

Übersichtsbeiträge: N, P, S-Zyklus

Präambel

Umweltbelastungen treten umso mehr auf, als der Mensch stoff- und energieintensiv wirtschaftet und Absorptions- und Regenerierungskapazitäten und -dynamiken mißachtet. Verminderte Stoffdurchsätze sind aus Gründen der Vorsorge für unsere und nachfolgende Generationen angezeigt und auf den Feldern Effizienz und Suffizienz anzustreben. Dies setzt Bewertungsschritte voraus.

Die anthropogene Störung biogeochemischer Kreisläufe führt zu veränderten Reservoirs natürlicher Stoffe in sowie Flüssen zwischen den Umweltmedien. Diese Veränderungen können nur gradueller Art sein oder aber schwerwiegende Folgen für die Ökosysteme haben. Letzteres tritt dann

ein, wenn Verfrachtungen veränderte räumliche und zeitliche Muster der Verteilung erzeugen oder wenn die Pufferkapazitäten der Ökosysteme überschritten werden. Die Verfrachtung anthropogener, naturidentischer Stoffe erfolgt durch physikalische Transportvorgänge in den Umweltmedien oder auch mit Hilfe der Transportmedien der Anthroposphäre (Welthandel). Im Vergleich zu den naturfremden Stoffen treten hier die Merkmale **Persistenz** und **akute Toxizität** zwar zurück, aber das ökotoxikologische Potential ist aufgrund von Bioverfügbarkeit, von Akkumulation und Synergien sowie chronischer Toxizität immens. Das Dilemma der Ökotoxikologie, das durch die methodischen Defizite bei der Abbildung ökosystemarer Charakteristika und des Referenzzustandes gekennzeichnet ist (KETTRUP et al., 1991), tritt hier noch deutlicher zu Tage.

Anthropogene Störung des Stickstoff-Kreislaufs

Ökotoxikologische Dimension

¹Gerhard Lammel, ²Heiner Flessa

¹Max-Planck-Institut für Meteorologie, Bundesstr 55, D-20146 Hamburg

²Universität Göttingen, Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, D-37077 Göttingen

Korrespondenzautor: Dr. Gerhard Lammel

Zusammenfassung

Stickstoffverbindungen akkumulieren derzeit in den Böden und in der Atmosphäre und dringen in die Grundwasserspeicher vor. Dies hat schon heute und wird mehr noch in der Zukunft Veränderungen der Ökosysteme und eine Beeinträchtigung der Wasser- und Luftqualitäten und des Klimas zur Folge haben. Einige dieser Wirkungen entfalten sich nur langsam, sind aber, wenn die Prozesse einmal angestoßen sind, auch kaum beeinflussbar.

Ökologische Vorsorge kann sich nicht auf die Minimierung der Exposition von Organismen gegenüber naturfremden Stoffen beschränken, sondern muß auch natürliche, aber anthropogen überhöhte Stoffkonzentrationen und deren Wirkungen sowohl auf Einzelorganismen als auch auf die Ökosysteme berücksichtigen.

Schlagwörter: Ammonifikation; Ammonium, Landwirtschaft; Denitrifikation, Stickstoffixierung; Nitrat, Landwirtschaft; Nitrifikation; Nitrit; Peroxyacetylnitrat; Stickoxide; Stickoxid-Emission, Energie und Verkehr; Stickstoff, Luft, Wasser, Boden; Stickstoff-Kreislauf

Abstract

Anthropogenic Perturbation of the Nitrogen Cycle: The Ecotoxicological Dimension

Nitrogen compounds accumulate in soils and the atmosphere and penetrate into groundwater reservoirs. This already affects terrestrial ecosystems, water and air quality, and the climate now and will even influence these parameters more in the future. Some of the effects only develop slowly, but the underlying processes can barely be influenced.

Ecological precaution cannot be limited to a minimization of the exposure of organisms by xenobiotics, but should be equally concerned with the effects of anthropogenically enhanced concentrations of natural compounds upon organisms and ecosystems.

Keywords: Ammonification; ammonium, agriculture; denitrification, nitrogenification; nitrate, agriculture; nitric oxide cyclus; nitric oxide emissions, energy and traffic; nitric oxide, air, water, soil; nitric oxide; nitrification; nitrite; peroxyacetylnitrate

1 Einleitung

In der nachstehenden Betrachtung des Stickstoff-Kreislaufes soll die anthropogene Störung soweit möglich quantifiziert und die Wirkung veränderter Exposition thematisiert werden. Ansätze zu Bewertungsstrategien werden vorgestellt und Grenzen aufgezeigt.

Große Mengen Stickstoff sind in der Atmosphäre ($4 \cdot 10^{21}$ g), in den Ozeanen (ca. $2 \cdot 10^{19}$ g) und in der toten organischen Materie in den Böden (mehr als $3 \cdot 10^{17}$ g N) in unterschiedlichen Bindungsformen gespeichert. Die lebende Biomasse enthält $(5-10) \cdot 10^{15}$ g N, wovon ca. $(4-6) \cdot 10^{13}$ g durch Waldvernichtung in den achtziger Jahren verloren gingen (FAO, 1995a). "Stoffkreislauf" bedeutet nun, daß zwischen den Reservoirs unterschiedlich rasch Austauschvorgänge stattfinden und "anthropogene Störung", daß der Mensch diese Flüsse und Reservoirs verändert hat. Der biogeochemische Kreislauf des Stickstoffs ist unter den Elementkreisläufen dadurch gekennzeichnet, daß besonders viele Bindungsformen wichtige Rollen spielen. Die Exposition von pflanzlichen und tierischen Organismen und auch des Menschen gegenüber den Einzelverbindungen ist wichtig. Damit kommen den Verweildauern der unterschiedlichen chemischen Formen in den Reservoirs Bedeutung zu. Die ökotoxikologischen Effekte umfassen, wie im Folgenden gezeigt wird, auch mittelbare Effekte, d.h. solche, die nicht von den N-Emissionen selbst, sondern von in der Umwelt gebildeten Folgeprodukten ausgehen.

2 Stickstoff in Organismen

Für Pflanzen ist Stickstoff ein wesentlicher Grundstoff: Als Bestandteil sämtlicher Amino- und Nukleinsäuren, und damit der Eiweißstoffe und genetischen Informationsträger sowie anderer Grundstoffe, sind Lebensformen ohne ihn gar nicht denkbar. Pflanzen bestehen zu maximal einigen Prozent aus Stickstoff. Insgesamt sind etwa 13 Mrd t N in der terrestrischen Biomasse, in pflanzlichen und tierischen Organismen, gespeichert (JAFPE, 1992).

Zum Aufbau organischer Stickstoffverbindungen wandeln die Pflanzen Ammonium und Nitrat in mehreren enzymatischen Schritten um. Die Ionen Ammonium und Nitrat sind im Bodenwasser gelöst und werden über die Wurzeln aufgenommen. Sie gelangen dorthin als Produkte bakterieller Prozesse, die das tote organische Material mit einem Durchsatz von einigen Prozent pro Jahr in anorganisches Material umwandeln. Diese Mineralisierung geschieht durch ammonifizierende¹ Bakterien (Bildung von Ammoniak und Ammonium) und durch nitrifizierende² Bakterien, die unter aeroben Bedingungen aus Ammonium Nitrat bilden. Der Stickstoff

wechselt im Rhythmus von Wachsen und Absterben also zwischen biochemischen organischen und bioverfügbaren anorganischen Formen. In diesem Kreislauf treten Verluste durch Auswaschung und durch die Aktivität denitrifizierender³ Bakterien auf. Diese nutzen in ihrem Stoffwechsel Nitrat und geben dabei Luftstickstoff (N_2) und Distickstoffoxid (N_2O , auch Lachgas genannt), ab. Die Verluste werden wiederum durch stickstofffixierende⁴ Bakterien im Boden gedeckt, die auf den riesigen Speicher reaktionsträgen, atmosphärischen Stickstoffs (ca. $4 \cdot 10^{15}$ t N_2) zugreifen und ca. 10-100 kg N/ha/a (auf den Kontinenten insgesamt 44-200 Tg/a) davon binden. Zu dieser Leistung tragen auch Blaualgen in Gewässern bei. Manche Pflanzenarten, die Schmetterlingsblütler (Leguminosen: Bohne, Erbse, Klee, Luzerne, Sojabohne, Erdnuß) und einige Baumarten, bedienen sich stickstofffixierender Bakterien durch Symbiose. Sie decken ihren Bedarf also ebenfalls aus der Luft (mittlere Fixierungsraten von 30-100 kg N/ha/a). Damit eignen sie sich für die Besiedelung stickstoffarmer Böden (Pionierpflanzen). Das Reservoir atmosphärischen Stickstoffs ist praktisch unveränderlich: Nur ein Anteil in der Größenordnung von 10^{-9} wird jährlich entnommen (Verweildauer 10-20 Mio a).

Tiere und der Mensch beziehen ihren Stickstoff aus pflanzlicher Nahrung. Die Verfügbarmachung von Stickstoff für das gesamte Leben auf der Erde hängt von den stickstofffixierenden Organismen ab. Abiotische natürliche Quellen, die den Kreislauf bioverfügbaren Stickstoffs von außen speisen, nämlich Vulkaneruptionen und Gewitter, tragen nur wenige Prozent bei. Bei diesen Prozessen verbinden sich Luftstickstoff und Luftsauerstoff zu Stickoxiden, NO und NO_2 . In vorindustrieller Zeit, so nimmt man heute an, war die Bilanz bioverfügbaren Stickstoffs geschlossen, d.h., die Flüsse zwischen den Reservoirs anorganischer und organischer Formen waren gleich, und die Vorräte waren stabil (\rightarrow Tabelle 1). Da Stickstoff, mehr als heute, ein wachstumslimitierender Nährstoff war, wurde er vor Ort genützt und weniger weit verfrachtet.

Die in den Böden und in der Biomasse sowie von diesen Kompartimenten in die Atmosphäre ablaufenden Stickstoffumsätze können heute in ihrer Gesamtheit nur ungefähr bilanziert werden. Gegenüber dem vorindustriellen Niveau haben sich letztere etwa verdreifacht (\rightarrow Tabelle 2, S. 298). Recht gut bekannt sind jedoch die anthropogenen Beiträge zum Kreislauf in Form der Neufixierungen in Verbrennungs- und industriellen Prozessen. In Verbrennungsprozessen fixieren wir große Mengen Luftstickstoff (oberhalb $1100^\circ C$) und mobilisieren darüber hinaus jenen Stickstoff, der in der Natur in sehr viel längeren Zeiträumen in Kohle und Erdöl gespeichert worden war. Durch den Einsatz fossiler Brennstoffe werden dem Kreislauf weltweit 23 Tg N/a zugeführt. Dagegen reichen die Temperaturen, die bei der Verbrennung von Grasland, von Ernterückständen oder bei der Brand-

¹ Ammonifikation = Abbau von organischem Stickstoff zu anorganischem: Ammoniak oder Ammoniumionen

² Nitrifikation = Oxidation von Ammoniak oder Ammoniumionen zu Nitrit oder Nitrat durch Organismen zum Zweck der Energiegewinnung

³ Denitrifikation = Umwandlung von Nitrat in molekularen Stickstoff oder Distickstoffoxid zum Zweck der Energiegewinnung

⁴ Stickstofffixierung = Umwandlung von Luftstickstoff in beliebige andere Stickstoffverbindungen

Tabelle 1: Quellen für atmosphärische, reaktive Stickstoffverbindungen über den Kontinenten. NH_y = Ammoniak und Ammonium, N_2O = Distickstoffoxid, NO_x = Stickoxide. (CRUTZEN & ANDREAE, 1990; IPCC, 1996a; JAFFE, 1992; DENTENER & CRUTZEN, 1994; BOUWMAN et al., 1995 und 1997; GALLOWAY et al., 1995; KUMAR, 1995; YIENGER & LEVY, 1995; BENKOVITZ et al., 1996; LEVY et al., 1996)

	Natürlich (Tg N/a)	Anthropogen (Tg N/a)	Bindungsform
Gewitter	3.0 (2-6)		NO_x
Ozeane	2 (1.4-2.6)		N_2O
Wildtiere	2.5 (0.1-2.5)		NH_y
Böden und Vegetation	5.1		NH_y
	7.0		N_2O
	3.2 (1.9-4.5)		NO_x
Landnutzungsänderungen		0.7	N_2O
Landwirtschaft ¹		30 (28-32)	NH_y
		2.3	N_2O
		2.3 (1.4-3.2)	NO_x
Biomassenverbrennung	0.3	5.9 (2-7.7)	NH_y
	0.0	0.2 (0.2-2)	N_2O
	0.3	3.3 (2.1-5.5)	NO_x
Fossile Brennstoffe		2.4	NH_y
		0.3 (0.1-0.6)	N_2O
		21 (20-23)	NO_x
Brennholz		0.1 (0-0.5)	N_2O
Industrielle Prozesse		0.5 (0.5-0.9)	N_2O
Verkehr		0.4 (0.2-0.6)	N_2O
Summe	23 (18-28)	70 (60-82)	

¹Tier- und Pflanzenproduktion, ohne Biomassenverbrennung

rodung, zusammengefaßt "Biomassenverbrennung", erreicht werden (was insbesondere in den Tropen und Subtropen verbreitete landwirtschaftliche Techniken sind) im allgemeinen nicht aus, Luftstickstoff zu binden. **Abbildung 1** (S. 299) zeigt, daß der Mensch für etwa die Hälfte der im terrestrischen Bereich und etwa ein Viertel der im marinen Bereich transportierten N-Mengen verantwortlich zeichnet.

Die industriell fixierten oder anthropogen aus Langzeitspeichern mobilisierten Mengen summieren sich derzeit auf ca. 150 Tg N/a. Ihr Verbleib ist jedoch nicht klar: Ein kleiner Teil akkumuliert als N_2O in der Atmosphäre. Fluviale und atmosphärische Transporte in die Ozeane werden zusammen auf etwa 60 Tg N/a höher als natürlich geschätzt (\rightarrow *Tabelle 1*). Damit verbleiben ca. 90 Tg, die durch Denitrifikation entsorgt werden oder aber in der Umwelt akkumulieren, z.B. in den Böden, im Grundwasser oder in der Biomasse. Letztlich müßten die Zudosierungen der Kapazität der Senke Denitrifikation angepaßt werden. Da dies nicht der Fall ist, ist die Akkumulierung in der Umwelt die Folge.

3 Umweltfolgen – die ökotoxikologische Dimension

3.1 Luft

40-50% des anthropogen fixierten Stickstoffs werden in die Atmosphäre entsorgt. Einen größeren Beitrag noch als die Verbrennung von Kohle und Erdöl liefert die Tierhaltung: Weltweit fallen etwa 90 Tg N pro Jahr in Exkrementen an, davon 40 Tg in Ställen und 50 Tg im Freiland. Davon entweichen im Mittel etwa 28% als NH_3 , 1-10% als NO und ca. 1% als N_2O . Trotz der starken geographischen Ungleichverteilung der Quellregionen und der vorwiegend kurzen atmosphärischen Verweildauern – NH_3 und der größte Teil des NO werden nach Umwandlung in wenigen Tagen bis etwa eine Woche wieder aus der Atmosphäre entfernt – bewirken diese Emissionen aufgrund der raschen Transportvorgänge oder der Bildung von Folgeprodukten mit längeren atmosphärischen Verweildauern regionale und teilweise sogar globale ökotoxikologische Effekte.

Tabelle 2: Vorindustrielle und anthropogen gestörte, globale Bilanz der terrestrischen Stickstoff-Neufixierungen und -Reservoiränderungen, sofern es sich um Langzeitspeicher handelt. Bei manchen vorindustriellen Werten wurde von einer Bevölkerung entsprechend 10% der heutigen ausgegangen. NH_4^+ = Ammonium, N_2O = Distickstoffoxid, NO_x = Stickoxide, NO_z = Nitrat und Salpetersäure, ON = organische Stickstoffverbindungen. Datenquellen: → *Abb. 1*

	Vorindustriell (Tg N/a)	Heute (Tg N/a)	Bindungsform
Quellen			
Neufixierungen:			
Gewitter	1 ¹	1 ¹	NO_x
Biologisch ²	110 (90-130)	110 (90-130)	NH_4^+ , NO_z , ON
Leguminosenanbau	3 (2-4)	60 (35-90)	ON
Reisanbau u.a. ³	1	10	ON
Industrielle Prozesse ⁴	0	86 (80-90)	NH_4^+ , NO_z , ON
Fossile Brennstoffe ⁵	0.2	2.4	NH_4^+
	2.0	23 (20-23)	NO_x
Zugriffe auf Langzeitspeicher:			
Salpeterabbau	0 ⁶	0.1	NO_3^-
Summe Quellen	118 (97-140)	292 (238-346)	
Senken:			
Denitrifikation	117 (80-180)	138 (130-200)	N_2
	5.7 (5-7)	11 (9-11)	N_2O
Transport zum Ozean			
Fließgewässer	14	34	NH_4^+ , NO_z
	21 (14-35)	42 (21-70)	ON
atmosphärisch	- 3.2 ⁷	18	NH_4^+ , NO_x , NO_z
	10 (5-20)	10 (5-35)	ON
Summe Senken	165 (115-253)	243 (206-358)	

¹hier Anteil der Landmassen, abgeschätzt (nach KUMAR, 1995)

²ohne Agrarökosysteme

³Landnutzung, die eine erhöhte Stickstofffixierung durch Blaualgen verursacht

⁴auf der Basis der Weltammoniakproduktion von 1975/76 (44 Tg $\text{NH}_3\text{-N}$; HOPP, 1978) und der Annahme, daß der Anteil, der zu Düngemitteln weiterverarbeitet wurde (93%), seither konstant blieb

⁵Incl. des Anteils der auf den Stickstoffgehalt des Brennstoffs zurückgeht

⁶0.3 um 1900 (HENSELING, 1992)

⁷Import von der maritimen Atmosphäre

Aufgrund der NO_x -Emissionen wurde die Konzentration von Ozon in der Troposphäre deutlich erhöht – besonders unweit der NO_x -Quellen, wie z.B. den Höhenlagen der deutschen Mittelgebirge, aber auch überregional. Auf der Nordhemisphäre wurde gegenüber der vorindustriellen Zeit eine Verdoppelung bewirkt. Den größten Einfluß auf die Ozonbildung hat NO_x bei geringen schon vorhandenen Mengen, also in Reinluft. Dazu gehört auch die obere Troposphäre, in die der Flugverkehr NO_x emittiert. In schon anthropogen stärker belasteter Luft ist es eher die Verfügbarkeit von Kohlenwasserstoffen, die das Ausmaß der Ozonbildung bestimmt (LAMMEL & GRAßL, 1995). Ozon ist ein Treibhausgas und beeinträchtigt bei höheren Konzentrationen (Photosmog) die Gesundheit des Menschen und die Ökosysteme einschließlich der Agrarökosysteme (CHAMEIDES et al., 1994). Die Schwere der Waldschäden geht in Deutschland mit hohen Ozonimmissionen einher und steht mit diesen in einem kausalen, wenn auch nicht in einem monokausalen Zusammenhang (PRINZ, 1988; KLEY et al., 1990). Zu einem anderen, größeren Teil werden die Stickoxide in Form sog. Reservoirverbindungen überregional verfrachtet. Dies sind thermisch labile Stoffe, bei deren Zerfall wieder NO_x freigesetzt wird.

Dazu gehört z.B. das Peroxyacetylnitrat, das zumindest auf der Nordhalbkugel ubiquitär vorkommt (KASIBHATLA et al., 1993). Auf solche Art erreichen die Stickoxide auch die Reinluftgebiete und beeinflussen dort die Chemie der Atmosphäre und tragen zu Verschiebungen im Nährstoffhaushalt terrestrischer und mariner Ökosysteme bei.

Die anthropogenen Ammoniakemissionen, die mehr als 80% ausmachen (→ *Tabelle 2*), neutralisieren durch luftchemische Reaktionen die Säurebildner SO_2 und NO_x teilweise und führen damit zu deutlich verminderten Säureeinträgen. Der Neutralisierungsgrad ist nicht gut bekannt. Im globalen Mittel kann er auf etwa ein Viertel bis ein Drittel geschätzt werden (HOLLAND et al., 1997). Andererseits verursacht die Zunahme der NH_4^+ (Ammoniak- und Ammonium-)Immissionen chronische, nahe starker Quellen gelegentlich auch akute Pflanzenschäden nach Aufnahme über die Wurzeln, aber auch direkt über die Blätter (FANGMEIER et al., 1994).

N_2O reichert sich in Mengen von 3.4 Tg N/a in der Atmosphäre an. Dieses Spurengas ist langlebig (atmosphärische Verweildauer ca. 120 Jahre) und klimawirksam und trägt

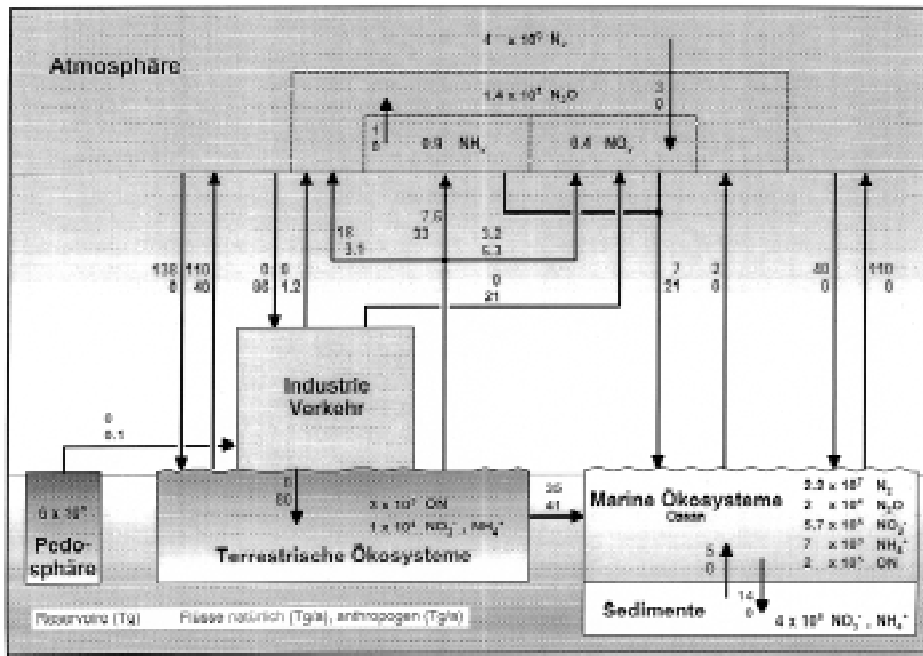


Abb. 1: Schematische Darstellung des globalen Stickstoff-Kreislaufes. Angaben in Tg N (Reservoir), bzw. TgN/a⁻¹ (Massenflüsse). Bei den Massenflüssen wird zwischen natürlichen (grau) und anthropogenen (schwarz) differenziert. NH_v = NH₃ + NH₄⁺, ON = organische Stickstoffverbindungen. Datenquellen: FRIEDENBURG & DONTWITZ, 1976; JAFFE, 1992; CORNELL et al., 1995; GALLOWAY et al., 1995; YIENGER & LEVY, 1995; BENKOVITZ et al., 1996; BERGES & CRUTZEN, 1996; LEVY et al., 1996

derzeit ca. 5% zum anthropogenen Treibhauseffekt bei – mit steigender Tendenz. Die weltweit wichtigsten Quellen sind die Böden. N₂O wird hier im Zuge der Nitrifikation und der Denitrifikation gebildet. Die wichtigste Ursache für den derzeitigen Anstieg ist der zunehmende Stickstoffeintrag in die Böden. Hierdurch werden Nitrifikation und Denitrifikation gefördert. Stark erhöhte Emissionsraten werden nicht nur auf gedüngten Böden gemessen, sondern auch auf nicht landwirtschaftlich genutzten, deren Quellstärke durch atmosphärischen Eintrag erhöht wird. Im Mittel werden ca. 2% des Düngemittelstickstoffs in N₂O umgewandelt (IPCC, 1996; MATTHEWS, 1994; BERGES & CRUTZEN, 1996). Hier ist besonders bemerkenswert, daß zwar der größere Teil der Stickoxidemissionen zu Verweildauern von wenigen Tagen (nach Umwandlung in Nitrat und Salpetersäure) oder von Wochen bis maximal Monaten führt (nach Umwandlung in Reservoirverbindungen, wie z.B. Peroxyacetylnitrat). Über den Umweg der N₂O-Bildung aus der Denitrifikation in den Böden schaffen sie aber ein Jahrhundertproblem. N₂O wird auch luftchemisch aus NH₃ und vielleicht auch aus NO_x gebildet, ein Prozeß, der ca. 10% zu den anthropogenen N₂O-Quellen beisteuert (DENTENER & CRUTZEN, 1994).

N₂O wird durch eine chemische Reaktion in der Stratosphäre entfernt. Diese Abbaureaktion ist gleichzeitig die wichtigste Senke für Ozon in dessen natürlichen Auf- und Abbauprozessen. Die vermehrte Zufuhr von N₂O in die Stratosphäre bedeutet somit eine Verstärkung der ozonabbauenden Mechanismen. Dadurch wird die Exposition der marinen und terrestrischen Biosphäre gegenüber Strahlung im UV-A-Bereich, insbesondere in den hohen Breiten der Südhalbkugel,

erhöht. Die Zunahme der UV-B-Strahlung in den mittleren Breiten beider Hemisphären im Zeitabschnitt zwischen 1979 und 1989 wurde mit Hilfe von Modellrechnungen auf 4 bis 12% abgeschätzt (LIU et al., 1991). Eine verminderte Ozonkonzentration geht mit einer überproportionalen Zunahme der biologisch effektiven UV-B-Strahlung einher: In Folge einer 15%igen Ozonabnahme wurde eine Strahlungszunahme um 35% bei 305 nm und um 80% bei 300 nm festgestellt (BOJKOV & FIOLETOV, 1995). Zu Zeiten des Ozonminimums (Süd-Frühling) wird die Nettoprimärproduktion des marinen Phytoplanktons vermindert (SMITH et al., 1992). Das marine Phytoplankton hat besondere Bedeutung, da es am Anfang der marinen Nahrungskette steht und auch die Absorptionskapazität des Ozeans für CO₂ stark beeinflusst. Ernteverluste infolge erhöhter UV-Strahlungsintensität sind zu erwarten, das Ausmaß der Ertragsverringerung ist jedoch derzeit noch nicht einschätzbar (EK, 1990).

3.2 Böden

Seit über 90% des anthropogen fixierten Stickstoffs (Neufixierungen und Stickstoff aus fossilen Brennstoffen; (→ Tabelle 1) gelangen, zu einem großen Teil über den atmosphärischen Pfad, in die terrestrischen Ökosysteme (JENKINSON, 1990). Dies entspricht einer mittleren Zufuhr von 17 (14-20) kg N/ha/a. Hinsichtlich der Folgen der anthropogenen N-Einträge muß zwischen den meist N-limitierten natürlichen Ökosystemen und den intensiv gedüngten landwirtschaftlichen Systemen unterschieden werden. Ob die Stickstoffeinträge die Bodenversauerung vorantreiben, hängt von

der Form des eingetragenen Stickstoffs und den Umsetzungsprozessen im Boden ab. Eine versauernde Wirkung geht von den Ammoniumeinträgen aus. In Wasser würde Ammonium zwar basisch reagieren. Im Boden wird aber sowohl durch die mikrobielle Oxidation der Ammoniumionen zum Nitrat als auch bei der Aufnahme des Ammoniums durch Pflanzen Säure (Protonen) freigesetzt. Der Eintrag von Nitrat-Stickstoff wirkt dagegen entsauernd, wenn das Nitrat von Pflanzen oder Bodenorganismen zum Aufbau organischer Stickstoffverbindungen genutzt wird. Werden Ammonium- und Nitratstickstoff zu gleichen Anteilen eingetragen und vollständig in organische Verbindungen überführt, ist die verbzw. entsauernde Wirkung gleich groß und die Säurebilanz im Boden wird durch den Stickstoffeintrag nicht verändert. Auf landwirtschaftlich genutzten Böden werden Versauerungsprozesse durch regelmäßige Kalkungsmaßnahmen kompensiert und der atmosphärische Stickstoffeintrag stellt einen relativ geringen Beitrag zur N-Bilanz dieser Flächen dar. Anders ist die Situation in den meisten Waldökosystemen, in denen der Stickstoff einer der wichtigsten wachstums-limitierenden Faktoren ist. Solange der Stickstoffkreislauf im Boden von der organischen Stickstoffverbindung über die N-Mineralisation und den Aufbau neuer organischer Stickstoffverbindungen geschlossen ist und keine N-Verluste durch Nitrat-Auswaschung auftreten, führen die bodeninternen N-Umsetzungsprozesse nicht zu einer Versauerung. Durch die Deposition ionischer N-Formen wird dieser Kreislauf gestört, und die Umsetzungen des deponierten Stickstoffs können erheblich zur ökosystemaren Protonenbelastung beitragen. Da der eingetragene Stickstoff nur begrenzt im Ökosystem gespeichert werden kann und die anhaltenden Stickstoffeinträge zu einer zunehmenden Stickstoffsättigung der Böden führen, steigt die Gefahr der Nitratauswaschung und damit auch das Versauerungspotential der Stickstoffdeposition. In welchem Ausmaß die Versauerung wirksam wird und wie hoch die Belastbarkeit von Böden ist, hängt von der Pufferfähigkeit der Böden ab. Diese Standorteigenschaft wird maßgeblich durch die mineralische Ausstattung (Karbonate, Silikate), den Humusgehalt sowie durch die Bodenart bestimmt. Zu den wichtigsten bodeninternen Veränderungen, die durch die versauernde Wirkung der Stickstoffdeposition verursacht werden, zählen die Verarmung der Böden an pflanzenverfügbarem Magnesium, Calcium und Kalium, die Freisetzung von ökotoxischen, sauer reagierenden Kationen wie Al^{3+} und Fe^{3+} , sowie die Reduktion der Kationenaustauschkapazität.

Der Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre beträgt in Deutschland im Mittel 30 kg/ha/a. Durch die Rauigkeit der Oberflächen stark beeinflusst, werden in Waldgebieten jedoch bis zu 80 kg N/ha/a eingetragen. Dieser Eintrag übersteigt den Stickstoffbedarf für den jährlichen Holzzuwachs in unseren Waldökosystemen, der nur ca. 10-14 kg N/ha/a beträgt, sehr deutlich (BEESE, 1986). Der überschüssige Stickstoff wird entweder in den Humusaufgaben im Ökosystem gespeichert oder an Nachbarsysteme weitergegeben. Den Böden kommt damit sowohl hinsichtlich der Versauerung als auch der N-Eutrophierung angrenzender Systeme die Funktion eines Puffers zu. Da die Kapazität der Böden zur Säurepufferung

und Stickstoffakkumulation begrenzt ist, ist die kontinuierliche Belastung der Böden durch hohe Stickstoffeinträge eine chemische Zeitbombe. Wird die Belastung an Oberflächen-gewässer und an das Grundwasser weitergegeben, stellt dies eine unmittelbare Bedrohung für aquatische Organismen, aber auch für die Gesundheit des Menschen dar. Die in den letzten Jahrzehnten stark angestiegenen Gehalte an Nitrat im Grundwasser und an Distickstoffoxid in der Atmosphäre spiegeln sehr deutlich die zunehmende Überlastung der Böden durch erhöhte Stickstoffeinträge wider. In **Abbildung 2** sind die Stickstoffvorräte und -flüsse exemplarisch für einen Buchenwald im Solling dargestellt. Noch vermögen die Böden am Standort den größten Teil des Stickstoffeintrages zu speichern. Dieser Anteil ist in einem benachbarten Fichtenwald, der aufgrund seiner stärkeren Filterwirkung einen höheren N-Eintrag erfährt, geringer.

Da die Biomasse eines Standorts eng an den Zustand des Bodens gekoppelt ist, wird auch die Vegetationsentwicklung nachhaltig durch die N-Einträge beeinflusst. Weil das veränderte Nährstoffangebot manche Arten gegenüber anderen bevorteilt, sind Verschiebungen in der Artenzusammensetzung die Folge. Nährstoffarme Ökosysteme sind in ihrer Integrität bedroht, wie etwa die Heide durch Vergrasung. Die Waldschadensforschung hat den Einfluß des Stickstoffs gezeigt: Da die Versorgung mit diesem Nährstoff ein zunächst limitierender Faktor war, zeitigte die Angebotssteigerung einen Wachstumsschub, der zu Mangelerscheinungen aufgrund von nun veränderten Limitierungen führte, nämlich aufgrund unzureichender Versorgung mit Magnesium, Kalium oder Wasser sowie verminderter Resistenz (ULRICH, 1987; SCHULZE & FREER-SMITH, 1991).

Das Gefährdungspotential der Stickstoffdeposition ist standortabhängig, da die Belastbarkeit der Böden unterschiedlich ist. Die Grenzen der Belastbarkeit können über die Abschätzung der kritischen Einträge ermittelt werden (critical-loads-Konzept; NILSSON & GRENNFELT, 1988; GRENNFELT & THÖRNELÖF, 1992). Als kritische Einträge gelten hierbei die Stickstoffmengen, die langfristig noch ohne schädliche Wirkung eingetragen werden können. Hierbei werden sowohl kritische Zustände im Boden, als auch für andere Umweltmedien kritische Stoffausträge aus dem Boden berücksichtigt. Als Kriterium für die kritische Säurebelastung nicht landwirtschaftlich genutzter Böden kann die Mineralverwitterungsrate der Böden im pH-Bereich 4 bis 5 herangezogen werden. Um eine Nährstoffverarmung und das Auftreten toxisch wirkender Ionen langfristig zu vermeiden, sollte die gesamte Säurebelastung nicht größer sein als die in den Böden durch Verwitterung frei gesetzte Basenmenge. Ein Kriterium für die kritische N-Eutrophierung⁵ der Böden ist das Stickstoffaufnahmevermögen des Systems. Aufgrund begrenzter Assimilierungs- und Denitrifikationsmöglichkeiten liegt der tolerierbare N-Eintrag in den nicht landwirtschaftlich genutzten Ökosystemen Europas zwischen 3 und 20 kg N/ha/a

⁵ Eutrophierung = übermäßige Nährstoffanreicherung

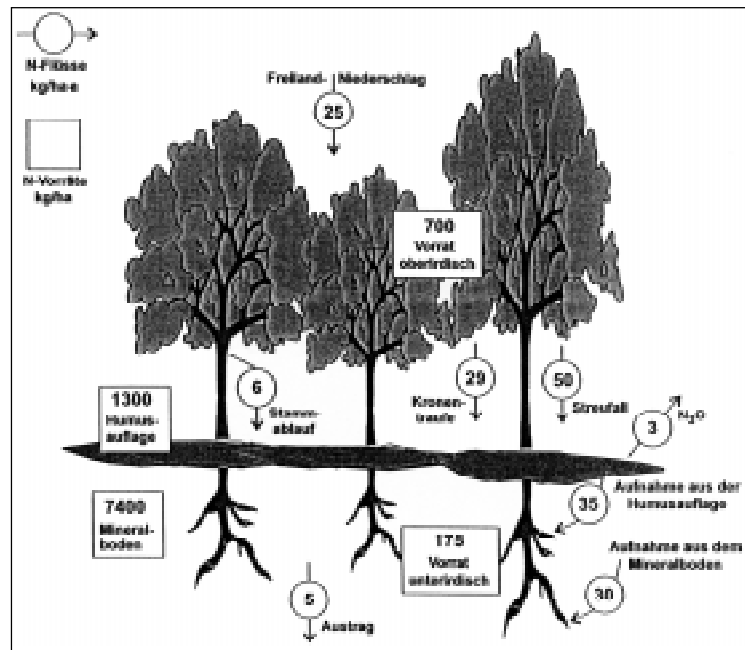


Abb. 2: Stickstoffvorräte und -flüsse in einem 150jährigen Buchenbestand im Solling, Niedersachsen (nach BLANCK, 1997). Die Gesamtd deposition beträgt ca. 35 kg N/ha¹/a¹. Der Stickstoffaustrag beträgt 8 kg/ha¹/a¹: Ca. 5 kg werden als Nitrat ausgewaschen und 3 kg werden als N₂O emittiert. Im Mittel werden rund 27 kg N/ha¹/a¹ im System gespeichert. Die wesentlichen Stickstoffsinken sind der Biomassezuwachs (ca. 15 kg/ha¹/a¹) und die Festlegung in der Humusaufgabe. Unbekannt, da analytisch schwer faßbar, ist die Höhe der N₂-Austräge

(POSCH et al., 1995). Für ganz Europa mit Ausnahme von wenigen Randregionen (Süditalien, Teile Griechenlands) gelten heute diese Schwellen als überschritten (HETTELINGH et al., 1991). Über die Qualitätsgrenzwerte für Trinkwasser sind Richtwerte für kritische Austräge mit dem Sickerwasser gegeben. Es wurden jedoch noch keine Richtwerte hinsichtlich der kritischen Austräge in Form gasförmiger Stickstoffemissionen (z.B. N₂O) ermittelt. Das Konzept ist ferner nicht in der Lage, bereits überlastete Standorte durch Beschreibung der Regeneration einzubeziehen.

3.3 Wasser

Ein großer Teil des Stickstoffüberangebots gelangt schließlich in Grund- und Oberflächenwasser und die Randmeere. Dort wird der N denitrifiziert oder in Sedimente eingelagert oder er wirkt eutrophierend.

Treffen Stickoxid-belastete und maritime Luftmassen aufeinander, wird, vor allem durch eine Reaktion mit Salpetersäure, NaCl in Seesalzaerosol teilweise durch NaNO₃ ausgetauscht. Diese Umsetzung ist rasch: Für die Deutsche Bucht wurde gezeigt, daß bei ablandigem Wind schon 70 km von der Küste entfernt, über 40% des Chlorids durch Nitrat ersetzt waren (SCHULZ, 1996). Nitrat wird dabei an relativ kurzlebigen Partikeln des Aerosols akkumuliert, weil deren Verweildauern aufgrund ihrer Größe durch Sedimentation limitiert sind (OTLEY & HARRISON, 1992), was den Nitrat-eintrag in diesem Gebiet erhöht – bei auflandigen Winden in

die küstennahen Gebiete, bei ablandigen Winden in die Randmeere. Für letztere, aufgrund der Nähe zu den Quellgebieten anthropogener Schad- und Nährstoffemissionen ohnehin besonders exponiert, stellt diese Reaktion eine zusätzlich erhöhte Exposition dar. Überstarke Algenblüten in der Nordsee traten in Folge eines gestörten Nährstoffhaushaltes auf. Der atmosphärische Stickstoff-Eintrag in die Nordsee ist bereits halb so groß wie der fluviale und hat sein Jahresmaximum gerade im Frühjahr zur Zeit ohnehin starken Algenwachstums (SCHWIKOWSKI-GIGAR, 1991; RENDELL et al., 1993).

Betroffen von der Versauerung sind vor allem Gewässer in kalkarmen Gebieten, die nur eine geringe Pufferkapazität haben. Besonders drastisch waren die Folgen in skandinavischen und nordamerikanischen Seen: Tausende davon sind fischleer geworden. Im oberflächennahen Grundwasser steigt nun die Konzentration von Nitrat an, und zwar schneller als die anderer Stoffe. Neben Art und Menge der Düngung beeinflussen Bodenart, Bewuchs und Sickerwassermenge das Vordringen. Zwischen Eintrag ins und Gewinnung des Grundwassers können leicht mehrere Jahrzehnte liegen. So lang ist also die Karenzzeit, bis die Verlagerung des Stickstoffs merklich wird. Menschliche Exkremente gelangen direkt in die Gewässer. Auf die Wasserwirtschaft kommen somit zur Einhaltung der von der Trinkwasserverordnung vorgegebenen Qualitäten sicherlich weiter steigende Kosten zu (Grenzwerte der deutschen Trinkwasserverordnung 50 mg NO₃/l und 0,5 mg NH₄⁺/l, Richtwerte der EU-Richtlinie 25 mg NO₃/l).

4 Verursacher

4.1 Energie und Verkehr

Der Verbrauch fossiler Brennstoffe beschert uns also neben dem Risiko des Klimawandels durch die Emission von CO_2 noch einige andere Umweltprobleme, darunter Eutrophierung von terrestrischen und marinen Ökosystemen, Bodenversauerung und Photosmog. Er war bislang in den Industriestaaten weit höher, gegenwärtig im Mittel etwa siebenfach, als in den Entwicklungs- und Schwellenländern. Europa, Nordamerika und Ostasien sind die wichtigsten Quellregionen der Stickoxid-Emissionen. In Europa trägt der Verkehr mit 57% (KFZ-Verkehr 44%) den größten Teil bei, ferner Kraft- und Fernheizwerke (21%), Industrie (14%), und Heizung der Haushalte (4%; EMEP/CORINAIR, 1996). Das Ziel, die Stickoxidemissionen in der Europäischen Union bis zum Jahr 1994 gegenüber dem Referenzjahr 1985 zu stabilisieren, scheint erreicht worden zu sein. Dagegen ist es unwahrscheinlich, daß die Emissionen schon im Jahr 2000 deutlich, nämlich wie angestrebt um 30%, zurückgefahren sein werden.

4.2 Landwirtschaft

Die Verfügbarmachung ausreichender Stickstoffmengen durch Düngung ist unabdingbare Voraussetzung intensiven Landbaus. Historisch gesehen, stellt die großtechnische Synthese von Ammoniak aus Luft und Wasser im Haber-Bosch-Verfahren einen Markstein dar: Ein synthetischer Weg zu bioverfügbarem Stickstoff war geebnet und lieferte fortan steigende Mengen Stickstoff-Dünger⁶. Die weltweite Produktion beträgt heute ca. 80 Tg/a. Bei Gleichverteilung auf das Ackerland der Erde entspricht dies 54 kg N/ha/a. Die Ausbringung von technisch fixiertem Stickstoff in der Landwirtschaft hat sich in den letzten 30 Jahren vervierfacht. Heute beruht die Ernährung von rund 50% der Weltbevölkerung auf dem Einsatz von mineralischen Stickstoffdüngern (ISERMANN, 1994). Die jährlich in Deutschland ausgebrachten Stickstoffmengen betragen ca. 135 kg N/ha Mineral- und 80 kg/ha Wirtschaftsdünger. Zum nationalen Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft sind ferner ca. 30 kg/ha aus importierten Futtermitteln, 20 kg/ha durch symbiotische Fixierung (Leguminosen) und 30 kg/ha aus der Luft zu addieren. Nur etwa 140 kg/ha werden durch die Ernte entzogen. Der atmosphärische Eintrag findet in der Düngelplanung bisher keine Berücksichtigung. Beim Ammoniakausstoß geht vornehmlich auf die Landwirtschaft zurück (→ *Tabelle 2*). Auf EU-Ebene wurde mit einer ca. 10%igen Abnahme gegenüber 1990 eine Trendwende

verbucht (EEA, 1996). NH_3 wird dabei zu ca. 80% in der Viehhaltung freigesetzt; 10-15% entfallen auf Mineraldünger. Zwar tragen Nährstoffgaben zu einer gesteigerten Produktivität und, auf Stickstoff-Mangelböden, oftmals zu einer nachhaltigen Bodenfruchtbarkeit bei. Dies geschieht jedoch nur bis zu einer bestimmten Menge ("optimale Düngung"), jenseits welcher mit abnehmender Ertragsbildung zu rechnen ist. Die landwirtschaftlichen Produkte enthalten maximal zwei Drittel des ausgebrachten Stickstoffs, typischerweise eher ein Drittel. Die Stickstoffeffizienz beträgt in der (intensiven) Tierproduktion typischerweise sogar nur ein Sechstel bis ein Viertel. In Rinder- und Schweineställen, aus Flüssig- oder Festmist, gehen typischerweise 5-10% des Stickstoffs verloren. Bei der Ausbringung des Wirtschaftsdüngers (Jauche oder Gülle) betragen die Verluste weitere ca. 20%. Bei Weidehaltung ist mit 5-15% zu rechnen. Die Einzelbeiträge, summiert über eine Vegetationsperiode bezogen auf N in Mineraldüngemitteln, sind 8 (2-15)% für NH_3 , 0,4 (0,1-1)% für N_2O , 1,5 (1-10)% für NO. Sie liegen z.B. dann hoch, wenn Nitrat durch Regen ausgewaschen wird. Auf Ackerland betragen diese Verluste für unterschiedliche Böden weniger als 10% bei niedriger, aber 10-20% bei hoher Düngung. Meist ist der größere Teil der Verluste im Freiland gasförmig, während ein geringerer Teil den Weg vom Boden ins Grundwasser nimmt. Auch bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger können große Verluste auftreten. Für die gesamte deutsche Landwirtschaft summieren sich die Verluste auf ca. 50%, in Mastbetrieben auf 60-80%. In den Böden kann eine Akkumulation von im Mittel 14 kg N/ha/a erwartet werden, während die Denitrifikation vermutlich etwa 20% (40 kg/ha) des gesamten Einsatzes entsorgt. (NIEDER, 1985; FLAIG & MOHR, 1996; ISERMANN & ISERMANN, 1996).

4.3 Welthandel

Vor allem in Form von Agrarprodukten und -produktionsmitteln wird Stickstoff in steigenden Mengen auch überregional von Erzeuger- in weit entfernte Verbrauchsregionen transferiert. Einige Eckdaten, aufgelöst für die Kontinente, zeigt *Tabelle 3*. Allein der interkontinentale Handel mit diesen wichtigsten landwirtschaftlichen Gütern bewegte 1992/93 insgesamt ca. 11 Tg N/a^{-1} (6,3 Tg in Düngemitteln, 4,6 Tg in Futtermitteln und ca. 0,5 Tg in Frischfleisch und Lebendvieh), die Summe regionalen Handels sicherlich noch weit mehr. Diese Zahlen liegen schon in der gleichen Größenordnung wie die atmosphärischen Flüsse an fixiertem Stickstoff, die ebenfalls zu weiträumiger Verfrachtung führen (ca. 90 Tg N/a^{-1} ; (→ *Tabelle 2*).

Weiter aufgeschlüsselt stellt sich ein Vergleich der mit Getreideanbau und Viehhaltung verbundenen kontinentalen Stickstoffbilanzen zwischen Lateinamerika und Europa wie folgt dar: Die Bilanz Lateinamerikas weist für das Jahr 1992/93 0,3 Tg N Importe in Form von Mineraldünger und 0,3 Tg N in Form von Getreide aus, zumindest 3,1 Tg N industrielle Fixierung auf dem Kontinent selbst, die als Düngemittel eingesetzt werden (Düngereinsatz – Importe: 3,4-0,3 Tg), und ca. 2,6 Tg N Exporte (2,4 Tg in Form von Futtermitteln, ca.

⁶ Die Entwicklung dieses Syntheseverfahrens war – in der Zeit vor dem ersten Weltkrieg – mehr noch von der Sprengstofffabrikation her motiviert. Ca. 90% der Ammoniakproduktion werden in Düngemitteln eingesetzt, der Rest vorwiegend in Form von Sprengstoffen (Nitroaromaten) und Kunststoffen (Polyurethane; CHENIER, 1992)

Tabelle 3: Getreideanbau und Viehhaltung und damit verbundene Stickstoffbilanzen für Kontinente 1992/93 (Datenquellen: FAO, 1993; 1995a; 1995b)

	Produktion			Handelsbilanzen ²				
	Vieh (10 ⁶ Stück)	Getreide (Tg) ⁵	Einsatz N-Dünger ¹ (TgN)	Vieh (10 ⁶ Stück) ⁵	Getreide (Tg) ⁴	Futter- mittel ³ (Tg)	N-Dünger (TgN)	Vieh, Getreide, Futter- mittel ^{3,5} (TgN)
Europa ⁶	109	260	12.1	-3.3	-19	32	-1.0	1.7
ehem. Sowjetunion	97	169	11.6	0.1	11	0.8	0.3	0.3
Asien ⁶	399	903	37.9	4.2	67	0.3	5.7	1.7
Afrika	188	95	2.1	1.2	33	1.3	-0.1	0.9
Nordamerika	113	344	9.5	2.4	-105	-10	-1.5	-2.9
Lateinamerika	330	83	3.4	-1.7	13	-31	0.3	-2.3
Australien und Ozeanien	34	29	0.5	-4.4	-12	0.0	-3.1	-0.5
Welt	1270	1883	77.1					

¹ hier gesamter Düngereinsatz; davon ca. 95% für Getreideanbau

² Importe – Exporte

³ Soja- und Ölsamenschrote; diese machten 1993 78% des Welthandels mit Extraktionsschroten und Kuchen aus (Gewichtsbasis). Stickstoffgehalte:

BARRETT & LARKIN, 1974

⁴ Korn

⁵ Lebendvieh- (ca. 12%) und Frischfleischhandel (ca. 88%) bei Zugrundelegung von 65% Fleischanteil und 400 kg Lebendgewicht

⁶ ohne die Gebiete der ehem. Sowjetunion

0.2 Tg in Frischfleisch). Der Düngereinsatz entspricht damit einem flächenbezogenen Eintrag von 1.7 kg N/ha⁻¹/a⁻¹, während die Exporte einer Emission von ca. 1.0 kg N/ha⁻¹/a⁻¹ gleichkommen und damit den Stickstoff-Emissionen in die Atmosphäre vergleichbar sind (NO_x-Emissionen ebenfalls 1.0 kg N/ha⁻¹/a⁻¹). Europa wirtschaftet weit stickstoffintensiver: 2.4 Tg N, die in Form von Futtermitteln importiert werden, und zumindest 13.1 Tg N industrielle Fixierung auf dem Kontinent selbst (12.1 Tg Düngemittelsatz auf dem Kontinent selbst, 1.0 Tg Düngemittelexporte) stehen Exporten in Höhe von ca. 1.8 Tg N gegenüber (0.4 Tg in Getreide, ca. 0.45 Tg in Frischfleisch und 1.0 Tg in Düngemitteln). Damit kommt also zu einem sehr hohen internen Stickstoffniveau noch eine jährliche Netto-Importmenge von ca. 0.55 Tg hinzu. Der Düngereinsatz entspricht einem flächenbezogenen Eintrag von 25.6 kg/ha⁻¹/a⁻¹ und die Netto-Importe zusätzlichen 1.2 kg/ha⁻¹/a⁻¹. Die flächenbezogenen Stickstoff-Emissionen in die Atmosphäre über Europa (ohne die ehemalige Sowjetunion) betragen 1992 dagegen 11.9 kg NO_x-N/ha⁻¹/a⁻¹ und 11.7 kg NH₃-N/ha⁻¹/a⁻¹ (SANDNES, 1993).

5 Perspektiven und Schlußfolgerungen

Für die entwickelten Staaten insgesamt wird mit moderaten Zuwächsen der anthropogenen Stickstofffixierung, weniger als 1% pro Jahr gerechnet. Global ist jedoch mit einer raschen Steigerung um 60% bis zum Jahr 2020 zu rechnen, wovon zwei Drittel auf Asien entfallen werden (GALLOWAY et al., 1995 und 1996). Denn ausgehend von dem vergleichsweise niedrigen Niveau in den sich stark entwickelnden Ländern sind entsprechende Steigerungen zu erwarten: Die emissionsstarken Sektoren Energiewirtschaft und Mineraldüngerproduktion werden zwischen 1990 und 2020 auf etwa das Doppelte anwachsen. In der sich besonders dynamisch entwickelnden

Volkswirtschaft Chinas und unter dem Einfluß einer weiter wachsenden Bevölkerung von 15 Mio. Einwohnern pro Jahr werden die Verdoppelungen sogar schon in zwei Jahrzehnten erreicht werden. Die Stickoxidemissionen addieren sich dort bislang zu etwa 2 Tg NO_x-N/a (1.7 kg NO_x-N/Einw/a; zum Vergleich: Deutschland ca. 11 kg NO_x-N/Einw./a). Die Mineraldüngerproduktion Chinas ist bereits heute die weltweit größte und beläuft sich auf etwa 20 Tg N/a.

Die Emissionen sind so weit zu mindern, daß die "kritischen Stickstoffeinträge" für die Böden nicht überschritten werden. In vielen Waldökosystemen Europas hat die Versauerung und Nährstoffverarmung ein solches Ausmaß erreicht, daß begleitend Regenerierungsmaßnahmen erforderlich sind. Die flächendeckende Bodenzustandserhebung in den Waldgebieten Deutschlands hat ergeben, daß bereits 66% der Waldböden einen ökologisch labilen Zustand erreicht haben, der als kritisch hinsichtlich der Stabilität von Waldökosystemen angesehen wird (BEESE, 1997). Die Rückführung limitierender Nährstoffe, Schutzkalkungen und angepaßte waldbauliche Maßnahmen können dazu beitragen, die Waldböden wieder in stabilere Zustände zu überführen. Auf den landwirtschaftlich genutzten Böden muß eine flächenbezogen ausgeglichene Bilanz zwischen den N-Einträgen und dem N-Entzug durch das Erntegut angestrebt werden.

Die Störung des Stickstoffkreislaufes muß möglichst gering gehalten, wo möglich zurückgeführt werden. Große Einsparpotentiale existieren in der Landwirtschaft (vor allem in der Tierproduktion), in der Energiewirtschaft (vor allem in jenen Ländern, in denen noch keine Abgasentstickungsanlagen installiert wurden) und im Verkehr.

Trendwenden in der Emission von Stickoxiden wurden in Europa (nicht durchgängig) und in Nordamerika erreicht –

mit der Perspektive von zukünftig wenig veränderlichen Werten. Reduktionen sind in den meisten Industriestaaten zwar geplant, gehen aber noch nicht weit genug. Für Ammoniak und insbesondere für die Stickoxide wurden von unabhängigen Gremien (EK, 1990; SRU, 1994) langfristig drastische Minderungen bis zu 90%, empfohlen. Die verstärkte Nutzung von nicht-fossilen Energieträgern, die schon aufgrund der Vereinbarungen der Klimarahmenkonvention ansteht, erfährt hier ein weiteres Argument.

In der Landwirtschaft existieren große Einsparpotentiale vor allem in der Tierfütterung und -haltung. Auch verbesserte Fruchtfolgen vermögen die Stickstoffbilanz zu stabilisieren. Die Düngerausbringung muß bedarfsgerecht und zeitlich besser abgestimmt auf den Bedarf des Pflanzenbestandes und den Stickstoffvorrat im Boden erfolgen. Dies ist besonders bei Wirtschaften auf hohem Ertragsniveau erfolgversprechend. Es wird geschätzt, daß die Verluste durch Vermeidung von Bewirtschaftungsfehlern auf zumindest zwei Drittel und durch weitere, allerdings nicht kostenneutrale Maßnahmen auf ca. ein Drittel reduziert werden könnten (FLAIG & MOHR, 1996).

Die Stickstoffeffizienz ist in der Tierproduktion weit niedriger als in der Pflanzenproduktion (in Deutschland ca. 17% gegenüber ca. 73%; Isermann, 1993). Den Tieren wird weltweit mehr als ein Drittel (1990: 38%), in den Industrieländern mehr als die Hälfte der Getreideernte verfüttert. 50-70% des Mineraldüngers und der Leguminosenernte werden für die Futtermittelproduktion eingesetzt. Hinsichtlich der Stickstoffbilanz ist die Veredelung von pflanzlichen Proteinen in tierisches Eiweiß ein außerordentlich verlustreicher Prozeß. In vielen Regionen nimmt die Fleischproduktion derzeit stark zu: Die Lebensstile und Konsumgewohnheiten in den sich entwickelnden Staaten gleichen sich jetzt rasch dem Beispiel der Industriestaaten an. In einigen Ländern ist die Tierproduktion stark exportorientiert und dient der Devisenerwirtschaftung der verschuldeten Volkswirtschaften. Die Verringerung der tierischen Veredelungswirtschaft zugunsten der Erzeugung von pflanzlichen Proteinen für die menschliche Ernährung stellt das mit Abstand effizienteste Einsparpotential dar.

Danksagung

Wir danken Uwe ARNDT, Stuttgart, für kritische Anmerkungen zum Manuskript.

6 Literatur

BARRETT, M.A.; LARKIN, P.J. (1974): Milk and beef production in the tropics. Oxford University Press, Oxford, 245 S.
 BEESE, F. (1986): Nitrogen cycling in temperate forest ecosystems. Göttinger Bodenkundliche Berichte 85, 195-211
 BEESE, F. (1997): Wirkungskomplex Waldboden und Waldgesundheit. Deutscher Forstverein, Jahresbericht 1996, 201-206
 BENKOVITZ, C.M.; SCHOLTZ, M.T.; PACYNA, J.; TARRASÓN, L.; DIGNON, J.; VOLDNER, E.C.; SPIRO, P.A.; LOGAN, J.A.; GRAEDEL, T.E. (1996):

Global gridded inventories of anthropogenic emissions of sulfur and nitrogen. *J. Geophys. Res.* 101, 29239-29253
 BERGES, M.G.M.; CRUTZEN, P.J. (1996): Estimates of global N₂O emissions from cattle, pig and chicken manure, including a discussion of CH₄ emissions. *J. Atmos. Chem.* 24, 241-269
 BLANCK (1997): Waldforschung im Solling. CD-ROM; Hrsg.: Institut für Wissenschaftlichen Film, Forschungszentrum Wald-ökosysteme. Göttingen, in Vorbereitung
 BOJKOV, R. D.; FIOLETOV, V.E. (1995): The relationship between solar UV irradiance and total ozone from observations over southern Argentina. *Geophys. Res. Lett.* 22, 1249-1252
 BOUWMAN, A.F.; BENDERS, R.; VAN STAALDUINEN, L.; SWART, L.J.; VAN DER HORST, M. (1992): IMAGE land-use model to predict global trends in land-use related emissions. Report National Institute of Public Health and Environmental Protection RIVM Nr. 222901009, Bilthoven, Niederlande
 BOUWMAN, A.F.; VAN DER HOEK, K.W.; OLIVIER, J.G.J. (1995): Uncertainties in the global source distribution of nitrous oxide. *J. Geophys. Res.* 100, 2785-2800
 BOUWMAN, A.F.; LEE, D.S.; ASMAN, W.A.H.; DENTENER, F.J.; VAN DER HOCK, K.W.; OLIVIER, J.G.J. (1997): A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Glob. Biogeochem. Cycles* II, 561-587
 CHAMEIDES, W.L.; KASIBHATLA, P.S.; YIENGER, J.; LEVY, H. (1994): The growth of continental-scale metro-agro-plexes, regional ozone pollution, and world food production. *Science* 264, 74-77
 CHENIER, P.J. (1992): Survey of industrial chemistry. VCH, New York
 CORNELL, S.; RENDELL, A.; JICKELLS, T. (1995): Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen to the oceans. *Nature* 376, 243-246
 CRUTZEN, P.J.; ANDREAE, M.O. (1990): Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science* 250, 1669-1678
 DENTENER, F.J.; CRUTZEN, P.J. (1994): A three-dimensional model of the global ammonia cycle. *J. Atmos. Chem.* 19, 331-369
 EEA, European Environment Agency (1996): EU air emissions down. Newsletter 9, 1
 EK, Enquête-Kommission Schutz der Erdatmosphäre (1990): Dritter Bericht, Bd. 1 und 2. Hrsg.: Deutscher Bundestag
 EMEP/CORINAIR (1996), Co-operative programme for monitoring and evaluation of the longrange transmission of air pollutants in Europe/The atmospheric emission inventory for Europe: Atmospheric emissions inventory guidebook. Hrsg.: McInnes, G.. European Environment Agency, Kopenhagen
 FABRY, H. (1992): Ammonia emissions in the Federal Republic of Germany. In: Klaassen, G. (Hrsg.): Ammonia emissions in Europe. Report International Institute for Applied Systems Analysis, IIASA Nr. CP-92-4, S. 79-4
 FANGMEIER, A.; FANGMEIER-HADWIGER, A.; VAN DER EERDEN, L.; JÄGER, H.-J. (1994): Effects of atmospheric ammonia on vegetation – a review. *Environ. Poll.* 86, 43-82
 FAO, United Nations Food and Agricultural Organisation (1993): FAO fertilizer yearbook 1992. Vol. 42, Rom
 FAO, United Nations Food and Agricultural Organisation (1995a): Forest resources assessment 1990 – global synthesis. FAO Forestry Paper 124, Rom
 FAO, United Nations Food and Agricultural Organisation (1995b): FAO trade yearbook 1994. Vol. 48, Rom
 FLAIG, H.; MOHR, H. (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf – Strategien einer Korrektur. Nova Acta Leopoldina Neue Folge Nr. 289, Bd. 70
 FRIEDENBERG, F.; DONTWITH, G. (1976): Die Bergwirtschaft der Erde. Enke, Stuttgart
 GALLOWAY, J.N.; SCHLESINGER, W.H.; LEVY, H.; MICHAELS, A.; SCHNOOR, J.L. (1995): Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement – environmental response. *Global Biogeochem. Cycles* 9, 235-252

- GALLOWAY, J.N.; DIANWU, Z.; THOMSON, V.E.; CHANG, L.H. (1996): Nitrogen mobilization in the United States of America and the People's Republic of China. *Atmospheric Environment* 30, 1551-1561
- GRENNFELT, P.; THÖRNELÖF, E. (1992): Critical loads for nitrogen. *Miljørapport 41*, Nordic Council of Ministers, Kopenhagen
- HENSELING, K.O. (1992): Ein Planet wird vergiftet. Rowohlt, Reinbek
- HETTELINGH, J.P.; DOWNING, R.J.; DE SMET, P.A.M. (1991): European critical loads maps. In: CCE Technical Report No. 1, S. 5-30, RIVM Report No. 259101001, Bilthoven, Niederlande
- HEYNS, K. (1985): Nitrat – Ausgangsstoff für die Bildung von Nitrit und Nitrosaminen? In: Nieder, H. (Hrsg.): Nitrat im Grundwasser. VCH, Weinheim, 35-52
- HOLLAND, E.A.; BRASWELL, B.H.; LAMARQUE, J.-F.; TOWNSEND, A.; SULZMAN, J.; MÜLLER, J.-F.; DENTENER, F.J.; BRASSEUR, G.; LEVY, H.; PENNER, J.E.; ROELOFS, G.-J. (1997): Variations in the predicted distribution of anthropogenic nitrogen deposition and their impact on carbon uptake by terrestrial ecosystems. *J. Geophys. Res.* 102, 15849-15866
- HOPP, V. (1978): Grundlagen für die chemische Technologie. VCH, Weinheim
- IPCC, International Panel on Climate Change (1996): Climate change 1995 – the science of climate change. Hrsg.: Houghton, J.T.; Meira Filho, L.G.; Callander, B.A.; Harris, N.; Kattenberg, A.; Maskell, K., Cambridge University Press, Cambridge
- ISERMANN, K. (1993): Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit Bd. 5. Berichte über die Landwirtschaft, Sonderheft, S. 15-54
- ISERMANN, K. (1994): Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environ. Poll.* 83, 95-111
- ISERMANN, K.; ISERMANN, R. (1996): Böden mit Nährstoffen verarmen, anreichern/abreichern, nachhaltig optimieren. In: Landwirtschaft 96 – der kritische Agrarbericht. Hrsg.: AgrarBündnis, ABL Bauernblatt Verlag, Rheda-Wiedenbrück, S. 206-216
- JAFFE, D.A. (1992): The nitrogen cycle. In: Butcher, S.S.; Charlson, R.J.; Orians, G.H.; Wolfe, G.V. (Hrsg.): Global biogeochemical cycles. Academic Press, London, S. 263-284
- JENKINSON, D.S. (1990): An introduction to the global nitrogen cycle. *Soil use and management* 6, 56-61
- KASIBHATLA, P.S.; LEVY, H.; MOXIM, W.J. (1993): Global NO_x , HNO_3 , PAN, and NO_y distributions from fossil fuel combustion emissions: A model study. *J. Geophys. Res.* 98, 7165-7180
- KETTRUP, A.; STEINBERG, C.; FREITAG, D. (1991): Ökotoxikologie – Wirkungserfassung und Bewertung von Schadstoffen in der Umwelt. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 3, 370-377
- KLEY, D.; GEISS, H.; HEIL, T.; HOLZAPFEL, C. (1990): Ozon in Deutschland. Monogr. Forschungszentrum Jülich 2
- KUMAR, P.P.; MANOHAR, G.K.; KANDALGAONKAR, S.S. (1995): Global distribution of nitric oxide produced by lightning and its seasonal variation. *J. Geophys. Res.* 101, 11203-11208
- LAMMEL, G.; GRAßL, H. (1995): On the greenhouse effect of NO_x . *Environ. Sci. Poll. Res.* 2, 40-45
- LEVY, H.; MOXIM, W.J.; KASIBHATLA, P.S. (1996): A global three-dimensional time-dependent lightning source of tropospheric NO_x . *J. Geophys. Res.* 101, 22911-22922
- LIU, S.C.; MCKEEN, S.A.; MADRONICH, S. (1991): Effect of anthropogenic aerosols on biologically active UV-radiation. *Geophys. Res. Lett.* 18, 2265-2268
- MATTHEWS, E. (1994): Nitrogen fertilizers: Global distribution of consumption and associated emissions of nitrous oxide and ammonia. *Global Biogeochem. Cycles* 8, 411-439
- NIEDER, K. (1985): Stehen Grundwassergüte und menschliche Gesundheit im Zielkonflikt mit der Bodenfruchtbarkeit und Stickstoff-Düngung? In: Nieder, H. (Hrsg.): Nitrat im Grundwasser. VCH, Weinheim, S.1-22
- NILSSON, S.I. (1986): Limits for the nitrogen deposition to forest soils. In: Nilsson, J. (Hrsg.): Critical loads for nitrogen and sulphur. Report Nordic Council of Ministers Nr. 15, Kopenhagen, S. 211-221
- NILSSON, J.; GRENNFELT, P. (1988): Critical loads for sulphur and nitrogen. *Miljørapport 15*, Nordic Council of Ministers, Kopenhagen
- OBERMANN, P. (1985): Die Belastung des Grundwassers aus landwirtschaftlicher Nutzung nach heutigem Kenntnisstand. In: Nieder, H. (Hrsg.): Nitrat im Grundwasser. VCH, Weinheim, S.53-64
- OTTLEY, C.J.; HARRISON R.M. (1992): The spatial distribution and particle size of some inorganic nitrogen, sulphur and chlorine species over the North Sea. *Atmospheric Environment* 26A, 1689-1699
- POSCH, M.; DE SMET, P.A.M.; HETTELINGH, J.P.; DOWNING, R.J. (1995): Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. CCE Status Report No. 4, RIVM Report No. 259101004, Bilthoven, Niederlande
- PRINZ, B. (1988): Ozone effects on vegetation. In: Isaksen, I.S.A. (Hrsg.): Tropospheric ozone. Reidel, Dordrecht, S. 161-184
- RENDELL, A.R.; OTTLEY, C.J.; JICKELLS, T.D.; HARRISON, R.M. (1993): The atmospheric input of nitrogen species to the North Sea. *Tellus* 45B, 53-62
- SANDNES, H. (1993): Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991 and 1992.
- Norwegische Meteorologisches Institut Report Nr. 109 (EMEP/ MSC-W Report 1/93), Blindern
- SCHULZ, M. (1996): Fluxes across marine surfaces. In: Borrell, P.M.; Borrell, P.; Cvitas, T.; Kelly, K.; Seiler, W. (Hrsg.): Proceedings of the EUROTRAC Symposium 1996. Garmisch-Partenkirchen, 11.-15.4.1996, Computational Mechanics Publ., Southampton, S. 45-49
- SCHULZE, E.-D.; FREER-SMITH, P.H. (1991): An evaluation of forest decline based on field observations focussed on Norway spruce, *Picea abies*. *Proc. Royal Soc. Edinburgh* 97B, 155-168
- SCHWIKOWSKI-GIGAR, M. (1991): Untersuchungen der Konzentrationen von Spurenstoffen – insbesondere Stickstoffverbindungen – in der Atmosphäre und im Niederschlag zur Abschätzung des Eintrags in die Nordsee. Dissertation, Universität Hamburg
- SMITH, R.C.; PRÉZELIN, B.B.; BAKER, K.S.; BIDIGARE, R.R.; BOUCHER, N.P.; COLEY, T.; KARENTZ, D.; MACINTYRE, S.; MATLICK, H.A.; MENZIES, S.; ONDRUSEK, M.; WAN, Z.; WATERS, K.J. (1992): Ozone depletion: Ultraviolet radiation and phytoplankton biology in Antarctic waters. *Science* 255, 952-959
- SRU (1985): Sachverständigenrat für Umweltfragen: Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten, Kohlhammer, Stuttgart
- SRU (1994): Sachverständigenrat für Umweltfragen: Umweltgutachten
- ULRICH, B. (1987): Stability, elasticity and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. *Ecol. Studies* 61, 11-49
- ULRICH, B. (1989): Effects of acidic precipitation on forest ecosystems in Europe. *Adv. Environ. Sci.* 2, 189-272
- YIENGER, J.J.; LEVY, H. (1995): Global inventory of soil-biogenic NO_x emissions. *J. Geophys. Res.* 100, 11447-11464