegen ist darin begründet, dass letztere nur Ammonium und Nitrat messen. Organisches N, die gasförmige Stickstoffdeposition und die direkte N-Aufnahme werden nicht miterfasst.

Neben der direkten Quantifizierung des atmosphärischen Stickstoffgesamteintrages mittels des ITNI-Meßsystems konnten auch indirekt durch N-Bilanzen von Dauerfeldversuchen die ermittelten Größen der N-Depositionen bestätigt werden (z.B. Standort Bad Lauchstädt: 50-60 kg N/ha×a; WEIGEL et al. 2000).

Der Wert des atmogenen Stickstoffeintrages ist einerseits standortbedingt (z.B. Niederschlagsmenge, anthropogene Einflüsse), andererseits zeigte sich auch in ersten Untersuchungen, dass die Art der Pflanze (Blattfläche) und deren Entwicklung die Höhe der gemessenen Stickstoffdeposition beeinflusst. Um konkrete Aussagen hierzu treffen zu können, sind jedoch noch weitere Untersuchungen notwendig.

4. Schlussfolgerung

Der atmogene N-Eintrag wurde für Deutschland, basierend auf klassischen Wet Only- oder Bulk-Sammlern, bisher durchschnittlich mit 30-35 kg/ha angegeben. Diese Werte enthalten aufgrund der genannten Methodik nicht die gasförmige Deposition, die direkte aktive N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile und den atmosphärischen Eintrag an organischem Stickstoff.

Das neu entwickelte ITNI-Meßsystem, mit dem über eine bestimmte Vegetationsperiode der Gesamteintrag an atmogenen Stickstoff in ein Boden/Pflanzen-System bestimmt werden kann, führt für Sachsen-Anhalt zu wesentlich höheren Werten von 46-74 kg/ha. Diese Ergebnisse und die indirekt aus N-Bilanzen von Dauerversuchen erhaltenen Werte belegen, dass der atmogene N-Eintrag in der Vergangenheit unterschätzt wurde.

Die bisher nur für den Mitteldeutschen Raum vorliegenden Ergebnisse sollten in der Zukunft durch deutschlandweite Messungen validiert werden. Weiterhin bedarf der Einfluss der Monitorpflanze und die Höhe der ^{15}N -Düngergabe auf das Ergebnis weiterer Untersuchungen. Die nachgewiesenen hohen N-Einträge stellen für naturnahe Ökosysteme eine hohe Belastung und Gefährdung dar, da sie die Critical Loads für alle naturnahen Ökosysteme deutlich überschreiten. Für Agrarökosysteme, deren Kulturen auf eine hohe N-Verwertung gezüchtet sind, stellen diese atmogenen N-Mengen keine Belastung, sondern eine Gratis-N-Düngung dar, die jedoch bei der Bemessung der N-Düngergaben unbedingt zu berücksichtigen ist. Da der Landwirt diese Gratisdüngung jedoch nicht steuern kann, schränkt sie seinen Spielraum bei der bedarfs- und termingerechten N-Düngung ein – ist also letztendlich auch nachteilig für das agronomische Management.

5. Literatur

- ASMAN, W.A.H., SUTTON, M.A. & SCHJOERRING, J.K. (1998): Ammonium: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytol.* 139, 27-48.
- BALDOCCHI, D.D., HICKS, B.B. & CAMARA, P. (1987): A canopy resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment* 21, 91-101.
- BÖHME, F., RUSSOW, R. & NEUE, H.-U. (2002): Airborne Nitrogen Input at Four Locations in the German State of Saxony-Anhalt – Measurements Using the ^{15}N -Based ITNI-System. *Isotopes Environ. Health Stud.* 38, im Druck.

- CAPA, J.N., KIRIKA, A., ROWLAND, A.P., WILSON, D.R., JICKELLS, T.D. & CORNELL, S. (2001): Organic nitrogen in precipitation. Real problem or sampling artefact. *The Scientific World* 1, ISSN 1532-2246.
- COWLING, E. et al. (2001): Optimizing nitrogen management in food and energy production and environmental protection: summery statement from the 2nd International Nitrogen Conference, Potomac, Maryland USA, 14.10. – 18.10.2001, 6-15.
- DITTRICH, P., MEHLERT, S. & RUSSOW, R. (1995): Depositionsmessungen von atmogenem Ammoniak und NO_x auf agrarisch genutzten Standorten mittels der ¹⁵N-Isotopenverdünnungsanalyse. *Isotopes Environ. Health Stud.* 31, 391.
- EICHHORN, J. (1995): Stickstoffsättigung und ihre Auswirkung auf Buchenwaldökosysteme der Fallstudie Zierenberg. *Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme Göttingen, Reihe A*, 124, S. 175.
- FAUST, H., BORNHAK, H., HIRSCHBERG, K., JUNG, K., JUNGHANS, P. & KRUMBIEGEL, P. (1981): ¹⁵N-Anwendung in der Biochemie, Landwirtschaft und Medizin. In: *Schriftenreihe Anwendung von Isotopen und Kernstrahlung in Wissenschaft und Technik*, Nr. 5, Isocommerz Berlin.
- FIEDLER, F. (1993): Development of meteorological computer models. *Interdisciplinary sciences reviews* 18/3, 192-198.
- FOWLER, D. (1978): Dry deposition on agricultural crops. *Atmos. Environ.* 12, 369-373.
- GAUGER, TH., KÖBEL, R. & ANSHELM, F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agraökosysteme sowie naturnahe walsfreie Ökosysteme, Teil 1: Depositions Loads 1987-98 und 1993-95. Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des UBA, 83-121.
- GALLOWAY, J.N. & COWLING, E.B. (2002): Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio* 31, 64-71.
- ISERMANN, K. & ISERMANN, R. (1995): Tolerierbare Emissionen des Stickstoffes einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 76, 547-550.
- ISERMANN, K. & ISERMANN, R. (1998): Food production and consumption in Germany: N-flows and N-emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52, 289-301.

- ISERMANN, K. (2002): Die Stickstoff-Flüsse im Ernährungsbereich von Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft. KTBL-Symposium „Emissionen der Tierhaltung und beste verfügbare Techniken zur Emissionsminderung.“, Kloster Banz, 03.-05.12.2001, KTBL-Schrift 406, 1-20.
- MCAULIFFE, C., CHAMBLEE, D.S., URIBE-ARANGO, H. & WOODHOUSE, W.W. (1958): Influence of inorganic nitrogen on nitrogen fixation by legumes as revealed by ^{15}N . *Agronomy J.*, 50, 334-337.
- MEHLERT, S., RUSSOW, R., SCHMIDT, G. & FAUST, H. (1995): Measuring of the integral airborne nitrogen-input into a soil-plant system by the ^{15}N isotope dilution method. *Isotopes Environ. Health Stud.*, 31, 377 - 383.
- MEHLERT, S. (1996): Untersuchungen zur atmogenen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. Dissertation Universität Hamburg, UFZ-Bericht, 22/1996.
- PETERS, K. & EIDEN, R. (1992): Modelling the dry deposition velocity of aerosol particles to a spruce forest. *Atmospheric Environment* 22, 1155-1162.
- RUSSOW, R. & WEIGEL, A. (2000): Atmogener N-Eintrag in Boden und Pflanzen am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ^{15}N -gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 45, 399-416.
- RUSSOW, R.W.B., BÖHME, F. & NEUE, H.-U. (2001): A New Approach to Determine the Total Airborne N Input into the Soil/Plant System Using ^{15}N Isotope Dilution (ITNI): Results for Agricultural Areas in Central Germany, *The ScientificWorld*, 1, 255-260.
- RUSSOW, R. & BÖHME, F. (2002): Quantifizierung des atmosphärischen Stickstoff-Gesamteintrages in ein Boden-Pflanzen-System in Abhängigkeit vom Standort in Sachsen-Anhalt. Abschlussbericht zu einem vom Kultusministerium Sachsen-Anhalt geförderten Projekt, FKZ 2853A/0028B.
- SIEVERING, H. (1987): Small-particle dry deposition under high wind speed conditions: eddy flux measurements at the Boulder Atmospheric Observatory. *Atmospheric Environment* 21, 2179-2185.
- SIEVERING, H., FERNANDEZ, I., LEE, J., HOM, J. & RUSTAD, L. (2000): Forest canopy uptake of atmospheric deposition at eastern U.S. conifer sites: Carbon storage implications? *Global Biogeochemical Cycles* 14 (4), 1153-1159.
- SEHMEL, G.A. (1980): Particle and gas dry deposition: a review. *Atmospheric Environment* 14, 983-1011.
- UBA (2001): Umweltbundesamt, Daten zur Umwelt, Erich Schmidt Verlag, 7. Ausgabe.

- WEIGEL, A., RUSSOW, R. & KÖRSCHENS, M. (2000): Quantification of airborne N-input in Long-Term Field Experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 261-265.
- WESELEY, M.L (1989): Parameterization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmospheric Environment* 23, 1293-1304.
- WYERS, G.P., VERMEULEN, A.T. & SLANINA, J. (1992): Measurement of dry deposition of ammonia on a forest. *Environmental Pollution* 75, 25-28.

N-Deposition in Mooren im Nationalpark Hochharz

Böhlmann, N., Bernsdorf, S., Meissner, R., Borg, H.,

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg;

Wegener, U.

Nationalpark Hochharz;

Russow, R., Böhme, F.

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

1. Einführung

Hohe Niederschläge, niedrige Jahresdurchschnittstemperaturen sowie wasserstauende Bodenschichten in geringer Tiefe sind die Voraussetzungen für die Entstehung einer Vielzahl kleinflächiger Moore im Hochharz. Charakteristisch für diese Lebensräume ist eine hochspezialisierte Vegetation, die an nährstoffarme Verhältnisse angepasst ist. Atmosphärische Stickstoffeinträge in das Gebiet (mündliche Mitteilung der BTU Cottbus: 60 – 80 kg N/ha/a), welche überwiegend durch Luftmassenferntransporte bedingt sind, lassen eine Beeinträchtigung, der in ihren Nährstoffhaushalten äußerst sensiblen, Ökosysteme vermuten. Ziel des Forschungsvorhabens ist die Ermittlung der Auswirkungen des Stickstoffeintrags auf die Moorökosysteme des Hochharzes. Im Zusammenhang mit der Erfassung der N-Stoffflüsse an einem ausgewählten Moorstandort im Hochharz steht die Quantifizierung des atmosphärischen N-Eintrags und des N-Austrags innerhalb des Mooreinzugsgebietes als ein wesentlicher Bestandteil der Forschungsarbeit. Zudem werden Untersuchungen zum N-Umsatz im Moor in Abhängigkeit kleinräumig variierender spezifischer Standortbedingungen durchgeführt. Im Vordergrund der Ausführungen stehen die ersten Ergebnisse zum atmosphärischen N-Eintrag eines etwa einjährigen Untersuchungszeitraums.

2. Untersuchungsgebiet

Aufgrund der exponierten Stellung der weit nach Norden vorgeschobenen und hoch herausgehobenen Scholle trägt das Klima des Hochharzes weitaus stärker atlantische Züge als es seiner geographischen Lage entspricht. In Tabelle 1 sind die klimatischen Besonderheiten des Brockengebietes zusammengestellt. Die Niederschlags- und Nebelverhältnisse des Hochharzes lassen hohe Depositionen vermuten.

Tabelle 1

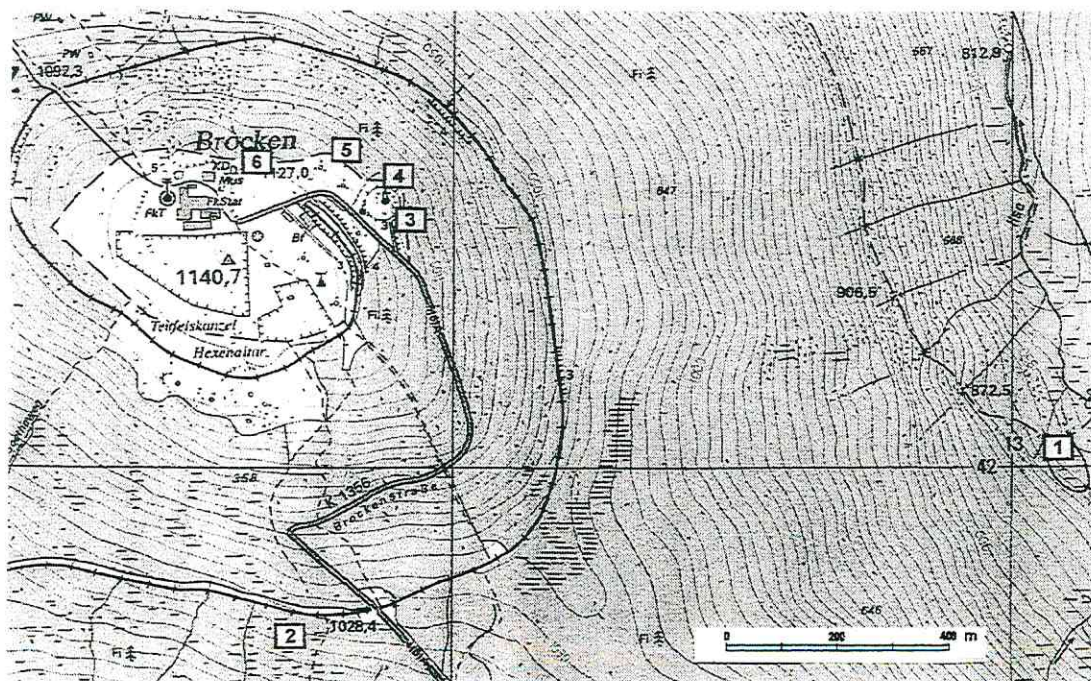
Klimatische Verhältnisse des Hochharzes

Niederschläge (mm) (Langjähriges Mittel: 1990 – 2000)	1889*
Temperatur (°C) (Jahresdurchschnitt)	3,6*
Nebeltage (langjährig)	306
Tage mit Schneefall	80
Tage mit Schneedecke	130 - 170
Hauptwindrichtung	SW - W

nach: Beug et al. 1999

* Daten der Nationalparkverwaltung 2002

Das Untersuchungsgebiet ist das Ilsemoor, ein soligenes Hangmoor, östlich der Brockenkuppe, in einer Höhe von 845 – 850 m ü. NN gelegen (Abb. 1). Es hat eine Fläche von ~ 1,5 ha. Hiervon sind 2/3 Fichten-Bruchwald und 1/3 der Fläche waldfrei. Das Ilsemoor weist eine Torfmächtigkeit von 1 bis 1,5 m auf und hat sich auf einer sandig grusigen Verwitterungsdecke des Brockengranits gebildet. Die Vegetation ist charakterisiert durch eine Nieder- bis Übergangsmoor-Vegetation in den offenen Bereichen sowie Fichten-Bruchwald (Baumann 2001).



1 Ilsemoor

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes

3. Methode

Die Erfassung des Stickstoffeintrags erfolgt in Abhängigkeit des Eintragspfades, wobei Freiflächenniederschlag, Bestandesniederschlag (Stammablauf, Kronendurchlauf) und Nebel unterschieden werden. Die Depositionen werden nach den in Tabelle 2 aufgeführten Methoden ermittelt. Die Probenahme erfolgte in wöchentlichen Abständen. Es wurden die einzelnen Stickstoffverbindungen (N_t , NO_3-N und NH_4-N), pH-Werte und elektrischen Leitfähigkeiten (LF) untersucht.

Tabelle 2

Methoden zur Erfassung der N-Deposition

Eintragspfad	Methode	
	Quantitativ	Qualitativ
Freiflächenniederschlag	Automatischer Niederschlagsmesser	Bulk-Sammler
- Schnee	- Schneewanne (0,25 m ²) (Wasseräquivalent)	- Schneewanne (0,25 m ²)
Bestandesniederschlag		
- Stammablauf	Manschetten, Kippwasserzähler, Datalogger	Manschetten, Sammelgefäß
- Kronendurchlauf	Kippwasserzähler, Datalogger	Bulk-Sammler
- Schnee	analog Freiflächenniederschlag	analog Freiflächenniederschlag
Nebel*	Nebelmesseinrichtung	Sammelgefäße

* Messung erst ab März 2002

Die methodischen Hinweise für die Messungen sind folgender Literatur entnommen: DVWK 243/1997, DVWK 229/1994, LAWA 1998, Wohlrab et al. 1992.

Die Flächenzuordnung des Bestandesniederschlags erfolgte auf der Grundlage einer Bestandeskartierung. Alle auf einer Fläche von 0,1 km² vorhandenen Fichten wurden unter Berücksichtigung von Stammhöhe, Stammumfang, Kronenhöhe und Kronenumfang kartiert. Entsprechend der durchschnittlichen Stammmantelflächen und Kronenflächen des kartierten

Bestandes wurde eine Korrektur der gemessenen Stammablauf- und Kronendurchlaufmengen vorgenommen.

Parallel zur Messung der Bulk-Deposition wird am Standort in enger Zusammenarbeit mit dem UFZ Leipzig-Halle GmbH (Dr. R. Russow, Dr. F. Böhme) die ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode (ITNI – Integral Total Nitrogen Input) zur Ermittlung der Gesamtd deposition angewandt. Aufgrund der besonderen Standortverhältnisse wurde eine Modifizierung des Systemaufbaus vorgenommen. Die Stromversorgung wird über Autobatterien gewährleistet. Als Pflanzenbestand dient *Calamagrostis villosa*. Da der Versuch erst im Juli letzten Jahres angelaufen ist, können derzeit noch keine Ergebnisse vorgestellt werden.

4. Ergebnisse

4.1 Freiflächenniederschlag

Aus Tabelle 3 sind die Mittelwerte, Minima und Maxima sowie Standardabweichungen der untersuchten chemischen Parameter des Freiflächenniederschlags für den Zeitraum Februar 2001 bis Februar 2002 ersichtlich. Im Untersuchungszeitraum fiel eine Niederschlagsmenge von insgesamt 1430 mm. Hiervon waren 200 mm des Niederschlags Schnee. Die Untersuchungen des Freiflächenniederschlags zeigten sehr geringe N-Konzentrationen von durchschnittlich 1,4 mg/l N_t . Auffallend ist ein verhältnismäßig hoher Anteil an Ammonium-Stickstoff von durchschnittlich 0,5 mg/l. Die Nitrat-Stickstoffgehalte lagen im Mittel bei 0,3 mg/l.

Tabelle 3

Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags

Chemische Parameter	n	Mittelwert	Min	Max	Standardabweichung
N_t (mg/l)	48	1,4	0,2	3,3	0,8
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	48	0,5	0	2,4	0,4
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	48	0,3	0	1,2	0,3
LF ($\mu\text{S/cm}$)	48	20,0	8,0	44,0	8,4
pH	48	6,0	4,4	7,0	0,5

Die Anteile der N-Parameter im Freiflächenniederschlag sind aus Abbildung 2 ersichtlich.

61 % des Gesamtstickstoffs liegen in anorganischer Form vor. Hiervon sind 29 % Nitrat-Stickstoff und 32 % Ammonium-Stickstoff. Das NO_3/NH_4 -Verhältnis beträgt 0,6:1. Ein Vergleich der N-Konzentrationen im Schnee und Regen zeigte hinsichtlich der Gesamtstickstoffgehalte keine Unterschiede. Die Zusammensetzung der N-Komponenten variiert jedoch. Im Schnee wurde ein deutlich höherer organischer N-Anteil nachgewiesen. Zudem liegen im Schnee höhere Ammonium-Stickstoffgehalte und niedrigere Nitrat-Stickstoffgehalte vor.

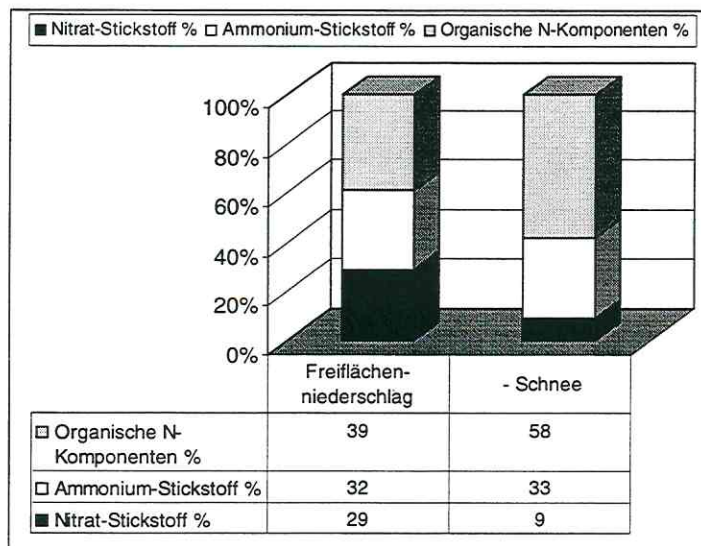


Abb. 2: Anteile der N-Parameter im Freiflächenniederschlag

Ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsmengen und N_T -Konzentrationen ($r=0,3$), NO_3 -N-Gehalten ($r=0,1$) und NH_4 -N-Gehalten ($r=0,3$) konnte aufgrund der Streuung anderer Einflussfaktoren nicht festgestellt werden.

Der Freiflächenniederschlag zeigte eine geringe elektrische Leitfähigkeit von im Mittel 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die pH-Werte liegen im Durchschnitt bei 6.

4.2 Bestandesniederschlag

In Tabelle 4 sind die Mittelwerte der untersuchten chemischen Parameter des Bestandesniederschlags mit ihren Schwankungsbreiten für den Zeitraum Juni 2001 bis Februar 2002 zusammengestellt. Im Untersuchungszeitraum wurden 24 mm Stammablauf (~ 2 % des Freiflächenniederschlags) und 664 mm Kronendurchlauf (~ 46 % des

Freiflächenniederschlags) ermittelt. Im Vergleich zum Freiflächenniederschlag wurden im Bestandesniederschlag deutlich höhere N-Konzentrationen nachgewiesen. Mit durchschnittlich 5 mg/l N_t weist der Stammablauf fast 4-fach höhere Konzentrationen auf.

Tabelle 4

Chemische Parameter des Bestandesniederschlags

Chemische Parameter		n	MW	Min	Max	S
N_t (mg/l)	Stammablauf	37	5,0	1,4	13,0	3,0
	Kronendurchlauf	46	3,0	0,5	7,7	1,7
NH_4 -N (mg/l)	Stammablauf	37	1,2	0	3,6	1,0
	Kronendurchlauf	46	1,0	0	3,4	0,8
NO_3 -N (mg/l)	Stammablauf	37	1,8	0,2	5,3	1,3
	Kronendurchlauf	46	1,0	0	4,1	0,9
LF (μ S/cm)	Stammablauf	37	70,0	19,0	212,0	49,0
	Kronendurchlauf	46	43,0	12,0	119,0	22,0
pH	Stammablauf	37	5,0	4,0	6,5	0,7
	Kronendurchlauf	46	5,0	4,0	6,3	0,5

MW: Mittelwert, S: Standardabweichung

Aus Abbildung 3 sind die Anteile der N-Parameter im Bestandesniederschlag ersichtlich. Auffallend ist der im Vergleich zum Freiflächenniederschlag relativ geringe Anteil an organischen Komponenten von 25 %. Der Stammablauf weist NO_3/NH_4 -Verhältnisse von 1,5:1 und der Kronendurchlauf von 1:1 auf.

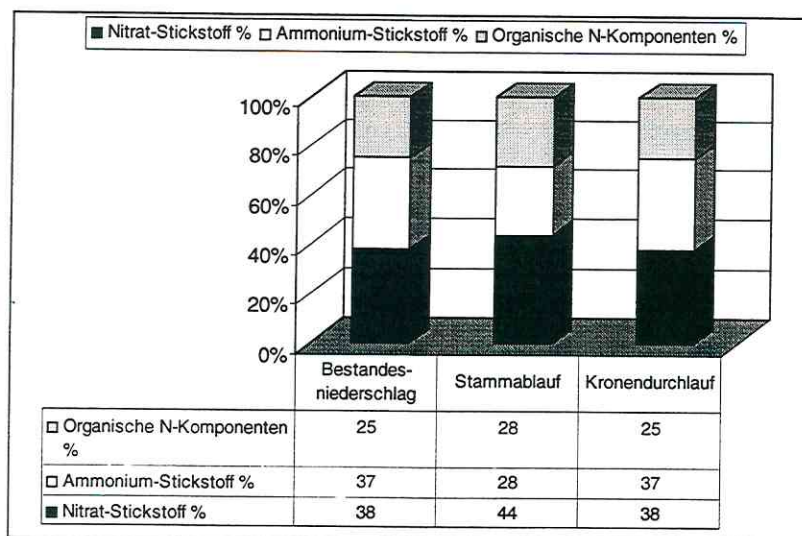


Abb. 3: Anteile der N-Parameter im Bestandesniederschlag

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Niederschlagsmengen und N-Konzentrationen im Bestandesniederschlag konnte nicht festgestellt werden. Tendenziell wurden höhere Konzentrationen nach längeren Trockenperioden und niedrigere Konzentrationen in Verbindung mit höheren Niederschlägen beobachtet.

Mit durchschnittlich 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ weist der Stammablauf verhältnismäßig hohe elektrische Leitfähigkeiten auf. Im Kronendurchlauf wurden im Mittel LF von 43 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nachgewiesen. Die pH-Werte des Bestandesniederschlags liegen im Durchschnitt bei 5.

4.3 N-Fracht

Tabelle 5 zeigt die Stickstofffrachten im Freiflächen- sowie Bestandesniederschlag. Für den Untersuchungszeitraum Februar 2001 bis Februar 2002 lässt sich bei einer Niederschlagsmenge von 1430 mm auf der Grundlage der wöchentlich ermittelten N-Konzentrationen im Freiflächenniederschlag ein N-Eintrag von 17 kg N/ha/a berechnen.

Tabelle 5

N-Fracht im Niederschlag

Eintragspfad	Zeitraum	Menge mm	N-Fracht kg N/ha
Freiflächenniederschlag	Februar 2001 – Februar 2002	1430	17
- Schnee		200	2
Bestandesniederschlag	Juni 2001 – Februar 2002	688	19
Stammablauf		24	1
Kronendurchlauf		664	18

Im Bestand ergibt sich für den Zeitraum Juni 2001 bis Februar 2002 bei einer Niederschlagsmenge von 688 mm ein N-Eintrag von 19 kg N/ha. Den höchsten Anteil hat hierbei der Kronendurchlauf mit 18 kg N/ha. Nur 1 kg N/ha wird mit dem Stammablauf eingetragen. Anhand der vorliegenden Daten wird für den Zeitraum eines Jahres eine N-Fracht von ~ 25 kg N/ha/a im Bestand prognostiziert.

5. Schlussfolgerungen

Auf der Grundlage der Messergebnisse eines etwa einjährigen Untersuchungszeitraumes konnten die angenommenen hohen N-Depositionen nicht bestätigt werden. Eine Ursache für den am Standort nachgewiesenen sehr geringen N-Eintrag ist vermutlich die geschützte Lage des Ilsemoores im Windschatten des Brockens. In Fortsetzung der Forschungsarbeiten sind daher vergleichende Depositionsmessungen auf der Brockenkuppe vorgesehen. Weitere Schwerpunkte sind zum einen die Erfassung der N-Deposition im Nebel sowie zum anderen die Auswertung des ITNI-Versuchs.

6. Literatur

Baumann, K. 2001, unveröffentlicht, Vegetation eines soligenen Hangmoores im Ilsequeellgebiet (Nationalpark Hochharz), Kartierung im Auftrag der Nationalparkverwaltung Hochharz.

Beug, H. J.; Henrion, I. und Schmüser, A., 1999: Landschaftsgeschichte im Hochharz – Die Entwicklung der Wälder und Moore seit dem Ende der letzten Eiszeit. Papierflieger, Clausthal-Zellerfeld.

DVWK 229/1994: Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdepositionen.

DVWK 243/1997: Erfassung der depositionsbedingten Schadstoffbelastung des Sickerwassers aus Waldstandorten – Einfluß auf die Grundwasserbeschaffenheit.

LAWA 1998: Atmosphärische Deposition – Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit 1998. Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin.

Wohlrab, B.; Ernstberger, H.; Meuser, A.; Sokollek, V., 1992: Landschaftswasserhaushalt - Wasserkreislauf im ländlichen Raum. Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik. Parey, Berlin.

Weiterführende Literatur

- Acker, K.; Möller, D.; Wieprecht, W.; Naumann, St., 1995: "Mt. Brocken, a site for a cloud chemistry measurement programme in central europe". In: Water, Air and Soil Pollution 85: 1974-1984.
- Asmann, W.A.H., 1993: "Emission and Deposition of ammonium". In: The Terrestrial Nitrogen Cycle as influenced by Man, Nova Acta Leopoldina, No. 288, Bd.70.
- Böhlmann, N.; Bernsdorf, S.; Borg, H.; Wegener, U. 2001: "Einfluss anthropogener Belastungen auf chemische Kennwerte des Wassers in Mooren des Hochharzes". In: Landnutzung und Landentwicklung 42: 1 – 6.
- Brumme, R.; Borken, W.; Finke, S., 1999: "Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems". In: Global Biogeochemical Cycles, Vol. 13, NO 4: 1137 – 1148.
- Cape, J.N.; Kirika, A.; Rowland, A. P.; Wilson, D.R.; Jickells, T. D.; Cornell, S. 2001: "Organic Nitrogen in Precipitation: Real Problem or Sampling Artefact ?" In: The Scientific World 1.
- Dillon, P.; Lusi, M.; Reid, R.; Yap, D., 1988: "Ten-year trends in sulphate, nitrate and hydrogen deposition in Central Ontario." In: Atmospheric Environment 22": 901-905.
- Mehlert, S. 1996: „Untersuchungen zur atmosphärischen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung.“ In: UFZ-Bericht 22, Hamburg: 3-21.
- Mues, V., 2000: GIS-gestützte Regionalisierung von Klima- und Depositionsdaten in Niedersachsen. Göttingen.
- Müller, N.; Bauche, M., Bilanzierung der Stoffflüsse eines Einzugsgebietes in einem Mittelgebirgshochmoor“. In: Telma. Band 28. Hannover: 1998: 205-236.

Pahl, S.; Winkler, P. 1995: Höhenabhängigkeit der Spurenstoffdeposition durch Wolken auf Wälder. Deutscher Wetterdienst, Meteorologisches Observatorium Hohenpeißenberg. Abschlußbericht 1995, 97 S.

Twenhöven, F.L. "Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren". In: Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg. Hg. K. Dierßen. Heft 44. Kiel: 1992: 1-5, 145-146.

Atmogene Deposition von Stickstoff auf landwirtschaftlichen Stationen Sachsens von 1998 bis 2001

Dr. H. Lippold,

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur u. Pflanzenbau

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen sind kontrollierte Nährstoffbilanzen eine Garantie für nachhaltige Nährstoffversorgung. Zur Präzisierung der Bilanzen kann der Eintrag von Stickstoff als atmogene Deposition per Niederschlag und Staub relativ problemlos gemessen werden, während man bei der Fixierung als Zuführung und der Denitrifizierung als Verlust weiterhin auf Schätzungen angewiesen bleibt, weil Messungen sehr schwierig und daher selten sind. Um die Deposition für die landwirtschaftlichen Versuchstationen der sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft belegen zu können, wurden 1998 nach dem Muster des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle (UFZ) Bulk-Sampler von 314 cm² Auffangfläche zur Gewinnung des sog. Staubwassers für die nasse und feste Deposition installiert (1995-97 wurde das Wasser der Regenmesser analysiert).

Die Bulk-Sampler sind 1 m über dem Boden angebracht, ein GazeNetz hält Insekten dem Sammelwasser fern und ein Borstenkranz am Trichterrand soll Vögel am Aufsitzen hindern. In der Sammelflasche wurde Kupferblech eingelegt, was die Algenbildung reduziert.

Das Staubwasser wird monatlich entnommen und analysiert. Ein Kjeldahl-Aufschluß nach Reduktion von Nitrat mit Eisenpulver erfaßt Ammonium-N, Nitrat-N und organischen N als Gesamt-N.

Nasse und feste N-Depositionen an den Versuchstationen der sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (Leipzig auch gasförmige N-Deposition in Passivsammlerschalen)

	Leipzig	Spröda	Methau	Roda	Nossen	Salbitz	Christgrün	Forchheim	Pommritz	Mittel
	nordwestl. Tiefland	nordwestl. Tiefland	zentrales Hügelland	zentrales Hügelland	zentrales Hügelland	zentrales Hügelland	westl. Vor- Erzgebirge	zentrales Erzgebirge	östl. Vor- Erzgebirge	
mmNS	657	652	698	708	713	655	584	942	712	702
kg N	14,4	19,1	11,5	11,9	11,8	16,5	25,0	17,5	22,3	16,7
2001 5,8kg Gas-N										
mmNS	532	520	657	621	613	577	636	894	553	623
kg N	15,0	15,0	13,2	14,6	11,7	10,0	39,0	15,4	20,3	16,2
2000 5,6 kg Gas-N										
mmNS	557	445	616	653	702	596	631	793	558	617
kg N	16,0	16,4	15,6	11,3	17,3	11,0	27,3	21,3	9,9	16,2
1999 5,4 kg Gas-N										
mmNS	652	470	686	705	1008	785	792	985	661	749
kg N	24,8	23,7	13,9	13,2	15,0	27,2	89,6*	19,2	15,7	19,1
1998										

Für den Stickstoff ergibt die Mittelung über alle Stationen und die Jahre **1998** bis **2001** 17 ± 6 kg/ha, (*der extreme möglicherweise verunreinigte Wert vom 89,6 kg wurde nicht einbezogen), die Mittelwerte für N stabilisierten sich in den letzten 3 Jahren. Regionale Tendenzen sind nicht ersichtlich.

Neben der nassen und der festen Deposition existiert noch die **gasförmige Deposition** durch Kontakt der Luft mit der Bodenoberfläche und dem Pflanzenbestand. Direkte Messungen wie sie am UFZ durchgeführt werden sind schwierig und selten.

Ein Teil der gasförmigen Deposition kann durch Exposition von Schalen (Oberfläche 167 cm²) mit feuchtem Sand, welcher die Bodenoberfläche vertritt, nachgewiesen werden. Diese Passivsammler sind bodennah in einem regengeschützten Käfig untergebracht. Die Erfahrungen des UFZ nutzend, wird der Sand durch Glycerin/Wasser-Mischungen der aktuellen Luftfeuchtigkeit folgend feucht gehalten. Der Sand wird durch Salizylsäure konserviert und enthält ¹⁵N- markiertes Ammoniumnitrat. Die Absorption von NH₃ und NO₂ ist anhand der Isotopenverdünnung messbar. Seit **1999** liegen Meßwerte für die Station **LEIPZIG** vor. Sie ergaben nahezu konstant für die Summe von NH₃ und NO₂ **5,6** kg/ha pro Jahr.

Die Absorption durch feuchten präparierten Sand trägt selbstverständlich Modellcharakter, die realen Werte können höher liegen.

Die gemessenen Werte für nasse und feste sowie passive gasförmige Deposition erreichen nicht das hohe Niveau von Bad Lauchstädt, sie sind trotzdem nicht ohne Bedeutung für die Stickstoff-Bilanz, wenn man einräumt, dass die Absorption von Stickstoffgasen durch Pflanzenbestände wahrscheinlich noch einen erheblichen Betrag zusätzlich liefert.

Literatur

Lippold, H. und Albert, E.

Neue Messungen der atmosphärischen Deposition von S und N auf landwirtschaftlichen Stationen Sachsens. VDLUFA-Schriftenreihe. Kongressband 1999, Halle/Saale. - Darmstadt (1999) 52. - S. 235 – 238

Lippold, H. und Albert, E.

Aktuelle Messergebnisse zur atmosphärischen Deposition von Schwefel und Stickstoff als potentielle Pflanzennährstoffe. Infodienst für Beratung und Schule der Sächsischen Agrarverwaltung. – Dresden (2001) 3. - S. 59 – 61

Lippold, H. und Albert, E.

Zur Entwicklung der atmosphärischen Deposition von Schwefel und Stickstoff in Sachsen. Infodienst für Beratung und Schule der Sächsischen Agrarverwaltung. – Dresden (2002) 4. - S. 94 - 96

Flächendeckende Erfassung von N-haltigen Depositionen mit Hilfe von Baumborken

Horst Schulz,

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung

1. Einführung

Im Jahre 1993 wurde in ca. 95 % aller Wald- und Forstökosysteme von Deutschland die kritische Eintragsmenge (Critical Load) von 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) überschritten (ISERMANN, 1995). Derzeit muß mit durchschnittlichen N-Einträgen von 15 bis 30 kg N/ha*a gerechnet werden. Damit liegen die regional und global auftretenden N-Depositionen in Waldökosystemen um etwa das 2,5fache über dem o.g. Grenzwert. Agrarökosysteme sind gleichermaßen betroffen. Stickstoff aus der Atmosphäre führt hier zu einer zusätzlichen, unkontrollierten Düngergabe. Stickstoff als Pflanzennährstoff wird zunehmend zu einem Problemstoff, der flächenmäßig als Gesamteintrag zu erfassen ist, um regionale Stoffbilanzen besonders für kleine Einzugsgebieten besser als bisher erstellen zu können. Für die quantitative Erfassung der N-Gesamteintrags gibt es zur Zeit nur wenige Methoden. Eine dieser Methoden ist die Baumborkendiagnostik. Das Verfahren nutzt Baumborken als Passivsammler, indem atmogene N-Verbindungen als nasse Depositionen über die Kronentraufe und den Stammabfluß sowie als trockene gasförmige und partikuläre Depositionen direkt auf der Borkenoberfläche abgelagert bzw. akkumuliert werden. Zwischen den N-Konzentrationen auf der Borkenoberfläche und im Bestandesniederschlag bestehen gesicherte Korrelationen (Schulz et al. 1997, 1997a). Damit läßt sich der N-Gesamteintrag auch als Depositionsrates angeben. Das Verfahren BABODIA[®] ist für die flächendeckende Erfassung von Stoffeinträgen, und insbesondere von Stickstoff in regionalen Räumen mit unterschiedlicher Landnutzung geeignet.

2. Material und Methoden

Identifizierung und Quantifizierung von atmogenen N-Verbindungen

Durch Bestimmung der natürlichen Isotopenverhältnisse (δ -Werte) von NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , und NO_3^- kann die N-Quelle identifiziert werden. Dazu wurden die δ -Werte der o.g. N-Formen in den Matrices Umgebungsluft, Unterkroneinniederschlag und in Baumborken von

Kiefernforstökosystemen bestimmt (Schulz et al. 2001). Für die Gewinnung von gasförmigen Proben (NH_3 , NO_2) wurden speziell präparierte Celluloseacetat-Filter (MOORE, 1977) verwendet, die in Probehälter nach DÄMMGEN et al. (1985) eingesetzt und in 3 m Höhe an Bäumen installiert wurden. Der Unterkrone Niederschlag wurde mit Hilfe von Bulk-Sammlern im Kiefernbestand gesammelt. Borken wurden nach der von SCHULZ et al. (1999) beschriebenen Methode von 80-jährigen Waldkiefern (*Pinus sylvestris* L.) entnommen. Die Probenaufarbeitung und -vorbereitung zur Isotopenanalyse erfolgte nach SCHULZ et al. (2001). Unabhängig von der untersuchten Probenmatrix wurden NH_3 bzw. NH_4^+ und NO_2 bzw. NO_3^- entweder direkt oder nach Reduktion von NO_3^- zum NH_4^+ mit der Kjeldahl-Methode nach Zugabe von MgO destilliert in zwei N-Fractionen getrennt. Die nach Titration mit Schwefelsäure resultierende Ammoniumsulfat-Lösung wurde zur Trockene eingedampft und 200 – 300 μg des Salzes wurden der massenspektrometrischen Isotopenanalyse zugeführt. Zur Messung der natürlichen Isotopenverhältnisse ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) des Stickstoffs (GEHRE et al. 1994) wurde das On-line System (ConFlo-IRMS), bestehend aus dem Elementaranalysator (Carlo Erba 1108) und einem Gasmassenspektrometer (Finnigan-Delta C) eingesetzt.

Quantitative Erfassung von trockenen gasförmigen Depositionen

Die Gesamtmenge der trockenen Depositionen von NH_3 bzw. NH_4^+ und NO_2 bzw. NO_3^- wird durch die Immissionskonzentration und die Depositionsgeschwindigkeit festgelegt. Da die Depositionsgeschwindigkeit durch äußere Faktoren (Windgeschwindigkeit, atmosphärische Stabilität, Rauigkeit und pH-Wert von Pflanzenoberflächen, z.B. Kiefernadeln, Senkenstärke der Vegetation) stark beeinflusst wird, ist eine Abschätzung der trockenen Deposition äußerst schwierig (DUYZER et al. 1992). Vergleichende Untersuchungen zwischen technischen Passivsammlern und Baumborken sollten hierüber weitere Informationen liefern. Die Arbeiten erfolgten in Zusammenarbeit mit der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Spangenberg, 2002). Als NH_3 -Passivsammler wurde ein Modell vom Institut für Medizinische Balneologie und Klimatologie eingesetzt, der in Mischbeständen von Fichten, Kiefern und Eichen in den Forstämtern Pielenhofen und Ottobeuren (Freistaat Bayern) installiert wurde, wo auch von in der Nähe stehenden Bäumen die Borkenproben gesammelt wurden (Hofmann et al. 2001). Zur quantitativen Erfassung der trockenen Depositionsanteile für NH_3 und NH_4^+ bzw. NO_2 und NO_3^- wurde ein von RUSSOW et al. (1995) entwickelter Passivsammler verwendet, wobei die N-Species mit der

Isotopenverdünnungsmethode (MEHLERT, 1996) analysiert werden. In zwei Meßkampagnen wurde die Gesamtdeposition von NH_3 (1999) und NO_2 (2000) in zwei Kiefernaltbeständen der Dübener Heide (Rösa) in 3m Höhe unter Krone bestimmt

3. Ergebnisse und Diskussion

Natürliche Isotopensignaturen von NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , und NO_3^-

In Abb.1 sind die in den verschiedenen Matrices bestimmten mittleren δ -Werte von NH_3 , NH_4^+ , NO_2 , und NO_3^- mit ihren Standardabweichungen zusammenfassend dargestellt. Man erkennt deutlich, daß die in 14-Tage Sammelproben analysierten δ -Werte für die trockene und nasse N-Deposition (Umgebungsluft und Unterkrone Niederschlag) im Vergleich zur Borkenmatrix (trockene und nasse Deposition) einer relativ hohen Streuung unterliegen. Signifikant hohe Abweichungen vom Mittelwert waren für NH_3 bzw. NH_4^+ immer im Frühjahr sowie im Spätsommer und für NO_2 bzw. NO_3^- in den Sommermonaten zu beobachten, wenn landwirtschaftliche Aktivitäten (NH_3 -Freisetzung aus Gülle) oder starkes Verkehrsaufkommen (hohe NO_2 -Konzentrationen in der Umgebungsluft) zu verzeichnen waren. Der mittlere δ -Wert der Borkenprobe wurde aus 5 Einzelproben bestimmt, die in verschiedenen Kiefernbeständen (Testflächen) des Untersuchungsgebietes zu einem Probenahmetermin im Jahr (Oktober) gesammelt wurden, d.h. die mittlere Isotopensignatur von Ammonium und Nitrat entspricht der Summe von trockenen und nassen N-Depositionen, die über einen Zeitraum von ca. 2 Jahren auf der Borkenoberfläche adsorbiert wurden. Saisonal bedingte Unterschiede, wie sie in 14-Tage Sammelproben aus den Bulk-Sammlern beobachtet wurden, werden dadurch nicht sichtbar, woraus letztlich die geringen Standardabweichungen der δ -Werte zu erklären sind. Vergleicht man die mittleren δ -Werte für NH_3 und NO_2 in der Umgebungsluft sowie für NH_4^+ und NO_3^- im Unterkrone Niederschlag, so findet man eine recht gute Übereinstimmung für NH_3 bzw. NH_4^+ sowie für NO_2 bzw. NO_3^- . Sie liegen im Bereich von -10.0‰ bis -1.0‰ im Unterkrone Niederschlag und von $+1\text{‰}$ bis $+6\text{‰}$ in der Umgebungsluft. Im Gegensatz dazu sind die δ -Werte für NH_4^+ (-23‰ bis -25‰) und für NO_3^- (-2‰ bis -3.5‰) in den Borken signifikant negativer. Die Verschiebung der δ -Werte bei Ammonium ist auf den hohen Anteil von trockenen gasförmigen NH_3 -Ablagerungen auf der Borkenoberfläche zurückzuführen. Aus Gülle freigesetzter Ammoniak ist stark an ^{14}N angereichert (δ -Werte um ca. -40‰), wie von SCHULZ et al. (2001) durch experimentelle Untersuchungen nachgewiesen wurde. Es ist

daher mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen, daß die NH_3 -Akkumulationen auf den Borkenoberflächen auf die Emission von Ammoniak aus Tierhaltungsanlagen zurückzuführen sind.

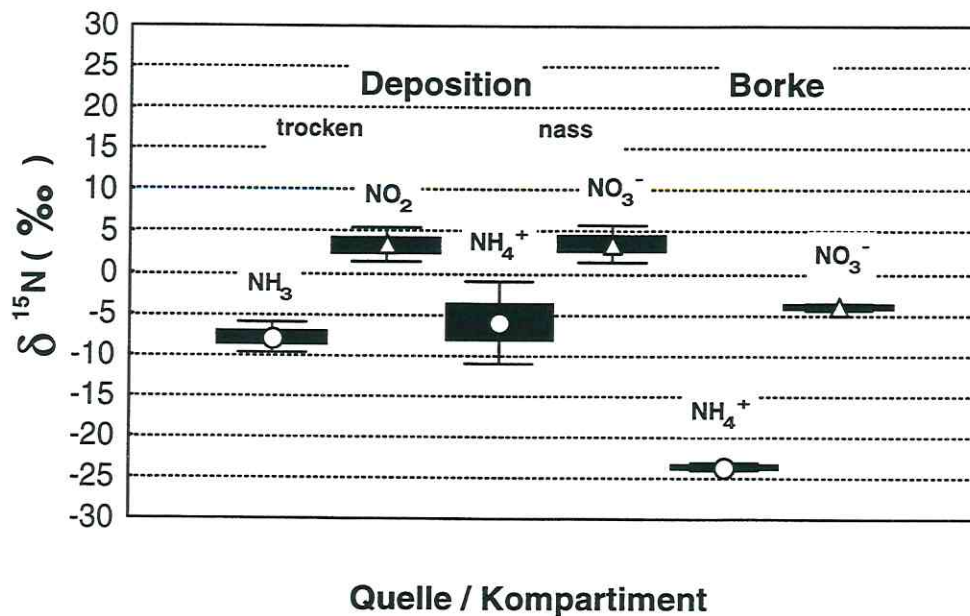


Abb. 1: Natürliche Isotopenverhältnisse von nassen und trockenen N-Depositionen in Kiefernaltbeständen am Standort Rösa (Dübener Heide)

Quantifizierung von trockenen gasförmigen Depositionen

GRÜNHAGE et al. (1988) berechneten anhand der Immissionskonzentrationen unter der Annahme von zwei verschiedenen Depositionsgeschwindigkeiten eine trockene NH_3 -Deposition von 15 bzw. 39 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für gedüngtes Grünland. In späteren Untersuchungen wurde im gleichen Grünlandökosystem anhand mikrometeorologischer Flußmessungen festgestellt, daß in der Jahressumme keine Deposition von NH_3 , sondern im Gegenteil eine Emission aus dem System erfolgte (GRÜNHAGE et al. 1992). Daraus kann man folgern, daß "hochgedüngte" Agrarökosysteme eher Quellen als Senken für NH_3 aber auch für NO_2 darstellen. In Forstökosystemen beträgt nach Angaben von ANDERSON et HOVMAND (1999) der Anteil der trockenen Deposition für NH_3 13 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und für NO_2 6.5 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Da man davon ausgehen muß, daß die Deposition von NH_3 und NO_2 aus den oben angeführten Gründen nicht über allen naturnahen Ökosystemen gleich verläuft, wurden vergleichende Messungen zur Abschätzung der trockenen N-Deposition an verschiedenen Standorten und in Forsten mit unterschiedlicher Baumausstattung durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zwischen Passivsammlern und Baumborken sind in Abb.2 in Form einer Korrelation graphisch dargestellt. Grundsätzlich sind aufgrund der

Übereinstimmungen zwischen den Messwerten beider Methoden zwei wichtige Aussagen möglich. Einerseits bestätigen die Feldmessungen, dass auf den Borkenoberflächen trockene N-Depositionsanteile akkumuliert werden. Andererseits konnte an anderer Stelle überzeugend gezeigt werden (Spangenberg, 2002), daß nur ein kleiner Teil der NH_3 -Emissionen in den Wald eindringt, da mit Passivsammler, die am Waldrand installiert wurden, signifikant höhere Messwerte in $\mu\text{g N pro m}^3$ gemessen wurden. Allerdings ließen diese Messergebnisse keinen Schluß auf die zu erwartenden Depositionsraten in kg ha^{-1} und Jahr zu. Dazu erfolgten zusätzliche Untersuchungen in zwei Kiefernbeständen der Dübener Heide (Rösa 2 und Rösa 3) unter Einsatz von Passivsammlern, die für trockene N-Depositionsanteile den Flächenbezug ermöglichen. In zwei Meßkampagnen wurde die Gesamtdeposition von NH_3 (1999) und NO_2 (2000) in den Kiefernaltbeständen in 3m Höhe unter Krone erfaßt.

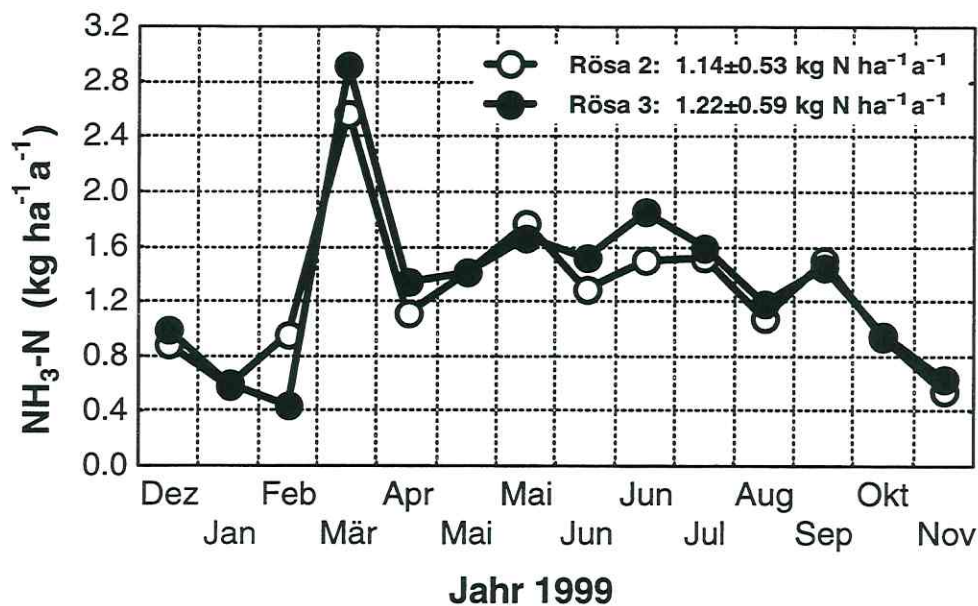


Abb. 2: Saisonale Dynamik der trockenen Deposition von NH_3 am Standort Rösa (Testfläche 2 und Testfläche 3) in der Dübener Heide

Die saisonale Dynamik der trockenen Deposition wird in Abb.3 für NH_3 und für NO_2 in Abb.4 wieder gegeben. Man erkennt sowohl für NH_3 als auch für NO_2 Depositionsspitzen, die wie schon weiter oben beschrieben, mit landwirtschaftlichen Aktivitäten (Gülleausbringung im Frühjahr und im Spätsommer) oder dem NO_2 -Anstieg als Folge eines erhöhten Verkehrsaufkommens in den Sommermonaten in Verbindung zu bringen sind. Das besonders ausgeprägte Maximum für die NO_2 -Deposition von Juni bis August läßt allerdings vermuten,

daß die N-Deposition von NO-Emissionen aus dem Waldboden, die von Umgebungsozon zu NO₂ oxidiert werden, überlagert werden und damit die für die untersuchte Messperiode (31.1. bis 11.9.2000) bestimmten mittleren Depositionsraten von $0.95 \pm 0.42 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Rösa 2) und $0.98 \pm 0.48 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Rösa 3) wahrscheinlich etwas erhöht ausfallen. Dennoch bleiben die mit den Passivsammlern ermittelten Depositionsraten sowohl für NH₃ ($0.97 \pm 0.45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) als auch für NO₂ ($1.18 \pm 0.56 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) am Standort Rösa der Dübener Heide weit unter den von ANDERSON et HOVMAND (1999) angegebenen Werten.

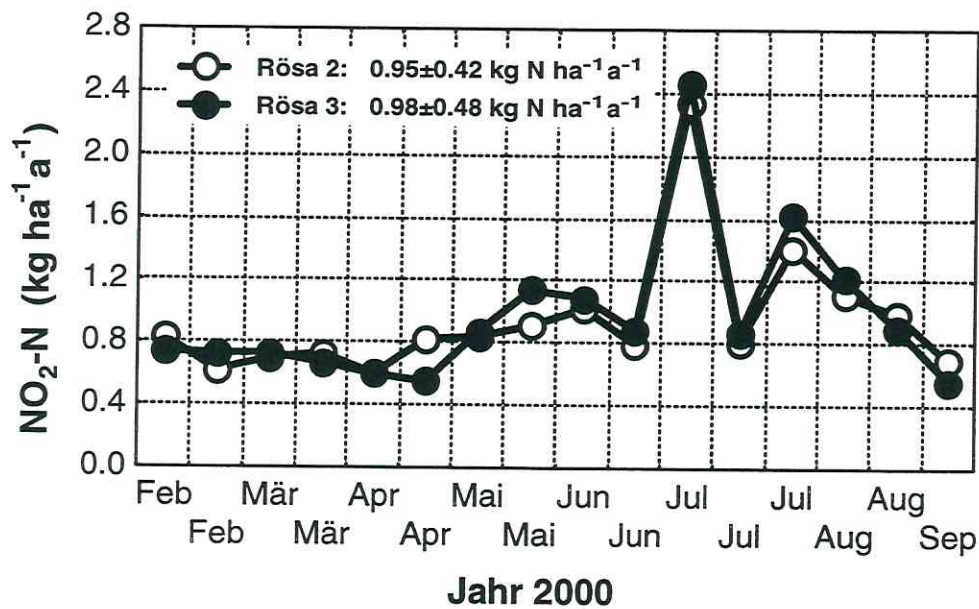


Abb. 3: Saisonale Dynamik der trockenen Deposition von NO₂ am Standort Rösa (Testfläche 2 und Testfläche 3) in der Dübener Heide

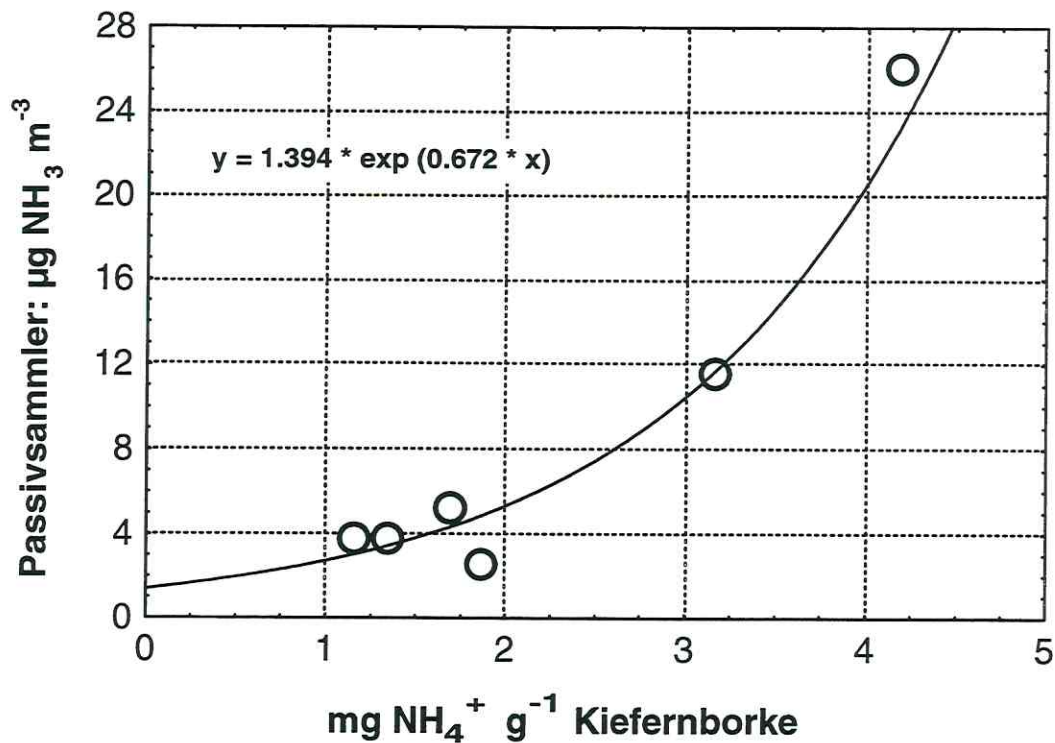


Abb. 4: Funktionale Beziehung zwischen der NH₃-Konzentration in der Luft (Passivsammler) und der NH₄⁺-Konzentration auf der Borkenoberfläche. Transektuntersuchungen an einer Hühneranlage im Forstamt Pielenhofen

Zeitliche Veränderungen und räumliche Differenzierungen atmogener N-Einträge

Zeitliche Veränderungen

In Abb.5 werden die zeitlichen Veränderungen zum mittleren Stoffeintrag von Ammonium-N und Nitrat-N in Kiefernforste am Standort Rösa in der Dübener Heide für den Zeitraum von 1991-1999 graphisch dargestellt. Die Depositionsraten beider N-Formen reflektieren die infrastrukturellen Veränderungen im Ballungsraum von Halle-Leipzig-Bitterfeld seit 1990. Während von 1991 bis 1995 die N-Depositionen aufgrund von Stilllegungen im Energie- und Landwirtschaftsbereich in der Region deutlich zurückgegangen sind, wird nun wieder eine Zunahme im N-Eintrag nachgewiesen. Im Jahr 1999 liegt die Depositionsrates von NH₄⁺-N bereits über dem Niveau im Jahr von 1989. Das Ergebnis der Depositionsmessungen bestätigt die Voraussagen von ISERMANN & ISERMANN (1998), wobei allerdings noch zu untersuchen bleibt, ob die wieder zunehmende Ammonium-Belastung ausschließlich auf N-Emissionen von Gülle aus lokalen Viehanlagen zurückzuführen ist.

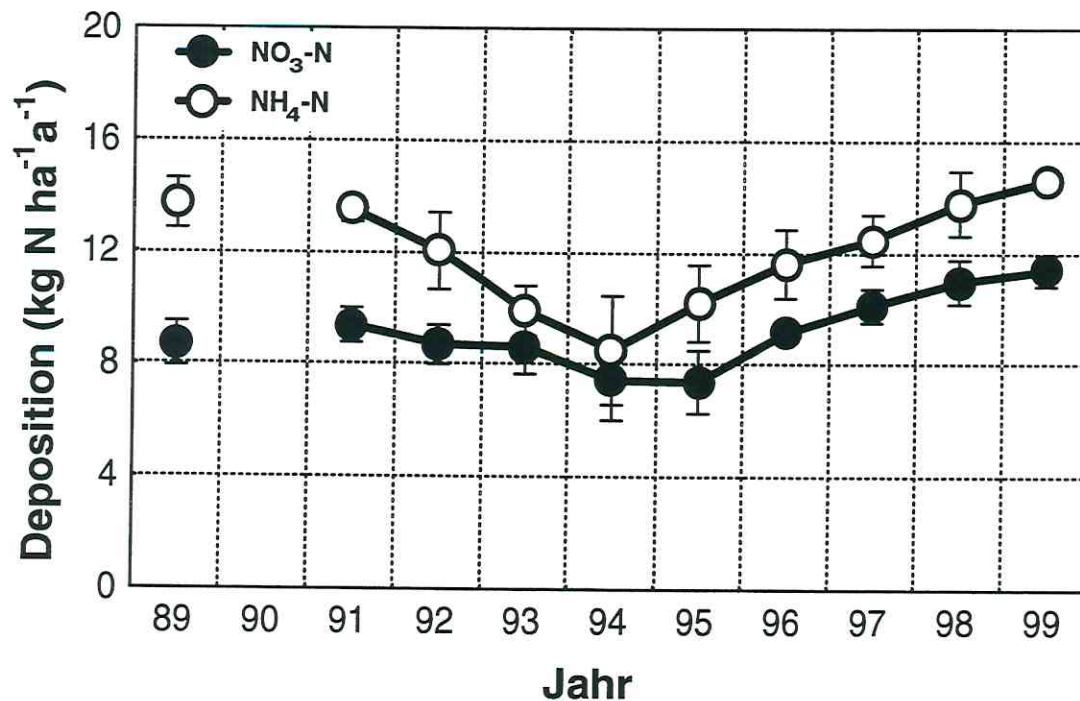


Abb. 5: Zeitliche Veränderungen der nassen Deposition (Borkenanalysen) von Ammonium-N und Nitrat-N am Standort Rösa (Dübner Heide) von 1989 bis 1999

Räumliche Muster

Bereits Mitte der 90-er Jahre konnte von SCHULZ et al. (1999) mit Hilfe der Borkenanalyse gezeigt werden, daß der Eintrag von atmosphärischen N-Formen (NH_4^+ , NO_3^-) in Kiefernforste der Dübener Heide signifikanten räumlichen Differenzierungen unterliegt. Während Ammonium-N hauptsächlich an den Randlagen im Norden und Süden der Dübener Heide deponiert wird, wird Nitrat-N vorwiegend im Westen, in Nähe der Ballungszentren um Bitterfeld sowie Gräfenhainichen eingetragen. Als potentielle Emittenten wurden landwirtschaftliche Betriebe mit intensiver Viehhaltung und die Kommunen mit Hausbrand sowie der Stadtverkehr angenommen. Durch Analyse der natürlichen Isotopenverhältnisse in den Borkenproben lassen sich nun die Verursacher eindeutig identifizieren, welches bisher nur durch Hinzuziehung von Referenzproben aus Backgroundgebieten mehr oder weniger zu vermuten war (Schulz et al. 2000). Die Kiefernforste der Dübener Heide werden hauptsächlich durch NH_3 -Emissionen aus Viehställen angrenzender Landwirtschaftsbetriebe belastet. Als Beweis dienen die signifikant erhöhten δ -Werte von Gesamt-N, die ausschließlich in Borkenproben von Kiefernbeständen in Nähe dieser Emittenten gemessen wurden (Abb.6). Waldränder stellen damit grundsätzlich Pufferzonen für N-Depositionen dar. Ein weiteres Beispiel

demonstriert die Anwendung des Borkenverfahrens für einen typischen Agrarraum zwischen Taucha und Eilenburg. Hier wurde das Borkenverfahren unter Verwendung von zwei Baumarten (Kiefer und Eiche) angewendet, wobei hauptsächlich Flurgehölze als Probenahmepunkte zur Verfügung standen. Wie aus der Abb.7 und Abb.8 zu entnehmen ist, bestehen zwischen beiden Baumarten gesicherte Regressionen, so dass die Baumborkendiagnostik auf verschiedene Baumarten übertragen werden kann und somit vergleichbare Depositionsraten liefert. In Abb.9 ist der N-Eintrag für Ammonium-N im Untersuchungsgebiet Tauch räumlich dargestellt. Es ergibt sich eine deutliche Differenzierung. Während im Norden durch intensive Landwirtschaft N-Einträge von maximal 22 kg pro ha und Jahr erreicht werden, sind im Süden mit durchschnittlich 10 kg N pro ha und Jahr die Einträge signifikant geringer. Dabei ist besonders bemerkenswert, dass im Bereich größerer Waldflächen, wie durch den Forst Tresen, wiederum Pufferzonen in den Randbereichen mit entsprechender Ausstrahlung nach Süd-West ausgebildet werden.

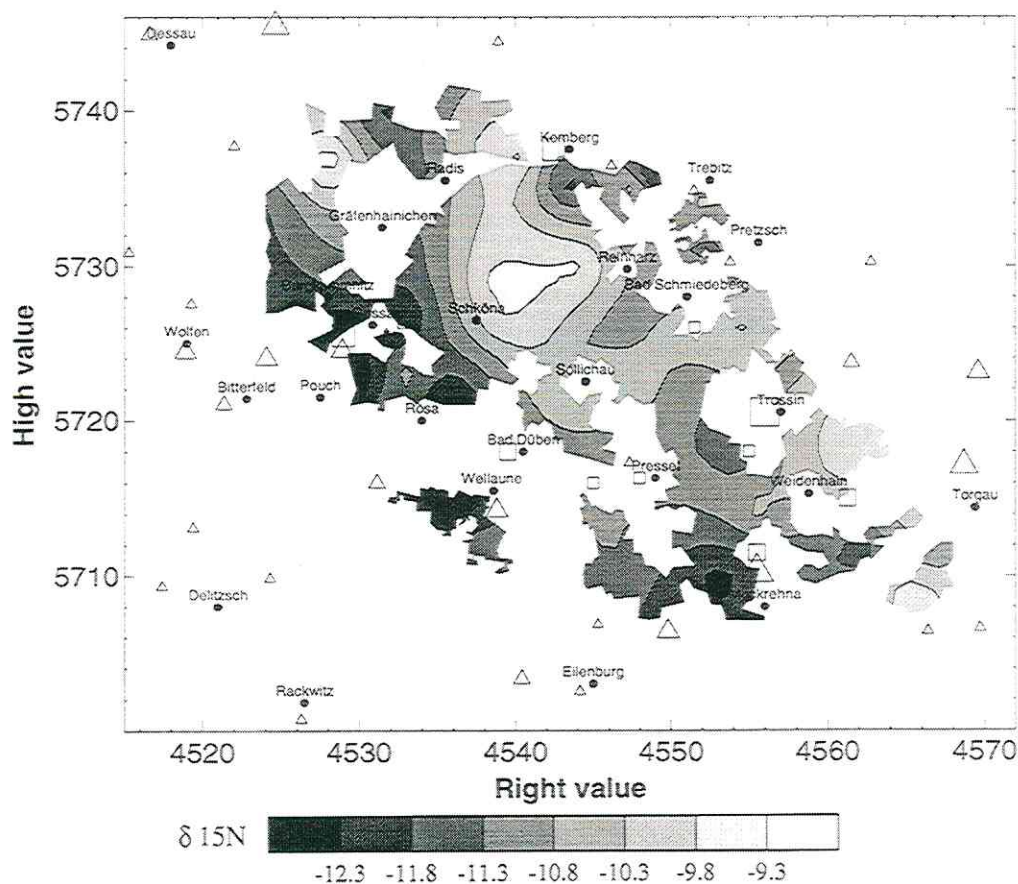


Abb. 6: Räumliche Muster der Isotopensignatur von N-Depositionen in Kiefernaltbeständen der Dübener Heide mit Lage von Hauptemittenten. Die offenen Quadrate stehen für N-Emissionen aus Viehställen ($16-120 \text{ t a}^{-1}$), die offenen Dreiecke für N-Emissionen aus Industrie, Kommunen und Verkehr ($10-1000 \text{ t N a}^{-1}$)

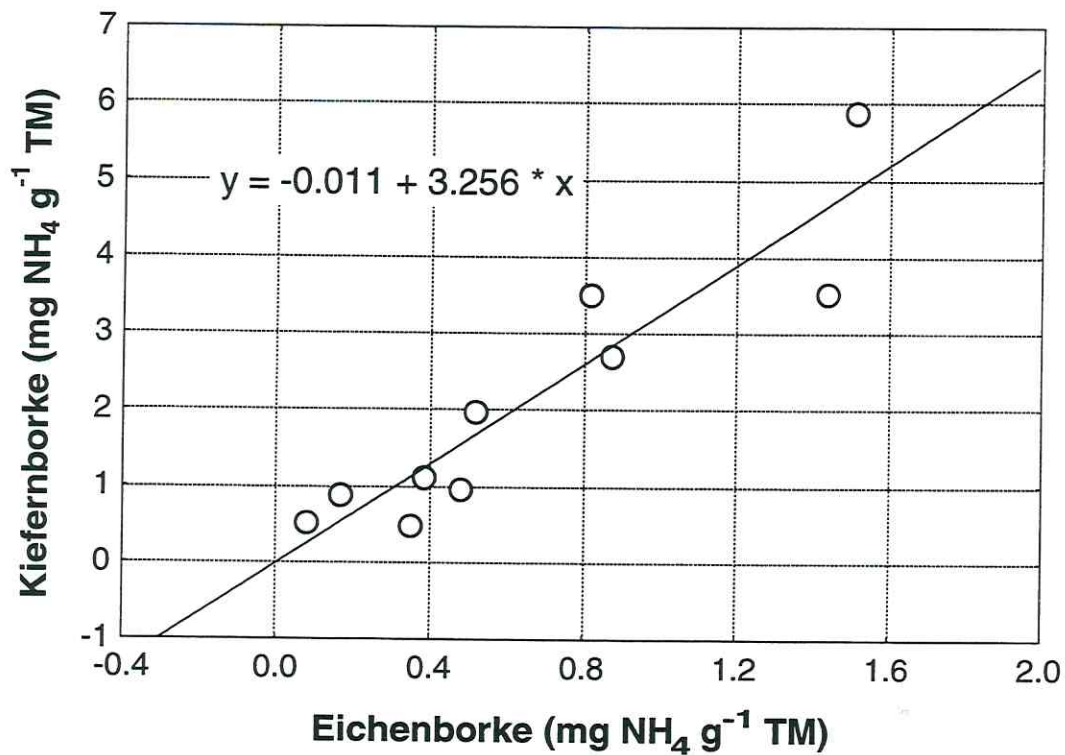


Abb. 7: Funktionale Beziehung zwischen der Ammonium-Konzentration in Kiefern- und Eichenborken

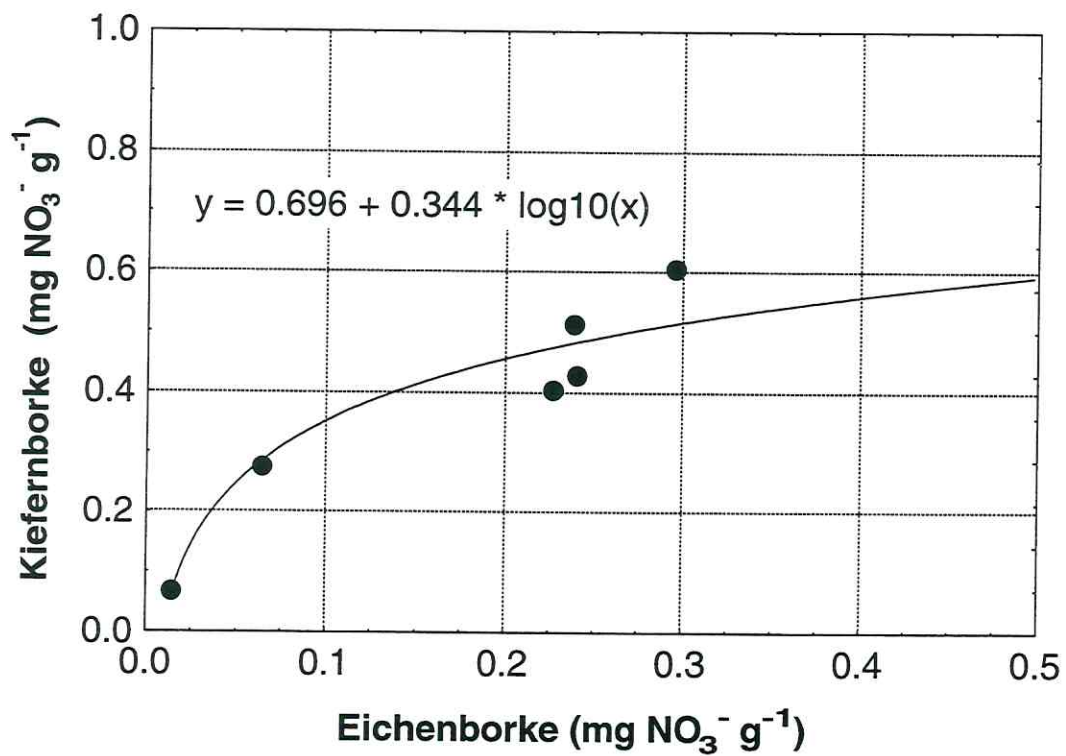


Abb. 8: Funktionale Beziehung zwischen der Nitrat-Konzentration in Kiefern- und Eichenborken

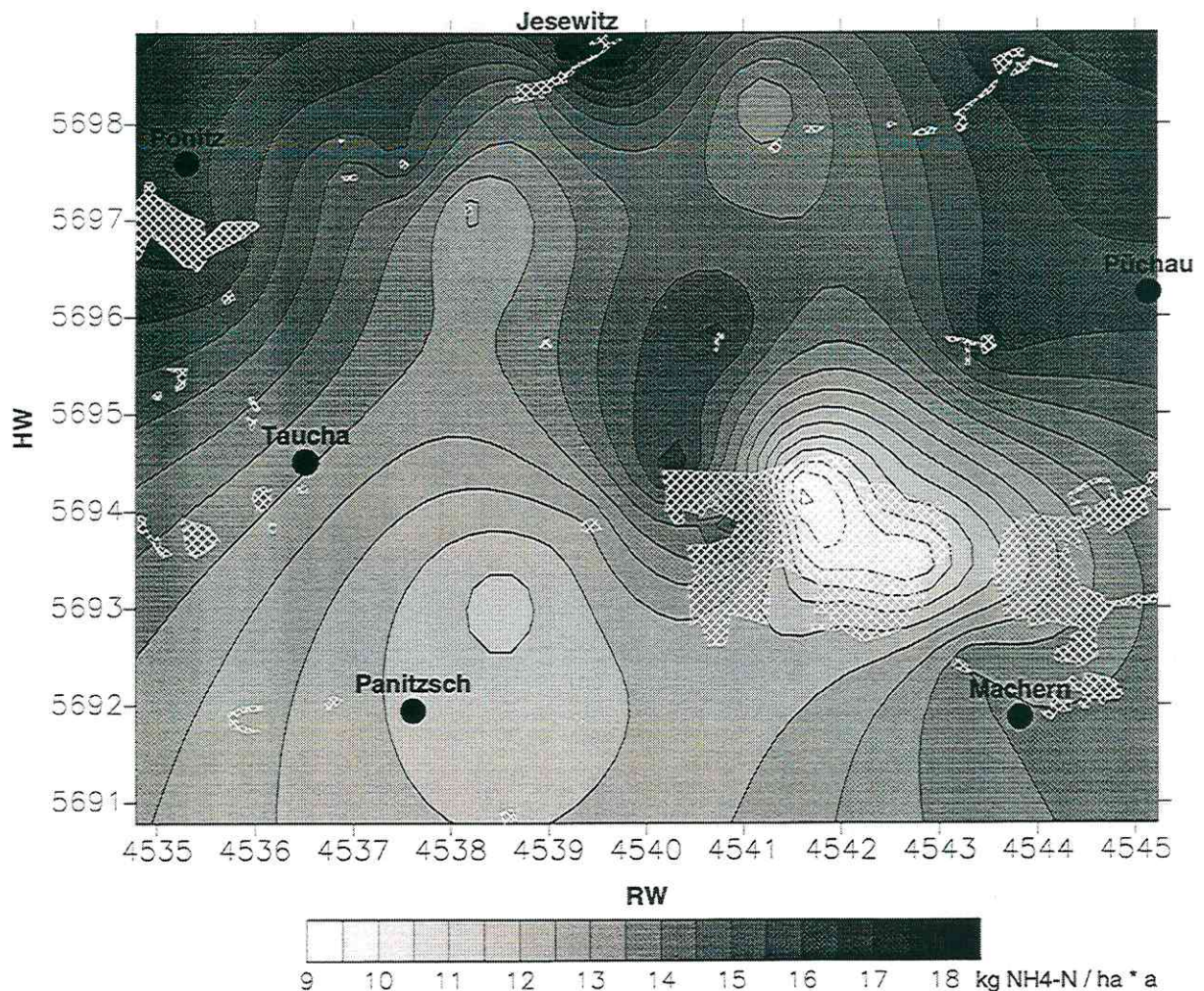


Abb. 9: Räumliche Muster von Ammonium-Depositionen im Agrarraum Taucha-Eilenburg. Die weiß schraffierten Flächen sind die Probenahmepunkte (Flurgehölze, Waldflächen) mit unterschiedlichen Baumarten (Eiche, Kiefer)

4. Zusammenfassung und Ausblick

Mit Hilfe von technischen Passivsammlern und Kiefernborke konnten die natürlichen Isotopensignaturen von Ammoniak, Ammonium, Stickstoffdioxid und Nitrat analysiert werden. Die Verfahren eignen sich auch für die quantitative Bewertung von trockenen gasförmigen N-Depositionen (NH₃, NO₂) oder den mit dem Niederschlag eingetragenen N-Formen NH₄⁺ und NO₃⁻. Damit war es z.B. möglich, die Stoffeinträge von Ammonium und Nitrat bzw. der N-Gesamtdeposition in Kiefernforstökosysteme im Verlauf der letzten 10 Jahren kontinuierlich zu erfassen. Mit den vorliegenden Messwerten können erstmalig Depositionsraten für NH₃ und NO₂ in Kiefernforsten angegeben werden. Durch Kenntnis der

natürlichen Isotopenverhältnisse von NH_3 und NO_2 sowie ihrer Umwandlungsprodukte sind Aussagen zu ihrer Herkunft möglich. Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die speziellen Untersuchungen zur N-Deposition in Kiefernforste der Dübener Heide und im Agrarraum Taucha die Grundlage für weitergehende Forschungsarbeiten in neuen Verbundprojekten darstellen, wo es darum geht, die N-Gesamtdeposition zu erfassen und mit anderen Methoden zu vergleichen, um zuverlässige Inputs für regionale und globale Stoffbilanzen zu erhalten.

5. Literatur

Anderson, H.V., & M.F. Hovmand (1999): Review of dry deposition measurements of ammonia and nitric acid to forest. *Forest Ecology and Management*. 114, 5-18.

Dämmgen, U., Grünhage, L., & H.-J. Jäger (1985): System zur flächendeckenden Erfassung von luftgetragenen Schadstoffen und ihren Wirkungen auf Pflanzen. *Landschaftsökologisches Messen und Auswerten*. 1, 95-106.

Gehre, M., Hofmann, D., & P. Weigel (1994): Methodische Untersuchungen zum ^{15}N -ConFlo-IRMS-System. *Isotopenpraxis Environ. Health Stud.* 30, 239-245.

Duyzer, J.H., Verhagen, H.L.M. & J.H. Westerstrate (1992): Measurement of the dry deposition flux of NH_3 on to coniferous forest. *Environ. Pollut.* 75, 3-13.

Grünhage, L., Dämmgen, U., & H.-J. Jäger (1988): Auswirkungen luftgetragener Stoffe auf Vegetation und Boden von Grünlandökosystemen. II. Die Konzentrationen ausgewählter Luftinhaltsstoffe in Südostniedersachsen in den vergangenen zwei Jahrzehnten. *Landbauforschung Voelkenrode*. 38, 196-210.

Grünhage, L., Dämmgen, U., Haenel, H.-D., & H.-J. Jäger (1992): Vertikale Flüsse von Spurengasen in der bodennahen Atmosphäre. In: Auswirkungen luftgetragener Stoffe auf ein Grünlandsystem – Ergebnisse siebenjähriger Ökosystemforschung – Teil I. Grünhage, L. & H.-J. Jäger. *Landbauforschung Voelkenrode*. 128, 201-245.

Hofmann, F., Schlechtriemen, U., Wosniok, W., Siemers, U., Bracke, G., Giesemann, A. & Duwe, M. (2001): Luftgüte-Rindenmonitoring. Ein neues Probenahmegerät und Verfahren zum Biomonitoring von Luftschadstoffen und akkumulierbaren Substanzen mit der Möglichkeit des Fingerprintings von Immissionsquellen. ISBN 3-609-16037-3, *ecomед-Verlags-gesellschaft Landsberg*, 156 Seiten.

Isermann, K. & R. Isermann (1995): Die Landwirtschaft als einer der Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden. *Allgemeine Forst Zeitschrift*. 5, 1-6.

Isermann, K. & R. Isermann (1998): Auswirkungen der aktuellen Agrar-, Energie- und Umwelt-Gesetzgebung und -Politik auf Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxiden der Verursacherbereiche Landwirtschaft bzw. Energiewirtschaft in Deutschland bis 2005. In: *Proceedings Tagung der Sektion Waldernährung im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten*. Göttingen, 21. bis 23. September.

Mehlert, S. (1996): Untersuchungen zur atmogenen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. *UFZ-Bericht* Nr. 22. ISSN 0948-9452. 154 Seiten.

Moore, H., (1977): The isotopic composition of ammonia, nitrogen dioxide and nitrate in the atmosphere. *Atmospheric Environment*. 11, 1239-1243.

Russow, R., H. Faust, S. Mehlert, P. Dittrich & I. Sich (1995): Untersuchungen zur N-Transformation und zum N-Transfer in ausgewählten Agrarökosystemen mittels der Stabilisotopen-Technik. In: *Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes*. Teubner Verlagsgesellschaft (Hrsg). Körschens, M. & E.-G. Mahn, E.-G., S. 131-166.

Schulz, H., Huhn, G., Schüürmann, G., Niehus, B. & G. Liebergeld (1997): Determination of throughfall rates on the basis of pine tree barks: Results of a field study. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 47, 510-516.

Schulz H, Huhn G, Schulz U (1997a): Bestimmung der Deposition von Fremd- und Schadstoffen in Kiefernforste mit Hilfe von Baumborken. *UFZ-Bericht Nr. 21. ISSN 0948-9452*.

Schulz, H., Popp, P., Huhn, G., Stärk, H.-J. & G. Schüürmann (1999): Biomonitoring of airborne inorganic and organic pollutants by means of pine tree barks. I. Temporal and spatial variations. *The Science of the Total Environment*. 232, 49-58.

Schulz H, Schulz U, Huhn G, Schüürmann G (2000): Biomonitoring of airborne inorganic and organic pollutants by means of pine tree barks. II. Deposition types and impact levels. *J. Applied Bot.* 74, 248-253.

Schulz, H., Gehre, M., Hofmann, D. & K. Jung (2001): Nitrogen isotope ratios in pine barks as an indicator of N emissions from anthropogenic sources. *Environmental Monitoring and Assesment*. 69, 283-297.

Spangenberg, A. (2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern. Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. *Forstliche Forschungsberichte Bd. 190, ISSN 0174-1810, 177 Seiten*.

Die Nullparzellen des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt als Indikator für den atmogenen N-Eintrag

Ines Merbach,

UFZ –Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung

Martin Körschens,

MLU Halle-Wittenberg

1. Einleitung

Der atmogene N-Eintrag stellt eine Belastung und Gefährdung naturnaher Ökosysteme dar. In der Landwirtschaft ist er zwar eine Gratisdüngung. Da der N-Eintrag unkontrolliert erfolgt, vermindert er jedoch den steuerbaren Anteil der N-Versorgung der Kulturpflanzen. Zur Vermeidung von N-Verlusten müsste er bei der Bemessung der N-Düngung berücksichtigt werden. Dazu muß die Höhe des atmogenen N-Eintrages hinreichend genau bekannt sein. Mit den herkömmlichen Bestimmungsmethoden – Wet Only- und Bulk-Sammlern - erhält man im allgemeinen Werte um 30 kg/ha, lässt aber hier die gasförmige Deposition und die direkte Aufnahme durch die Pflanze außer Acht. Im Folgenden wird die indirekte Bestimmung des N-Eintrages mit Hilfe der Nullparzellen des Statischen Düngungsversuches und seine Abhängigkeit von einigen Einflußfaktoren untersucht.

2. Material und Methoden

Der Statische Düngungsversuch wurde 1902 von SCHNEIDEWIND und GRÖBLER in Bad Lauchstädt auf einer Löß-Schwarzerde mit 44 % Feinanteil, 484 mm Jahresniederschlag und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,7°C angelegt. Anlage und Bewirtschaftung des Versuches sind unter Körschens et al. (1994) beschrieben. Alle Fruchtarten der Fruchtfolge Zuckerrüben – Sommergerste – Kartoffeln – Winterweizen stehen jährlich nebeneinander. In die Auswertung gehen die Nullparzellen und die PK-Parzellen der Schlaghälften 2, 3, 6 und 7 mit unveränderter Bewirtschaftung, dass heißt ohne N-Düngung seit 1902, ein.

Der Erweiterte Statische Düngungsversuch wurde 1978 auf zwei Schlaghälften des Statischen Düngungsversuches angelegt (Körschens et al. 1994). Ausgehend von den unterschiedlichen C_t - und N_t -Gehalten im Boden im Jahre 1978 kann hier unter anderem nach Unterlassen

jeglicher Düngung der Rückgang der N-Entzüge durch die Kulturpflanzen bis zur Gegenwart beobachtet werden.

3. Ergebnisse

Die Höhe des N-Eintrages aus der Atmosphäre lässt sich indirekt anhand der Nullparzellen des Statischen Düngungsversuches bestimmen. Langjährige Meßreihen belegen, daß sich der Boden in diesen Parzellen seit Jahrzehnten im Gleichgewicht befindet, die N_t -Gehalte bleiben weitgehend unverändert (Körschens et al. 1994, Körschens et al. 1998). Das bedeutet, daß keine N-Nachlieferung aus dem Boden mehr stattfindet. Der N-Entzug der Kulturpflanzen auf den Nullparzellen ist so ein indirekter Nachweis für den atmosphärischen N-Eintrag. Abb. 5 zeigt einen allmählichen Anstieg der Werte bis 1983 und danach ein Einpegeln auf einem niedrigeren Niveau. Im Mittel der Jahre 1991-2000 betrug der N-Entzug genau 50 kg/ha*a.

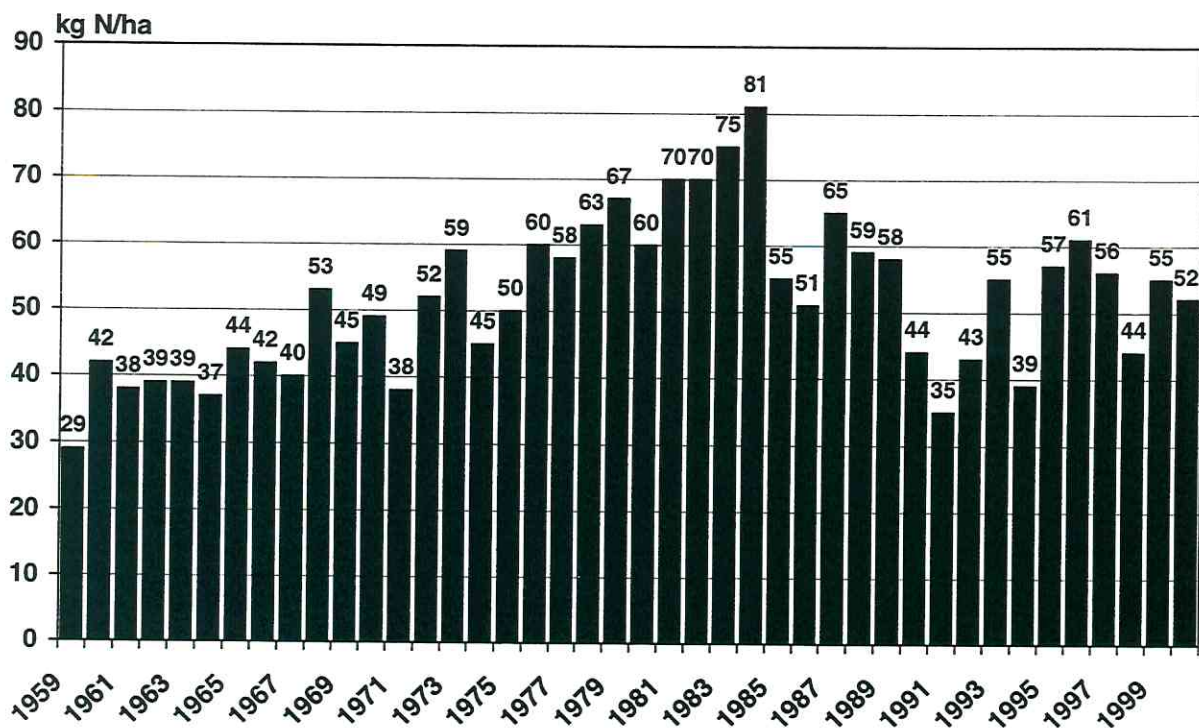


Abb. 1: N-Entzüge mit den Erträgen auf den Nullparzellen im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt im Mittel der Fruchtarten (1959-2000)

Im Erweiterten Statischen Düngungsversuch gingen die N-Entzüge auf der Nullparzelle erwartungsgemäß ebenfalls auf Werte um 50 kg/ha zurück (Abb. 2). Auf den bis 1978 gedüngten Parzellen sanken die N-Entzüge innerhalb von 20 Jahren auf Werte um 60 kg/ha.

Die N-Entzüge werden den atmosphärischen N-Eintrag jedoch erst widerspiegeln, wenn sich der Versuch im Gleichgewicht befindet und sich die N_t -Gehalte des Bodens nicht mehr verändern.

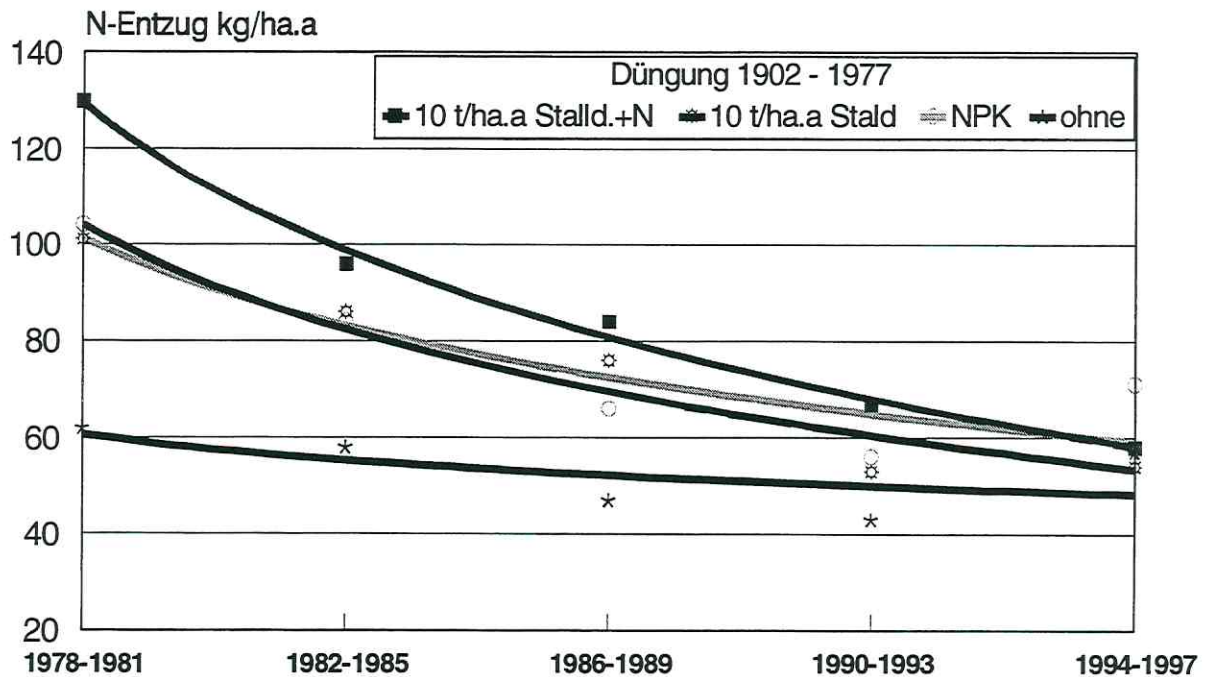


Abb. 2: N-Entzug im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach Erweiterung der Versuchsfrage im Jahre 1978 in Abhängigkeit von den Ausgangsgehalten – ohne Düngung

Die Ergebnisse aus dem Statischen und dem Erweiterten Statischen Versuch stimmen sehr gut überein mit denen anderer europäischer Dauerversuche mit einem N-Entzug auf den Nullparzellen zwischen 42 und 90 kg/ha. Sie bestätigen sich ebenfalls in Ascov (Dänemark) mit 46 kg/ha (Christensen 1989) und in Rothamsted (Großbritannien) mit 43 kg/ha (Poulton 1996).

Tabelle 1

N-Entzüge auf den Nullparzellen ausgewählter Dauerversuche

Ort Anlagejahr	Bodenart	Jahresnieder- schlag, mm	Untersuchungs- jahr	N-Entzug kg/ha	Quelle
Bad Lauchstädt 1902	Lehm	484	1959-2002	52	Körschens et al. 2002
Seehausen 1967	Sandiger Lehm	551	1989-1998	74	Hülsbergen et al. 2001
Methau 1966	Anlehmiger Sand	600	1966-1997	90	Albert 2001
Spröda 1966	Lehm	540	1966-1997	60	Albert 2001
Halle 1949	Lehm	500	1980-1987	65	Stumpe et al. 1990
Reckenholz 1949	Lehm	1000	1949-1996	42	Walther et al. 2001
Pohorelice 1957	Lehm	502	1993-1996	75	Baier et al. 2001
Ivanovice 1957	Lehm	556	1993-1996	72	Baier et al. 2001
Caslav 1957	Lehm	590	1993-1996	79	Baier et al. 2001
Viglas 1957	Lehm	669	1993-1996	41	Baier et al. 2001
Prag-Ruzyne 1955	Lehmiger Ton	450	1966-1993	60	Klir et al. 1995

Überraschenderweise liegen die ermittelten Werte auch im Bereich der mit dem System ITNI (ITNI = Integral Total Nitrogen Input) gemessenen Werte – einem System, daß auf der Basis der Isotopenverdünnungsmethode (Mehlert et al. 1995) den Gesamt-N-Eintrag aus der Luft in ein Boden-Pflanze-System bestimmt. Messungen an vier Standorten in Sachsen-Anhalt (Bad

Lauchstädt, Etzdorf – bei Halle, Siptenfelde – Harz, Falkenberg – Altmark) ergaben Werte zwischen 50-66 kg/ha (Böhme et al. 2002)

Diese indirekt ermittelten Werte aus den Dauerversuchen bilden einen Anhaltspunkt. Die Schwankungsbreite muß jedoch nicht von tatsächlich unterschiedlichen N-Einträgen herrühren. Vielmehr zeichnen sich eine Vielzahl von Einflußfaktoren auf den atmosphärischen N-Eintrag ab, zwischen denen teilweise Wechselwirkungen bestehen. Dazu gehören zum Beispiel:

- Pflanzenart
- Pflanzentyp (C3-/C4-Pflanze)
- Vegetationsdauer
- Entwicklungsstadium
- Ertrag bzw. Trockenmassebildung
- N-Düngung
- Allgemeiner Ernährungszustand der Pflanze
- Blattflächenindex
- Wasserstatus

Davon werden einige anhand des Statischen Düngungsversuches näher betrachtet .

Kulturpflanzenart:

Im Statischen Versuch bestehen zwischen den N-Entzügen der einzelnen Kulturpflanzenarten auf den Nullparzellen enorme Unterschiede (Abb. 3, Tab. 2). Winterweizen und Zuckerrüben – die Kulturpflanzen mit einer langen Vegetationsperiode – weisen die höchsten N-Entzüge, aber auch die stärksten Schwankungen auf. Sommergerste und Kartoffeln liegen mit ihrer relativ kurzen Vegetationsperiode auf einem niedrigeren Niveau.

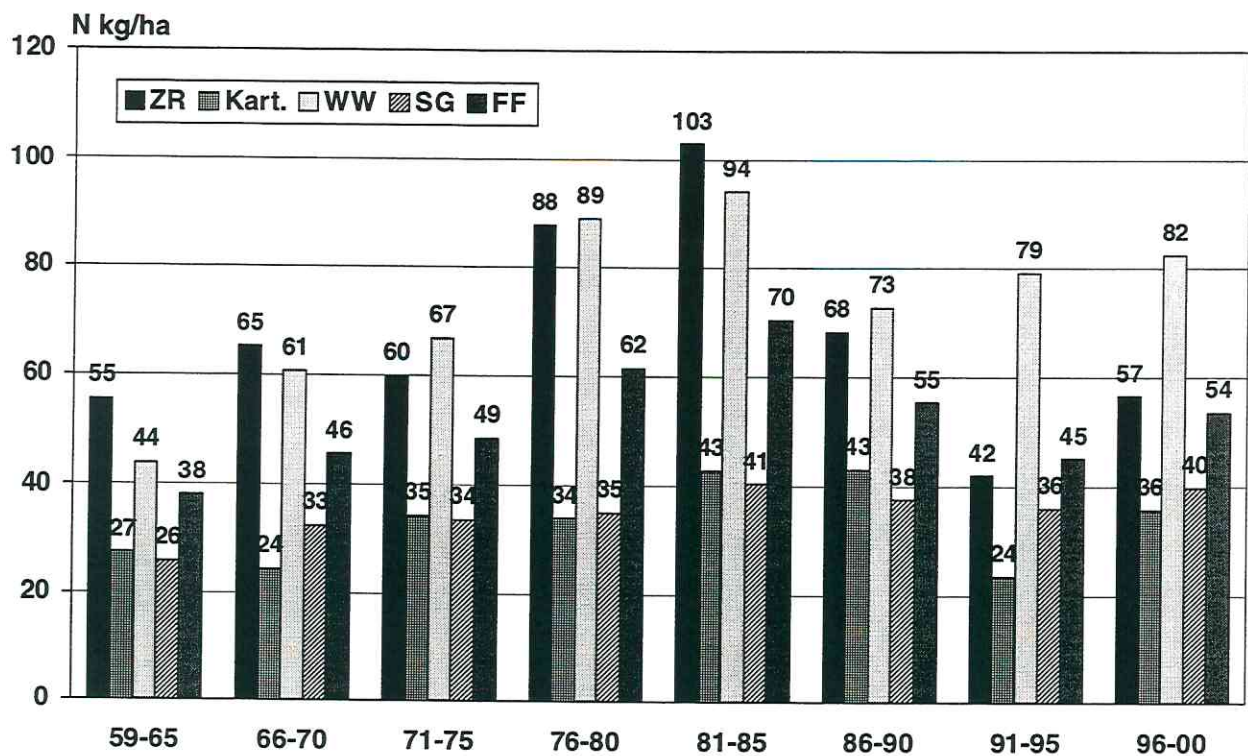


Abb. 3: Fünfjahresmittel der N-Entzüge auf den Nullparzellen im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt

Tabelle 2

N-Entzug im Mittel der Jahre 1959-2000 auf den Nullparzellen des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt pro Vegetationsperiode und daraus berechnet pro Tag Vegetationsperiode (Aufgang bis Ernte)

	N kg/ha	N kg/ha*d
Kartoffeln	33	0,268
Sommergerste	35	0,327
Winterweizen	72	0,244
Zuckerrüben	67	0,385

Vegetationsdauer

Werden die N-Entzüge auf die Vegetationsdauer (Aufgang bis Ernte) bezogen – gleichen sich die Werte zwischen den Kulturpflanzen an – abgesehen von den Peaks bei den Zuckerrüben (Abb. 4). Sie betragen im Mittel der Jahre 1959-2000 bei Winterweizen 0,24 kg/ha*d, bei Kartoffeln 0,27 kg/ha*d, bei Sommergerste 0,33 kg/ha*d und bei Zuckerrüben 0,38 kg/ha*d.

In dieser Größenordnung erzielten auch Böhme et al. (2002) mit dem ITNI-System Ergebnisse für Winterroggen, Sommergerste, Mais und Grünkohl.

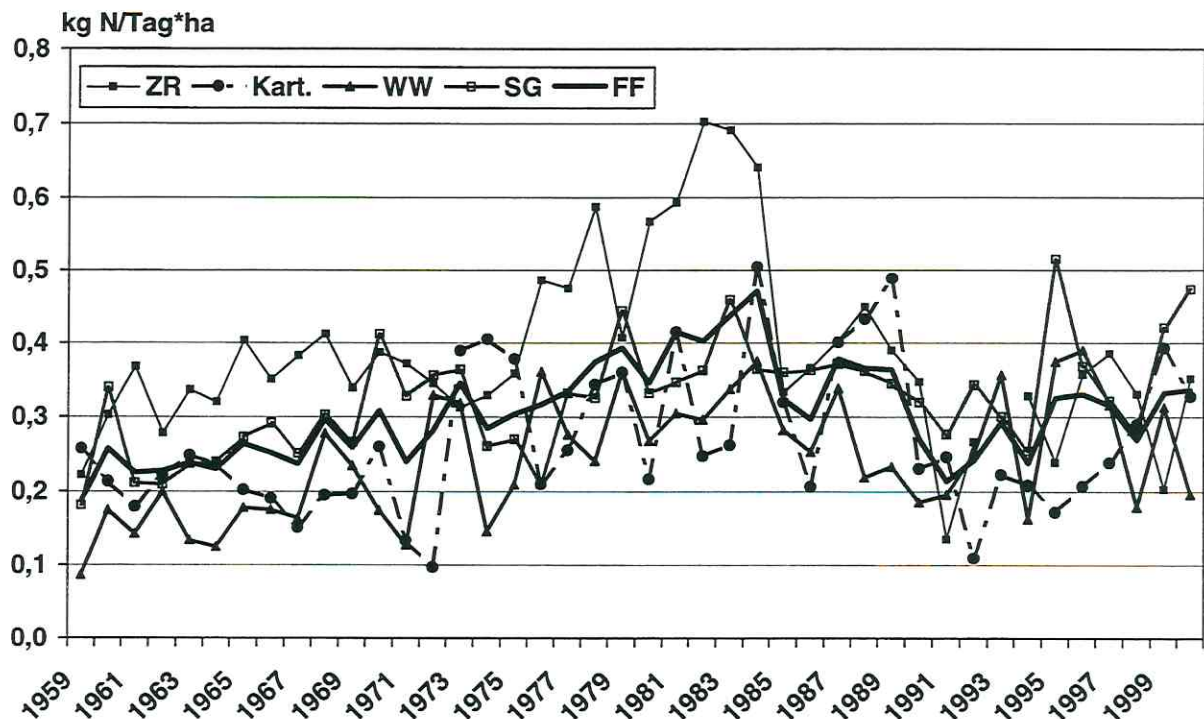


Abb. 4: N-Entzug pro Tag Vegetationsdauer (Aufgang bis Ernte) auf der Nullparzelle im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt

Ernährungszustand

Weder auf den Nullparzellen noch im ITNI-System sind die Pflanzen optimal ernährt. Im allgemeinen sind sogar optisch Merkmale einer Mangelerkrankung wahrzunehmen. Pflanzen mit einer höheren Biomasse bzw. einer günstigeren Stickstoffversorgung scheinen jedoch mehr Stickstoff aus der Atmosphäre aufzunehmen (Russow, Weigel 2000). Unterschiede sind auch durch den höheren Blattflächenindex optimal ernährter Pflanzen zu erwarten. Wenn Kalium die Öffnung der Stomata beeinflusst (Libbert 1974), ist bei Kaliummangel durch Stomataschluß mit einer verminderten Aufnahme von gasförmigen N-Verbindungen zu rechnen, die über die Stomata aufgenommen werden, wie NO, NO₂ und NH³ (Van Hove et al. 1987, Saxe 1986, Okano et al. 1988).

Obwohl die PK-Parzelle des Statischen Düngungsversuches (seit 1902 ohne N-Düngung) auch keine optimale ausgewogene Nährstoffversorgung bietet, weist sie doch mit 13 mg P(DL)/100 g Boden sowie 23 mg K(DL)/100 g Boden eine wesentlich günstigere PK-Versorgung auf als die Nullparzelle mit 5 mg P(DL)/100 g Boden und 6 mg K(DL)/100 g

Boden (Körschens et al. 2002). Der Boden befindet sich hier ebenfalls im Gleichgewicht, der N-Entzug kann nur über den atmosphärischen N-Eintrag realisiert werden. Im Mittel der Fruchtarten und der Jahre 1959-2000 entzogen die Pflanzen auf den PK-Parzellen 6 kg Stickstoff mehr als auf den Nullparzellen (Abb. 5). Zwischen den Fruchtarten bestehen große Unterschiede. Insbesondere bei der Kartoffel zieht die bessere Kaliumernährung auf der PK-Parzelle einen um 18 kg/ha höheren N-Entzug nach sich. Bei Winterweizen wirkt sich die bessere PK-Ernährung auf der PK-Parzelle möglicherweise aufgrund der tiefen Durchwurzelung und Erschließung tieferer PK-Vorräte nicht auf den N-Entzug aus.

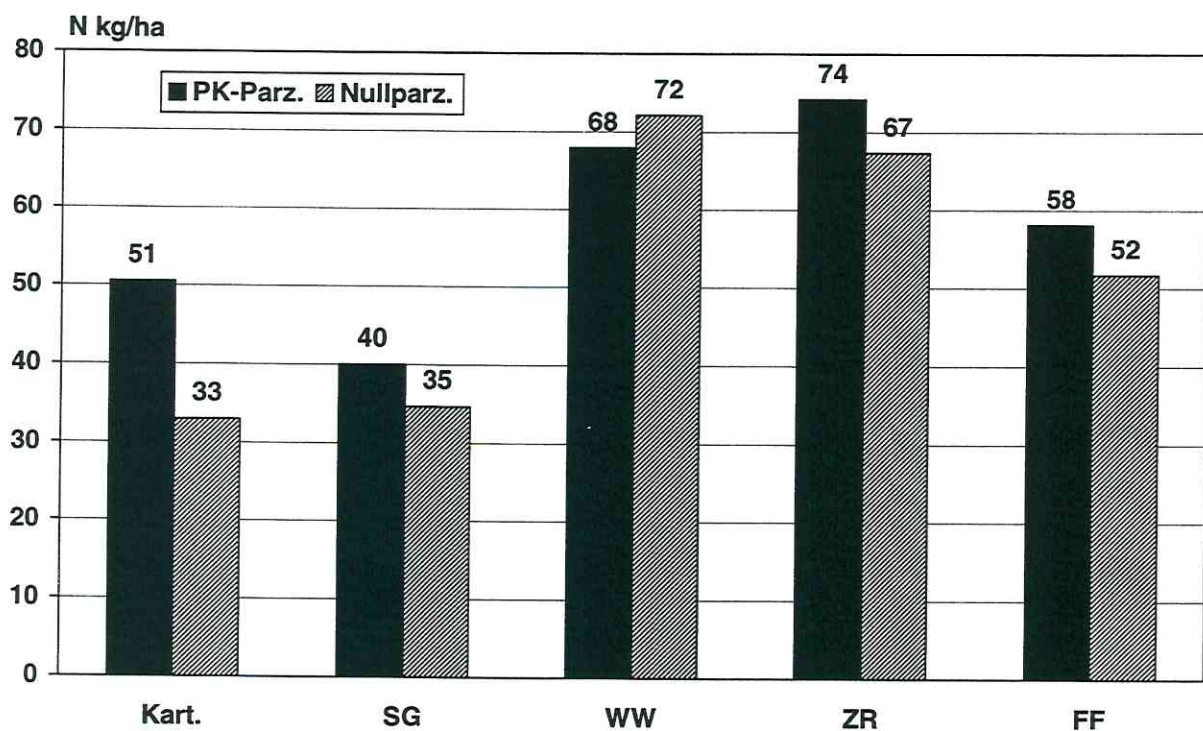


Abb. 5: N-Entzüge auf den PK-Parzellen und den Nullparzellen im Statischen Versuch Bad Lauchstädt (1959-2000)

4. Zusammenfassung

Mit Hilfe des N-Entzuges auf den Nullparzellen des Statischen Düngungsversuches wird im Mittel der Jahre 1959-2000 ein atmosphärischer N-Eintrag von 52 kg/ha nachgewiesen. Damit besteht sehr gute Übereinstimmung mit Ergebnissen anderer Dauerversuche und des ITNI-Meßsystems. Die Ergebnisse zeigen aber auch, dass diese Größe von der Pflanzenart, von der Vegetationsdauer und dem Ernährungszustand der Pflanze abhängt. Während auf den Nullparzellen durch Kartoffeln 33, Sommergerste 35, Winterweizen 72 und Zuckerrüben 67

kg/ha N aufgenommen wurden, waren es auf den PK-Parzellen 51, 40, 68 und 74 kg/ha N. Im Mittel der Fruchtarten lag der Wert hier mit 58 kg/ha N 6 kg höher als auf den Nullparzellen. Bezogen auf die Vegetationsperiode betrugen die N-Entzüge für die Fruchtarten zwischen 0,24 und 0,38 kg/ha*d. Eine systematische Untersuchung der Abhängigkeit des nachweisbaren N-Eintrages von den genannten Einflussfaktoren ist dringend notwendig.

5. Literatur

Albert, E. (2001) Wirkung einer langjährig differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf Ertragsleistung, Humusgehalt, Netto-N-Mineralisierung und N-Bilanz. Arch. Acker- Pfl. Boden., **46**, S. 187-213

Baier, J., Baierova, V., Bartosova, Z., Ledvinkova, D. (2001) Yields Nutrient Intake and Soil Fertilizing in 40 Years Fertilizer Trials. Arch. Acker- Pfl. Boden., **46**, S. 313-337

Böhme, F., Russow, R., Neue, H.-U. (2002) Airborne Nitrogen Input at four Locations in the German State of Saxony-Anhalt – Measurements using the ¹⁵N-based ITNI-System. Isotopes Environ. Health Stud., **38** (in press)

Christensen, P. T. (1989) Askov 1894-1989 Research on Animal Manure and Mineral Fertilizers. Proceedings of the Sanborn Field Centennial, Papers presented 27 June, 1989 at Jesse Wrench Auditorium University of Missouri-Columbia, SR-415, S. 28-48

Hove, van, L. W. A., Koops, A. J., Adema, E. H., Vredenberg, W., J., Pieters, G. A. (1987) Analysis of the uptake of atmospheric ammonia by leaves of *Phaseolus vulgaris* L., Atmos. Environ., **21**, S. 1759-1763

Hülsbergen, K.-J., Diepenbrock, W. (2001) Die Nachhaltigkeit von Düngungssystemen - dargestellt am Seehausener Düngungskombinationsversuch. Arch. Acker- Pfl. Boden., **46**, S. 215-238

Klir, J., Kubat, J., Pova, D. (1995) Stickstoffbilanzen der Dauerfeldversuche in Prag. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **76**, S. 831-834.

Körschens, M., Stegemann, K., Pfefferkorn, A., Weise, V. und Müller, A. (1994) Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft

Körschens, M., Weigel, A., Schulz, E. (1998) Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances – Tools for Evaluating Sustainable Productivity of Soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **161**, S. 409-424

Körschens, M., Merbach, I., Schulz, E. (2002) 100 Jahre Statischer Düngungsversuch Bad Lauchstädt, Hrsg. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH anlässlich des Internationalen Symposiums vom 5.-7. Juni 2002, 63 S.

Libbert, E. (1974) Lehrbuch der Pflanzenphysiologie. Gustav Fischer Verlag Jena

Mehlert, S., Russow, R., Schmidt, G., Faust, H. (1995) Measuring of the integral airborne nitrogen-input into a soil-plant system by the ^{15}N isotope dilution method. Isotopes Environ. Health Stud., **31**, S. 377-383

Okano, K., Machida, T., Totsuka, T. (1988) Absorption of atmospheric NO_2 by several herbaceous species: estimation by ^{15}N delution method, New Phytol., **109**, S. 203-210

Poulton; P. R. (1996) The Rothamsted long-term experiments: Are they still relevant? Can. J. Plant Sci., **76**, S. 559-571

Russow, R., Weigel, A. (2000) Atmogener N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ^{15}N -gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches. Arch. Acker- Pfl. Boden., **45**, S. 399-416

Saxe, H. (1986) Stomatal-dependent and stomatal-independent uptake of NO_x , New Phytol., **103**, S. 199-205

Stumpe, H., Garz, J., Hagedorn, E. (1990) Die Dauerversuche auf dem Versuchsfeld in Halle. Dauerfeldversuche, Berlin, S. 25-71

Walther, U., Weiskopf, P., Oberholzer, H.-R., Knecht, K. (2001) 50 Jahre organische und mineralische Düngung: Humusgehalte, N-Ausnutzung und N-Bilanzen. Arch. Acker- Pfl. Boden., **46**, S. 265-280

Stickstoffflüsse im Bereich der Ver- und Entsorgung in Deutschland

**Ergebnisse aus dem Arbeitsbericht des ATV-DVWK-Fachausschusses AK 9
„Stoffflüsse“**

Gabriele Weber-Blaschke

Lehrstuhl für Wassergüte- und Abfallwirtschaft,

Technische Universität München

1. Ausgangssituation und Zielsetzung

Zu den Haupttätigkeiten der ATV-DVWK, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, zählt die Abwasserreinigung. Hierzu gehört als wichtiger Teil die Stickstoffentfernung. Bisher wurden allerdings in der Regel nur die schon im Abwasser vorhandenen Stickstoffkonzentrationen betrachtet und die Hauptaufgabe in der Verbesserung der technischen Stickstoffreduktion gesehen.

Wenngleich seit Jahren bekannt ist, dass wesentlich größere Stickstoffflüsse über landwirtschaftliche Prozesse in die Gewässer gelangen, so bekamen doch technisch machbare Lösungen den Vorzug vor ursachenorientierten und landesweit wirksamen Maßnahmen.

Es fehlten aber bisher eine die einzelnen Teilelemente umfassende Stoffflussanalyse und eine darauf aufbauende Stickstoffbilanz als Grundlagen für ein nachhaltiges Stickstoffmanagement und als Basis für eine übergeordnete Betrachtung und Bewertung des Gesamtsystems und seiner Teilsysteme.

Der ATV-DVWK Fachausschuss 9 „Stoffflüsse“ beschloss deshalb, eine umfassende Stoffflussanalyse und Stickstoff-Bilanz vorzulegen, in der erstmalig der Versorgungssektor mit dem Entsorgungssektor gekoppelt wurde. Daraus ergeben sich Reduktionspotentiale sowie Handlungsempfehlungen zur Reduktion der Stickstoffflüsse.

2. Methodische Grundlagen

2.1 Grundlagen des Stoffstrommanagements

Das Ziel des aktuellen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz von 1996 war und ist es, die Bedeutung der Vermeidung und Verwertung von Abfall stärker zu betonen. Explizit an erster Stelle wird als Zweck des Gesetzes die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen genannt. Mit der bisherigen Abfallwirtschaft sind die oben genannten Ziele jedoch nicht zu erreichen. Die Perspektive für die Industriegesellschaft auf dem Weg zur Nachhaltigkeit ist ein modernes Stoffstrommanagement, das heißt das zielgerichtete, verantwortliche, ganzheitliche und effiziente Beeinflussen von Stoffströmen oder Stoffsystemen. Damit lassen sich Ansatzpunkte für die Reduzierung des Inputs in unseren Wirtschaftsraum finden, um Ressourcen zu schonen und die Belastung unserer Umwelt zu minimieren.

Die notwendige Vorgehensweise eines aus der Abfallwirtschaft weiterentwickelten Stoffstrommanagements kann analog der aus Produktvergleichen bekannten Ökobilanz erfolgen (Abb. 1). Die einzelnen Schritte sind:

- Zieldefinition:

Der erste Schritt, die Zieldefinition, wird von den Grundsätzen der Agenda 21 „*ökologische Funktionsfähigkeit der Natur, umweltgerechtes, soziales Verhalten, nachhaltige Wirtschaft*“ bestimmt. Daraus werden Umweltqualitätsziele, nämlich bestimmte Zustände und Eigenschaften der Umwelt, und Umwelthandlungsziele zur Erreichung dieser Ziele festgelegt.

- Stoffstrombilanz (Sachbilanz):

Um den Ist-Zustand feststellen zu können, werden zunächst alle umweltrelevanten Stoff- und Energieströme, die mit dem Untersuchungssystem verbunden sind, erfasst, also eine Sachbilanz im Sinne der Ökobilanz durchgeführt.

- Wirkungsabschätzung:

Der dritte Schritt ist die Wirkungsabschätzung, bei der die Wirkungen der quantifizierten Stoffströme ermittelt, bestimmten Wirkungsbereichen zugeordnet und auf eine handliche Anzahl von Kategorien verdichtet werden. Dazu werden entwickelte Umweltindikatorensysteme herangezogen.

– Bewertung:

Bei der Bewertung wird der Ist-Zustand mit dem Soll-Zustand verglichen, das heißt mit den Zielen (Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen), die in wissenschaftlicher und politischer Diskussion festgelegt wurden. Neben ökologischen Aspekten müssen hier aber auch ökonomische und soziale Kriterien berücksichtigt werden.

– Handlungsstrategien:

Aus den Differenzen der Soll-/Ist-Größen ergeben sich dann die Ansatzpunkte für

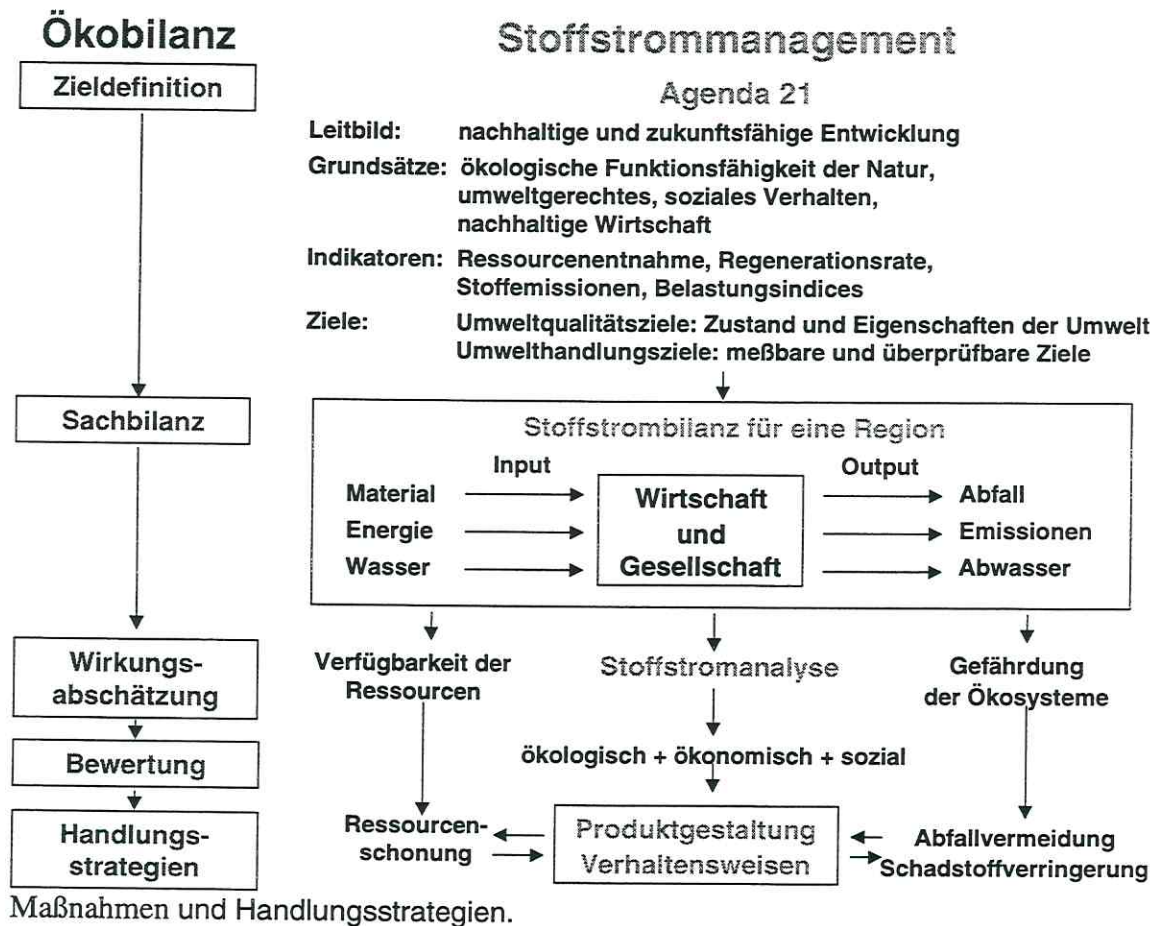


Abb. 1: Stoffstrommanagement für eine Region (Ablaufschema analog einer Ökobilanz)

2.2 Betrachtungsraum und Systemgrenzen

Für die folgende Studie wurde ein einzelner Stoff betrachtet, nämlich der Stickstoff.

Entsprechend der Aufgabenstellung wurde als Betrachtungsraum, der räumlich definiert wird (ATV 1998), Deutschland mit seinen verwaltungsmäßigen Grenzen festgelegt.

Die Systemgrenzen, die funktional – das heißt in Bezug auf die zu lösende Aufgabe – bestimmt sind (ATV 1998), trennen einerseits die Technosphäre (Prozessaggregate von Versorgung, Verbrauch und Entsorgung) von der Ökosphäre (Atmosphäre, Hydrosphäre), andererseits Deutschland vom Ausland.

Die Prozessaggregate wurden so gewählt, dass sie auf dem Pfad des Stickstoffs als Nährstoff liegen und Auswirkungen auf Nahrungs-, Futtermittel, Abwasser, Abfall und die Umwelt haben. Dementsprechend wurden die Prozessaggregate Landwirtschaftsflächen, landwirtschaftliche Tierhaltung, Futtermittel- und Ernährungsindustrie, Haushalt und Kleingewerbe sowie kommunale Abwasser- und Abfallentsorgung gewählt (Abb. 2). Ausgeschlossen wurden die Prozessaggregate Industrie und Verkehr, die Stickoxide aus dem Luftstickstoff bilden. Diese Stickoxide können ebenfalls nach Umwandlung zu Nitrat das Grundwasser belasten. Der Eintrag erfolgt hierbei überwiegend in Landökosystemen und nicht über das Abwasser in die Hydrosphäre. Die Deposition von emittiertem Stickstoff auf landwirtschaftlichen Flächen wird erfasst, nicht erfasst wird dagegen die industrielle Produktion von Stickstoffdünger und deren N-Emissionen.

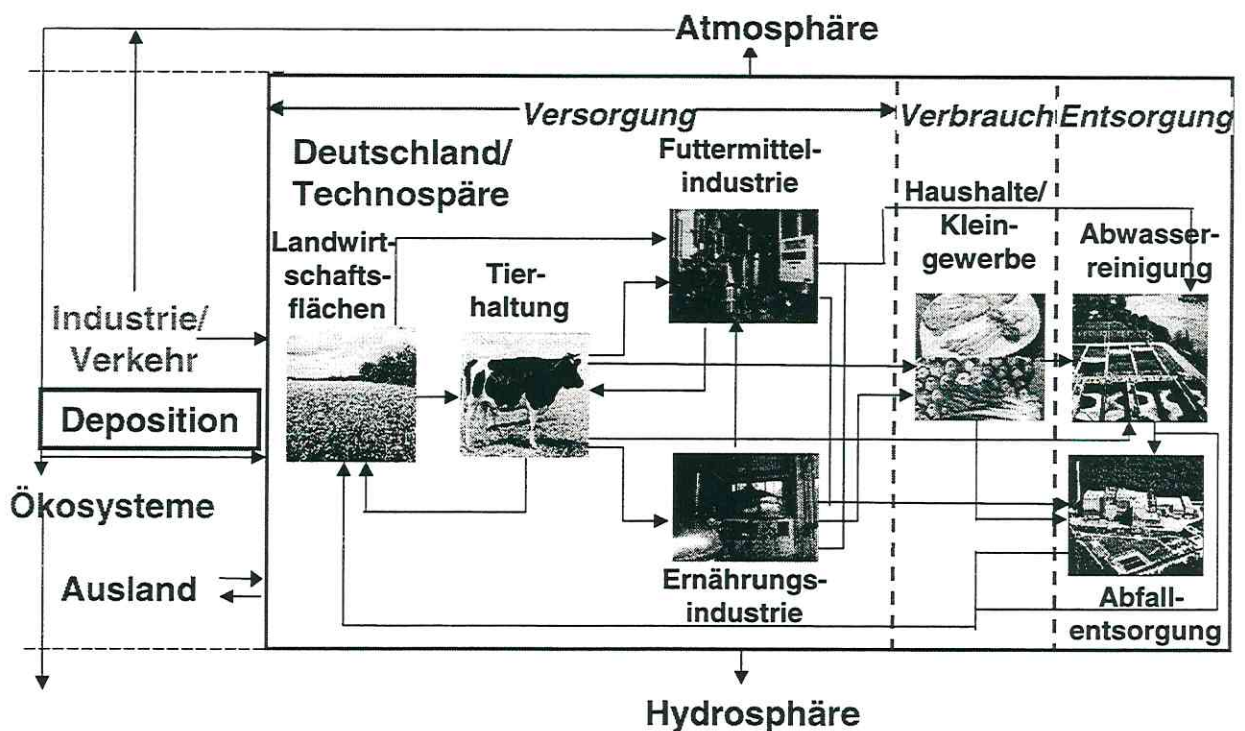


Abb. 2: Betrachtungsraum und Systemgrenzen für die Stickstoffbilanz

2.3 Bilanzgrößen und Bezugsjahr

Als Bilanzgröße ging die Menge an Gesamtstickstoff in Kilo Tonnen (kt/a N) ein. Wo möglich wurde in verschiedenen Stickstoffverbindungen unterschieden, diese aber ebenfalls als Menge an N berechnet und angegeben (kt $\text{NH}_4\text{-N}$, kt $\text{NO}_3\text{-N}$, kt $\text{N}_2\text{O-N}$).

Als Bezugsjahre wurden die Jahre 1995 – 1998 zugrunde gelegt. Für diesen Zeitraum stehen die neuesten Daten aller Stickstoffflüsse und Prozessaggregate zur Verfügung.

2.4 Datenquellen und Berechnungen

Grundsätzlich wurden als Quellen Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes, Statistiken aus dem Jahrbuch des Bundesministeriums für Ernährung-, Landwirtschaft und Forsten, Veröffentlichungen des Umweltbundesamtes, Abwasser- und Abfallbilanzen sowie verschiedene bereits erstellte Stickstoffbilanzen und Forschungsberichte über Stickstoff generell sowie über die einzelnen Prozessaggregate herangezogen. Die einzelnen Daten und Datenquellen sind dem ATV-DVWK Arbeitsbericht (ATV-DVWK 2001) zu entnehmen.

3. Ergebnisse der Stoffflussanalyse und Stickstoffbilanz

Die Stickstoffbilanz ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Strichstärke der dargestellten Stoffflüsse gibt Auskunft über die jeweilige Mengenrelevanz des einzelnen Stoffflusses. Zur Erklärung der in Abb.3 dargestellten Stickstoffbilanz dient die Tabelle 1 mit der Auflistung der einzelnen Stoffflussarten sowie der ermittelten Werte in kt/a. Die mit „*“ gekennzeichneten und kursiv gesetzten Stoffflüsse sind im Rahmen des Bilanzausgleiches berechnet worden.

Betrachtet man die Stickstoffbilanz dieses Gesamtsystems (Abb. 3), so ist grundsätzlich festzustellen, dass die Stoffströme im Versorgungsbereich (Landwirtschaftliche Flächen, Tierhaltung, Futtermittel- und Ernährungsindustrie) wesentlich größer sind als im Verbrauchs- (Haushalte und Kleingewerbe) und Entsorgungsbereich (Kommunale Kläranlagen, Abfallentsorgung).

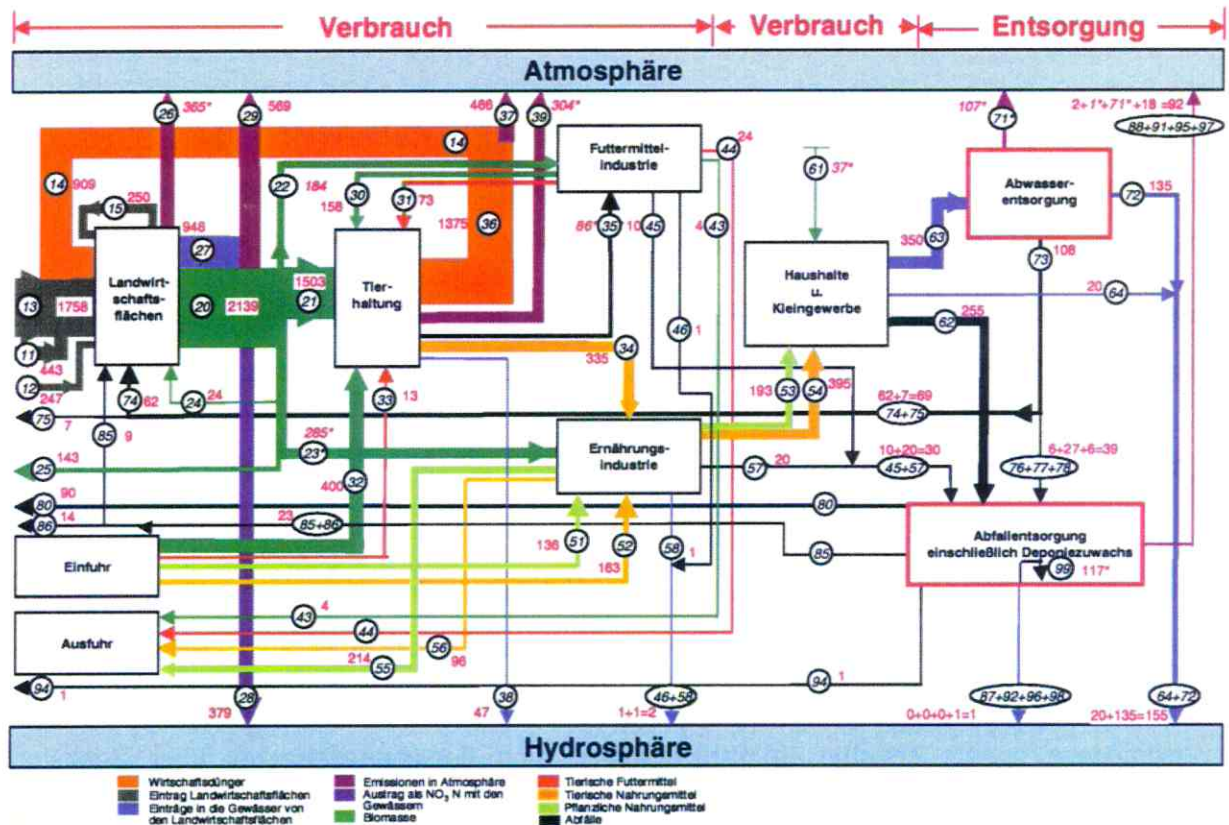


Abb. 3: Stickstoffbilanz in Deutschland in kt/a (Bezugsjahre 1995/1998)

Landwirtschaft – Futtermittel- und Ernährungsindustrie – Abwasser- und Abfallentsorgung

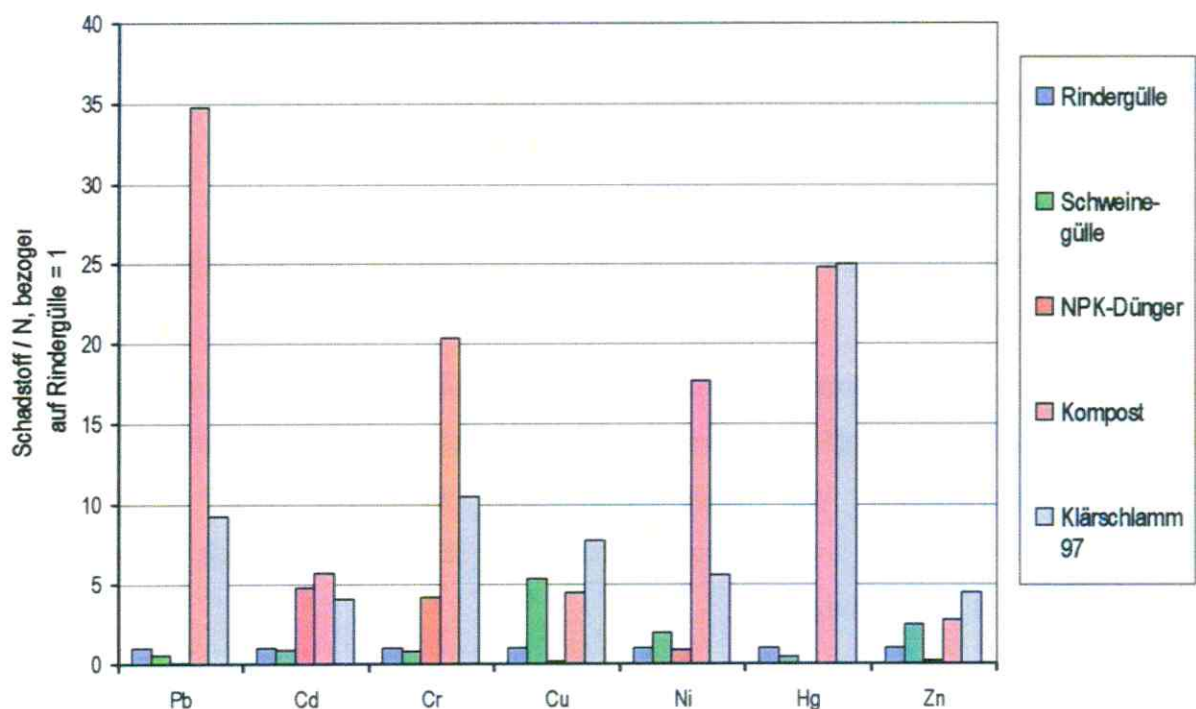


Abb. 4: Relation der spezifischen Schadstoffgehalte (mg Schadstoff/ g N)

bezogen auf die spezifischen Gehalte in Rindergülle

Tabelle 1

Erklärung der Stoffflüsse zu Abbildung 3

Nr.	Art des Stoffflusses	kt/a	Nr.	Art des Stoffflusses	kt/a	Nr.	Art des Stoffflusses	kt/a
11	Trockene und nasse Deposition	443	27	Einträge in die Gewässer und Atmosphäre von den Landwirtschaftsflächen	948	39	Emissionen als N ₂ -, N ₂ O- und NO-N aus der Tierhaltung	304
12	N-Fixierung	247	28	Austrag als NO ₃ -N mit den Gewässern	379	43	Ausfuhr pflanzlicher Futtermittel	4
13	Mineraldünger	1758	29	Emissionen als N ₂ -, N ₂ O- und NO-N aus Drainagezone und Aquifer in die Atmosphäre nach Denitrifikation des Nitrats	569	44	Ausfuhr tierischer Futtermittel	24
14	Wirtschaftsdünger (Gülle und Festmist)	909	30	Produktion pflanzlicher Futtermittel	158	45	Abfall aus der Futtermittelindustrie	10
15	Rückstände geernteter Biomasse (nicht eingehend in die offiziellen Statistiken)	250	31	Produktion tierischer Futtermittel	73	46	Abfluss aus der Futtermittelindustrie	1
20	Geerntete pflanzliche Biomasse auf den Landwirtschaftsflächen	2139	32	Einfuhr pflanzlicher Futtermittel	400	51	Einfuhr pflanzlicher Nahrungsmittel	136
21	Grünfutter für die Tierhaltung (Heu, Stroh, abgeweidete Wiesen etc.)	1503	33	Einfuhr tierischer Futtermittel	13	52	Einfuhr tierischer Nahrungsmittel	163
22	Geerntete pflanzliche Biomasse von den Landwirtschaftsflächen für die Futtermittelherstellung	184	34	Produktion tierischer Nahrungsmittel zur Ernährungsindustrie	335	53	Produktion pflanzlicher Nahrungsmittel	193
23	Geerntete pflanzliche Biomasse von den Landwirtschaftsflächen für die Nahrungsmittelherstellung	285	35	Schlachtabfälle	86	54	Produktion tierischer Nahrungsmittel	395
24	Emteschwund (auf Wegen meist landwirtschaftlicher Flächen verbleibend)	24	36	Gülle und Festmist	1375	55	Ausfuhr pflanzlicher Nahrungsmittel	214
25	Industrielle Verwertung (Saatgut, Ölpflanzen für Biodiesel, -ölgewinnung u. ä.)	143	37	Emissionen als NH ₃ -N aus Gülle und Festmist	466	56	Ausfuhr tierischer Nahrungsmittel	96
26	Emissionen als NH ₃ - oder N ₂ -, N ₂ O- und NO-N von den Landwirtschaftsflächen in die Atmosphäre	365	38	Abfluss aus der Tierhaltung	47	57	Abfall aus der Ernährungsindustrie	20

Nr.	Art des Stoffflusses	kt/a	Nr.	Art des Stoffflusses	kt/a	Nr.	Art des Stoffflusses	kt/a
58	Abfluss aus der Ernährungsindustrie	1	78	Klärschlamm Entsorgung (Deponie)	6	91	Emissionen aus den mechanisch-biologischen Anlagen in die Atmosphäre	1
61	Pflanzen, Dünger, andere Produkte	37	80	Abfallverwertung ohne Bioabfall	90	92	Abfluss aus den mechanisch-biologischen Anlagen	0
62	Siedlungsabfälle	255	81	Abfall zur Ablagerung	133	93	Verbrennungsrückstände zur Ablagerung	1
63	Kommunale Abwässer	350	82	Abfall zu mechanisch-biologischer Behandlung	6	94	Schlacke zur Verwertung als Baumaterial	1
64	Regenwassereinführung	20	83	Abfall zur Verbrennung	70	95	Emissionen aus den Verbrennungsanlagen in die Atmosphäre	72
71	Emissionen aus den kommunalen Kläranlagen in die Atmosphäre (überwiegend als N ₂)	107	84	Abfall zur Kompostierung	25	96	Abfluss aus den Verbrennungsanlagen	0
72	Ablauf aus den kommunalen Kläranlagen	135	85	Kompost für die landwirtschaftliche Verwertung	23	97	Emissionen von Sickerwasserkläranlagen in die Atmosphäre (überw. als N ₂)	18
73	Klärschlamm Entsorgung	108	86	Kompost für die Verwertung im GaLaBau	14	98	Gereinigtes Sickerwasser in die Gewässer	1
74	Klärschlamm zur landwirtschaftlichen Verwertung	62	87	Abfluss aus den Kompostierungsanlagen	0	99	Deponiezuwachs	117
75	Klärschlamm zur Verwertung im GaLaBau	7	88	Emissionen aus den Kompostierungsanlagen in die Atmosphäre	2	43+	Abfall aus der Futtermittel- und Ernährungsindustrie	4+
76	Klärschlammverwertung (Kompostierung)	6	89	Reste aus den mechanisch-biologischen Anlagen zur Verbrennung	3	44+	Abfluss aus der Futtermittel- und Ernährungsindustrie	24+
77	Klärschlamm Entsorgung (Verbrennung)	27	90	Reste aus den mechanisch-biologischen Anlagen zur Ablagerung	2	88+	Emissionen aus der Abfallentsorgung in die Atmosphäre	2+
						91+		1+
						95+		71+
						97		18

Von den Emissionen (Outputs) des Gesamtsystems in die Umwelt (Luft, Boden, Wasser) in Höhe von 2625 kt/a = 100% entfallen

- 2132 kt/a = 81% auf den Versorgungsbereich
(Nr. 26+29+37+39 (Luft) + 28+38+46+58 (Wasser))
- 493 kt/a = 19% auf den Bereich Abwasser- und Abfallentsorgung
(Nr. 71+88+91+95+97 (Luft) + 87+92+96+98+64+72 (Wasser)
+ 75+86+99 (Boden))

Der geringe N-Output im Entsorgungsbereich ist positiv zu beurteilen. Dagegen kommt der hohe N-Input in die Pflanzen- und Tierproduktion nur zu 25% mit den Nahrungsmitteln beim Verbraucher an. Der Stickstoff geht in hohen Mengen aus dem Versorgungsbereich in die Umwelt (Atmosphäre und Hydrosphäre) verloren.

In die Oberflächengewässer gelangen insgesamt 584 kt N /a, die sich wie folgt aufteilen:

- 426 kt N /a (73%) aus der Landwirtschaft (Nr. 28+38),
- 2 kt N /a (0,3 %) aus der Futtermittel-/Ernährungsindustrie (Nr. 46+58),
- 155 kt N /a (26,5%) aus der Abwasserentsorgung (Nr. 64+72) sowie
- 1 kt N /a (0,2 %) aus der Abfallentsorgung (Nr. 87+92+96+98).

Betrachtet man den gesamten Eintrag von N in die Pedo-Hydrosphäre (unter Einbeziehung des bewirtschafteten Bodens), so liegt der Gesamteintrag bei 1153 kt/a. An diesem Eintrag hat die Landwirtschaft einen Anteil von 995 kt/a (86%) und die Abwasserbehandlung einen Anteil von 13%. Diese Angaben sind in ihrer Größenordnung verlässlich belegt. Schwierig zu beurteilen ist der Verbleib der aus den landwirtschaftlichen Flächen in den Boden ausgewaschenen 948 kt/a. Beobachtungen weisen darauf hin, dass ein Großteil des N-Eintrags in Böden und Gewässer zu Nitrat umgewandelt und dann denitrifiziert und als N₂-, N₂O- und NO-N in die Atmosphäre gelangt.

Für die im Inland erzeugten biotischen Nahrungs- und Futtermittel (357 kt N: Nr.43+44+55+56+53+54+25-32-33-51-52) wird eine rund achtfach höhere Inputmenge aufgewandt mit der Folge, dass dieser Überschuss in die Umwelt eingetragen wird (Tab. 2).

Tabelle 2

Input- und Outputbilanz des Versorgungsbereichs (Landwirtschaftsflächen,
Tierhaltung, Futtermittel-/Ernährungsindustrie, einschließlich Ein- und Ausfuhren)

Input		Menge		Output		Menge	
		kt/a	%			kt/a	%
11+12	Luft	690	21	26+29+37+39	Luft	1514	47
13	Mineraldünger	1758	55	28+38+46+58	Gewässer	618	19
74+85	Klärschlamm/ Kompost	71	2	45+57	Abfall	30	1
32+33	Einfuhr Futtermittel	413	13	43+44	Ausfuhr Futtermittel	28	1
51+52	Einfuhr Nahrungsmittel	299	9	55+56	Ausfuhr Nahrungsmittel	310	9
				53+54	Nahrungsmittel (Inland)	588	18
				25	Industrielle Verwertung	143	4
Gesamt		3231	100	Gesamt		3231	100

Rein rechnerisch würde schon der N-Input aus der Luft durch Deposition und N-Fixierung mit 21% den Produktionsausstoß von Δ 10% um das Zweifache überschreiten. Die 55% Stickstoff aus den Mineraldüngern machen den größten Teil des Überschusses aus.

Der geringe stoffliche Wirkungsgrad des Versorgungsbereichs wird dadurch deutlich, dass insgesamt 66% des N-Outputs in die Umwelt, in die Hydro- und Atmosphäre, entweichen.

In Tabelle 3 sind die N-Inputs und N-Outputs des Sektors „Landwirtschaftliche Flächen“ mit der trockenen und nassen Deposition dargestellt.

Stoffflüsse im Sektor Landwirtschaftsflächen

Die größten Inputs der Flächen kommen durch den Einsatz von Mineraldünger und Wirtschaftsdünger zustande (48% bzw. 25% des Prozessinputs). Diese Angaben sind statistisch gut abgesichert. An dritter Stelle steht bereits die Deposition (12%), berechnet nach der Methodik von Bach et al. (1997) (s. Anhang ATV-DVWK 2001), der für die N-Deposition aus außerlandwirtschaftlichen Quellen auf landwirtschaftliche Flächen 10 kg/ha schätzte sowie für die N-Deposition aus der Landwirtschaft auf landwirtschaftliche Flächen flächenanteilmäßig (53,8% der gesamtdeutschen Fläche) die N-Verluste aus dem Wirtschaftsdünger (37) ansetzte. Russow (2000) geht aufgrund seiner Untersuchungen sogar von 45 kg/ha landwirtschaftliche Fläche aus, was rund 714 kt N/a entspricht.

Auf der Output-Seite ist die Menge der geernteten Biomasse statistisch gut abgesichert. Hinsichtlich der N-Gehalte der verschiedenen Erntegüter erscheint die Größenordnung des N-Austrages valide, doch bleibt unklar, inwieweit die N-Gehalte der verschiedenen Produkte sich im Laufe der Zeit - ev. durch unterschiedliche Anbauweisen - verändert haben.

Wesentlich unsicherer ist jedoch die Hochrechnung der Emissionen in die Umwelt, da hierzu nur Ergebnisse punktueller Messungen von Referenzflächen vorliegen, die auf die Gesamtfläche übertragen werden müssen. Die Größenordnung der letzteren wird deshalb zum Bilanzausgleich verwendet. Die oben genannte größere N-Deposition von $\Delta 271 \text{ kt N/a}$ nach Russow (2000) würde deshalb zu einer höheren Emission von N in die Atmosphäre um diesen Betrag führen.

Von dem in den Boden ausgewaschenen Anteil wird nach Isermann & Isermann (1999) rund 60% durch Denitrifikation dem Grundwasser entzogen und entweicht als NO, N₂O oder N₂ in die Atmosphäre. Der Fachausschuss ist hierin einer Experteneinschätzung gefolgt, sieht jedoch weiteren Klärungsbedarf zur Validierung dieser Größenordnung und ihrer Gültigkeit für die gesamte landwirtschaftliche Fläche in Deutschland.

Insgesamt gehen nur 65% des von anderen Prozessen bezogenen Stickstoffs in das Erntegut ein, während 35% an die Umwelt verloren gehen. Dies gibt die N-Effizienz der Pflanzenproduktion an.

4. Kernaussagen und Maßnahmenvorschläge

Aus den genannten Ergebnissen lassen sich folgende Kernaussagen und Maßnahmen ableiten:

1. Der übermäßige Einsatz von Mineral- und Wirtschaftsdünger führt zu erheblichen Emissionen in die Atmosphäre und Hydrosphäre. Die Emissionen erfolgen zum größten Teil in der Landwirtschaft und zum geringen Teil über die Abwasserbehandlung.
2. Im Bereich der landwirtschaftlichen Flächenbewirtschaftung sind Verbesserungen durch die Reduzierung des Inputs und durch Effizienzsteigerungen zu erreichen. Als Maßnahmen werden vorgeschlagen:
 - Optimierung des Mineraldüngereinsatzes
 - Stärkere Ausnutzung der Wirtschaftsdünger
3. Im Bereich der Tierhaltung sind folgende Maßnahmen zielführend:
 - Reduzierung der Besatzdichten/-mengen
 - Technische Emissionsminderung bei der Gewinnung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

4. Reduzierung des Verbrauchs an tierischen Produkten in der menschlichen Ernährung (bisher Verdoppelung in den letzten 50 Jahren)

Diese Maßnahmen wurden bereits von der Umweltministerkonferenz (1997) im Stickstoffminderungsprogramm benannt und sind vom Bundesministerium für Umwelt im Entwurf des Umweltpolitischen Schwerpunktprogramms (1998) weiterkonkretisiert worden. Schritte zur Umsetzung wurden jedoch bisher nicht unternommen.

Die vorliegenden Ergebnisse zur bilanzmäßigen Erfassung wesentlicher Stickstoffflüsse in Deutschland unterstreichen die Notwendigkeit einer baldigen Umsetzung. Nach Auffassung des ATV-DVWK Fachausschusses ist es höchste Zeit, die erforderlichen politischen Beschlüsse zu fassen und Übereinkünfte für die Umsetzung zu treffen.

Die Stoffflüsse im Bereich Entsorgung sind dagegen verhältnismäßig gering, aber insbesondere im Abwasserbereich noch verbesserungsbedürftig.

5. Eine verbesserte Kreislaufschließung der Stickstoffflüsse kann zum einen über die Rückführung von Stickstoff im kommunalen Abwasser erfolgen:

- Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung
- Abwasserrückführung
- Dezentrale und semizentrale Systeme der Erfassung und Rückführung von Abwasserkonzentraten

6. Im Bereich der Abfallentsorgung können geeignete organische Abfälle, insbesondere Komposte, auf (landwirtschaftlichen) Böden rezykliert werden.

Bei allen Systemen der Rückführung von Stoffen sind jedoch die Anforderungen des Bodenschutzes und der Hygiene zu beachten.

Insbesondere für die Frage der Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern spielen neben dem Stickstoff auch die anderen Nährstoffflüsse sowie die Schadstoffkonzentrationen bzw. die relativen Konzentrationen (mg Schadstoff / kg Nährstoff) unterschiedlicher Düngestoffe eine wesentliche Rolle. Die Schaden-/ Nutzenrelation als spezifischer Schadstoffgehalt (z. B. mg/g N) liegt bei Klärschlamm und Kompost durchgehend höher als bei Gülle (mit Ausnahme von Cu in der Schweinegülle). Setzt man den spezifischen Gehalt bei Rindergülle jeweils gleich 1, so erkennt man bei Klärschlamm und Kompost besonders hinsichtlich Blei und Quecksilber gegenüber der Rindergülle hohe Relationen von Schadstoff zu Nährstoff (Abb. 4).

Obwohl alle Schadstoffgehalte im Kompost mg Schadstoff / kg TS geringere Konzentrationen aufweisen, liegt wegen der geringeren N- bzw. P-Gehalte als im Klärschlamm die Relation Schadstoff / Nährstoff bei Pb, Ni und Cr im Kompost ungünstiger als beim Klärschlamm. Berücksichtigt man die aktuellen ausgebrachten Mengen an Mineraldünger, Gülle sowie Klärschlamm und Kompost (Abb. 3), so sind die momentanen Gesamtfrachten an Schwermetallen auf landwirtschaftliche Böden jedoch durch Wirtschaftsdünger und Gülle wesentlich höher als von Klärschlamm und Kompost.

Als Strategie für einen langfristigen Bodenschutz und die nachhaltige Verwertung von Klärschlamm und Kompost müssen die Grenzwerte für die Sekundärrohstoffdünger selbst (Konzentrationen und Aufbringungsfrachten) und die Bodengrenzwerte eingehalten sowie der Eintrag von Schadstoffen in die Sekundärrohstoffdünger weiter vermindert werden.

Dabei müssen auch die aktuellen Fachdiskussionen über weiter zu beachtende Schadstoffe (Xenobiotika, Antibiotika, Pathogene etc.) beachtet werden.

5. Resümee und Ausblick

Die vorliegenden Ergebnisse zur bilanzmäßigen Erfassung wesentlicher Stickstoffflüsse in Deutschland unterstreichen die Notwendigkeit, den Einsatz von Mineraldüngern, die gegenwärtig den Hauptinput in die Landwirtschaft ausmachen, im Sinne ihrer Optimierung deutlich zu verringern, wenn die Größenordnung des Eintrags von Stickstoff in die Umwelt entsprechend der bestehenden Zielwerte vermindert werden soll. Die Anwendung von entsprechenden Anreizinstrumenten zur wirksamen Optimierung und demzufolge hinreichenden Verminderung des Einsatzes von Primärrohstoffdüngern wird daher auch in der vorliegenden Studie unterstützt.

Eine grundlegende Verbesserung der Situation wäre dann zu erwarten, wenn eine nachhaltige Landwirtschaft betrieben würde. Dadurch könnten mehrere stoffflussbedingte Problembereiche gelöst werden. Der Einsatz von N-Mineraldüngern würde durch Gründüngung, d. h. die Optimierung der N-Fixierung, ersetzt. Damit könnte der Hauptausröser des N-Eintrages in die Gewässer vermieden werden. Die Tierhaltung würde in flächenangepasster Form erfolgen. Dadurch würde der Eintrag von N ins Grundwasser durch lokalkonzentrierte Gülleausbringung deutlich reduziert. Ebenfalls vermindert würden sehr wahrscheinlich die Emissionen von gasförmigen N-Verbindungen.

Damit kommt der Förderung der nachhaltigen Landwirtschaft eine zentrale Bedeutung für die Verminderung des N-Eintrages in die Umwelt zu. Wesentliche Voraussetzungen für eine nachhaltige Gestaltung der stofflichen Ver- und Entsorgung wäre damit gegeben. Gleichwohl müssten langfristig auch Kriterien des nachhaltigen Landbaus weiter entwickelt werden, um die Rückführung von Nährstoffen aus dem Siedlungsbereich zu ermöglichen (z. B. durch schadstoffarme Nährstoffbrühen aus der semizentralen Co-Vergärung von Siedlungsbioabfällen und Fäkalien). Dies erscheint künftig z. B. im Hinblick auf die Phosphatversorgung wichtig.

Aus der vorliegenden Stickstoffbilanz des betrachteten Systems und der vorgeschlagenen Maßnahmen ist abzuleiten, dass nur durch eine nachhaltige Gestaltung der Agrar-, Ernährung- und Umweltpolitik und der Formulierung entsprechender rechtlicher Rahmenbedingungen eine hinreichende Belastung der Umwelt erreicht werden kann. Das bedeutet, dass es zu sektorübergreifenden Kooperationen und Strategien kommen muss, wie es bisher bereits z. B. die Stadtwerke München oder das Wassergut Cannitz praktizieren, die in ihren jeweiligen Wassereinzugsgebieten eine ökologische Landwirtschaft und eine naturnahe Forstwirtschaft in Zusammenarbeit mit den dortigen Landnutzern betreiben, oder wie es bei einem zukünftigen Flussgebietsmanagement im Rahmen der aktuellen Wasserrahmen-Richtlinie gefordert wird.

6. Literatur

ATV Fachausschuss 3.9 „Stoffflüsse“ (Bringezu, S.; Doedens, H.; Faulstich, M.; Gallenkemper, B.; Reiche, J.; van Wickeren, P.); 1998: Kommunales Stoffstrommanagement. Stoff- und Energieflussanalysen als weiterführende Planungsgrundlage. ATV-Arbeitsbericht. Hrsg. Vereinigung für Abwasser, Abfall und Gewässerschutz e. V., GFA, Hennef, 1-72.

ATV-DVWK Fachausschuss FA 9 „Stoffflüsse“ (Bringezu, S.; Doedens, H.; Faulstich, M.; Gallenkemper, B.; Koch, M.; Reiche, J.; Weber-Blaschke, G.; Werner, M.; van Wickeren, P.); 2001: Stickstoffbilanz in Deutschland. Landwirtschaft – Futtermittel- und Ernährungsindustrie – Abwasser- und Abfallentsorgung. Bezugsjahre 1995/1998. Arbeitsbericht des ATV-DVWK. Hrsg. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., GFA Hennef, 1-85.

- Bach, M.; Frede, H.G.; Lang, G.; 1997: Handbuch N-, P-, K-Bilanzierung. Berechnung der nationalen Sektor-, Flächen- und Stallbilanz nach PARCOM-Richtlinie für die Elemente Stickstoff, Phosphor und Kalium für die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; 1998: Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. Bonn.
- Isermann, K.; Isermann, R.; 1999: Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxiden. AFZ/ Der Wald , Heft 6, 302-307.
- Russow, R.; 2000: Mündliche Mitteilung beim ATV-Workshop „Strategie eines nachhaltigen Stickstoffmanagements – Input- und Output-Optimierung“ am 22. März 2002 in Hennef.
- UMK Arbeitsgruppe aus Vertretern der Umwelt- und Agrarministerkonferenz; 1997: Stickstoffminderungsprogramm. NNA-Berichte, 10. Jg., Heft 4, 1-51.

Flächendeckende Kartierung der Gesamtdosition von Stickstoff in Deutschland

*Thomas Gauger,
Institut für Navigation, Universität Stuttgart (INS)*

Einleitung

Die flächendeckende Kartierung der Gesamtdosition von Stickstoff in Deutschland erfolgt im Rahmen der Kartierung des Gesamteintrags eutrophierender und versauernd wirkender Luftschadstoffe nach dem Critical Load Ansatz. Das Konzept der Critical Levels & Loads basiert auf Belastungs-Wirkungs-Beziehungen, ökologische Grenzen der Belastbarkeit werden formuliert. Seine Anwendung auf nationaler und internationaler Ebene beinhaltet umfangreiche Kartierungsprogramme, mit deren Hilfe die Belastungen durch und Wirkungen von Luftverunreinigungen räumlich beschrieben werden. Aktuelle Datensätze der Gesamtdosition in Deutschland, die am Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes zusammengestellt werden, liegen gegenwärtig für die Jahre 1990 bis 1999 vor.

Rahmen und Inhalte des Forschungsvorhabens

Am Institut für Navigation wird gegenwärtig im Auftrag des Umweltbundesamtes das Forschungsvorhaben „Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels“ abschließend bearbeitet (BMU/UBA FE-Nr. 299 42 210). Projekthinhalte sind die bundesweite Datenerfassung, -aufbereitung und kartographische Darstellung der Immissionsbelastung und die Berechnung der Überschreitung der kritischen Luftschadstoffkonzentrationen - Critical Levels - sowie die Erfassung der Depositionsfrachten atmosphärischer Schadstoffe in verschiedene Ökosysteme. Karten der Depositionsfrachten dienen als Input zur Berechnung der Überschreitung der kritischen Eintragsraten - Critical Loads - in Deutschland. Die Ergebnisse dieses Forschungsvorhabens werden in enger Kooperation mit der Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH (ÖKO-DATA) in Strausberg, der Netherlands Energy Research Foundation (ECN) in Petten, Niederlande und der Netherlands Organization for Applied Scientific Research, Institute of

Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation (TNO-MEP), Apeldoorn, Niederlande, erarbeitet und fließen als nationaler Beitrag in die gesamteuropäische Kartierung von Critical Levels & Loads ein (Details hierzu in NAGEL UND GREGOR 1999).¹

Die Entstehung (Emission), Verfrachtung, Umwandlung in der Atmosphäre und Verbleib der Luftschadstoffe als Schadstoffgehalt in der Atmosphäre (Immission) sowie das Entfernen der Stofffracht aus der Atmosphäre (Gesamtdeposition) durch Auswaschen mit dem Regenniederschlag (**nasse Deposition**), oder durch trockenen Eintrag von Partikeln und Gasen auf und in Pflanzen und andere Oberflächen (**trockene Deposition**) sowie Interzeption der in Wolkenwassertropfen gebundenen Stoffgehalte an Rezeptoroberflächen (**feuchte Deposition**) sind prinzipiell messbare Größen. In umfangreichen Messnetzen in Deutschland wird die Nassdeposition routinemäßig ermittelt. Die Messung der trockenen und der feuchten Deposition erfordert dagegen wesentlich aufwendigere mikrometeorologische Messungen, die nur an sehr wenigen einzelnen Untersuchungsgebieten in Deutschland durchgeführt werden können. Um flächendeckende und kontinuierliche Aussagen über die trockene und feuchte Deposition zu erarbeiten, bieten sich deshalb Inferentialmodelle an, die diese beiden Depositionsflüsse mit Hilfe von Schadstoffausbreitungs- und Widerstandsmodellen aus Emissions-, bzw. Immissions- und meteorologischen Daten ableiten. Innerhalb des genannten Forschungsprojektes werden auf der Datengrundlage der verfügbaren Mess- und Modelldaten flächendeckende Karten der wirkungsrelevanten Luftschadstoffe in Deutschland erstellt (SPRANGER ET AL. 1999). Die Kartierung dient der Ermittlung der regional differenzierten jährlichen gesamten luftbürtigen Schadstoffdosis, der die verschiedenen Ökosysteme ausgesetzt sind, und der Bestimmung der Überschreitung der Critical Loads und Critical Levels der betrachteten Ökosysteme (s. Abb. 1).

¹ Das Konzept der Critical Levels und Critical Loads wurde für das europäische Luftreinhalteabkommen der UN-Wirtschaftskommission (UN-ECE) entwickelt. Sowohl das nationale als auch das gesamteuropäische Kartierungsprogramm gemäß dem Critical Levels und Critical Loads Konzept dient als ökologisch begründetes Instrument der Steuerung und Erfolgskontrolle von Emissionsminderungsmaßnahmen (GREGOR 1999; SMIAITEK ET AL. 1995). Die Erarbeitung der Kartierungsverfahren und die Festlegung der Belastungsgrenzen wird innerhalb des Rahmens des Genfer Luftreinhalteübereinkommens (UN-ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, Genf 1979) von der Arbeitsgruppe „Wirkungen“ (Working Group on Effects) wahrgenommen und der UN-ECE Sonderarbeitsgruppe „Kartierung“ (ICP Task Force on Modelling and Mapping), denen die Bundesrepublik Deutschland, vertreten durch das Umweltbundesamt, vorsitzt (NAGEL UND GREGOR 1999). Das international abgestimmte Kartierungsverfahren ist in der zur Zeit gültigen Fassung als Methodenleitfaden veröffentlicht (UMWELTBUNDESAMT 1996). Eine Fortschreibung der eingesetzten Methodik entsprechend neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse, iterativer Neubewertung des Wissens sowie durch Fortschritte innerhalb des praktisch erprobten Kartierungsverfahrens selbst, ist wesentlicher Bestandteil der Vorgehensweise innerhalb des Critical Levels und Critical Loads Ansatzes (GREGOR 1999).

Critical Levels sind die quantitative Abschätzung der Konzentration von Schadstoffen in der Atmosphäre (Immission), oberhalb derer direkte Schadeffekte an Rezeptoren (Menschen, Pflanzen, Tiere, Ökosysteme, Materialien) nach derzeitigem Wissen zu erwarten sind.

Critical Loads sind die quantitative Abschätzung der Deposition eines oder mehrerer Schadstoffe, unterhalb derer nach bisherigem Wissen keine schädigenden Wirkungen an spezifizierten Rezeptoren nachweisbar sind (UMWELTBUNDESAMT 1996; NAGEL UND GREGOR 1999).

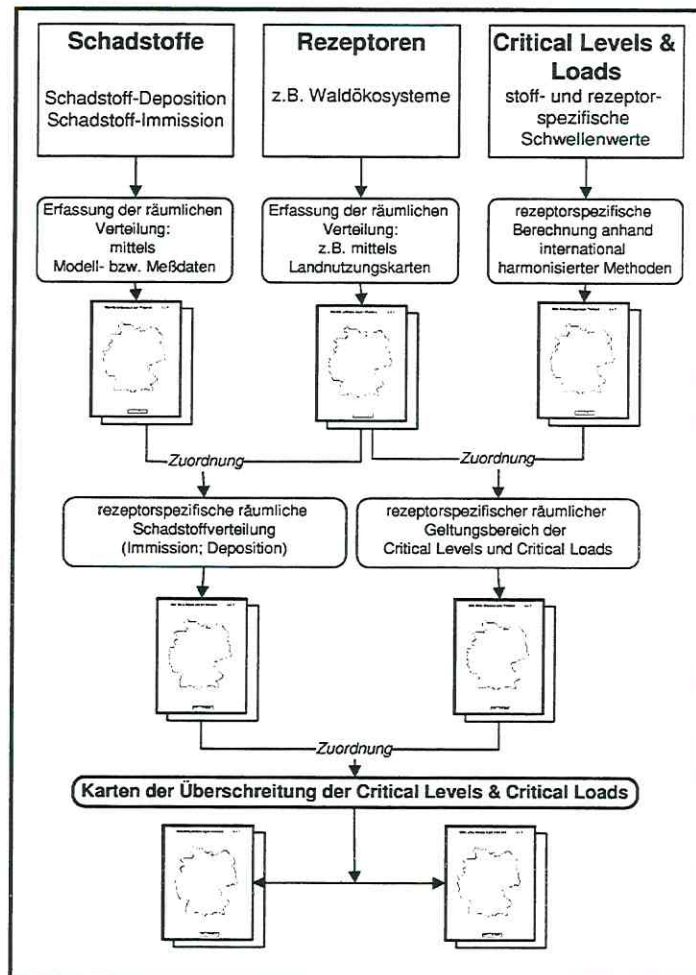


Abb. 1: Prinzip der Kartierung der Critical Levels, Critical Loads und deren Überschreitungen durch Luftschadstoffe in Deutschland

Depositionskartierung

Zur flächendeckenden Bestimmung des Eintrags von Luftschadstoffen in Ökosysteme sind hinreichende Informationen sowohl der räumlichen Variabilität der Deposition als auch über die Rezeptoren bzw. Ökosysteme und ihre räumliche Verteilung erforderlich. Der Eintrag über drei Depositionspfade bestimmt die in den Rezeptor eingetragene Gesamtdeposition: (1) die nasse Deposition von aus der Atmosphäre mit dem Niederschlag (als Regen, Schnee etc.) ausgewaschener Luftinhaltsstoffe (2) die trockene Deposition von Gasen und Partikeln und (3) die feuchte Deposition der Inhaltsstoffe von Nebel- und Wolkentröpfchen, die auf die Rezeptoroberfläche gelangen. Der Beitrag der einzelnen Depositionsflüsse zur Gesamtdeposition an einem bestimmten Ort variiert entsprechend der Stoffkonzentration der Umgebungsluft, der Charakteristik meteorologischer Parameter (Luftfeuchtigkeit, Wind-

richtungen und -geschwindigkeiten, Niederschlagsmenge, -häufigkeit und -intensität etc.), der Höhe und Exposition der Landoberfläche und den Eigenschaften der Rezeptoroberflächen. Bei der Depositionskartierung wird ein kombinierter Ansatz verfolgt, der sich an den drei genannten Depositionspfaden orientiert. Das methodische Vorgehen ist dabei wesentlich mit der Verfügbarkeit flächenhafter Datensätze in hinreichender zeitlicher und räumlicher Auflösung verknüpft.

Der Eintrag nass deponierter Regeninhaltsstoffe ist unabhängig von der Rezeptoroberfläche. Als Datenbasis der Kartierung der nassen Deposition werden Punktmessdaten des Depositionsmonitoring verwendet, die in den verschiedenen lokalen, regionalen und überregionalen Messnetzen in Deutschland kontinuierlich oder in Messkampagnen ermittelt werden. Anzahl und räumliche Verteilung der verfügbaren Monitoringdaten der Freilanddeposition etwa der letzten 15 Jahre sind hinreichend für eine flächenhafte Interpolation. Die Einbindung flächenhafter Modelldaten des Jahresniederschlags (Niederschlagskarten des DWD) ist außerdem für eine ausreichende räumliche Differenzierung erforderlich (GAUGER ET AL. 1997, 2000, 2002).

Der trocken deponierte Anteil der Gesamtdeposition wird mittels der Inferentialmodelle IDEM (Integrated Deposition Model) und EUTREND (NH_x) berechnet. In IDEM wird flächenhaft der rezeptorspezifische Eintrag der bestimmten Luftinhaltsstoffe mit der trockenen Deposition aus Immissionskonzentrationen und Depositionsgeschwindigkeiten abgeleitet. Standard Input der berücksichtigten oxidierten Stickstoffkomponenten NO -, NO_2 -, NO_3 - und HNO_3 -Immissionen sind Long-range transport (LRT) Modelldaten, wie sie mit dem EMEP-Lagrange-Modell für die Jahre bis 1996 in einer Auflösung von 6 Stunden im $150 \times 150 \text{ km}^2$ Raster modelliert wurden, bzw. ab 1996 entsprechende Daten DEM/DEOM (Danish Eulerian Operational Model) des dänischen NERI (National Environmental Research Institute) in einer Rasterauflösung von $0,5^\circ \times 0,5^\circ$. Das EUTREND Modell liefert Immissionskonzentrationen für die reduzierten Stickstoffkomponenten NH_3 und NH_4 basierend auf CORINAIR Emissionen auf Landkreisbasis in Deutschland, die vom Institut für Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart erzeugt, und vom Umweltbundesamt in Berlin zur Verfügung gestellt wurden. Die Zuordnung des räumlichen Rezeptorbezugs geschieht unter Verwendung der CORINE Land Cover Landnutzungskarte für die 6 Landnutzungsklassen (1) Bebaute Flächen, (2) Landwirtschaftliche Flächen, (3) Laubwälder, (4) Nadelwälder, (5) Mischwälder und (6) Binnenwasserflächen in einer Rasterauflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$.

Eine flächenhafte Erfassung der feuchten Deposition ist durch die zusätzliche Berechnung von Wolkenwassergehalten, die Bestimmung von Wolkenbedeckung und -höhe sowie Depositionsgeschwindigkeiten in den kombinierten Kartierungsansatz integriert. Die notwendigen Berechnungen dieser Eingangsdaten erfolgte innerhalb dieses Projektes beim ECN in Petten, Niederlande (GAUGER ET AL. 2002). Ein nennenswerter stofflicher Eintrag über Nebel- und Wolkentröpfchen besteht in Gebirgslagen. Die Berechnung der feuchten Deposition erfolgt für ca. 40% der Fläche Deutschlands oberhalb einer Meereshöhe von 250m (BLEEKER ET AL. 2000, GAUGER ET AL. 2002).

Die Ergebnisse der Kartierung werden zu Jahressummen aggregiert. Der aktuelle Kartierungszeitraum sind die Jahre 1990 bis 1999. Die Datensätze der trockenen Deposition werden mit denen der nassen und feuchten Deposition additiv zur Gesamtdeposition verschnitten. Diese Karten stellen für jeden der betrachteten Schadstoffe die Belastung rezeptorspezifisch und räumlich differenziert dar (SPRANGER ET AL. 1999). Zu den primären Zielen der aktuellen Kartierungsarbeiten gehören die Berechnung und graphische Darstellung der Gesamtdepositionsfrachten (Deposition Loads) der versauernd und eutrophierend wirkenden Luftinhaltsstoffe.

Kartierung der Nassdeposition

In Abb. 2 ist der Ablauf der Kartierung der nassen Deposition von Luftschadstoffen in Deutschland dargestellt.

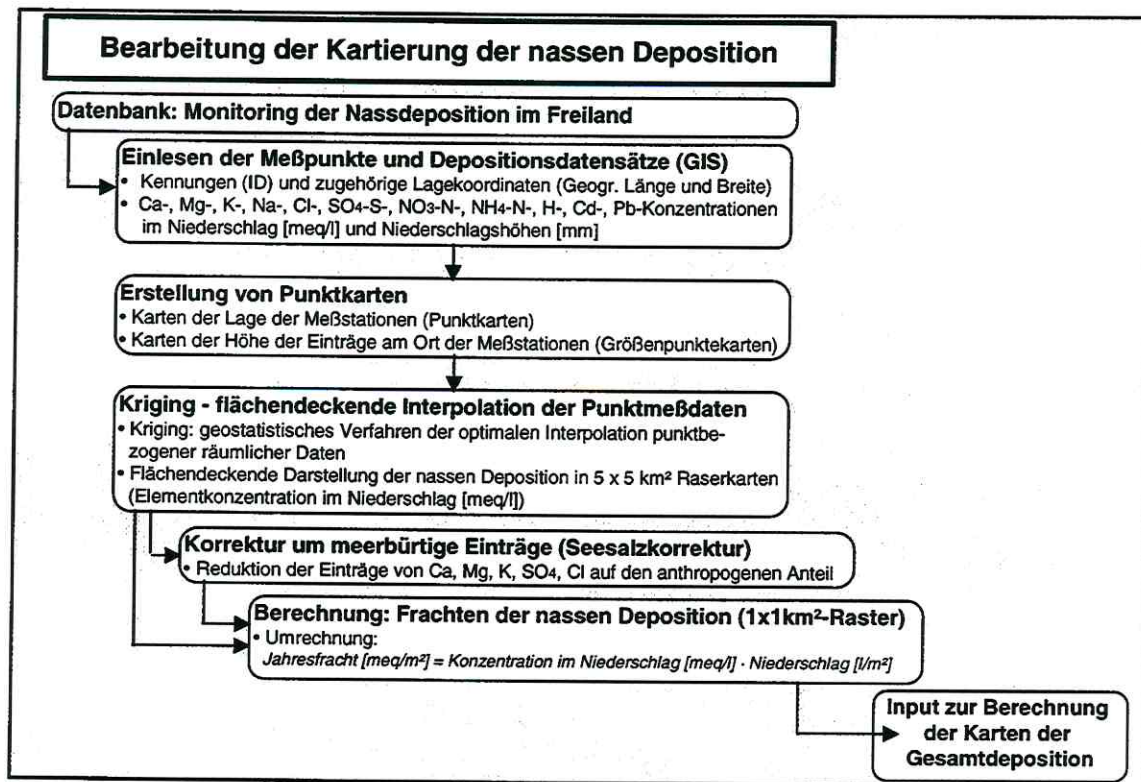


Abb. 2: Ablauf der Bearbeitung der Kartierung der nassen Deposition

Als Basisdaten der nassen Deposition dienen ausschließlich Messdaten, die in den bestehenden Messnetzen mittels im Freiland aufgestellter Niederschlagssammlergefäße kontinuierlich ermittelt werden (GAUGER ET AL. 1997, 2000, 2002). Die Analysendaten der mit dem Niederschlag aus der Atmosphäre eingetragenen Luftschadstoffe liegen als Jahressumme der jeweiligen Stoffkonzentration im Niederschlag vor (Depositionsdatensatz). Die Lage jedes einzelnen Messpunktes ist in geographischen Koordinaten erfasst. Nach dem Einlesen der Datensätze können Größenpunktekarten erstellt werden. Sie geben einen Überblick der Lage und Eintragshöhe an den einzelnen Messstationen. Gemeinsam mit einer statistischen Analyse lassen sich mit Hilfe dieser Karte Ausreißer (unverhältnismäßig hohe oder niedrige Messwerte) in ihrem regionalen Kontext analysieren und gegebenenfalls aus dem Datensatz eliminieren.

Die Interpolation der Messdaten erfolgt mittels Kriging, einem geostatistischen Verfahren der optimalen flächenhaften Schätzung aus punktbezogenen räumlichen Daten. Das Ergebnis ist die flächendeckende Darstellung der niederschlagsgewichteten Stoffkonzentration im Niederschlag (in eq/l·a) in einer Rasterkarte mit 5x5km² Auflösung.

Die Berechnung von Depositionsfrachten (flächenbezogener Eintrag in eq/ha·a) geschieht durch Multiplikation der interpolierten Konzentration im Niederschlag mit dem

Jahresniederschlag. Für die Niederschlagshöhen liegen Niederschlagskarten vor, die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) auf der Basis des engmaschigen Niederschlagsmessnetzes unter Berücksichtigung topographischer Effekte modelliert werden (MÜLLER-WESTERMEIER, 1995). Das Ergebnis der Verschneidung dieser beiden Karten ist die räumlich differenzierte Karte des Eintrags mit der nassen Deposition in einer Rasterauflösung von 1x1km².

Abb. 3 zeigt die Nassdeposition von Gesamtstickstoff (N = NO₃-N + NH₄-N) der Jahre 1990-1999.

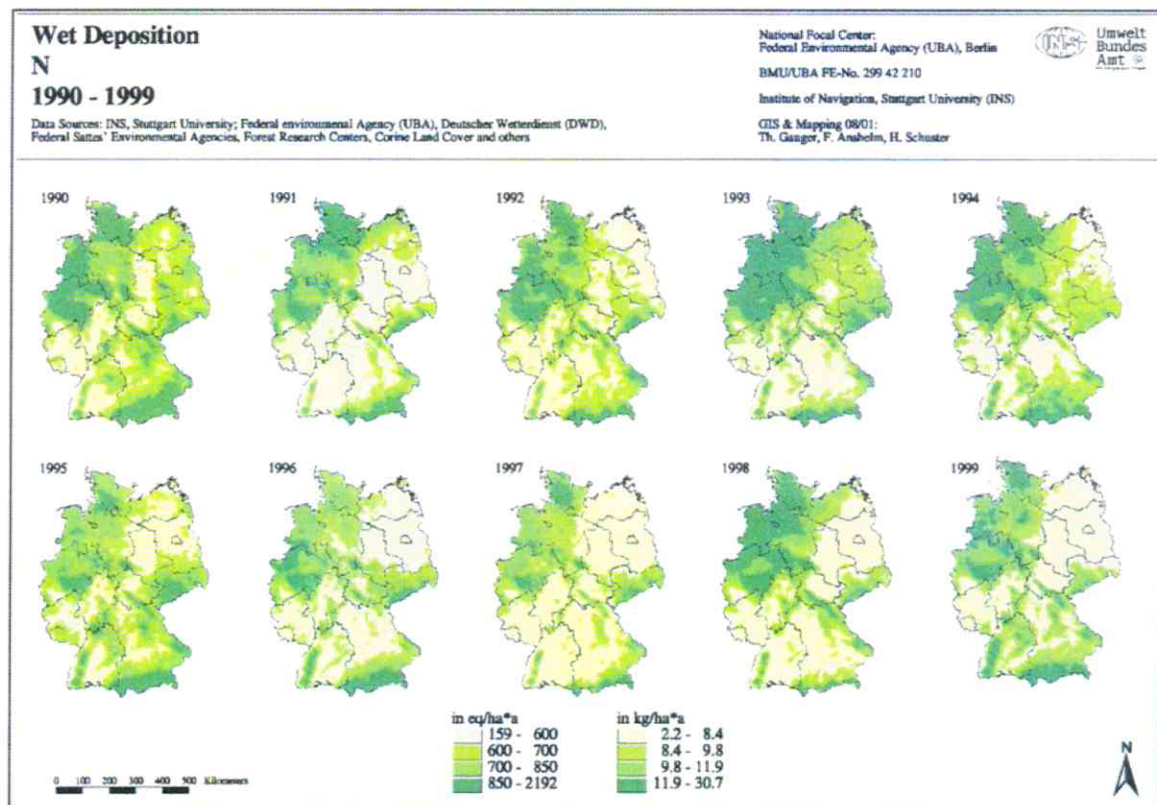


Abb. 3: Nasse Deposition von Gesamtstickstoff (N = NO_y-N + NH_x-N) 1990-1999

Die Validierung der Kartierungsergebnisse der Nassdeposition erfolgt in drei Schritten durch (1) einen Konsistenztest, der durch die flächenhafte Berechnung der Ionenbilanz der Hauptkomponenten im Niederschlag erfolgt, (2) den Vergleich zwischen (Kartenwerten) und Monitringdaten und (3) der Überprüfung des Interpolationsfehlers (GAUGER ET AL. 2002).

Kartierung der Trocken- und Feuchtdeposition

Aus zahlreichen Eingangsdatensätzen wird der trocken deponierte Eintrag mit den Inferentialmodellen IDEM (früher: EDACS) und EUTREND abgeleitet. Die Trocken-depositionskartierung erfolgt am ECN in Petten, Niederlande, in Zusammenarbeit mit TNO-MEP, Apeldoorn. Die dort generierten Datensätze werden am Institut für Navigation der Universität Stuttgart weiterverarbeitet und mit den Datensätzen der Nassdeposition zur Gesamtd deposition verschnitten. Der folgende Abschnitt fasst im wesentlichen die Literatur und Projektberichte zu dieser Thematik kurz zusammen (VAN PUL ET AL. 1995; VAN JAARVELD 1995; VAN LEEUWEN ET AL. 1996; DRAAIJERS ET AL. 1996; ERISMANN ET AL. 1996; VAN LEEUWEN UND VAN JAARVELD 1997; BLEEKER ET AL. 2000, GAUGER ET AL. 2002). Für detailliertere Angaben sei auf diese Literatur verwiesen.

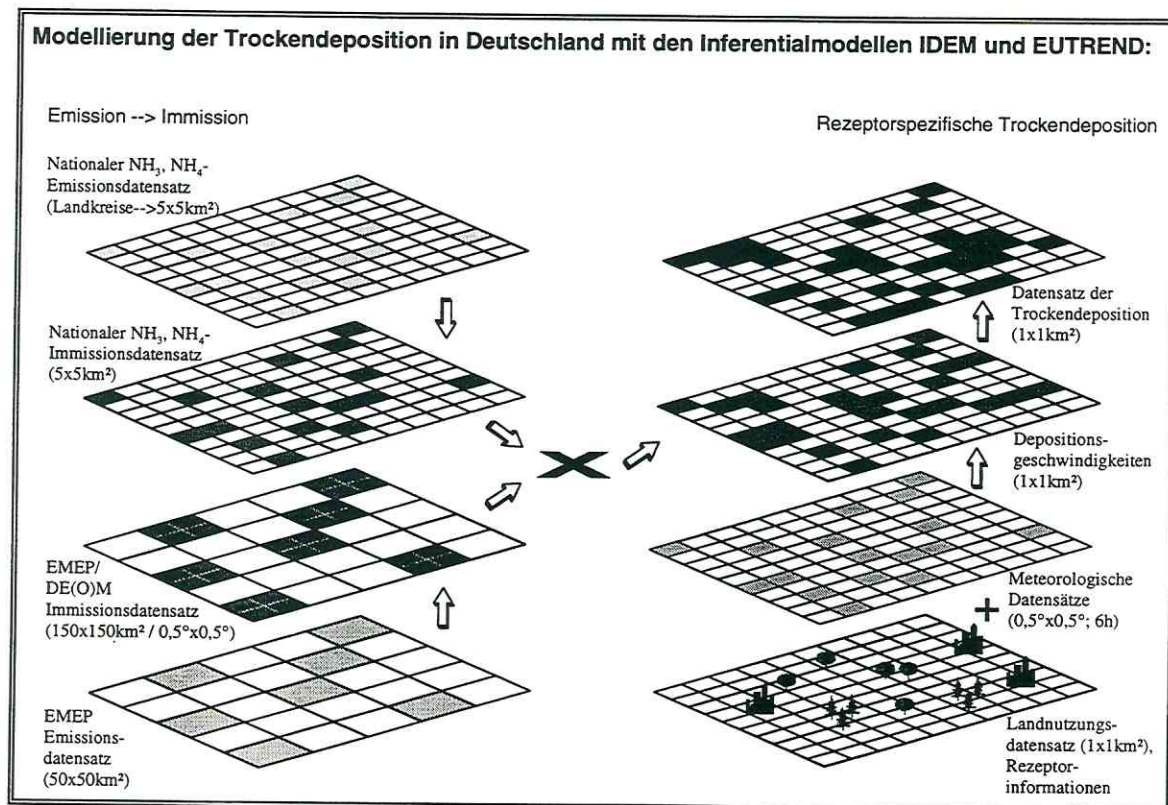


Abb. 4: Vereinfachte Darstellung der Trockendepositionsmodellierung

Im Gegensatz zur Kartierung der Nassdeposition kann die der Trocken- und Feuchtdeposition nicht auf der Grundlage direkter Messungen erfolgen. Messverfahren (mikroklimatische, pflanzenphysiologische Messungen) sind sehr aufwendig und liegen nur für sehr wenige Standorte vor. Außerdem ist eine Übertragung (z.B. Interpolation) auf eine größere Fläche

aufgrund der Standortspezifität der Messungen nicht möglich. Inferentialmodelle ermöglichen die flächenhafte Ableitung von Trockendepositionsflüssen auf der Basis einer detaillierten Beschreibung zugrundeliegender Depositionsprozesse und unter Verwendung kontinuierlich ermittelter Datensätze der Emission, daraus abgeleiteter Immisionen, meteorologischer Datensätze und Informationen über die Rezeptoreigenschaften (vgl. Abb. 4). Der Trockendepositionsfluss zum Rezeptor ist das Produkt aus der Konzentration der betrachteten Luftinhaltsstoffe in der Umgebungsluft und deren Depositionsgeschwindigkeit. Ein Widerstandsmodell verknüpft dabei einzelne Prozesse, die durch die Rezeptoroberfläche einerseits, die Luftinhaltsstoffe andererseits sowie durch deren Wechselwirkungen bestimmt werden (ERISMANN ET AL. 1996).

Das IDEM-Modell liefert Trockendepositionsdatsätze für oxidierte Schwefelverbindungen (SO_x), reduzierte (NH_x) und oxidierte Stickstoffverbindungen (NO_y) und in einer Modellerweiterung für die basischen Kationen Kalzium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Kalium (K^+), und Natrium (Na^+) (DRAAIJERS ET AL. 1996; ERISMANN ET AL. 1999; BLEEKER ET AL. 2000, GAUGER ET AL. 2002). EUTREND bietet den Vorteil einer räumlich differenzierten Abbildung der Trockendeposition reduzierter Stickstoffverbindungen (NH_x), weil mit diesem Modell die Nutzung nationaler NH_x -Emissionsdatsätze in lokalem Maßstab ($5 \times 5 \text{ km}^2$ -Raster; vgl. Abb. 4) möglich ist. Sowohl der ferntransportierte als auch der für NH_x bedeutende Anteil der im Nahbereich von Emissionsquellen deponierten trockenen Fracht kann dadurch genauer abgebildet werden (VAN JAARSVELD 1995, VAN LEEUWEN UND VAN JAARSVELD 1997; BLEEKER ET AL. 2000, GAUGER ET AL. 2002). Die Nutzung von EUTREND ist deshalb die Methode der Wahl bei der Generierung der Trockendepositionsdatsätze von NH_x , die zur Berechnung der Gesamtdeposition herangezogen werden.

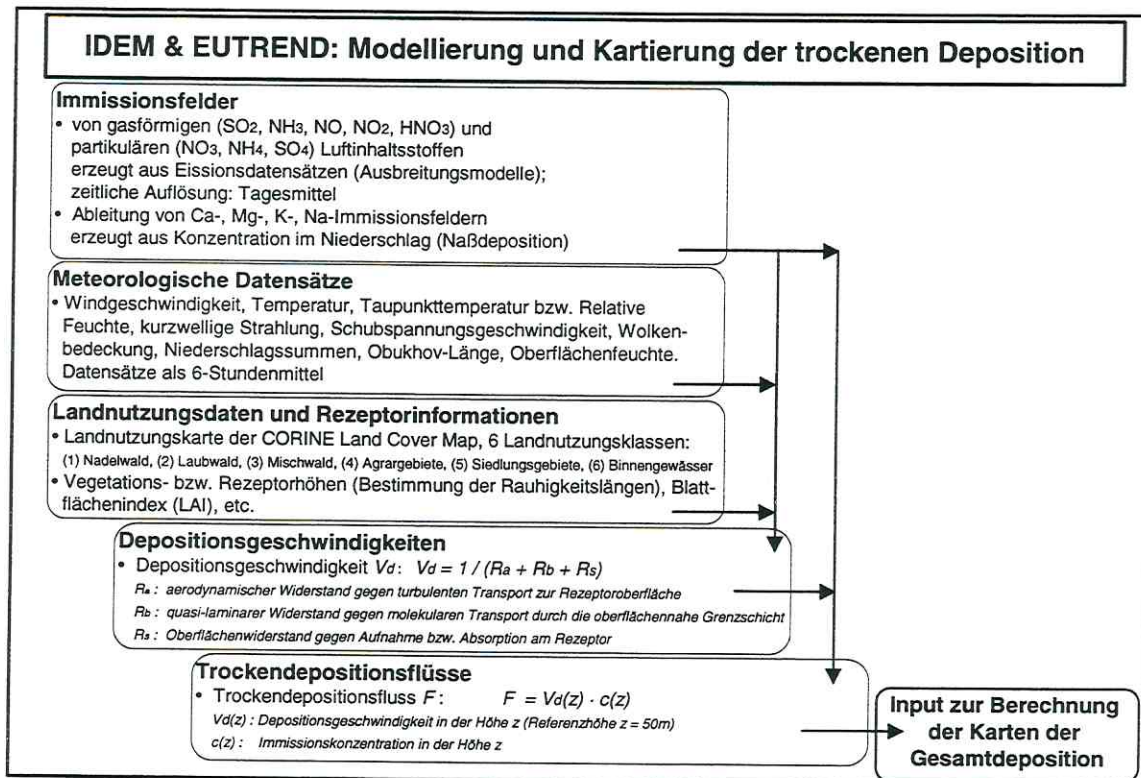


Abb. 5: Inputdaten bei der Trockendepositionskartierung

Eingangsdaten der Berechnung der Trockendeposition sind in Abb. 5 zusammenfassend aufgeführt. Für das IDEM-Modell werden Immissionsdatensätze in der räumlichen Auflösung von $150 \times 150 \text{ km}^2$, bzw. $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ verwendet, 1991-1995 berechnet mit dem EMEP-LRT-Modell, 1990, 1996-1999 mit dem D(O)EM-Modell aus jährlichen mittleren Emissionen in einem $50 \times 50 \text{ km}^2$ Raster.

Depositionsgeschwindigkeiten liefert die Berechnung mit einem Widerstandsmodell in IDEM, das den Transport zur und die Absorption oder Aufnahme an bzw. durch die Rezeptoroberfläche für jede der betrachteten Spezies beschreibt. Stoffkonzentration in der Luft und Depositionsgeschwindigkeiten werden für die gleiche Referenzhöhe (z) bestimmt. Die Flüsse der einzelnen Luftinhaltsstoffe (F) zur Rezeptoroberfläche werden aus den Immissionen (c) und Depositionsgeschwindigkeiten (V_d) abgeleitet. Die Parametrisierung der Depositionsgeschwindigkeiten erfolgt durch die Berechnung aller wichtigen Widerstände (R) des Transportes zu den unterschiedlichen Rezeptorengruppen. Für Partikel ist dabei die (komponentenspezifische) Größe bestimmend für den Depositionsprozess, so dass der Transport kleinster Partikel ($< 0,1 \mu\text{m}$) zur Rezeptoroberfläche mehr oder weniger der Diffusion von Gasen entspricht, sehr große Partikel ($> 10 \mu\text{m}$) sedimentieren und die

Deposition von Partikeln zwischen 0,1 und 1 μm durch Impaktion und Interzeption bestimmt wird. Die Parametrisierung der partikulären Depositionsgeschwindigkeit wird folglich ausgedrückt durch eine Verknüpfung von aerodynamischem Oberflächenwiderstand (R_a) mit der Effizienz (E) der feuchten oder trockenen Oberfläche Partikel einzufangen, der Schubspannungs- und Windgeschwindigkeit an der Vegetationsoberfläche und der Sedimentationsgeschwindigkeit großer Partikel (s. GAUGER ET AL. 2002).

Die wichtigsten Widerstände der gasförmigen Deposition sind:

- R_a : aerodynamischer Widerstand gegen turbulenten Transport zur Rezeptoroberfläche
- R_b : quasi-laminarer Widerstand gegen den molekularen Transport durch die oberflächennahe Grenzschicht
- R_s : Oberflächenwiderstand gegen Aufnahme bzw. Absorption am Rezeptor insgesamt, der sich zusammensetzt aus:
 - R_{stom} , dem Widerstand von Blättern gegen die Aufnahme in die Stomata
 - R_m , dem Widerstand interner Pflanzenteile....=0
 - R_{cut} , dem Widerstand der Cuticula gegen die Stoffaufnahme
 - R_{ext} , dem Widerstand äußerer Pflanzenteile gegen die Stoffaufnahme
 - R_{inc} , dem aerodynamischen Widerstand innerhalb des Pflanzenbestandes
 - R_{soil} , dem Widerstand gegen Absorption an der Bodenoberfläche
 - R_{snow} , dem Widerstand einer schneebedeckten Oberfläche
 - R_{wat} , dem Widerstand gegen die Lösung von Gasen in Wasser
 - R_{urban} , dem Widerstand bebauter Oberflächen

Diese Widerstände wirken fallweise, parallel oder in Serie und ergeben dementsprechend aufsummiert den Wert des Oberflächenwiderstandes (R_s). Sie werden jeweils modifiziert durch die meteorologischen Verhältnisse, die Blattfläche, die Physiologie der Stomata, den Zustand von Boden und der Blattoberfläche (z.B. pH), das Vorhandensein und Chemismus von Wasserfilmen, Wassertropfen bzw. Schneebedeckung etc. Letztere sind bestimmende Variable für die Eintragsmenge löslicher Gase (SO_2 , NH_3). Der zeitlichen Variabilität der bestimmenden Faktoren wird bei der Parametrisierung der Widerstände bzw. Depositionsgeschwindigkeiten durch die zeitliche Auflösung der Eingangsdaten

(Immissionen, Meteorologie, Blattflächenindex) Rechnung getragen (BLEEKER ET AL. 2000, GAUGER ET AL. 2002).

Landnutzungsdaten aus der CORINE Land Cover Karte (aggregiert in 6 Landnutzungsklassen im 1x1 und 5x5km² Raster) beschreiben in erster Linie die genaue Lage und Verteilung der jeweiligen in Betracht gezogenen Rezeptoren. Darüber hinaus werden zusätzliche Informationen herangezogen, wie z.B. Rezeptor- und Vegetationshöhen, art- und lagespezifische Baumhöhen in verschiedenen Regionen bzw. Waldgebieten sowie den Rezeptoren zugeordnete Rauigkeitslängen, die zur Ermittlung der rezeptorspezifischen Trockendepositionsraten notwendig sind (BLEEKER ET AL. 2000, GAUGER ET AL. 2002).

Die Modellierung der Feuchtdeposition durch Wolkenwasser erfolgt auf einem vergleichbaren Weg wie die Modellierung der Trockendeposition. Anstelle der Immissionskonzentrationen treten Wolkenwassergehalte (LWC) und Wolkenwasserkonzentrationen (C_{cloud}) der betrachteten Spezies zur Beschreibung der Wolkenfracht ($C_{cloud} \cdot LWC$). Mit der Depositionsgeschwindigkeit (V_d) multipliziert, die dem Kehrwert des aerodynamischen Widerstands ($1/R_a$) entspricht, ergibt sich daraus die Depositionsrate durch Wolkenwasser, bzw. der Feuchtdepositionsfluss ($F_{cloud} = C_{cloud} \cdot LWC \cdot V_d$), sofern sich der Rezeptor und die Wolke auf gleicher Höhe befinden und Interzeption von Wolkenwasser an der Rezeptoroberfläche stattfinden kann (BLEEKER ET AL. 2000, GAUGER ET AL. 2002).

Gesamtdeposition von Stickstoff

Die Karten bzw. Datensätze der Gesamtdeposition werden durch die additive Verschneidung der Nass-, Trocken- und Feuchtdepositionsdatensätze generiert. Die Berechnung der Gesamtdeposition von Stickstoff (N_{dep}) und erfolgt nach Gleichung (1):

$$N_{dep} = (NO_Y \cdot N_{dep} + NH_X \cdot N_{dep}) \quad (1)$$

wobei:

$NO_Y \cdot N_{dep}$ = Gesamtdeposition oxidierter Stickstoffverbindungen (NO, NO₂, HNO₃, NO₃)

$NH_X \cdot N_{dep}$ = Gesamtdeposition reduzierter Stickstoffverbindungen (NH₃, NH₄)

In Abb. 6 sind die Ergebniskarten der mittleren Nass-, Trocken-, Feucht- und Gesamtdeposition von Stickstoff (N_{dep}) des Jahres 1998 im 1x1km² Raster dargestellt.

Bei der räumlichen Verteilung des Gesamteintrags von Stickstoff (vgl. Abb. 6 ganz rechts) treten großflächig der Nordwesten Deutschlands (Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen) und im übrigen Kartierungsgebiet die Waldgebiete in den deutlich durch Einträge über der durchschnittlichen Rate von ca. 28 kg/ha-a (ca. 2030 eq/ha-a) hervor. Dies ist wesentlich auf die hohen Frachten reduzierter Stickstoffverbindungen (NH_x-N) im Bereich der Gebiete intensiver Landwirtschaft in Nordwestdeutschland und im Südosten zurückzuführen, während in den bewaldeten höheren Gebirgen der Mittelgebirgsschwelle im Zentrum Deutschlands die Einträge von ferntransportierten und industrie-, verkehrsnah deponierten oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_y-N) gebietsweise auch mit höheren Anteilen (>2000 eq/ha-a) zur Stickstoff-Gesamtdeposition beitragen.

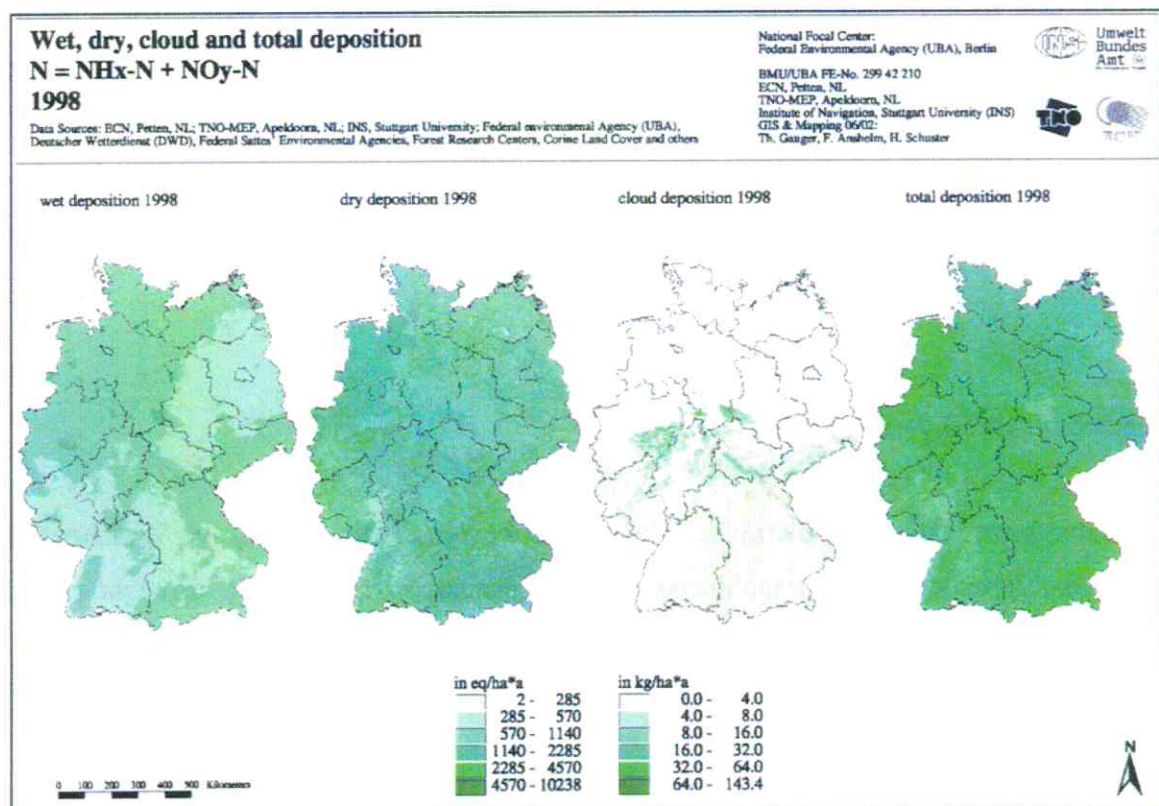


Abb. 6: Nass-, Trocken-, Feucht- und Gesamtdeposition von Stickstoff 1998

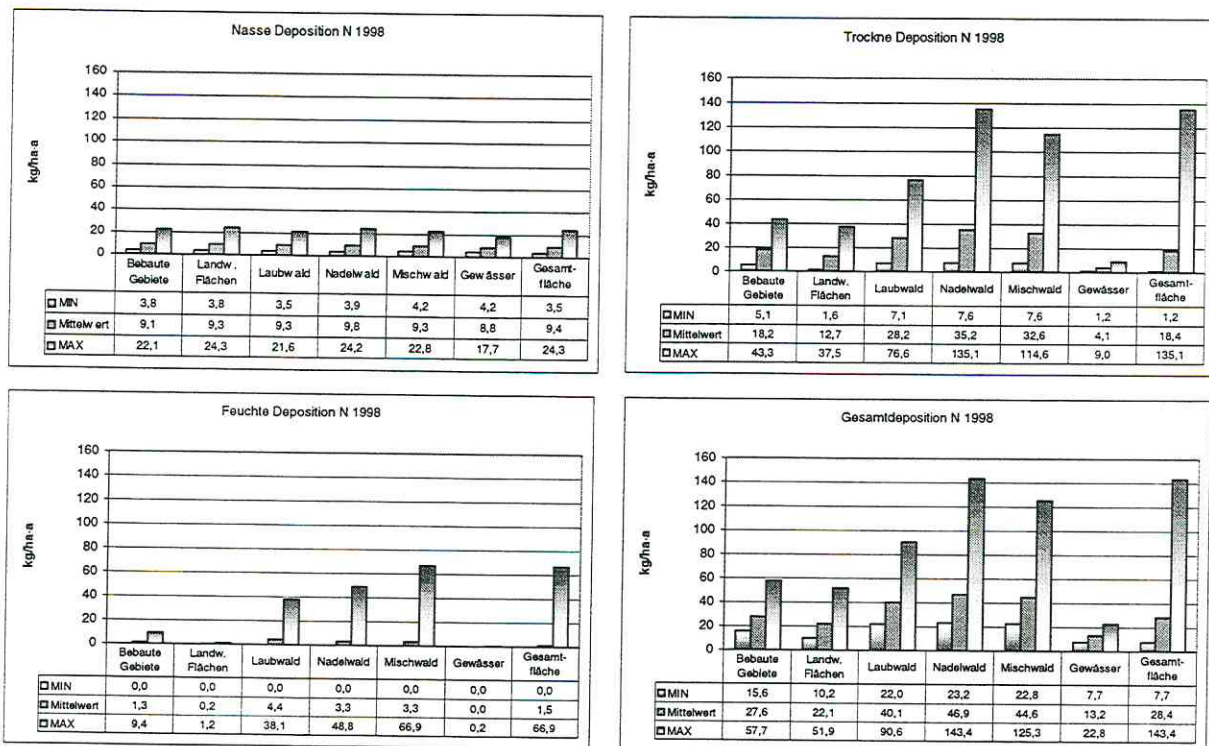


Abb. 7: Statistische Kennwerte der Nass-, Trocken-, Feucht- und Gesamtdeposition von Stickstoff je Landnutzungsklasse 1998

In den Grafiken der Abb. 7 sind die Minima, Mittelwerte und Maxima der modellierten Einträge von Stickstoff 1998 nach Depositionsfluss und Landnutzungsklasse dargestellt, in Tab. 2 sind die mittleren Anteile von feuchter, trockener und nasser Deposition an der Gesamtdeposition je Landnutzungsklasse aufgeführt. Der jeweils deutlich unterschiedliche Beitrag der drei Depositionsflüsse spiegelt die Berücksichtigung der Rezeptoren und deren Eigenschaften bei der Modellierung der Depositionsprozesse wider. Darüber hinaus verdeutlichen die angegebenen Werte die Notwendigkeit der quantitativen Bestimmung der Trockendeposition, wenn ökosystemspezifische Aussagen der Belastung durch Luftschadstoffe getroffen werden sollen. Die im Freiland mit einem ständig offenen Sammler gemessene Bulkdeposition entspricht in keinem Fall der tatsächlichen Gesamtdeposition in eine der aufgeführten Gebietskategorien bzw. Landnutzungsklassen. Der trocken deponierte Anteil von Stickstoffverbindungen in einem Bulk-Sammler beträgt beispielsweise für Stickstoffverbindungen zwischen durchschnittlich ca. 11% ($\text{NH}_4\text{-N}$) bis 17% ($\text{NO}_3\text{-N}$) (DRAAIJERS ET AL. 1998; GAUGER ET AL. 2000) und liegt damit stets weit unterhalb der tatsächlich in Ökosysteme eingetragenen mittleren Trockendeposition.

Tabelle 2

Mittlere Anteile von Nass-, Trocken- und Feuchtdeposition an der N-Gesamtdeposition 1998 nach einzelnen Landnutzungsklassen

Stickstoff (N _{dep})	Nadelwald	Mischwald	Laubwald	Agrar-gebiete	Bebaute Gebiete	Wasser-flächen	Deutschland
Nassdeposition	21%	21%	23%	42%	33%	66%	33%
Trockendeposition	75%	73%	70%	57%	66%	31%	65%
Feuchtdeposition	4%	6%	7%	0%	1%	2%	2%
Gesamtdeposition	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Es erscheint somit unumgänglich zur Bestimmung des tatsächlichen Gesamteintrags in Ökosysteme adäquate standörtliche Messungen aller Depositionsflüsse vorzunehmen oder diesen zumindest mit Bestandesmessungen und Bilanzmodellen für einzelne punkthafte Standorte im Ökosystem zu bestimmen. Für die Schätzung der Gesamtdeposition in größere Areale mit flächenhaft variierenden Ökosystemen bzw. Landnutzungstypen ist die Interpolation von nasser Deposition aus qualitativ und quantitativ hinreichenden Messungen, kombiniert mit der Anwendung von Inferentialmodellen, die den trockenen Depositionsfluss durch eine standortgerechte und flächenscharfe Ableitung der ablaufenden Depositionsprozesse aus verfügbaren relevanten Daten berücksichtigen, die vielversprechendste und international anerkannte Methodik. Die ökosystemadäquate Abschätzung der Belastungen durch Luftinhaltsstoffe in Form der vorliegenden Datensätze der Gesamtdeposition von Stickstoff in Deutschland ist eine aktuelle und flächendeckende Datenbasis. Sie ist verfügbar für die Analyse und Wirkungsprognose innerhalb verschiedener Fragestellungen zur Bestimmung der Belastung und der Überschreitung der Belastungsgrenzen von Ökosystemen, die auf Dosis-Wirkungs-Beziehungen basieren.

Räumliche und zeitliche Trends der Belastungssituation in Deutschland und in den einzelnen Regionen werden rezeptorspezifisch differenziert dargestellt. Zweifellos sind dem beschriebenen Verfahren der Kartierung der Gesamtdeposition notwendige Generalisierungen durch Grundannahmen einerseits sowie durch die Verfügbarkeit der zahlreichen Informationen und flächenhaft notwendigen Eingangsdaten andererseits und schließlich die räumliche Auflösung des Kartierungsergebnisses gesetzt, die die Aussageschärfe der Karten begrenzen. Dies trifft in besonderem Maße auf nur lokal zu beobachtende Extremwerte zu.

Literatur:

- BLEEKER, A.; DRAAIERS, G.P.J.; KLAP, J.M., VAN JAARSVELD, J.A. (2000): Deposition of Acidifying Components and Base Cations in the Period 1987-1995 in Germany. Study on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 108 03 081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722108027.
{Download: www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/722108027.pdf [ca. 17,4MB]}
- DRAAIERS, G.P.J., VAN LEEUWEN, E.P.; DE JONG, P.G.H.; ERISMANN, J.W. (1996): Deposition of Base Cations in Europe and its Role in Acid Neutralisation and Forest Nutrition. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722108017.
{Download: www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/722108017.pdf [ca. 7,7MB]}
- DRAAIERS, G.P.J. ; ERISMANN, J.W., LÖVBLAD, G.; SPRANGER, T.; VEL, E. (1998): Quality and uncertainty aspects of forest deposition estimation using throughfall, stemflow and precipitation measurements. TNO-report TNO-MEP - R 98/093. Appeldoorn.
- ERISMANN, J.W.; VAN LEEUWEN, E.; VAN PUL, A.; DRAAIERS, G. (1996): Generalisation of Deposition in Europe. In: Knoflacher, M.; Schneider, J.; Soja, G. [Hrsg.]: Exceedance of Critical Loads and Levels. Spatial and temporal Interpretation of Elements in Landscape Sensitive to Atmospheric Pollutants. Report of a Workshop held in Vienna, Austria under the Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, 22.-24. November 1995. Umweltbundesamt Wien, Tagungsberichte Bd. 15. Vienna 1996. S. 211- 235.
- ERISMANN, J.W.; VAN LEEUWEN E.P.; SPRANGER, T. (1999): Erfassung der trockenen Deposition. In: NAGEL, H.-D; GREGOR, H.-D. [HRSG.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag.
- GAUGER, TH.; KÖBLE, R. SMIAŁEK, G. (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und –raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Endbericht zum Forschungsvorhaben 106 01 061 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. - Teil 1: Deposition Loads. 126 S. - Teil 2: Critical Levels. 75 S. - Teil 3: Informationssystem CANDIS. 27 S.

- GAUGER, TH.; KÖBLE, R., SMIAŁEK, G. (1999): Erfassung der nassen Deposition. In: NAGEL, H.-D.; GREGOR, H.-D. [HRSG.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag.
- GAUGER, TH.; KÖBLE, R., ANSHELM, F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Endbericht zum Forschungsvorhaben 297 85 079 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. - Teil 1: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995. 140 S. - Teil 2: Kartierung von Critical Levels. 57 S.
{Download Teil 1: [ca. 3,2MB]
http://www.nav.uni-stuttgart.de/German/Forschung/CriticalLoads/INS_UBA29785079_1.pdf
Download Teil 2: [ca. 4,1MB]
http://www.nav.uni-stuttgart.de/German/Forschung/CriticalLoads/INS_UBA29785079_2.pdf } *
- GAUGER, TH.; ANSHELM, F.; SCHUSTER, H.; DRAAIJERS, G.P.J.; BLEEKER, A.; ERISMAN, J.W.; VERMEULEN, A.T.; NAGEL, H.-D. (2002): Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels Endbericht zum Forschungsvorhaben 299 42 210 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. (in Bearbeitung)
- GREGOR, H.-D. (1999): Konzepte für die Luftreinhaltepolitik. In: NAGEL, H.-D.; GREGOR, H.-D. [HRSG.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1995): Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten. Berichte des Deutschen Wetterdienstes (DWD) Nr. 193. Offenbach.
- NAGEL, H.-D.; GREGOR, H.-D. [HRSG.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag. 320 S.
- NAGEL, H.-D.; GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Wirkungsschwellen und Grenzen der Belastbarkeit. In: NAGEL, H.-D.; GREGOR, H.-D. [HRSG.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag.

- SMIATEK, G.; KÖBLE, R. GAUGER, TH. (1995): Das Critical Loads Levels-Konzept. In: ARNDT, U.; BÖCKER, R.; KOHLER, A. [HRSG.]: Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich. 27. Hohenheimer Umwelttagung, 27. Januar 1995. Verlag G. Heimbach. S. 111 – 119.
- SPRANGER, T.; KÖBLE, R. (1999): Überschreitungen von Critical Levels und Critical Loads durch aktuelle Belastungen. In: NAGEL, H.-D; GREGOR, H.-D. [HRSG.] (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag.
- UMWELTBUNDESAMT (1996): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas Where They Are Exceeded. WERNER, B.; SPRANGER, T. [HRSG.] .UBA-Texte 71/96. Umweltbundesamt Berlin. 216 S.
- VAN JAARSVELD, J.A. (1995): Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722501005.
- VAN LEEUWEN, E.P.; VAN JAARSVELD, J.A. (1997): Interim Report: Dry Deposition of Ammonia in Germany in 1994. Interim Report on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 108 03 081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722115xxx.
- VAN PUL, W.A.J.; POTMA, C.J.M.; VAN LEEUWEN, E.P.; DRAAIERS, G.P.J.; ERISMANN, J.W. (1995): EDACS: European Deposition maps of Acidifying Components on a Small scale. Model Description and Preliminary Results. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722401005.
{Download: <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/722401005.pdf> [ca. 2,5 MB]}
- VAN LEEUWEN, E.P.; DRAAIERS, G.P.J.; DE JONG, P.G.H.; ERISMANN, J.W. (1996): Mapping Dry Deposition of Acidifying Components and Base Cations on a Small Scale in Germany. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722108012.
- * weiterführende Literaturangaben finden sich im Literaturverzeichnis von GAUGER ET AL. 2000, Teil 1: Deposition Loads (281 Angaben) und Teil 2: Critical Levels (78 Angaben)*

**Atmosphärische N-Einträge
als unabdingbare Bestandteile der N-Bilanzen von Agrarökosystemen
sowie deren tolerierbaren bzw. unvermeidbaren gasförmigen N-Emissionen
dargestellt am Beispiel Deutschlands**

Isermann, K.

Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur (BNLA)

1. Einleitung

Insbesondere anthropogene Emissionen in die Atmosphäre sowohl an reaktiven oxydierten bzw. reduzierten N-Verbindungen wie NO bzw. NH_3 , Amine und organischer partikulärer N vornehmlich des Energiebereiches (einschließlich Verkehr) bzw. der Landwirtschaft führen nach dort erfolgter Reaktion und Transmission zu Immissionen einerseits in Form trockener, gasförmiger [NH_3 , NO → NO_2 , HNO_3] und fester [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3 , N_{org}] Deposition sowie andererseits als Nassdeposition (NH_4^+ , NO_3^- , N_{org}) siehe hier Beitrag Russow). Diese sind als N-Verluste der Landwirtschaft (→ Schutz der Versorgungsressourcen) sowohl aus ökonomischer Sicht bedeutsam als auch als N-Emissionen /-Immissionen der jeweiligen Verursacherbereiche ökologisch relevant (→ Schutz der (naturnahen) Entsorgungsressourcen). In ökologischer Hinsicht kommt hierbei dem N im allgemeinen als auch im einzelnen N-Formen (z.B. NH_3) wegen seiner Multifunktionalität bei den Umweltbeeinträchtigungen wie Versauerung und Eutrophierung von Böden und Gewässern sowie Klimaveränderungen eine besondere Rolle zu. Erneut diskussionswürdig sind das Ausmaß der Emissionen an reaktiven gasförmigen N-Verbindungen der jeweiligen Verursacherbereiche und insbesondere hier deren Immissionen bzw. Deposition in terrestrische Ökosysteme wie landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich sowie sonstige naturnahe Flächen. Unter besonderer Berücksichtigung der Agrarökosysteme werden hier beispielhaft für Deutschland auf der Grundlage aktueller reaktiver gasförmiger N-Emissionen sowie vergleichender ebensolcher gasförmiger N-Emissions-/Immissions-Betrachtungen nachfolgend N-Bilanzen sowohl der Landwirtschaft als auch des gesamten Ernährungsbereiches dargestellt und abschließend die sog. „unvermeidbaren“ Emissionen den tolerierbaren gasförmigen N-Emissionen bzw. –Immissionen (Depositionen) gegenübergestellt.

2. Ergebnisse und Schlussfolgerungen

2.1 Emissionen von NH_3 und NO

Die Emissionen an NH_3 und NO tragen zu ca. 95% am atmosphärischen Eintrag von reaktiven oxydierten bzw. reduzierten N-Verbindungen in Agrar- und Waldökosysteme bei, während diesbezüglich die Emissionen an Aminen (z.B. aus der Schweinehaltung) oder organischem partikulärem N (z.B. durch Winderosion) von untergeordneter Bedeutung sind.

2.1.1 Emissionen von NH_3

Auch die NH_3 -Emissionen gehen zu ca. 95% auf die Landwirtschaft zurück und diese wiederum zu ca. 90% auf deren Tierhaltung. Dementsprechend sind in **Tab. 1** die NH_3 -Emissionen der Tierhaltung der deutschen Landwirtschaft von 1990 bis 1999 bzw. 2010 und 2015 (Soll-Zustände) entsprechend der Ergebnissen des UBA (2001), BMVEL / UBA (2002) und BNLA (1999 und 2002) dargestellt.

Sowohl das BMVEL/UBA (2002) als auch das BNLA (Isermann und Isermann 1990 bis 2001) stützen sich bei der Emissionsberechnung hinsichtlich der zugrundeliegenden Emissionsfaktoren auf repräsentative Messergebnisse bei Stallhaltung, Weidegang sowie der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. In Anlehnung an das UBA (2001) mit einem durchschnittlichen Emissionsfaktor von 29 kg $\text{NH}_3\text{-N/GV'a}$ unterstellt das BMVEL/UBA (2002) einen Emissionsfaktor von 26 bis 27 kg $\text{NH}_3\text{-N/GV'a}$ und Isermann (1990, 1994) bzw. hier das BNLA wie auch schon Möller und Schieferdecker (1990) für die DDR und Bräutigam (1998) für die EU (15) von 36 kg $\text{NH}_3\text{-N/GV'a}$ im Vergleich zur Düngeverordnung (1996) mit 32 (Gülle: 28 bzw. Stallmist: 40) kg $\text{NH}_3\text{-N/GV'a}$ (Gutser und Matthes 2001). Dieser um 9-10 kg $\text{NH}_3\text{-N/GV'a}$ (= 33%) höhere Emissionsfaktor des BNLA ergibt sich durch zusätzliche Berücksichtigung weiterer NH_3 -äquivalenter Emissionen wie z.B. von Aminen bei der Schweinehaltung sowie durch Einbezug auch der NH_3 -Emissionen des absterbenden Pflanzenmaterials der Futtermittelproduktion der Landwirtschaft einschließlich der Weidebewirtschaftung z.B. nach Gutser und Matthes (2001) von allein schon 5 (bis 10) kg $\text{NH}_3\text{-N/GV'a}$. Auch EEA/CORINAIR ermittelte die NH_3 -Emissionen um bis zu 20% höher als das BMVEL/UBA (2002). Hinsichtlich der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen bei Stallhaltung, Lagerung und Ausbringung der Wirtschaftsdünger ermittelte Isermann (1990, 1994) bzw. hier das BNLA durchschnittliche Emissionsfaktoren von 8, 10 bzw. 18, das BMVEL/UBA (2002) hingegen für 1990 solche von 8, 7 bzw. 12 bzw. für 1999 von 10, 5 bzw. 10 $\text{NH}_3\text{-N/GV'a}$. Auch die später ausgeführte vergleichende $\text{NH}_y\text{-N}$ - und $\text{NO}_x\text{-N}$ -Emissions- / -Immissionsbetrachtung von **Tab. 7** belegt eher die Plausibilität der vom BNLA (2002) ausgewiesenen $\text{NH}_y\text{-N}$ -Emissionen insbesondere der Tierhaltung als jene des UBA (2001) oder gar des BMVEL/UBA (2002). Die vom BMVEL/UBA (2002) ausgewiesenen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen von 1990 bis 1999 aus der Tierhaltung erklären hingegen nicht die

(nicht) eingetretenen Veränderungen der $\text{NH}_y\text{-N}$ -Einträge in die naturnahen Ökosysteme von Deutschland.

Tabelle 1

Ist-Zustände, Prognosen, Szenarien sowie Soll-Zustände der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen

der Tierhaltung der Landwirtschaft von Deutschland im Zeitraum 1990-2015

nach Berechnungen von UBA (2001), KTBL (2001) sowie BNLA (1999 und 2001)

Situationen	Tierbestände (ABL+NBL=D) (Mio GV)	NH ₃ -N-Emissionen in kt/a bzw. [kg/GV·a]		
		Autoren		
		UBA (2001)	KTBL (2001)	BNLA (1999,2001)
1. Ist-Zustände:				
a) 1990	13,3+5,2=18,5	540 [29] (338)	506 [27] (316)	666 [36] (416)
b) 1992	12,6+2,8=15,4	455 [29] (284)	-	544 [36] (340)
c) 1994/96	12,3+2,8=15,1	441 [29] (276)	k. A.	[ATV:466 [31] (291)]
d) 1995/96	-	-	-	542 [36] (389)
e) 1999	14,6	426 [29] (266)	384 [26] (240)	527 [36] (329)
2. Prognosen:				
a) 2005	12,6+3,5=16,1	-	-	580 [36] (363)
b) 2015	14,3+5,2=19,5	-	-	625 [36] (390)
c) gering: verringerte	-	-	357 [-] (223)	-
d) stark: Tierbestände(2010)	-	-	345 [-] (216)	-
3. Szenarien:				
a) T 2000	-	-	380 [-] (238)	-
b) Szenario 1	-	-	353 [-] (220)	-
c) Szenario 2	-	-	338 [-] (211)	-
d) Szenario 3	-	-	321 [-] (200)	-
4. Sollzustände:				
4.1 von 1990 bis 2010:				
a) UN / ECE (1999) (-28 %)	-	389 [-] (243)	364 [-] (228)	480 [-] (300)
b) NEC-EU-Richtlinie (2000) (- 50 %)	-	270 [-] (169)	253 [-] (158)	333 [-] (208)
4.2 von 1990 bis 2015: Unterschreitung kritischer N- Eintragsraten¹⁾ (-76 %)	6,0+2,8=8,8	-	-	160 [18] [-] (100)

¹⁾ z.B.: maximal 10 kg N/ha · a in Waldökosysteme jeweils zu 50% als $\text{NH}_y\text{-}$ bzw. $\text{NO}_x\text{-N}$

In gleicher Weise werden vom BMVEL/UBA (2002) und BNLA die Minderung der NH_3 -Emissionen der Tierhaltung im Zeitraum 1990 bis 1995 bzw. 1999 von ca. -20 bzw. - 22% im wesentlichen auf die in den NBL von 1990 bis 1992 erwirkte Minderung der Tierbestände um ca. 50% zurückgeführt und nicht bzw. kaum auf technische Minderungsmaßnahmen. Im Vergleich hierzu sind in Österreich bei gleichbleibendem Viehbestand die NH_3 -Emissionen der Landwirtschaft von 1980 bis 1999 nur tendenziell um 10% zurückgegangen (UBA-Wien 2001). Die in **Tab. 1** ausgewiesenen Soll-Zustände der NH_3 -Emissionen der Viehhaltung (Target loads) für das Jahr 2010 gemessen am Bezugsjahr 1999 (100%) von -28% des UN/ECE-Multikomponenten-Protokolls des Genfer Luftreinhalteabkommens (Göteborg-Protokoll) von 1999 und auch von - 50% der NEC-EU-Emissionsobergrenzenrichtlinie (2000) mit 480 bzw. 333 kt/a (BNLA) sind gemessen an den tolerierbaren Einträgen mit entsprechenden Emissionen von 160 kt/a noch um das 3 bzw. 2fache zu hoch. Allein durch Neuberechnung wären andererseits entsprechend den Ergebnissen des BMVEL/UBA (2002) die Emissionen von 1999 mit 384 kt NH_3 -N/a der Tierhaltung schon nahezu den Forderungen des UN/ECE (1999) von 364 kt NH_3 -N /a gerecht.

Beste verfügbare Technik allein mit dem bereits unrealistischen Szenario 3 (Maximalminderung) des BMVEL/UBA (2002) bewirken aber potentiell nur eine Minderung von 16% bezogen auf 1999 (vgl. Tierproduktion der Schweiz realisierbar ca. 20%; Menzi et al. 1997). Erst mit einer Reduktion der Tierbestände um ca. 40% zudem flankierend begleitet durch BVT mit einem entsprechenden Emissionsfaktor von 18 anstelle (1990-1999) von 26 bis 36 kg NH_3 -N/GV'a vermag dann die Emission von 154 kt NH_3 -N/a z.B. die maximal zulässige durchschnittliche Eintragsrate mit 160 kt NH_3 - N/a (= 4,5 kg NH_3 -N /ha·GF'a) zu erreichen. Dem stehen aber bisher und auch noch gegenwärtig die novellierungsbedürftige nationale (z.B. Düngeverordnung / 1996) als auch internationale (z.B. IVU-Richtlinie der EU /1996) Gesetzgebung entgegen, welche weiterhin diesen NH_3 -Emssionen aus der Tierproduktion Vorschub leistet, z.B. durch Anrechnen viel zu hoher „tolerierbarer“ NH_3 -N-Emissionen von 28 (Gülle) bzw. 40% (Stallmist) bezogen auf die N-Ausscheidung entsprechend 66 bzw. 113 kg NH_3 -N/ha LF'a (Düngeverordnung 1996), bzw. durch Befreiung von der Genehmigungspflicht ausgerechnet der hinsichtlich der NH_3 -Emissionen am bedeutsamsten Rinderhaltung sowie hinsichtlich des Schweinemast von Betrieben mit < 2000 Mastplätzen/Betrieb (IVU-EU-1996).

Tab. 2 stellt für den Zeitraum 1990 bis 2015 vergleichend die NH_3 -N-Emissionen der gesamten Landwirtschaft den NO_x -Emissionen des Energiebereiches gegenüber. Letztere haben sich im Zeitraum 1990 bis 1999 von 822 auf 498 kt NO_2 -N /a entsprechend um -40% verringert (UBA 2001) und sind somit heute deutlich geringer als die NH_3 -N-Emissionen der Landwirtschaft von ca. 610 kt /a (**Tab. 7**).

Tabelle 2

Entwicklung 1. der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Emissionen der Landwirtschaft (ohne Energiebereich) sowie

2. der $\text{NO}_x\text{-N}$ -Emissionen des Energiebereiches (ohne natürliche Quellen)

A) in Deutschland von 1990 bis 1995/96, B) ihre Prognosen für die Jahre 2005 und 2015

C) und maximale tolerierbare Sollwerte bis 2015 (NAHAL) unter Berücksichtigung der durchschnittlichen kritischen N-Eintragsrate in

Waldökosysteme von max. 10 kg N/ha.a

[Datengrundlagen: Landwirtschaft: Möller u. Schieferdecker (1990) Bräutigam (1996), Isermann (1990/94), Isermann und Isermann (1999/2001) Energiebereich: UBA (2001); IFEU (1998)]

Jährliche Emissionen der Verursacherbereiche	A) Ist-Zustände			B) Prognosen		C) Soll-Zustand
	1990	1992	1995/96	2005	2015	
1. Landwirtschaft: $\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{NH}_3\text{-N} \rightarrow \text{NH}_4\text{-N}$)						
Gesamt (kt)	729 (47) [100]	614 (47) [84]	608 (51) [83]	650 (63) [89]	700 (70) [96]	180 (50)[25]
... davon:						
1.1 Tierhaltung ¹⁾						
a) kt	666	554	542	580	625	160
b) kg / GV	36	36	36	36	32	18
c) mit Mio GV	(13,3+5,2=) 18,5	(12,6+2,8=) 15,4	(12,3+2,8=) 15,4	(12,6+3,5=) 16,1	(14,3+5,2=) 19,5	5,7+2,8=) 8,5
1.2 Mineräldüngung, Böden und Pflanzen	63	60	66	70	75	20
2. Energiebereich: $\text{NO}_x\text{-N}$ ($\text{NO-N} \rightarrow \text{NO}_2\text{N}$)						
Gesamt (kt)	822 (53) [100]	700 (53) [85]	584 (49)[71]	380 (37) [46]	300 (30) [36]	180 (50)[22]
...davon:						
2.1 Verkehr, direkt (kt)	468	427	366	180	110	35
2.2 Kraft-, Fernheizwerke, Industrief Feuerungen, -prozesse, Haushalte, Kleinverbraucher	354	273	218	200	190	145
3. Gesamt: Landwirtschaft und Energiebereich: $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N}$	1551 (100) [100]	1314 (100)[85]	1192 (100)[77]	1030 (100) [66]	1000 (100)[64]	360 (100)[23]

¹⁾ Böden und Pflanzen der Futtermittel-Produktion, ²⁾ Böden und Pflanzen der Nahrungsmittelproduktion:

5 (bis max. 10) kg N/ha^a (Gutser und Matthes 2001)

2.1.2 Emissionen von NO

Die Unsicherheit der Messergebnisse steigt in der Reihenfolge der Emissionen von $\text{NH}_3 < \text{N}_2\text{O} < \text{NO}$. Deshalb besteht hinsichtlich dieser Emissionen bei NO der größte Forschungsbedarf und werden hier in besonderem Maße berücksichtigt. Vergleicht man wie in **Tab. 3** die durchschnittlichen **NO-Emissionen [kg NO-N/ha ·a] verschiedener Ökosysteme der gemäßigten Klimate**, so ergeben sich (Isermann und Isermann 2002a):

a) als **Hintergrundemissionen** für:

- N unbelastete natürliche Böden: 0,1 (**Tab. 5**)
- N belastete naturnahe Böden: 0,5 (**Tab. 5**)

b) als **zusätzlich bewirtschaftungsbedingte Emissionen (Deutschland)**

- forstwirtschaftlich genutzte Böden : 2,0
- landwirtschaftlich genutzte Böden: 3,0 (**Tab. 4**)

Tabelle 3

NO – Emissionen verschiedener Ökosysteme in gemäßigten Klimaten

Ökosysteme	NO-Emissionen (kg NO-N/ha'a)	Autoren
1. Natürliche Ökosysteme (N unbelastet) 1.1 Wald (allgemein) 1.2 Fichte (Schottland) 1.3 Kiefer (USA)	0,1 0,2 (< 0,1 bis 0,25) 0,1 (-0,1 bis 0,18)	Davidson and Kingerlee (1997) Skiba et al. (1994) Castro et al. (1993)
2. Naturnahe Ökosysteme (N belastet) 1.1 Allgemein 1.2 United Kingdom (UK) a) Laubwald b) Nadelwald c) Grünland d) Heide, Moor 1.3 Forst (Deutschland) ...davon ursächlich a) Natürlicher Hintergrund b) Landwirtschaft c) Energiebereich	2,7 (1,1 – 5,0) 0,3 0,4 0,9 1,0 2,0 (1,1-7,5) 0,1 1,1 0,8 →	Davidson and Kingerlee (1997) Fowler et al. (1995) Butterbach-Bahl et al. (1997) Isermann (2000) Isermann (2000)
3. Landwirtschaft 3.1 Allgemein a) Ackerland b) Grünland 3.2 Deutschland (1999) (11,0 Mio. ha AL+5,0 Mio ha GL) ... ursächlich aber:	3,6 (0,2 – 23) 1,2 (0 – 1,8) 3,0 (0,1 + 2,9) 3,7 (3,0 + 0,7) → → ← ↓	Davidson and Kingerlee (1997) Isermann (2000)

Tabelle 4

NO-N-Emissionsfaktoren der Landwirtschaft durch N-Einträge (N_E)

(Mineraldünger-N, Wirtschaftsdünger, Ernterückstände, Biologische N-Bindung, Atmosphärische Deposition, Sekundärrohstoffdünger)

NO-N-Emissionsfaktoren [kg NO-N/ha LF · a]	Autoren
Mineraldünger: $0,21\% \times N_E$ Gülle: $0,14\% \times N_E$ (2 Wochen)	Gut et al. (1999)
$0,5\% \times N_E$	Veldkamp and Keller (1997) Neftel (2000)
$0,43 (0,001-5,1)\% \times N_E$	Skiba et al. (1997)
$1 - 4\% \times N_E$	Meixner (1999, 2000)
$1,0\% \times N_E$ (max. $1,33\% \times N_E$)	FAIR 3-CT96-1877
$\emptyset \approx 1,25\% \times N_E$ ¹⁾	FAIR 3 CT 96-1877 Isermann und Isermann (2002) Vorschlag UMEG (2002)
¹⁾ z.B. Landwirtschaft von Deutschland (1999): 1. ca. 200 kg N_E /ha LF·a = 2,5 kg NO-N / ha LF · a 2. Basisemission: ca. 0,5 kg NO-N/ha LF · a	
3. Gesamt (1. + 2.) : ca. 3 kg NO-N/ha LF · a mit 16,0 Mio. ha LF _{Netto} = 48 kt NO-N/a	

Tabelle 5

NO-Hintergrundemissionen der Landwirtschaft in gemäßigten Klimaten

Autoren	NO-Hintergrundemissionen (kg NO-N / ha · a)	
	Landwirtschaft	Natur
Veldkamp and Keller (1997)	0,40 ¹⁾	-
Davidson and Kingerlee (1997)	0,33 (n= 11) ¹⁾	0,10 (Wald)
	Vgl. N ₂ O-Hintergrundemissionen (kg N ₂ O-N / ha · a)	
	Landwirtschaft	Natur
Isermann (2000)	2,0	0,10 (naturnah: 0,50)

¹⁾ entspricht nahezu der NO-N-Emission durch Bodenbearbeitung von Ackerböden von 0,5 kg NO-N / ha · a (Skiba et al. 1997)

Hierbei handelt es sich um Netto-NO-Emissionen [NO-N-Emission minus NO₂-N-Aufnahme von Böden und Pflanzen (Canopy-Effekt)] wie dies nachfolgende Ergebnisse von Butterbach-Bahl (2002) beispielhaft für den Höglwald bei Augsburg mit einer durchschnittlichen Netto-NO-N-Emission von Fichte und Buche (Kontrolle) von 2,9 (5,1 minus 2,2) kg NO-N/ha a im einzelnen belegen:

Mittlere Jahresraten des NO-, NO₂-, N₂O- und N₂-Austauschs (kg N /ha · a) ± SE für die verschiedenen Untersuchungsflächen im Höglwald in den Jahren 1994-1997. Bestandesalter aller Flächen ca. 100 Jahre. (Butterbach-Bahl 2002)

	Fichte, Kontrolle	Fichte, gekalkt (4 t Dolomit/ha im Frühjahr 1994)	Buche, Kontrolle
NO	8,0 ± 0,6	4,3 ± 0,5	2,8 ± 0,4
NO₂	-2,4 ± 0,3	-2,4 ± 0,2	-2,1 ± 0,1
N₂O	1,2 ± 0,3	1,7 ± 0,8	3,8 ± 0,3
N₂	7,2 ± 0,7	-	12,4 ± 3,1
Σ Gesamt Gas-Emissionen	14,0	-	16,9

Der in **Tab. 6** ausgewiesene ursächliche Anteil der Landwirtschaft Deutschlands an den gesamten NO-Emissionen von 11% lässt erkennen, dass diese eine nicht zu vernachlässigende Quelle an NO-Emissionen darstellt, die Forstwirtschaft hingegen ursächlich nur zu 0,2 % zu diesen beiträgt, obwohl die forstwirtschaftlich genutzten Flächen zu 4% an diesen gesamten NO-Emissionen beteiligt sind. In Übereinstimmung hiermit betragen die biogenen Anteile bezogen auf die Gesamtemissionen von NO im südwestdeutschen Raum 5-20% (Meixner 1999), in Sachsen 18%, davon in den Sommermonaten 30-40% (Butterbach-Bahl 2002) sowie im europäischen Durchschnitt 5-10% (Neftel 2000). Die Nichtberücksichtigung der unverändert hohen NO-Emissionen dieser biogenen, ursächlich aber im wesentlichen anthropogenen Quellen ist einer der Gründe, warum sich die Minderung der NO-Emissionen im Energiebereich von 1990 bis 1999 um -40% nicht (entsprechend) bzw. den NO_x-Depositionen auswirkte. Wenn der für die Zukunft prognostizierte Rückgang der anthropogenen NO-Emissionen des Energiebereiches eintritt, wird der Anteil dieser biogenen Quellen an den gesamten NO-Emissionen auf durchschnittlich 30-40% erhöht und damit ihre Bedeutung im Hinblick auf die Photooxydantienbildung erheblich zunehmen.

Tabelle 6

Anteile der Landnutzung (Landwirtschaft und Forstwirtschaft) und des Energiebereiches (einschl. Verkehr) an den NO-Emissionen in Deutschland im Jahre 1999

Verursacherbereiche	NO – N – Emissionen	
	(kt / a)	(%)
1. Landnutzung ...davon:	69 (ursächlich: 61)	12 (ursächlich: 11)
1.1 Forstwirtschaft (10,5 Mio. ha)	(ursächlich: 1,0) 21 ¹⁾	(ursächlich: 0,2) 4
1.2 Landwirtschaft (16,0 Mio. ha)	(ursächlich: 60) 48 ²⁾	(ursächlich: 11) 8
2. Energiebereich ...davon:	498 (ursächlich: 506)	88 (ursächlich: 89)
2.1 Verkehr	317	56
2.2 Feuerungen	181	32
3. Gesamt (1. + 2.)	567	100

1) = 2,0 kg NO-N / ha FN · a

2) = 3,0 kg NO-N / ha LF_{Netto} · a

2.2 Vergleichende NH_y-N- und NO_x-N-Emissions-/Immissions-Betrachtungen

Diese Betrachtung wird in **Tab. 7** angestellt. Wenn die hier auch zur Diskussion stehenden höheren als üblicherweise bisher ausgewiesenen N-Depositionsraten für Waldflächen, Landwirtschaftsflächen und Restflächen sowie gesamte Flächen von 45 bzw. 35 bzw. 10 bzw. 34 kg N/ha'a zutreffen, belegen diese auch eher die Plausibilität der von BNLA (2002) ausgewiesenen NH₃-N-Emissionen insbesondere der Tierhaltung als jene des UBA (2001) oder gar des BMVEL/UBA (2002).

Tabelle 7

NH_y-N- und NO_x-N-Emissions-/Immissionsbetrachtung für Deutschland im Bezugsjahr 1999

	Autoren		
	BMVEL/UBA (2002)	UBA (2001)	BNLA (2002)
1. Emissionen: (Landwirtschaft + Nichtlandwirtschaft) a) NH _y -N ¹⁾ b) NO _x -N ¹⁾	492 (=467+25) 567 (= 60 + 507)	513 (=488+25) 567 (= 60 + 507)	635 (=610+25) 567 (= 60 + 507)
Gesamt (a+b)	1059	1080	1202
2. Immissionen: (Naß- und Trocken-Deposition) a) Waldfläche b) Landwirtschafts= flächen c) Restfläche	10,5 Mio. ha x 45 (30+15)kg N/ha'a = 473 kt N/a 19,3 Mio. ha x 35 (23+12) kg N/ha 'a = 669 kt N/a 5,9 Mio. ha x 10 (7+3) kg N/ha 'a = 60 kt N/a		
Gesamt (a+b+c)	35,7 Mio. ha x 34 (22+10) kg N/ha 'a = 1202 kt N/a (100) Vgl. UBA (2001) für 1997: a) <u>Ohne Nettoexport:</u> 35,7 Mio. ha x 28 kg N/ha' a = 1003 kt N/a (83) b) <u>Mit Nettoexport (EMEP):</u> 35,7 Mio. ha x 20 kg N/ha' a = 714 kt N/a (59)		

¹⁾ NH_y-N- und NO_x-N-Emissionen der Nichtlandwirtschaft (UBA 2001)

Die hier ohne Nettoexporte von emittiertem $\text{NH}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_x\text{-N}$ ermittelte mittlere Gesamt-N-Deposition von 34 kg N/ha GF^a A für 1999 entspricht UBA (2001) 30 kg N/ha^a bzw. für 1997 28 kg N/ha^a GF^a, aber in 1997 mit Berücksichtigung der Nettoexporte (301kt / a = 8 kg N/ha GF^a) nur 20 kg N/ha^a GF^a (Tab. 7). Die hier in Tab. 7 wesentlich höher ausgewiesenen N-Depositionsraten lassen sich also dadurch stützen, dass die grenzüberschreitenden N-Emissionen Deutschlands nach EMEP in deren Netto-Berechnung wesentlich überschätzt wurden.

In der **Tab. 8** werden dann nochmals die $\text{NH}_3\text{-N}$ sowie NO-N -Emissionen nach Isermann (1990/2002) und UBA (1994/2001) im Vergleich zu den $\text{NH}_3\text{-N}$ - sowie $\text{NO}_x\text{-N}$ -Depositionen in Deutschland dargestellt als Mittelwerte der Jahre 1987/89 und 1993/95 mit den entsprechenden Sollwerten bis 2015. Bei den N-Emissionen werden wieder deutlich die Unterschiede zwischen Isermann (1990/200) und UBA (1994/2001), nicht aber bei deren Minderungen im betrachteten Zeitabschnitt. Bei den N-Depositionen sind die Werte nach Gauger et al. (2002) gemessen an den entsprechenden N-Emissionen extrem niedrig, sind aber 1993/95 gemessen am Sollwert für 2015 dennoch um das 2fache zu hoch.

Tabelle 8

NH₃-N- sowie NO_x-N-Emissionen [a) Isermann (1990/2000), b) UBA (1994/2001)]
im Vergleich zu NH₃-N- sowie NO_x-N-Depositionen in Deutschland
als Mittelwerte der Jahre 1987/89 und 1993/95 mit entsprechenden Sollwerten spätestens bis 2015

GF =35,7 Mio. ha	N - E m i s s i o n e n				N - D e p o s i t i o n e n			
	Ø 1987/89		Ø 1993/95		Autoren	Ø 1987/89		Ø 1993/95
	(kt / a)	(kg /GF'a)	(kt / a)	(kg /GF'a)		(kt / a)	(kg /GF'a)	(kt / a)
1. NH ₃ -N bzw. NH ₃ -N	a) 781 (100) b) 684 (100)	21,6 19,0	635 (81) 525 (77)	17,7 14,6	Isermann (1990/2000) UBA (1994/2001)	526 (100)	14,6	436 (83) [242]
2. NO-N bzw. NO _x -N	1076 (100)	29,9	608 (56)	16,9	UBA (1994/2001)	353 (100)	9,8	310 (88) [172]
3. Gesamt-N a) (1. + 2.) b)	1857 (100) 1760 (100)	51,6 48,9	1244 (67) 1133 (64)	34,6 31,0	Isermann (1990/2001) UBA (1994/2001)	879 (100) >1202	24,4 >34,0	746 (85) 1202 [340]
4. Anteile am Gesamt-N (%) :								
4.1 NH ₃ -N (%) a)	42		51		s.o.	60		58
bzw. NH ₃ -N b)	39		46		s.o.	-		-
4.2 NO-N a)	58		49		s.o.	40		42
bzw. NO _x -N b)	61		54		s.o.	-		-
5. Soll -2015								
5.1 NH ₃ -N			kt/a < 180	kg /ha'a < 5	Isermann (2000)			kt / a < 180
bzw. NH ₃ -N			< 180	< 5				< 180
5.2 NO-N			< 360	< 10				< 360
bzw. NO _x -N								
5.3 Gesamt-N (5.1 + 5.2)								

2.3 N-Bilanzen der Landwirtschaft und des Ernährungsbereiches von Deutschland

Die Nährstoff- bzw. hier die N-Bilanzen dienen einerseits zur Charakterisierung bisheriger und aktueller, nichtnachhaltiger Nährstoff- bzw. N-Haushalte des Ernährungsbereiches und /oder seiner Sektoren. Andererseits im Sinne der zukünftig nachhaltigen Entwicklung aber auch zu ihrer Optimierung sowohl aus ökologischer (Schutz der Entsorgungsressourcen) als auch aus sozialer (Schutz der Versorgungsressourcen) und ökonomischer Sicht (Schutz und Mehrung der finanziellen und materiellen Ressourcen des Produzenten, also hier der Landwirtschaft). Hierbei bestimmen die Zielsetzungen dieser Bilanzierungen und die damit bezweckten Aussagen und Schlussfolgerungen den erforderlichen Bilanzierungsumfang und die Systemgrenzen einerseits nur sektoraler oder aber besser ökosystemarer Betrachtungsweise. Unterschiedliche Ansätze verschiedener Autoren schränken die Vergleichbarkeit dieser Bilanzierungen ein oder schließen diese gar gänzlich aus und führen auch zu anderen Ergebnissen, Schlussfolgerungen und Lösungsansätzen (Isermann 2000). Dies wird am nachfolgenden Beispiel der sektoralen N-Bilanz der Landwirtschaft deutlich (Abschnitt 2.3.1). Auch aus diesen Gründen letztlich unabdingbar sind dann ökosystemare Nährstoffbilanzen, also hier z.B. die N-Bilanz des gesamten Ökosystems Ernährung im Verbund mit seinen Sektoren Landwirtschaft mit Pflanzen- und Tierernährung, Humanernährung sowie (kommunaler) Abwasser- und Abfallwirtschaft einschließlich seiner 7 Akteure, auf die hier dann in Abschnitt 2.3.2 eingegangen wird. Sowohl aus ökonomischer und sozialer (Nährstoff-Vorratsveränderungen der Böden sowie Nährstoff-Verluste durch Emissionen) als auch aus ökologischer (Nährstoff-Emissionen und Immissionen) Sicht ist dann das Nährstoffsaldo zu differenzieren einerseits in Nährstoff-Anreicherungen der Böden oder in ermittelte (und nicht angenommene!) „Fließgewichte“ statischer Zustände wie sie eigentlich nur in Dauerversuchen zu erwarten sind und andererseits durch Ausweisung zugleich aller Emissionen in alle Umweltmedien mit entsprechenden Immissionsbetrachtungen. Eine solchermaßen vollständige Bilanzierung dient nicht zuletzt auch der (Selbst-)Kontrolle hinsichtlich der Plausibilität (Verifizierung, Validierung) der jeweiligen einzelnen Bilanzparameter. So sollten z.B. nicht wie auch bei diesem Workshop hinsichtlich N nur die Emissionen an NH_3 , (NO), N_2O (und N_2) nur der Landwirtschaft und nur in die Atmosphäre dargestellt werden, sondern zugleich auch von gelöstem (NO_3^- , NH_4^+ , organischen N) und partikulären N in die Hydrosphäre (Drainzone, Grundwasser, Oberflächengewässer) zusätzlich auch der Humanernährung sowie der (kommunalen) Abwasser- und Abfallwirtschaft. (Nähere Ausführungen hierzu siehe Isermann 2000a).

2.3.1 Die sektorale N-Bilanz der Landwirtschaft

Diese geht mit den einleitend erwähnten unterschiedlichen Bilanzierungsansätzen der beiden Autoren Bach et al. (1997) und Isermann und Isermann (1998) für Deutschland mit dem Bezugsjahr 1995 aus der **Tab. 9** hervor.

Tabelle 9

Stickstoff-Bilanz (Hof- oder Sektorale Bilanz) der deutschen Landwirtschaft

A) Ist-Situation im Jahre 1995 nach Bach et al. (1997)

sowie Isermann und Isermann (1998)

B) Soll-Situation im Jahre 2015 nach Maßgabe der Einhaltung der kritischen N-Eintragsmengen und -konzentrationen aller naturnahen Ökosysteme

LF (Mio ha) (Netto=Brutto - Brache)	Brutto: 17,0	Netto: 17,3-1,5=15,8	Brutto=Netto ca. 17,0
Viehbesatz (GV/ ha LF)	0,89	0,95	0,5
N-Bilanz	kg N / ha LF · a		
Situation	A) Ist (1995)		B) Soll (2015)
Bilanzparameter	Bach et al.(1997)	Isermann u. Isermann (1998)	
1. Input / Anlieferung	166	198	100 (=>80)
... davon:			
1.1 Mineraldünger	105	113	45(=>25)
1.2 Importfuttermittel	(24+14=) 38	(26+0=)26	0
1.3 Biologische N-Bindung (Legum)11		(11+4=)15	30
1.4 Atmosphärischer Eintrag	Netto: 10	(20+10=) 30	(7+3=) 10
1.5 Klärschlamm/Biokompost	(2+0=)2	(3+ 1=) 4	(12+3=)15
1.6 (Netto)-Mineralisation	0	10	0
2. Output / Anreicherung	166	198	100 (=>80)
... davon:			
2.1 Verkaufsprodukte	55	44	35
2.1.1 Pflanzenproduktion	(26+11=)36	(28+0=)28	(27+0=)27
2.1.2 Tierproduktion	(15+ 4=)19	(16+0=)16	(8+0=)8
2.2 Überschussaldo	111	154	65(=>45)
... davon:			
2.2.1 Boden:			
(Netto)-Immobilisation	0	(Netto) 0	0
2.2.2 Emission i.d. Umwelt:	k.A.(111)	154	65(=>45)
... davon in die:			
2.2.2.1 Atmosphäre	k.A.	83	42(=>30)
a) NH ₃ -Volatisation		(34+4=)38	22(=>10)
b) (De-)nitrifikation (N ₂ +N ₂ O)		(40+5=) 45	(18+2=)20
2.2.2.2 Hydrosphäre	k.A.	71	23(=>15)
a) Auswaschung		60	20/12
... davon ins Grundwasser		<= 25 ¹⁾	<=8/5 ¹⁾
b) Erosion, Oberfl.abfluß		<= 11	<= 3
Interflow, Direkt-Eintrag			
c) ...davon Einträge in die Oberflächengewässer		=>36	=>11/8
3. Stickstoff-Effizienz (%)			
Gesamte Landwirtschaft	33	23	35/44
... davon:			
a) Pflanzenproduktion	80	65	77
b) Tierproduktion	17	17	21
4. Anteil Futterproduktion an Pflanzenproduktion(%)	76	76	50

¹⁾Denitrifikation und Nitratammonifikation in Drainzone (u. Aquifer): 59% = 35 kg N/ha · a

Wesentliche Unterschiede dieser Hoftor-Bilanz betreffen:

2.3.1.1 Vorratsveränderungen in Böden

Das bei Bach et al. (1997/1999) unterstellte Fließgleichgewicht von N-(aber auch von C-, P- und S) Mineralisation und Akkumulation war z.B. in den landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands längerfristig seit ca. 1955 nie gegeben: Diese waren von ca. 1955 bis Anfang der 90er Jahre geprägt von der beabsichtigten Netto-Akkumulation an N (sowie C, P, S) zur Steigerung der Bodenfruchtbarkeit (insbesondere durch Zunahme von Humusmächtigkeit (erhöhter Pflugtiefe) sowie Verbesserung der Humusqualität (u.a. abnehmende C/N- bzw. C/P-Verhältnisse). Ab Anfang der 90er Jahre aber bis heute ergab sich jedoch eine Netto-Mineralisation von N (sowie C, P, S) („Interne C-, P-, S-Düngung“ /UBA 2000) u.a. infolge verminderter Mineraldünger-N-Einträge. Abrupte Landnutzungsänderungen wie z.B. Umwandlung von Ackerland zu Grünland bzw. Grünlandumbrüche wirken in dieselbe Richtung. (Erläuterungen hierzu mit Literaturhinweisen siehe bei Isermann und Isermann (1996a+b), Nieder 2000, Nieder et al. 2001). Hiervon sind auch Waldböden (Nieder et al. 2000) sowie aquatische Böden (Fluß- und Meeressedimente) (Isermann und Isermann 2000, UBA 2000) betroffen. Diese Vorratsveränderungen beinhalten hier die Netto-Mineralisation (Anlieferung) = „Interne Düngung“ im Rahmen der N-Abreicherung sowie -Verarmung. Wird diese wie o.e. also nicht einbezogen, führt dies u.a. wie bei Bach et al. (1999) zum Fehlschluss, dass „die Landwirtschaft noch nie so gut, d.h. so effizient wie heute war,“ denn diese angeblich so beeindruckende Scheineffizienz beruht im wesentlichen auf (durchaus wünschenswerter) Abreicherung aber auch Verarmung (Ressourcenplünderung bzw. -Verschwendung), nicht nur an N, sondern auch an P. So beruhen z.B. auch die N-Zufuhren und -Überschusssalden der Landwirtschaft der USA (Duxbury 1994) und insbesondere des Mississippi-Einzugsgebietes (Burkhart and James 1999, Isermann und Isermann 2000) im selben Ausmaß auf der N-Netto-Mineralisation wie auf der mineralischen N-Düngung.

Selbst in den Dauerdüngungsversuchen Westeuropas war dieses Fließgleichgewicht aufgrund der ständig angestiegenen N-Deposition von durchschnittlich ca. 5 kg N/ha/ LF⁻¹ a (Ende 19. Jahrhundert) bis heute auf ca. 35 (max. 65 z.B. in Bad Lauchstädt) kg N/ha LF⁻¹ a kaum gegeben.

2.3.1.2 Inländische Industriefuttermittel (Industriefuttermittel aus inländischer Erzeugung)

sind als Umlaufgröße (wie auch Wirtschaftsdünger exklusive Importfuttermittel) also kein Nährstoff- bzw. N-Input wie z.B. bei Bach et al. (1997/1999) mit entsprechenden pflanzlichen und tierischen Futtermitteln.

2.3.1.3 Netto-Verrechnung der atmosphärischen N-Deposition z.B.

- a) **mit den NH_3 -N-Emissionen der Landwirtschaft** wie z.B. bei Bach et al. (1997/99) ist unstatthaft, da beide auf 3-4fach zu hohem Niveau ökologische, ökonomische und soziale Problemgrößen darstellen.
- b) **mit der Denitrifikation** wie z.B. bei LAWA (1995) und Hege (1997) sind aus denselben Gründen unstatthaft.

2.3.1.4 Überschusssalden-Differenzierung

zugleich hinsichtlich Pedosphäre, Atmosphäre und Hydrosphäre ist zur Verifizierung und Validierung der Nährstoff- bzw. N-Bilanz ebenfalls unabdingbar. Hier muss dann auch eine evtl. **Nährstoff- bzw. Stickstoff-Anreicherung des Bodens** (Akkumulation) Berücksichtigung finden.

Zu dieser Überschusssalden-Differenzierung gehört auch die Ausweisung der in diesem Workshop interessierenden Emissionen in die Atmosphäre von NH_3 insbesondere der Tierhaltung /Tierproduktion sowie an NO , N_2O (und N_2).

2.3.2 Die ökosystemare N-Bilanz des Bereiches Ernährung

Wie einleitend bereits erwähnt, bietet nicht die sektorale N-Bilanz von Abschnitt 2.3.1 nur der Landwirtschaft, sondern nur die ökosystemare N-Bilanz des gesamten Bereiches Ernährung Ansatzpunkte zur Optimierung ihres N-Haushaltes und somit zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung zugleich aller N-Verluste bzw. -Emissionen und -Immissionen sowohl in die Hydrosphäre als auch in die Atmosphäre. Hierbei werden zugleich betrachtet:

a) alle 3 Teilsektoren:

- Landwirtschaft mit Pflanzen- und Tierernährung
- Humanernährung
- Abwasser- und Abfallwirtschaft

b) mit ihren 7 Akteuren:

- Landwirtschaft
- Futtermittel-Industrie
- Nahrungsmittel-Industrie
- Haushalte
- Abwasser- und Abfallwirtschaft
- Handel
- Politik (Agrar-, Ernährungs-, Umweltpolitik) mit ihrer entsprechenden Gesetzgebung

Dieselben Betrachtungsweisen und Forderungen ergeben sich unabdingbar auch für den Phosphor-, Kohlenstoff- und Energiehaushalt des Gesamtbereiches Ernährung. Dies wurde aus zahlreichen Publikationen des Autors bzw. unseres BNLA während der letzten 12 Jahre deutlich.

Mit o.e. Zielsetzung hat nun der Autor gemeinsam mit den betreffenden Mitautoren des ATV /DVWK -Fachausschusses 9 (Stoffflüsse) eine aktuelle N-Bilanz des Gesamtbereiches Ernährung von Deutschland im Mittel der Bezugsjahre 1995/1998 erstellt (ATV / DVWK 2001) (s. Abb. 3 im Beitrag von G. Weber-Blaschke).

1. Auch diese N-Bilanz berücksichtigt keine Veränderungen des N-Vorrates des landwirtschaftlich genutzten Bodens
2. Gemessen am N-Input =N-Output der Landwirtschaft (Produktion) von 2 900 kt /a (100%) gelangen über Agrarprodukte gesamthaft nur 732 kt N/a und somit nur 26% zum Konsumenten
3. Entsprechend entfallen mit 2 158 kt N/a ca. 74% des N-Outputs der Landwirtschaft auf Emissionen in Atmosphäre und Hydrosphäre
4. Von dem Output des Gesamtsystems Ernährung in die Umwelt in Höhe von 2 623 kt /a = 100% entfallen:
 - 2 130 kt/a = 81% auf die Landwirtschaft (Produktion) und
 - 493 kt /a = 19% auf die Abwasser-und Abfallwirtschaft
5. Die größten N-Emissionen erzeugen
 - a) mit 1 679 kt / a die Tierhaltung in die Atmosphäre
 - b) an 2. Stelle folgt die Auswaschung von landwirtschaftlich Flächen mit 948 kt/a
 - c) an 3. Stelle folgt die Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen mit 365 kt/a Emissionen in die Atmosphäre
 - d) erst an 4. Stelle und deutlich geringer folgt der Gewässereintrag aus dem Ablauf kommunaler Kläranlagen mit 135 kt/a
6. Hier wird eine atmosphärische N-Deposition auf die Landwirtschaftsfläche von 443 kt /a = 27 kg N/ha a unterstellt, verglichen mit Tab. 7 von 34 kg N/ha a bzw. mit Tab. 9 mit 30 kg N/ha a.
7. Vom N-Input in das Gesamtsystem Ernährung von 3 231 kt/a oder der Landwirtschaft von 2 900 kt/a gelangen mit dem Klärschlamm nur 71 kt/a entsprechend 2% in das Gesamtsystem Ernährung bzw. in die Landwirtschaft zurück.

Der N-Haushalt (ebenso wie die S- und C-Haushalte) des Gesamtsystems Ernährung ist also ein zu 98% offenes System mit entsprechenden exhaustiven Lebens- und Wirtschaftsweisen. Weiter Ausführungen hierzu siehe hier den Beitrag von Weber-Blaschke und Isermann (2001) sowie Isermann und Isermann (2002a).

2.4 Unvermeidbare und tolerierbare Emissionen an gasförmigen reaktiven Verbindungen

Unvermeidbare Emissionen (Verluste an Nährstoffen) sind aus der Sicht des Verursacherbereiches Landwirtschaft, welche sich nach selbst definierter sog. „guter fachlicher Praxis“ auf der Grundlage bester verfügbarer Technik (BVT) und unter Berücksichtigung von Standort, Bewirtschaftung und Tierhaltung ergeben (Ebertseder et al. 2001, Gutser und Matthes 2001, Gutser 2001). Hingegen sind **tolerierbare Emissionen** (Verluste an Nährstoffen) aus der Sicht des Umwelt- und Naturschutzes und damit auch einer nachhaltigen Landwirtschaft/Humanernährung, welche auf Regionen bezogen begrenzt werden durch die kritischen Eintragsraten und -konzentrationen nach Maßgabe sowohl bester verfügbarer Technik als auch notwendiger struktur- und systemverändernder Maßnahmen orientiert am Bedarf der einheimischen Bevölkerung an landwirtschaftlichen Erzeugnissen, insbesondere an pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln.

In **Tab. 10** ist die aktuelle Ist-Situation (1998/99) und die maximal tolerierbare Soll-Situation 2015 der Emissionen an gasförmigen reaktiven Verbindungen des N von Deutschland dargestellt, unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft.

Gemessen an der Soll-Situation (2015) sind die aktuellen Emissionen (1998/99) aller Verursacherbereiche als auch der Landwirtschaft im einzelnen hinsichtlich NH_3 , NO und N_2O um das 3-5fache und gesamthaft um das 4fache zu hoch bei Anteilen des Verursacherbereiches Landwirtschaft im einzelnen von 96 bzw. 11 bzw. 70 sowie gesamthaft von 57%.

Tabelle 10

Aktuelle Ist-Situation (1998/99) und maximal tolerierbare Soll-Situation (spätestens bis 2015) der Emissionen an gasförmigen reaktiven Verbindungen des Stickstoffs (N) von Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft
[UBA 2001, Isermann 2002, Isermann K. und R. Isermann 2002, Isermann R. und K. Isermann 2002)]

Emissionen an gasförmigen reaktiven Verbindungen des N									
N-Form	NH ₃ -N		NO-N		N ₂ O-N		NH ₃ -N + NO-N + N ₂ O-N		
Umweltschädigung	Eutrophierung Versauerung Treibhauseffekt		Eutrophierung Versauerung Treibhauseffekt		Treibhauseffekt Stratosphärische Ozon-Zerstörung		Eutrophierung Versauerung Treibhauseffekt Ozon-Zerstörung		
Mengen	kt / a	kg / ha ¹⁾ GF · a	kt / a	kg / ha ¹⁾ GF · a	kt / a	kg / ha ¹⁾ GF · a	kt / a	kg / ha ¹⁾ GF · a	
1. Ist-Situation (1998/1999)									
1.1 Gesamt	635 [100] (100)	17,8	567 [100] (100)	15,8	203 [100] (100)	5,7	1402 [100] (100)		39,3
1.2 ...davon Landwirtschaft [kg N/ha LF·a]	610 [100] (96)	17,2	60 [100] (11)	1,7	142 [100] (70)	3,9	817 [100] (57)		22,9
2. Soll-Situation (2015)									
→ Handlungsziele	→ Durchschnittliche N-Deposition 5 kg NH ₃ -N + 5 kg NO _x -N = 10 kg N/ha GF · a								
2.1 Gesamt	180 [28] (100)	5,0	180 [32] (100)	5,0	41 [20] (100)	1,1	401 [29] (100)		11,2
2.2 ...davon Landwirtschaft [kg N/ha LF·a]	175 [29] (97)	4,9	19 [32] (11)	0,5	28 [20] (68)	0,8	222 [27] (56)		6,2
		[10,9]		[1,2]		[1,7]			[13,8]

¹⁾ GF= Gesamtfläche von Deutschland: 35,7 Mio. ha

Wesentliche Schlussfolgerung aus dem Abschnitt 2.3.2 ist jedoch, dass technische Maßnahmen zur Emissionsminderung und Effizienzverbesserung bei bestehender nichtnachhaltiger Lebens- und Wirtschaftsweise im Bereich Ernährung zwar wichtig sein können, aber alleine hinsichtlich ihrer Immissionen z.B. der Landwirtschaft gemessen an den kritischen N-Eintragskonzentrationen und -Eintragsraten und ihren entsprechenden maximal tolerierbaren Emissionen von 10 kg NH₃-N /ha LF + 18 bis 23 kg N₂ -N + 1 kg N₂O-N + 1 kg NO-N + 10 -15 kg NO₃-N = 45 bis 50 kg N (Tab.1, Isermann und Isermann 1995, 1996c, UBA 1995) diese noch um ein mehrfaches überschreiten. Technische Maßnahmen haben somit nur flankierenden Charakter. So geht auch aus der Studie des BMVEL/UBA (2002) hervor, dass ohne verringerte Tierbestände und nur durch beste verfügbare Techniken (BVT) mit Kosten von 12 100 bis 14 600 DM/t vermindertem NH₃-N und einem Minderungspotential (2015) gegenüber 2000) von nur 7-15% die Forderungen des UN /ECE-Multikomponentenprotokolls (1999) hinsichtlich der maximal zulässigen NH₃ -N-Emission der Tierhaltung von 389 kt/a wohl kaum erfüllen lassen. Letztere sind aber gemessen an den tolerierbaren Emissionen von nur 160 kt/a immer noch um das 2,4fache zu hoch (**Tab. 1, 2, 7, 8, 9 und 10**). Wesentlich ist hingegen ein Absenken des gesamten N-Niveaus des N-Haushaltes im Bereich Ernährung um ca. 60%. Dies folgt auch z.B. aus der nationalen integrierten Stickstoffpolitik der Niederlande (Erisman et al. 2001). Gemessen an der Ausgangssituation von 1995 mit einem N-Niveau von 198 kg N/ha A und einem zu 98% offenen N-Haushalt lässt sich dieses N-Niveau absenken bzw. diesen Öffnungsgrad verringern (BNLA 2002 bzw. Isermann 2002):

- Nur durch technische Effizienzverbesserung um 24 bzw. auf 95%
- Durch nachhaltige Lebens-und Wirtschaftsweisen einschließlich technischer Maßnahmen um 60% bzw. auf 80% und -was man der gesamten Bevölkerung nicht abverlangen kann- durch die
- Abstinenz des Vegetariers mit 48% Eiweißüberschuss um 81% bzw. auf 42%
- Abstinenz des Vegetariers ohne Eiweißüberschuss (Subsistenz) um 87% bzw. auf ebenfalls 42%

Vom ehemaligen (Mit-)Auftraggeber BML her zwar erklärlich, doch wohl kaum mit der Zielsetzung der Agrar- und Ernährungswende des BMVEL, BMU und des Bundeskanzleramtes vereinbar, stellen die Inhalte der Studie von BMVEL/UBA (2002) im wesentlichen nur eine „end of pipe“ Technikfolgen-Abschätzung hinsichtlich des Minderungspotenziales an NH₃-Emissionen der Tierhaltung dar, ohne ursächlich und hinreichend sowie an der Quelle ansetzend zuerst den notwendigen Tierbestand im Rahmen einer insgesamt nachhaltigen Tierhaltung zu hinterfragen. Dann stehen nämlich system- und strukturverändernde Maßnahmen hinsichtlich einer insgesamt nachhaltigen Landwirtschaft und darüber hinaus des Gesamtbereiches Ernährung im Vordergrund und technische Maßnahmen zur C-, N- und P-Emissionsminderung helfen flankierend diese

nachhaltige Entwicklung mit herbeizuführen. Entgegen bisheriger Auffassungen (Ebertseder et al. 2001, Gutser und Matthes 2001, Gutser und Ebertseder 2001) sind also die vermeidbare Konsumtion und Produktion von Nahrungsmitteln wie bei tierischen Nahrungsmitteln der somit tolerierbare Tierbestand (und nicht nur die tolerierbare Tierbesatzdichte!) bei der Ausweisung von unvermeidbaren Emissionen einzubeziehen, sofern durch beste verfügbare Technik die entsprechenden kritischen (Nähr-)Stoffeinträge und -Konzentrationen der naturnahen Ökosysteme sich nicht unterschreiten lassen. Ohne Einschluss der vermeidbaren Konsumtion und Produktion sind z.B. die Emissionen an klimarelevanten Gasen der Landwirtschaft allenfalls um -30% zu mindern (Freibauer 2001), von Nöten sind aber -70 bis -80%. Zudem sind solche „gezielten“ technischen Maßnahmen zur Emissionsminderung wie hier z.B. von NH_3 dann in Frage zu stellen, wenn diese wie z.B. die Einarbeitung von Gülle in den Boden Emissionen an N_2O , NO und NO_3^- begünstigen sowie die Senkenwirkung der Böden für CH_4 vermindern. – So kommt auch das UBA mit seiner Studie „Nachhaltige Entwicklung in Deutschland“ (2002) nicht nur für den Bereich Ernährung, sondern auch z.B. für die Bereiche Energienutzung, Mobilität und Tourismus zu dem Schluss, dass sich die derzeitigen Lebens- und Wirtschaftsweisen auch in Deutschland sich auf Dauer nicht durchhalten lassen. Selbst deutliche technische Fortschritte können nicht dafür sorgen, dass der Verbrauch an (Ver- und Entsorgungs-)Ressourcen auf ein verträgliches Maß verringert werde. Helfen könnten nur „Umstellungen im Alltagsverhalten.“

Abschließend sei bemerkt, dass bei keinem der (auch) klimarelevanten Spurengase NH_3 , NO , N_2O , CH_4 (und NMVOC) wie z.B. vom KTBL hinsichtlich der BMVEL/UBA-Studie (2002) der Anspruch erhoben werden kann, diesbezüglich einen bis 2010 tragbaren Sachstandsbericht verfasst zu haben. Dies liegt schon buchstäblich „in der Natur“ dieser Spurengase betreffend deren Emissionen, Transmissionen, Reaktionen, Depositionen sowie ursächlichen und hinreichenden Emissionsminderungsmaßnahmen. Dies belegen allein schon die nationalen Absichtserklärungen (Eol's) wie z.B. von NEXCHANGE, GREGA, TEARS und EMITIGATE des 6. EU-Rahmenprogramms (FP6).

3. Literatur

- ATV/DVWK Fachausschuss 9 (Stoffflüsse) (2001): Stickstoffbilanz in Deutschland. Hrsg.: ATV/DVWK/Hennef
- Bach, M., Frede, H.G. und Lang, G. (1999): Nährstoffbilanzen der Landwirtschaft in Deutschland, AID-Heft 1404, 30 S. (Siehe auch Behrendt et al. 1999).
- Bach, M., Frede, H.G. und Lang, G. (1997): Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-, Bilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V. 35435 Wittenberg, 77 S.
- BMVEL/UBA (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsstrategien bis zum Jahre 2010. UBA-Texte 05/02, 192 S.
- BMVEL/UBA –Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft / Umweltbundesamt (2002): Döhler, H., Eurich-Menden, B., Dämmgen, U., Osterburg, B., Lüttich, M., Bergschmidt, A., Berg, W. und Reiner Brunsch: BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft bis zum Jahre 2010. Hrsg.: Umweltbundesamt / Berlin, UBA-Texte 05/02, 192 S.
- BNLA (2002): Isermann, K. (2002): Die Stickstoff-Flüsse im Ernährungsbereich von Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft. Tagungsband „Emissionen der Tierhaltung und Beste Verfügbare Techniken zur Emissionsminderung “ am 03.-05- Dez. 2001, Bildungszentrum Kloster Banz, KTBL-Schrift 406, 1-20, 2002)
- Bräutigam, K.R. (1998): Substance Flows (SFA)-Nitrogen. Bericht Do. MFS / 97/10 des Statistical office of the European Communities F3-Environment. Bericht des Institute for Technology Assessment and System Analysis (ITAS), Karlsruhe
- Burkart, M.R. and James, D.E. (1999): Agricultural-nitrogen contributions to hypoxia in the Gulf of Mexico . J. Environ. Qual. 28, p.850-859
- Butterbach-Bahl, K. (2002): Wälder als NO_x-Quelle: Einflussfaktoren und biogeochemische Prozessmodellierung. Protokoll und Anlagen zur 11.Sitzung des Dechema/Gdch/DBG-Gemeinschaftsausschusses „Chemie der Atmosphäre“ am 18./19. April 2002 /Frankfurt/Main
- Duxbury, J.M. (1994): The significance of agricultural sources of greenhouse gases. Fertilizer Research 38, S.151-163
- Ebertseder, T., Gutser, R. und Hege, U. (2001): So viel N darf verloren gehen. DLG-Mitteilungen 3/2001, S.15-17
- Emission Inventory Guidebook (EIG) (1996-2001): <http://reports.eea.eu.int/> / EMEPCORINAIR /en

- Erismann, J.W., de Vries, W., Kros, H., Oeneman, O., van der Erden, L., van Zeijts, H. and S. Smeuldes (2002): An outlook for a national integrated nitrogen policy. *Environmental Science & Policy* 4, 87-95
- Freibauer, A (2001): Greenhouse gases and agriculture in Europe - Today and in the future. Conclusions of the Conference „Food Chain 2001“, 14-16 March, Uppsala, Sweden
- Gauger, Th., Köble, R. und F. Anselm (2000): Endbericht 29785079 / Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald- und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme . Teil 1: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995 (140 S.) sowie Teil 2: Kartierung von critical levels (57 S.). Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Juni 2000
- Gutser, R. und Th. Ebertseder (2001): Unvermeidbare Nährstoffverluste in der Landwirtschaft. Bundesarbeitskreis Düngung/Frankfurt/Main, Tagungsbericht Würzburg 24./25. April 2001, 95-114
- Gutser, R., Matthes, U. (2001): Neuer Rahmen für den Ackerbau: Wunsch und Wirklichkeit. DLG-Mitteilungen 3/2001, S. 12-14
- Hege, U. (1997): Nährstoffsaldierung landwirtschaftlicher Betriebe- Vorgehensweise und Bewertung. In: Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Conference papers Vol 20/BD 20, UBA-Wien, S.94-100
- Isermann, K. (1990): Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und hinreichende Lösungsansätze zur Minderung. Tagungsband KTBL/VDI-Symposium: Ammoniak in der Umwelt- Kreisläufe, Wirkungen, Minderung, 10.-12.10. 90 in Braunschweig (FAL), Hrsg.: KTBL, Darmstadt und VDI, Düsseldorf, 11.1-1.76,
- Isermann, K. (1994): Ammoniakemissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" (Hrsg.): Studienprogramm Landwirtschaft, Economica-Verlag, Bonn, Band 1 Landwirtschaft, Teilband I, Studie E, S.1-250)
- Isermann, K. (2000): Unterschiedliche Ansätze verschiedener Autoren bei der Ermittlung sektoraler, nationaler Stickstoff-Hofter-Bilanzen der Landwirtschaft, dargestellt am Beispiel Deutschlands. Beitrag zu TOP 4 „Stickstoffflüsse in der Bundesrepublik Deutschland“ der 18. Sitzung des ATV(DVWK-AK-9 „Stoffflüsse“ am 29. August 2000 im Umweltbundesamt Berlin. Eigenverlag BNLA, 6 S.
- Isermann, K. und Isermann, R. (1995): Tolerierbare Emissionen des Stickstoffs einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 76, S.547-550

- Isermann, K. und Isermann, R. (1996a): Böden mit Nährstoffen - verarmen-anreichern / abreichern - nachhaltig optimieren. Landwirtschaft '96. Der Kritische Agrarbericht . Hrsg.: Agrarbündnis e.V. / Bonn, S.206-216
- Isermann, K. und Isermann, R. (1996b): Netto-C, N-, P- und S-Immobilisation und- Mineralisation vor dem Hintergrund der Optimierung von Bodenfruchtbarkeit und Düngung sowie des Bodenschutzes. Vortragsveranstaltung "Stoffliche Bodenbelastungen" der AG Bodenschutz der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) am 07./08. Mai in Leipzig Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 80, S.133-136
- Isermann, K. und Isermann, R. (1996 c): Tolerierbare Nährstoffsalden der Landwirtschaft ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme. Fachtagung "Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen " der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) am 11./12. Juli 1996 in Wittenberg. Tagungsband: Initiativen zum Umweltschutz 5 (1997) Hrsg. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, S.127-159
- Isermann, K. und R. Isermann (1998): Aktuelle N₂O-Emissionen der Landwirtschaft als Bestandteile ihrer N-Bilanz und der gesamten N₂O-Emissionen Deutschlands. VDLUFA-Schriftenreihe 49, Kongressband 1998 (Gießen), S. 673-676
- Isermann, K. und Isermann, R. (1999): Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxyden. Allgemeine Forst Zeitschrift (AFZ) / Der Wald 6/1999, S.302-307
- Isermann, K. und Isermann, R. (2001): Die Ernährungswende: Abwendung von der (Aus-)Nutzung von Konsumtions- und Produktionspotenzialen und Hinwendung zum nachhaltigen, vorsorgenden Verbraucher-und Erzeugerschutz. VDLUFA-Schriftenreihe 5X/2001, 113. VDLUFA-Kongreß /Berlin (im Druck)
- a) Kurzfassung: Arbeitsberichte KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 2001 (48) Nr. 11, S. 1551-1556
 - b) Langfassung: ATV-DVWK-Arbeitsbericht (2002) des ATV-DVWK-Fachausschusses AK-9 „Stoffflüsse“ Hennef 2002, 85 S.
- Isermann, K. und R. Isermann (2002a): Aktualisierung der Emissionsfaktoren von CH₄, NMVOC, NH₃, N₂O und NO aus biogenen Quellen. Handreichung zur 11. Sitzung des Dechema/Gdch/DBG-Gemeinschaftsausschusses „Chemie der Atmosphäre am 18./19. April 2002 (20 S., 23 Tab. , 6 Abb.)
- Isermann, K. und R. Isermann (2002b): Ausgangssituationen, Prognosen und Szenarien der Emissionen von SO₂, NO, NH₃ und CO₂ in Deutschland vor dem Hintergrund tolerierbarer Immissionen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 98, 45-46
- LAWA-Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat/ Stuttgart (1995), 104 S.

- Meixner, F.X. (2000): Emission von Stickoxyden aus dem Boden. Protokoll der 8. Sitzung Dechema /GDCH/DBG-Gemeinschaftsausschuß „Chemie der Atmosphäre“ am 21./21. Nov. 2000 im Dechema-Haus / Frankfurt/Main
- Menzi, H., Frick, R und R. Kaufmann (1997): Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials . Schriftenreihe 26 der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), 107 S.
- Möller, D. und H. Schieferdecker (1990): Ammoniakbilanz für das Gebiet der DDR. Tagungsband KTBL/FAL: Ammoniak in der Umwelt 1990. Beitrag 5.1, Hrsg.: KTBL /Darmstadt
- Neftel, A.: NO-Emissionen aus Agrarflächen in Mitteleuropa. Protokoll der 8. Sitzung Dechema /GDCH/DBG-Gemeinschaftsausschuß „Chemie der Atmosphäre“ am 21./21. Nov. 2000 im Dechema-Haus / Frankfurt/Main
- Nieder, R. (2000): Nährstoffanreicherung in Ackerkrumen vor dem Hintergrund des Boden,-Klima- und Gewässerschutzes. Z.f. Kulturtechnik und Landentwicklung 41, S. 49-56
- Nieder, R., Dauck, H.P. und A. Pacholski (2001): Neubewertung der N -Mineralisationskapazität niedersächsischer Löss-Ackerböden (Im Druck: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2001
- Nieder, R., Wachter, H. und Isermann, K, (2000): Erhöhte Stoffausträge auch aus Waldböden? AFZ /Der Wald 11, S.594-599
- UBA (Umweltbundesamt) (1995): Nachhaltiges Deutschland, 355 S.
- UBA / Umweltbundesamt (2000): Jahresbericht 1999, 156 S.
- UBA /Umweltbundesamt (2001): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. Erich-Schmidt-Verlag/Berlin (2001), 392 S.
- UBA /Umweltbundesamt (2002): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. Berlin 2002
- UBA-Wien (2001): Umweltsituation in Österreich. 6. Umweltkontrollbericht, 867 S.

Autorenverzeichnis

Dr. Sabine Bernsdorf

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Inst. f. Agrartechnik und Landeskultur
L.-Wucherer-Str. 81
06108 Halle/S.
Tel: 0345/55 22754
e-mail: bernsdorf@landw.uni-halle.de

Dr. Gabriele Weber-Blaschke

Lehrstuhl für Wassergüte- und Abfallwirtschaft
Technische Universität München
Am Coulombwall
85748 Garching
Tel.: 089 / 289 13789
Fax: 089 / 289 13718
e-mail: gabriele.weber@bv.tum.de

Dipl.-Ing. agr. Nadine Böhlmann

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Inst. f. Agrartechnik und Landeskultur
L.-Wucherer-Str. 81
06108 Halle/S.
Tel: 0345/55 22753
e-mail: boehlmann@landw.uni-halle.de

Dr. Frank Böhme

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle/S.
Tel.: 0345/5585 420
Fax: 0345/5585 449
e-mail: boehme@bdf.ufz.de

Prof. Dr. Borg

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Inst. f. Agrartechnik und Landeskultur
L.-Wucherer-Str. 81
06108 Halle/S.
Tel: 0345/55 22752

Dr. Uwe Franko

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle/S.
Tel.: 0345/5585 432
Fax: 0345/5585 449
e-mail: ufranko@bdf.ufz.de

Dr. Thomas Gauger

Institut für Navigation, Universität Stuttgart
Breitscheidstr. 2
70147 Stuttgart
<http://www.nav.uni-stuttgart.de/>
Tel.: 0711/121 41 77
Fax: 0711/121 27 55
e-mail: gauger@nav.uni-stuttgart.de

Dr. K. Isermann

Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur (BNLA)
Heinrich-von-Kleist-Strasse 4,
67374 Hanhofen
Tel.: 06344/2983
Fax: 06344/937264
e-mail: Isermann.bnla@t-online.de

Dr. H. Lippold

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
Fachbereich Bodenkultur u. Pflanzenbau,
Gustav-Kühn-Str.8
04159 Leipzig
Tel.: 0341/9174152
Fax: 0341/9174111
e-mail: Hans.Lippold@leipzig.lfl.smul.sachsen.de

Dr. Ines Merbach

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Hallesche Str. 44
06246 Bad Lauchstädt
Tel.: 034635/90417
Fax: 034635/90418
e-mail: imerbach@bdf.ufz.de

Prof. Dr. Ralf Meißner

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Inst. f. Agrartechnik und Landeskultur
L.-Wucherer-Str. 81,
06108 Halle/S.
Tel.: 039386/97113
Fax: 039386/97116
e-mail: meissner@lysi.ufz.de
(gemeinsame Berufung mit Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Sektion Bodenforschung)

Dr. Martina Puhlmann

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Sektion Bodenforschung

Theodor-Lieser-Str. 4

06120 Halle/S.

Tel.: 0345/5585 425

Fax: 0345/5585 449

e-mail: mpuhlm@bdf.ufz.de

Dr. Rolf Russow

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Sektion Bodenforschung

Theodor-Lieser-Str. 4

06120 Halle/S.

Tel.: 0345/5585 411

Fax: 0345/5585 449

e-mail: russow@bdf.ufz.de

Dr. Horst Schulz

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Sektion Bodenforschung

Theodor-Lieser-Str. 4

06120 Halle/S.

Tel.: 0345/5585 417

Fax: 0345/5585 449

e-mail: hschulz@bdf.ufz.de

U. Wegener

Nationalpark Hochharz

Lindenallee 35

38855 Wernigerode

