

Aus dem Institut für Agrarökologie

Karsten Mohr
Henning Meesenburg
Ulrich Dämmgen

Die Stickstoff-Belastung von Waldökosystemen : Wirkungen, Wirkungspfade, offene Fragen, Gesamtkonzept

Veröffentlicht in: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 279

Braunschweig
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
2005

1 Die Stickstoff-Belastung von Waldökosystemen – Wirkungen, Wirkungspfade, offene Fragen, Gesamtkonzept

K. Mohr¹, H. Meesenburg², U. Dämmgen³

1.1 Stickstoff-Einträge und kritische Belastungen von Ökosystemen

Mit dem Einfluss des Menschen auf die Stoffkreisläufe seiner Umwelt trägt er indirekt zu einer Veränderung der Natur bei. Während die Auswirkungen von Luftverunreinigungen heute bereits die Grenzen der Biosphäre mehr und mehr überschreiten, traten sie anfangs noch lokal begrenzt und zumeist deutlich sichtbar in Erscheinung (GORHAM 1958). Sie ließen sich dadurch relativ einfach mit ihren Ursachen und Verursachern in Verbindung bringen. Technische Maßnahmen zur Reduktion der Schadstoffquellen führten zu einer deutlichen Verbesserung der Umwelt, so dass Belastungssituationen, wie sie aus Ballungsgebieten bis in die 70er Jahre in Westdeutschland oder bis in die 90er Jahre in Ostdeutschland bekannt waren, zur Vergangenheit zählen.

Auch in emittententfernen Regionen hat sich die Luftqualität insgesamt, insbesondere aber durch die Reduktion von Schwefeldioxid-, Staub- und Schwermetall-Emissionen erheblich verbessert, wenngleich die "Politik der hohen Schornsteine" zunächst zu einer Angleichung der Belastungen und zu einer Erhöhung insbesondere durch versauernd wirkende Schwefel-Spezies nach sich zog. In den ballungsraumfernen Waldregionen vollzog sich zunehmend eine Entwicklung, die vielerorts nicht mit den messbaren Erfolgen der Emissionsminderung im Einklang stand: Unter dem Begriff "Neuartige Waldschäden" ist eine Vielzahl von Schadsymptomen zusammengefasst, denen gemeinsam ist, dass sie keinen räumlichen Bezug zu Schadstoffquellen aufweisen und dass ihre Ursachen komplex und bis heute nicht eindeutig bekannt sind (ULRICH 1991). In der Waldökosystemforschung der beiden letzten Jahrzehnte mehrten sich die Anzeichen für eine bedeutende Rolle hoher Stickstoff-Einträge (N-Einträge) in diesem Ursachenkomplex (erste Hinweise bei ELLENBERG 1977, dann mit zunehmender Sicherheit z.B. NIHLGARD 1985, GRENNFELT & HULTBERG 1986, KENK & FISCHER 1988, SKEFFINGTON & WILSON 1988, ABER *et al.* 1989, ELLENBERG 1989, HOFMANN *et al.* 1990, ABER *et al.* 1993, BOBINK *et al.* 1998, RENNENBERG & GESSLER 1999). Ursache hierfür ist eine grundsätzliche Veränderung der Emissionsmuster und der Atmosphärenchemie von reaktiven N-Spezies, die aus menschlichen Aktivitäten resultieren. Hauptquellen der ökotoxikologisch

relevanten N-Spezies sind Verbrennungsprozesse von Industrie, Straßenverkehr und Hausbrand, bei denen oxidierte Verbindungen (NO_x) entstehen, sowie landwirtschaftliche Produktionsverfahren, die durch Tierhaltung und Düngung zur Freisetzung von Ammoniak (NH₃) führen. Reduzierte (NH_x) und oxidierte (NO_y) N-Spezies sind in Deutschland mit jeweils ca. 500 Gg a⁻¹ zu etwa gleichen Teilen an der Emission eutrophierender N-Verbindungen in die Atmosphäre beteiligt (2002: 459 Gg a⁻¹ NO_x-N, 508 Gg a⁻¹ NH₃-N; UMWELTBUNDESAMT 2004).

Die ökologischen Wirkungen oxidiertes und reduzierter N-Spezies sind vielfältig, zum Teil sehr unterschiedlich oder auch nicht voneinander zu unterscheiden (KRUPA 2003). Während nur oxidierte N-Verbindungen zur Bildung von troposphärischem Ozon beitragen, verfügen sowohl NO und deren Reaktionsprodukte (NO_y) als auch NH_x (NH₃ und NH₄) als natürlicher Nährstoff über eine hohe pflanzen- und ökophysiologische Wirksamkeit. Negative Wirkungen sind dosisabhängig, von zahlreichen Standortgegebenheiten abhängig und von Pflanzenart zu Pflanzenart unterschiedlich zu bewerten. Letztlich ist ein *ökosystemarer Bezug* von entscheidender Bedeutung, mit dem festgestellt werden kann, ob eine positiv zu beurteilende düngende Wirkung oder eine Stresssituation vorliegt, die zu wahrnehmbaren Veränderungen bis hin zu irreversiblen Schädigungen der Pflanze oder des Ökosystems führen kann. Solche ökosystemaren Zusammenhänge messen sich an der Fähigkeit des Gesamtsystems, Stoff-Einträge zu verarbeiten. Wichtige Stoffeinträge sind hierbei die Einträge versauernd wirkender Stoffe und düngend wirkender Stoffe, aber auch unmittelbar toxische Stoffe wie z.B. Schwermetalle. Wichtige Maßzahlen beschreiben die Sättigung eines Systems etwa mit Stickstoff oder die kritische Belastung (Critical Load). Critical Loads sind dabei jene Stoffeinträge, deren Unterschreitung nach dem derzeitigen Stand des Wissens keine vom Menschen als nachteilig bewerteten Veränderungen erwarten lässt.

Nach dem Konzept der "Critical Loads" (NAGEL & GREGOR 1999) sind zahlreiche natürliche Lebensräume in Deutschland als empfindlich gegenüber höherem atmogenen N-Angebot einzustufen. Der Wald zählt zusammen mit Hochmooren, Magerrasen, Heiden und oligotrophen Stillgewässern zu den be-

¹ Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Mars-la-Tour-Str. 9-13, 26121 Oldenburg. k.mohr@lwk-we.de

² Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

³ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Bundesallee 50, 38116, Braunschweig

sonders N-empfindlichen Ökosystemen. Waldökosysteme sind von Natur aus an N-Mangel adaptiert; N ist für den Baumbestand der limitierende Wachstumsfaktor. Dementsprechend bewirken erhöhte N-Einträge zunächst eine Wachstumssteigerung, denen bei lang anhaltend hohen N-Einträgen unerwünschte Wirkungen gegenüberstehen.

Die unter dem Begriff "Stickstoff-Sättigung" (ÅGREN & BOSATTA 1988, KÖLLING 2001) zusammengefassten Phänomene resultieren letztlich aus dem kontinuierlichen Prozess der N-Anreicherung im Ökosystem und damit verbundenen Änderungen von ökosystemaren Prozessraten (ABER *et al.* 1989, ABER *et al.* 1998, ABER 2002).

Wesentlicher Faktor ist die lange Lebensdauer von Baumbeständen, in dem sich ein halbgeschlossener Stoffhaushalt einstellt (ELLENBERG 1996), der, ohne externe Einträge ausschließen zu können, Schad- und Nährstoffe langfristig sammelt, umbaut und gegebenenfalls wieder freisetzt.

Die negativen Auswirkungen überhöhter N-Einträge können in mannigfacher Weise auftreten. Ihre Reaktionszeit ist in Waldökosystemen aufgrund der natürlichen Puffermechanismen wie z.B. Pflanzenwachstum, N-Akkumulation und Mineral-Verwitterung im Boden mitunter sehr lang. Sie treten oft moderat und nicht ohne weiteres unterscheidbar von Effekten anderer Einflussfaktoren in Erscheinung. Sie lassen sich wie folgt zusammenfassen (vgl. MOHR 1994, ORTLOFF & SCHLAEPFER 1996, SCHMIEDEN 1997, SKIBA *et al.* 1998, BOXMAN *et al.* 1998, WALLEND & KOTTKE 1998, MEIWES *et al.* 1999, OURA *et al.* 2001, GEHRMANN *et al.* 2001, BUTTERBACH-BAHL *et al.* 2002, BORKEN & MATZNER 2004):

- Durch die zunächst wachstumsstimulierende Wirkung erhöhter N-Einträge treten Verluste wichtiger Nährelemente (Ca, K, Mg, P) mit der Holznutzung auf. Die bereits durch andere Faktoren (natürliche Silikat- und Basenarmut der Böden, Ozon-Belastung, Bodenversauerung) hervorgerufenen Mangelerscheinungen können sich verschärfen und letztlich zu physiologischen Störungen führen.
- Erhöhte N-Gehalte der Baumgewebe führen vermutlich zu einer verminderten Frost- und Trockenheitsresistenz und zu einer erhöhten Gefahr durch Schaderregerbefall.
- Erhöhte N-Depositionen haben nachteilige Folgen auf die Mykorrhizierung der Bestände.
- Die höheren Konzentrationen von NH_4^+ in der Bodenlösung wirken sich hemmend auf die Aufnahme anderer Nährstoff-Kationen (Ca, K, Mg) aus.
- Überschüssiges Nitrat (NO_3^-) kann das Grundwasser belasten und darüber hinaus als "Kationen-Schlepper" zu einer verstärkten

Auswaschung basischer Nährstoff-Kationen führen

- Sowohl die oxidierten (NO_x) als auch die reduzierten (NH_x) N-Spezies können zu einer Bodenversauerung führen. Ihre Säurewirksamkeit ist u.a. abhängig von weiteren Reaktionen im Ökosystem, z.B. von der Höhe des Nitrat-N-Austrags.
- Je nach Basen-Ausstattung der Böden führt das erhöhte N-Angebot zu einer mehr oder minder raschen Sukzession der Pflanzenbestände zu nährstofftoleranten, floristisch einheitlicheren Pflanzen- und letztlich auch Tiergemeinschaften. In Gebieten mit geringen Niederschlägen kann die höhere Biomasseproduktion zu einer Veränderung des Gebietswasserhaushaltes und zu verringerter Grundwasserneubildung führen.
- Ist ihre N-Aufnahmekapazität erschöpft, so fungieren Waldökosysteme als Quelle verschiedener gelöster (NO_3^-) und gasförmiger (u.a. NO, N_2O) N-Verbindungen, wodurch sich ihre ursprüngliche Funktion als "Schadstoff-Filter" ins Gegenteil verkehrt.
- N ist ein regulierender Faktor für die Methan-Oxidation in Böden. Erhöhte N-Einträge sind deshalb indirekt klimawirksam (BODELIER & LAANBROEK 2004).

1.2 Die Beeinträchtigung von Wäldern in Nordwestdeutschland durch Stickstoff-Depositionen

Die durch N-Depositionen verursachten Umweltbelastungen sind regional sehr unterschiedlich. Auf mehr als 90 % der Fläche Deutschlands sind die Critical Loads für Eutrophierung mehr oder minder deutlich überschritten (GAUGER *et al.* 2002).

Wälder in Nordwestdeutschland sind von erhöhten N-Einträgen besonders betroffen, weil

- sie in der Regel auf schwach gepufferten, silikatarmen Böden stocken,
- ihre Baumartenzusammensetzung überwiegend N-empfindlichere Nadelhölzer aufweist,
- die Region großräumig landwirtschaftlich genutzt wird und aufgrund der hohen Viehdichte relativ hohen NH_3 -Emissionen und N-Depositionen unterliegt und
- sie aufgrund ihrer starken Fragmentierung und damit verbundenen Randeffekten sowie der verhältnismäßig hohen Windgeschwindigkeiten in diesem Raum günstige Abscheidungsbedingungen für Luftinhaltsstoffe bieten.

Die Grundwasservorkommen in dieser Region werden zu einem hohen Anteil für die Trinkwassergewinnung genutzt, wobei bevorzugt Waldgebiete für die Grundwassergewinnung herangezogen werden, da landwirtschaftlich genutzte Flächen in der Regel deut-

lich höhere N-Austräge mit dem Sickerwasser aufweisen.

Die sich aus dieser besonderen Situation ergebenden Umweltwirkungen wurden bisher nur zum Teil im Zusammenhang mit Stoffflussmessungen im Rahmen von Monitoringprogrammen (MEESENBURG *et al.* 1997, MEESENBURG *et al.* 2002) und Fallstudien (z.B. MOHR 2000) erfasst. Grundlegende Informationen, speziell über die Deposition (Höhe der Gesamtdepositionen, räumliche Verteilung) der reduzierten und oxidierten N-Spezies (NH_x , NO_y) fehlten bislang aus dieser Region und sollen mit der vorliegenden Studie aufgegriffen werden.

1.3 Die Bestimmung wirksamer Dosen – Diskrepanzen zwischen Bestandesniederschlägen, mikrometeorologischen Messungen und Modellergebnissen

Das Gesamtverständnis der Stickstoff-Dynamik dieser Wälder sowie das der Dynamik reaktiver N-Spezies in der Atmosphäre bleibt unbefriedigend. Messungen von atmosphärischen Konzentrationen werden – mit Ausnahme von Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2) – praktisch nicht durchgeführt. Deren örtliche Repräsentativität ist für die Erörterung von Dosis-Wirkung-Beziehungen in vielen Fällen zweifelhaft. Ihre Bedeutung für den N-Haushalt der Wälder ist vermutlich jedoch gering.

Konzentrationen in der Atmosphäre lassen sich berechnen, sofern Emissionen, Transmissionsprozesse (chemische Reaktionen, horizontale und vertikale Transportvorgänge) und die Senkenprozesse (Inkorporation in Partikel, insbesondere Niederschläge und Deposition) bekannt sind. Die Emissionen von Stickstoffoxiden und von NH_3 werden zwar in Inventaren erfasst; deren Qualität ist jedoch nicht befriedigend, wie aus dem Vergleich modellierter und gemessener Konzentrationen und Flüsse hervorgeht (FAGERLI 2004).

Die chemischen Reaktionen der genannten Spezies mit anderen Luftbestandteilen sind im Prinzip bekannt, lassen sich aber ohne Kenntnis der Konzentrationen und Emissionen nur in generalisierenden Modellen abbilden. Dies gilt auch für die Transportvorgänge in der Atmosphäre einschließlich der Depositionen.

Die Kenntnis der Deposition ist wesentliche Voraussetzung für die Formulierung von Ursache-Wirkung-Beziehungen in der Ökotoxikologie von Ökosystemen (DÄMMGEN *et al.* 1993, 1997). Depositionen sind definitionsgemäß Flüsse in das Ökosystem als Ganzes (Norm VDI 2450). Wirksam sind diejenigen Teilflüsse, die am jeweiligen Wirkort unangemessen hoch oder niedrig sind. Wirkorte in diesen Systemen sind insbesondere der Kronenraum und die Rhizosphäre als Orte der Photosynthese bzw. der Nährstoff- und Wasseraufnahme.

Es ist in Deutschland üblich, den sog. Bestandesniederschlag als Maß für die Belastung eines Wald-Ökosystems durch luftgetragene Stoffe einschließlich der Niederschläge zu erfassen. Bestandesniederschläge sind jedoch lediglich diejenigen Teilflüsse, die über die (Bestandes-)Atmosphäre in den Boden gelangen. Mit Hilfe von Kronenraumbilanzmodellen (ULRICH 1994, DRAAIJERS & ERISMAN 1995) versucht man, auf die Gesamteinträge in den Bestand als Dosis für Dosis-Wirkung-Beziehungen zu schließen. In der Vergangenheit hat sich gezeigt, dass die Ergebnisse von Modellrechnungen zur Deposition in Wäldern und von Bestandesniederschlags-Messungen für Stickstoff-Spezies nicht oder nur sehr schlecht übereinstimmen (LAMERSDORF *et al.* 1998, GAUGER *et al.* 2002, FOWLER *et al.* 2003) (vgl. **Abbildungen 1.1** und **1.2**).

Prinzipiell erfassen diese Methoden unterschiedliche Flüsse (DÄMMGEN *et al.* 1997). Es sollte daher auch geklärt werden, ob und inwieweit unterschiedliche Stoffflussmessungen in einem intensiv untersuchten Waldbestand mit unterschiedlichen Depositionsmodellen in Einklang gebracht werden können.

1.4 Das Gesamtkonzept des ANSWER-Experiments

1.4.1 Ziele

Wesentliches Ziel des ANSWER-Experiments (Atmospheric Nitrogen Deposition in the Weser-Ems Region) ist die Erstellung einer aufgeschlüsselten N-Bilanz für ein Waldökosystem. Besonderes Gewicht soll dabei der Erfassung möglicher Prozesse im Kronenraum sein, die zu Unterschieden zwischen der beobachteten Gesamt-Deposition und dem Bestandesniederschlag führen: Die Aufnahme und Metabolisierung von N-Spezies im Kronenraum ist zwar in vielen Fällen nachgewiesen (z.B. BRUMME *et al.* 1992, EILERS *et al.* 1992, LOVETT & LINDBERG, 1993, PÉREZ-SOBA & VAN DER EERDEN 1993, PÉREZ-SOBA *et al.* 1994, GARTEN *et al.* 1998), aber unzureichend quantifiziert.

Die Fehler der Messungen und Modellierungen sollen quantifiziert und dokumentiert werden.

Zahlreiche Untersuchungen haben einen maßgeblichen Einfluss von Bestandeseigenschaften auf die Depositionshöhe ergeben (MEESENBURG *et al.* 1995, RINGE *et al.* 2001, ROTHE *et al.* 2002). Daher soll ermittelt werden, welche bestandesstrukturellen Eigenschaften den Depositionsprozess steuern. Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund einer zunehmenden Bedeutung von flächendifferenzierten Informationen zu Stoffeinträgen in Wälder erforderlich, um das Ausmaß der Gefährdung durch hohen N-Eintrag genauer abschätzen sowie daran geknüpfte Entscheidungen zum Flächenmanagement bezüglich forstlicher Maßnahmen oder zur Grundwasserbewirtschaftung treffen zu können.

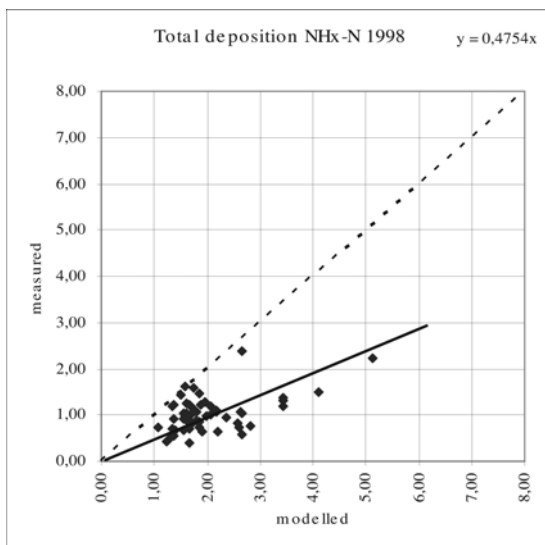


Abbildung 1.1: Vergleich von modellierten Depositionsdaten und Bestandesniederschlagsmessungen, $\text{NH}_x\text{-N}$ -Depositionen (Datensätze aus GAUGER *et al.* 2002, Privatmitteilung GAUGER)

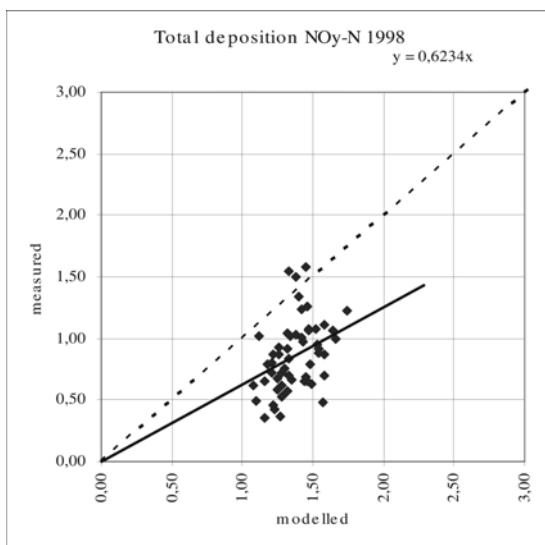


Abbildung 1.2: Vergleich von modellierten Depositionsdaten und Bestandesniederschlagsmessungen, $\text{NO}_3\text{-N}$ -Depositionen (Datensätze aus GAUGER *et al.* 2002, Privatmitteilung GAUGER)

1.4.2 Methoden

Das in diesem Bericht beschriebene Forschungsvorhaben ANSWER hat eine raum- und standortbezogene Ermittlung atmosphärischer N-Flüsse in Wäldern Nordwestdeutschlands und deren ökologische Auswirkungen zum Ziel. Dabei sollen die üblichen Verfahren zur Erfassung der atmosphärischen Belastung – Bestandesniederschlags-Messungen und mikrometeorologische Messungen – nebeneinander eingesetzt werden,

um beide gemeinsam zur Lösung des Bilanzproblems zu nutzen.

Eine hinsichtlich der Bearbeitungsintensität abgestufte Vorgehensweise soll erlauben, an einem Ort Flüsse mit bekannter Genauigkeit zu bestimmen und die dort gewonnenen Ergebnisse mit Hilfe weiterer Messungen an anderen Orten auf die dortige Situation zu übertragen und damit gebietstypische Aussagen zu erhalten.

Basis der Dosis-Wirkungs-Ermittlung sind Stoffflussmessungen, hilfsweise auch Konzentrationsmessungen. Sie werden an allen Standorten mit gleicher oder vergleichbarer Methodik, jedoch nicht in gleichem Umfang durchgeführt.

Weitere Untersuchungen an den Ökosystem-Kompartimenten Baumbestand, Bodenvegetation, Boden, Bodenwasser erfolgen, um Wechselbeziehungen zwischen den bestehenden Stoffflüssen und anderen ökologischen Merkmalen und Prozessen herauszustellen.

1.4.3 Orte

Da die wenigen entsprechenden deutschen Messungen in mit Stickstoff eher geringer belasteten Wäldern durchgeführt werden, lag es nahe, solche Messungen an einem wahrscheinlich hoch belasteten Standort zu unternehmen.

Für die Untersuchungen besonders geeignet erschienen drei Kiefernökosysteme in Nordost-Niedersachsen (Augustendorf, Sandkrug und Holdorf), in denen bereits seit mehreren Jahren Stoffflüsse und Konzentrationen in der Luft gemessen werden. Hierdurch reduzierten sich Aufwand und Kosten für Geräteinstallationen. Darüber hinaus ermöglichen sie Aussagen zur zeitlichen Repräsentativität der im Projektzeitraum ermittelten Messdaten. Diese Messstandorte wurden für das Projekt erheblich aufgerüstet. Für Untersuchungen der bestandsspezifischen Wirkungen wurde der laubwaldreiche Standort Herrenholz neu hinzu gezogen.

Die Auswahl der Kiefernwälder hat mehrere Gründe. Zum einen handelt es sich um einen Anteil von 44 % an der Waldfläche des niedersächsischen Tieflands um den aus ökonomischer und landschaftsökologischer Sicht bedeutendsten Waldtyp. Bewirtschaftete Kiefernwälder, insbesondere die schwach gepufferten Sandböden, verfügen über eine eng begrenzte Toleranz gegenüber N-Einträgen. Ihre Critical Loads liegen nach NAGEL & GREGOR (1999) in einem Bereich zwischen 7 und 15 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ N. Darüber hinaus stocken die forstwirtschaftlich genutzten Kiefernwälder in diesen Regionen auf relativ einheitlichen Standorten, so dass angenommen werden kann, dass die Varianz von Schadstoff-Depositionen und deren Auswirkungen weitgehend immissions- sowie bestandesstrukturbedingt und weniger auf wechselnde Standortverhältnisse zurückzuführen ist.

1.5 Literatur

- Aber JD (2002) Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: current theory, remaining questions and recent advances. *Plant Soil* 247:179-188.
- Aber JD, Magill A, Boone R, Mellilo JM, Steudler P, Bowden R (1993) Plant and soil responses to chronic nitrogen additions at the Harvard forest, Massachusetts. *Ecol Appl* 3:156-166.
- Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer K.J, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I (1998) Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited. *BioScience* 48:921-934.
- Aber JD, Nadelhoffer KJ, Steudler P, Melillo JM (1989) Nitrogen saturation in northern forest ecosystems: Hypotheses and implications. *BioScience* 39:378-386.
- Ågren GI, Bosatta E (1988) Nitrogen Saturation of Terrestrial ecosystems. *Environ Pollut* 54:185-197.
- Bobbink R, Hornung M, Roelofs JGM (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J Ecology* 86:717-738.
- Bodelier PLE, Laanbroek HJ (2004) Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiol Ecol* 47:265-277.
- Borken W, Matzner E (2004) Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *J Plant Nutr Soil Sci* 167:277-283.
- Boxman AW, Blanck K, Brandrud TE, Emmett BA, Gundersen P, Hogervorst RF, Kjonaas OJ, Persson H, Timmermann V (1998) Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project. *Forest Ecol Management* 101:65-79.
- Brumme R, Leimcke U, Matzner E (1992) Interception and uptake of NH_4 and NO_3 from wet deposition by above-ground parts of young beech (*Fagus sylvatica* L.) trees. *Plant Soil* 142:273-279.
- Butterbach-Bahl K, Breuer L, Gasche R, Willibald G, Papen H (2002) Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems in the northeastern German lowlands. 1. Fluxes of N_2O , NO/NO_2 and CH_4 at forest sites with different N deposition. *Forest Ecol Management* 167:123-134.
- Dämmgen U (Hrsg.) (2004) Nationaler Inventarbericht 2004 – Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen – Teilbericht für die Quellgruppe Landwirtschaft. Landbauforsch Völknerode SH 260.
- Dämmgen U, Grünhage L, Haenel H-D, Jäger H-J (1993) Climate and Stress in Ecotoxicology – A Coherent System of Definitions and Terms. *Angew Bot* 67:157-162.
- Dämmgen U, Grünhage L, Jäger H-J (1997) Description, assessment and meaning of vertical flux densities of matter within ecotopes: A systematic consideration. *Environ Pollut* 96:249-260.
- Draaijers GPJ, Erisman JW (1995) A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water Air Soil Pollut* 85:2253-2258.
- Ellenberg H (1977) Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. *Oecologia Plantarum* 12:1-22.
- Ellenberg H (1989) Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz? Zur Einführung. *NNA-Berichte* 2/1:4-13.
- Eilers G, Brumme R, Matzner E (1992) Above-ground N-uptake from wet deposition by Norway spruce (*Picea abies* Karst.) *Forest Ecol Management* 51:239-249.
- Fagerli H (2004) Air concentrations and depositions of acidifying and eutrophying components, status 2002. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. Status report 1/2004. EMEP Report 1/2004. Kjeller, Norwegian Meteorological Institute. S. 77-107.
- Fowler D, Erisman JW, Sutton M, Nemitz E, Pilegaard K, Gallagher M, Tuovinen J-P, Duyzer J, Grünhage L, Dämmgen U, Cieslik S (2003) Deposition fluxes of air pollutants to terrestrial surfaces in Europe. In: Midgley P, Reuther M (Hrsg.) Towards cleaner air for Europe - Science, Tools and Applications. Part 1: Results from the EUROTRAC-2 Synthesis and Integration Project. Margraf, Weikersheim. S. 41-71.
- Garten CT, Schwab AB, Shirshac TL (1998) Foliar retention of ^{15}N tracers: implications for net canopy exchange in low- and high-elevation forest ecosystems. *Forest Ecol Management* 103:211-216.
- Gauger T, Anshelm F, Schuster H, Erisman JW, Vermeulen AT, Draaijers PG, Bleeker A, Nagel HD (2002) Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with critical loads and critical levels. Part 1: Deposition loads 1990-1999. Final Report Project 299 42 210, Umweltbundesamt. Institut für Navigation der Universität Stuttgart.
- Gehrmann J, Andreae H, Fischer U, Lux W, Spranger T (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II - Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. BMVEL. Berlin. 94 S.
- Gorham E (1958) The influence and importance of daily weather conditions in the supply of chloride, sulphate, and other ions to fresh water from atmospheric precipitation. *Phil Trans R Soc London B* 241:147-178.
- Grennfelt P, Hultberg H (1986) Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and

- aquatic ecosystems. *Water Air Soil Pollut* 30:946-963
- Hofmann G, Heinsdorf D, Krauß K-H (1990) Wirkung atmosphärischer Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. *Beiträge Forstwirtschaft* 24:59-73.
- Kenk G, Fischer H (1988) Evidence from Nitrogen Fertilization in the Forests of Germany. *Environ Pollut* 54:199-218.
- Krupa SV (2003) Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environ Pollut* 124:179-221.
- Kölling C (2001) Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. *Allg Forst Jagd Z* 10:513-517.
- Lamersdorf N, Bartsch N, Blanck K, Bredemeier M, Deutschmann G, Dohrenbusch A, Ibrom A, Ludwig B, Meesenburg H, Schnitzler K-G (1998) Ergebnisse langjähriger Stoffflussuntersuchungen im Solling: Wissensstand, aktuelle Ergebnisse, offene Fragen und Forschungsbedarf. *EcoSys* 7:27-41.
- Lovett GM, Lindberg SE (1993) Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. *Can J Forest Res* 23:1603-1616.
- Meesenburg H, Dammann I, Evers J, Schulze A, Rademacher P, Mindrup M, König N, Fortmann H, Eberl C, Meiwes KJ (2002) Forstliches Umweltmonitoring als Entscheidungshilfe für die Forstwirtschaft und Umweltpolitik. *Forst Holz* 57:707-712.
- Meesenburg H, Meiwes KJ, Rademacher P (1995) Long-term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. *Water Air Soil Pollut* 85:611-616.
- Meesenburg H, Meiwes KJ, Schulze A, Rademacher P (1997) Bodendauerbeobachtungsflächen auf forstlich genutzten Flächen (BDF-F). in: Kleefisch B, Kues J (Hrsg.) *Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen: Methodik und Ergebnisse*, Arb H Boden 2/1997:77-95.
- Meiwes KJ, Meesenburg H, Rademacher P (1999) Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme. *Mitt. NNA* 10:118-121.
- Mohr H (1994) Stickstoffeintrag als Ursache neuer Waldschäden. *Spektrum Wissenschaft* 1994/1:48-53.
- Mohr K (2001) Stickstoffimmissionen in Nordwestdeutschland - Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen auf Kiefernforsten und Möglichkeiten der Bioindikation. Dissertation Universität Oldenburg. <http://www.bis-uni.oldenburg.de>, 182 S.
- Nagel HD, Gregor, HD (1999) *Ökologische Belastungsgrenzen Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltungspolitik*. Berlin, Springer, 259 S.
- Neuwirth G (1971) Bestandesstruktur, Stoffproduktion und Stoffbilanz eines 35jährigen Kiefernbestandes. *Archiv für Naturschutz- und Landschaftsforschung*. 12:100-120.
- Nihlgard B (1985) The ammonia hypothesis: an additional explanation to the forest decline in Europe. *Ambio* 14:2-8.
- Norm VDI 2450, Bl. 1 (1977) Messen von Emission, Transmission und Immission luftverunreinigender Stoffe. Begriffe, Definitionen, Erläuterungen. Beuth, Berlin, 4 S.
- Ortloff W, Schlaepfer R (1996) Stickstoff und Waldschäden: eine Literaturübersicht. *Allg Forst Jagd Z* 167:184-201.
- Oura N, Shindo J, Fumoto T, Toda H, Kawashima H (2001) Effects of nitrogen deposition on nitrous oxide emissions from the forest floor. *Water Air Soil Pollut* 130:673-678.
- Pérez-Soba M, Stulen I, van der Eerden LJM (1994) Effect of atmospheric ammonia on the nitrogen metabolism of Scots pine (*Pinus sylvestris*) needles. *Physiologia Plantarum* 90:629-636.
- Pérez-Soba M, van der Eerden LJM (1993) Nitrogen uptake in needles of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) when exposed to gaseous ammonia and ammonium fertilizer in the soil. *Plant Soil* 153:231-242.
- Rennenberg H, Gessler A (1999) Consequences of N deposition to forest ecosystems – recent results and future research needs. *Water Air Soil Pollut* 116:47-64.
- Ringe H, Duijnesveld W H M, Böttcher J (2001) Stoffeinträge mit den Bestandesniederschlag in einem Kiefernreinbestand und einen Kiefern/Buchenmischbestand als Funktion der Bestandesstruktur. *Mitt Dt Bodenkundl Ges* 96:649-650.
- Rothe A, Huber C, Kreutzer K, Weis W (2002) Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech. Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant Soil* 240:1-14.
- Schmiedens U (1997) Forstpflanzenphysiologie. In: UBA (Hrsg.) *Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden*. UBA-Berichte 6/97. Berlin. S. 18-146.
- Skeffington RA, Wilson EJ (1988) Excess Nitrogen Deposition: Issues for Consideration. *Environ Pollut* 54:159-184.
- Skiba U, Sheppard L, Pitcairn CER, Leith I, Crossley A, van Dijk S, Kennedy VH, Fowler D (1998) Soil nitrous oxide and nitric oxide emissions as indicators of elevated N deposition rates in seminatural ecosystems. *Environ Pollut* 102:457-461.
- Ulrich B (1991) Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. *Forst Holz* 46:575-588.

- Ulrich B (1994) Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. In: Hüttermann A, Godbold DL (Hrsg.) Effects of acid rain on forest processes. New York, Wiley, S. 1-50.
- Umweltbundesamt (2004) Nationaler Inventarbericht 2004, Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Berlin, Umweltbundesamt.
<http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-1/2797.pdf>.
- Wallenda T, Kottke I (1998) Nitrogen deposition and ectomycorrhizas. *New Phytol* 139:169-187.

