

Studienarbeit
im Rahmen des
Aufbaustudiums Umweltschutztechnik
an der TU München

Der Beitrag von Nitrat- und Ammoniakimmissionen zum Waldsterben

Betreuer: Prof. Dr. W. Haber
Lehrstuhl für Landschaftsökologie
Weihenstephan

Ausgabedatum: 1.4.1993

Abgabedatum: 30.7.1993

Verfasser: Dipl.-Ing. Matthias Holzer

Inhalt

	Seite
1. Einleitung	1
2. Grundlagen	2
2.1. Chemische Grundlagen	2
2.2. Größenordnungen anthropogener Stickstoffeinträge in die Atmosphäre	3
2.3. Umwandlung, Transport und Ablagerung von Stickoxiden und Ammoniak	3
2.4. Der natürliche Stickstoffkreislauf	5
3. Schadwirkungen durch Nitrat- und Ammoniumstickstoff	5
3.1. Hypertrophierung	5
3.2. Nährstoffungleichgewichte	6
3.3. Bodenversauerung	8
3.4. Physiologische Wirkungen von Ammoniak und Ammonium	9
3.4.1 Entkoppelung der Phosphorylierung	10
3.4.2. Metabolisierung des Ammoniums/ Schutzmechanismen der Zelle	11
3.4.3. Sekundäre Effekte der Wirkung von Ammonium in der Pflanze	13
3.5. Einfluß von Stickstoffverbindungen auf die Mykorrhiza	15
3.6. Weitere Effekte	15
3.7. Artenverschiebungen durch Stickstoffeintrag	16
3.8. Beeinflussung anderer Ökosysteme	16
4. Grenzwerte für N-Immissionen	17
5. Folgerungen	17

1. Einleitung

In den letzten Jahren hat der Eintrag von stickstoffhaltigen Substanzen aus der Atmosphäre in die Biosphäre ständig zugenommen. Hierbei sind besonders die Nitrat- und die Ammonium-Immissionen von Bedeutung. Die Ursache dieser Zunahme liegt im Falle der Nitrates in der Steigerung des Stickoxidausstoßes durch vermehrte anthropogene Verbrennungsprozesse (Verkehr, Industrie, Hausbrand). Im Falle des Ammoniums ist, wie noch gezeigt werden wird, die Landwirtschaft die bedeutendste Quelle (Viehhaltung, Düngung).

Während der Stickstoff noch zu Anfang des Jahrhunderts an vielen Standorten ein wachstumsbegrenzender Faktor war, wird heute aus der Luft oft mehr eingetragen, als die Pflanzen unter naturnahen Verhältnissen verwerten können.

Seit im Jahr 1979 das Auftreten der "neuartigen Waldschäden" erstmals mit der Emission anthropogener Luftverunreinigungen in Zusammenhang gebracht wurde, reißt die Ursachendiskussion nicht ab. Unumstritten ist heute, daß eine monokausale Erklärung der Schädigungen nicht existiert /FORSCH 89/.

Als Hauptkomponenten der beteiligten Schadstoffe wurden zunächst, wegen ihrer sauren Wirkung, das Schwefeldioxid und die Stickoxide angesehen. Auch das Ozon, es entsteht wiederum aus Stickoxiden unter Mitwirkung von Kohlenwasserstoffen und UV-Licht, wurde bald als, besonders in den Bergwäldern vorherrschender, Schadstoff erkannt. Obwohl die Größenordnungen der Deposition von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff schon lange bekannt sind, wurde die Stickstoff-Hypertrophierung (Überernährung) erstmals 1985 mit den neuartigen Waldschäden in Verbindung gebracht /NIHLGARD 85/.

In der vorliegenden Arbeit soll der Stand der Forschung zur Wirkung dieser Stickstoffimmissionen auf das Ökosystem Wald durch eine Literaturrecherche zusammengefaßt und allgemein verständlich erklärt werden. Da die Anzahl der offenen Fragen auf diesem Gebiet ebenso groß ist, wie Anzahl stets neu veröffentlichter Forschungsergebnisse, kann diese Arbeit nur eine Momentaufnahme darstellen.

An dieser Stelle möchte ich meinen Dank an alle aussprechen, die mich bei meiner Recherche durch Zusendung von aktuellen Informationen unterstützt haben, insbesondere

Dr. K. Isermann, Limburgerhof,

Professor H. Mohr, Stuttgart,

Professor E.-D. Schulze, Bayreuth,

Dr. H. D. Zeisig, Weihenstephan,

sowie den Bibliotheken der Forschungszentren in Karlsruhe und Jülich, der Zentralbibliothek der GSF in Neuherberg,

dem Verein Deutscher Ingenieure in Düsseldorf und

dem Umweltbundesamt in Berlin.

Mein besonderer Dank gebührt natürlich Professor Haber, der mich bei der Auswahl des Themas gut beraten und gleich auf die richtige Fährte gesetzt hat.

2. Grundlagen

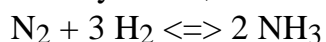
2.1 Chemische Grundlagen

Der Stickstoff, sein chemisches Symbol ist N, findet sich in der fünften Gruppe des Periodensystems und besitzt die Ordnungszahl sieben. Sein Atomgewicht ist 14, d.h. ein Mol Stickstoffatome wiegen 14 Gramm. Stickstoff ist, in seiner äußerst stabilen Molekülform N₂, zu 78% an der Zusammensetzung unserer Atmosphäre beteiligt. Er ist also reichlich vorhanden, kann jedoch nur unter hohem Energieaufwand in andere chemische Verbindungen eingebaut werden und ist daher in der Natur oft ein wachstumsbegrenzender Faktor. Stickstoff ist aber auch ein Grundbestandteil der Proteine, des Chlorophylls, wichtiger Hormone und der "Bausteine des Lebens", der Aminosäuren. An dieser Stelle liegt der Schlüssel zu den Wirkungen der anthropogenen Emissionen von Stickstoffverbindungen: Die Störung des natürlichen Stickstoff-Gleichgewichts.

Das Spalten des Luftstickstoffs geschieht zum einen bei hohen Temperaturen, wie sie in der Natur in Blitzentladungen vorkommen oder vom Menschen bei Verbrennungsvorgängen erzeugt werden. In Anwesenheit des atmosphärischen Sauerstoffs bilden sich die Stickoxide (NO_x = NO und NO₂):



In einer Wasserstoffatmosphäre läßt sich der Luftstickstoff, ebenfalls bei hohen Temperaturen, sowie unter hohem Druck und in Anwesenheit eines Katalysators, zu Ammoniak (NH₃) verwandeln:



Dieser Prozeß, die Haber-Bosch-Synthese, ist die Basis für den Aufbau aller weiteren, technisch benötigten Stickstoffverbindungen (u.a. Mineräldünger) und wird daher in großem Maßstab durchgeführt. Das gasförmige, stechend riechende Ammoniak führt in höheren Konzentrationen zu Pflanzenschäden, bis hin zum Absterben der Pflanze. Auf der anderen Seite kann der Luftstickstoff auch auf enzymatischem Weg gespalten werden. Hierfür sind in der Natur Mikroorganismen zuständig, die in Symbiose mit Leguminosen (z.B. Erbsen, Bohnen, Klee) leben und diese im Austausch zu energiereichen Assimilaten mit pflanzenverfügbarem Stickstoff beliefern.

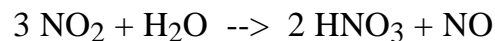
2.2 Zu den Größenordnungen anthropogener Stickstoffeinträge in die Atmosphäre

An Stickstoff in Form von Stickoxiden ($\text{NO}_x\text{-N}$) wurden in den alten Bundesländern der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1990 791000 t emittiert (davon: Verkehr 73%, Industrie 10%, Kraftwerke 13%, Haushalte 4%)/UBA 93/. Das entspricht etwa $32 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Für die Emission an Stickstoff in Form von Ammoniak ($\text{NH}_3\text{-N}$) gehen die Berechnungen weit auseinander. Ein mittlerer Wert von 528000 t für die Landwirtschaft in den alten Bundesländern im Jahr 1986 findet sich bei /ISERMANN 90/. Die Verteilung auf die Emittentengruppen ergibt, daß 85% der Emissionen der Tierhaltung, 10% der Anwendung von Mineraldüngern und weniger als 5% der industriellen Produktion zuzuschreiben sind. Paradoxiertweise führt gerade die Entstickung, gemeint ist die Befreiung von Stickoxiden, von Kraftwerken zu zusätzlichen Ammoniakemissionen. Die hierbei freigesetzte Menge dürfte etwa 1% der Gesamtemission betragen/nach KOLAR 93/. Auf die Fläche umgerechnet ergibt sich eine anthropogene $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emission von $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

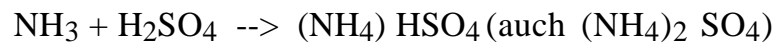
2.3 Umwandlung, Transport und Ablagerung von Stickoxiden und Ammoniak

Die bei Verbrennungsvorgängen freigesetzten Stickoxide haben bei direkter Einwirkung auf Pflanzen bereits eine schädigende Wirkung. Diese soll in dieser Arbeit jedoch ebensowenig behandelt werden, wie die Schadwirkungen der aus den Stickoxiden entstandenen Photooxidantien (z.B. Ozon und PAN). Wichtig für das Verständnis der ökosystemaren Zusammenhänge ist hingegen die Reaktion der Stickoxide mit Wasser in Luft und Boden. Hierbei entsteht Salpetersäure HNO_3 :



Die Salpetersäure ist eine "starke Säure" und dissoziiert daher in Wasser vollständig in H^+ und NO_3^- (im folgenden einfach NO_3). Das negativ geladene Nitrat-Ion (= Nitrat-Anion) NO_3 ist unter natürlichen Bedingungen der wichtigste Aufnahmeweg für Stickstoff in die Pflanze. Auch Ammoniak ist direkt pflanzentoxisch, worauf später noch näher eingegangen wird. Für das Transportverhalten des Ammoniakstickstoffs ist entscheidend in welche chemische Form das Ammoniak in der Luft umgesetzt wird. Die Depositionsrates für NH_3 bei gleichmäßiger Verteilung in der untersten Schicht der Atmosphäre (200-1000 m) beträgt für trockene Deposition 6%/h. Für das Ammonium-Ion NH_4^+ beträgt der entsprechende Wert nur 0,7%/h. Bei Regen werden dagegen etwa 70%/h von beiden Stoffen ausgewaschen. Im Mittel beträgt die Gesamtd deposition von NH_x ($= \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) nach einer Transportstrecke

von 50 km etwa 50% und nach 1000 km etwa 90% /ASMAN 90/. Die Umwandlung von NH_3 in das positiv geladene NH_4^+ -Ion (im folgenden NH_4) erfolgt dabei beim Zusammentreffen mit gasförmigen oder gelösten Säuremolekülen in der Atmosphäre. Dabei sind die Reaktionen mit Salpetersäure und Salzsäure nur Gleichgewichtsreaktionen, während mit Schwefelsäure eine vollständige Umsetzung zu Ammoniumsulfat stattfindet /GRÜNHAGE 90/:



Ammoniumsulfat hat aufgrund seiner geringen Partikelgröße hervorragende Ferntransporteigenschaften und kann ganz Europa durchqueren, bevor es schließlich abgelagert wird/NIHLGARD 85/. Ammoniak hat somit in der Atmosphäre zunächst eine Pufferwirkung und wirkt so der Versauerung des Regenwassers durch Schwefelsäure entgegen.

Das Verhältnis von NH_3 zu NH_4 ist eine Funktion des pH-Werts und der Temperatur, wie in Abbildung 1 zu sehen ist.

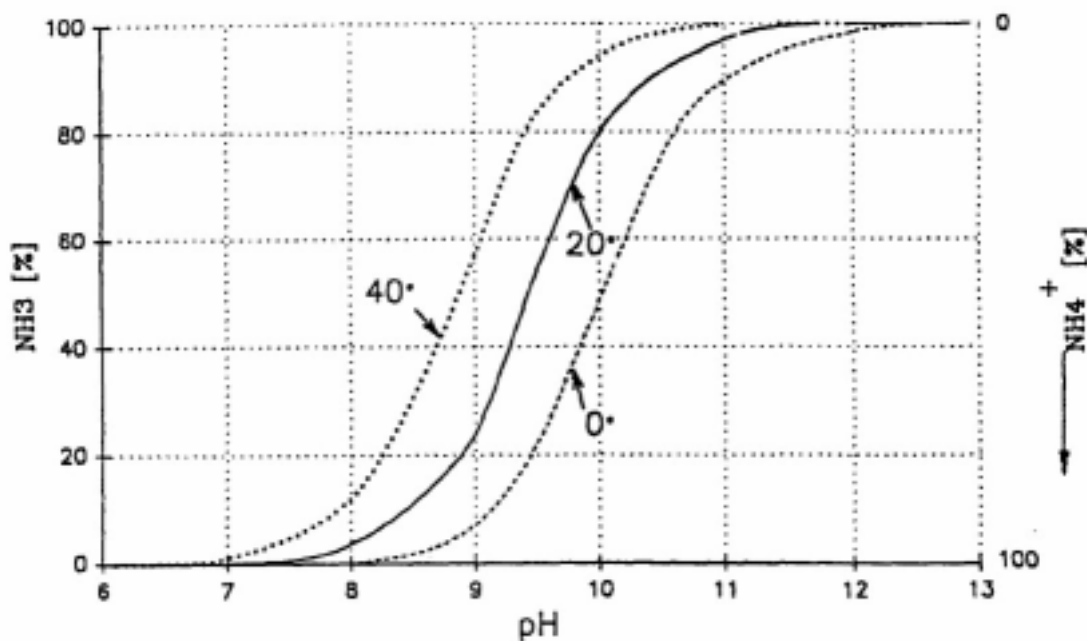


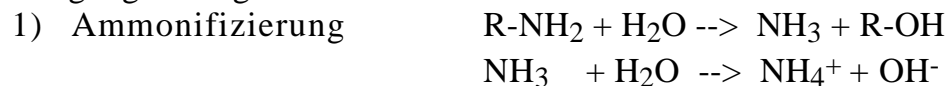
Abbildung 1 aus /ZEISIG 93/ nach Vluggen et al. (1989)

Bei hohen pH-Werten sind wenig Protonen verfügbar, das NH_4 gibt sein "überschüssiges" Proton ab und wird zu NH_3 . Umgekehrt wird NH_3 in saurer Umgebung zu NH_4 . Dies hat zur Folge, dass bei hohen pH-Werten die Ausgasung von Ammoniak begünstigt ist. So kann durch Säurezugabe vor der Ausbringung die Ausgasung von Ammoniak vermindert werden.

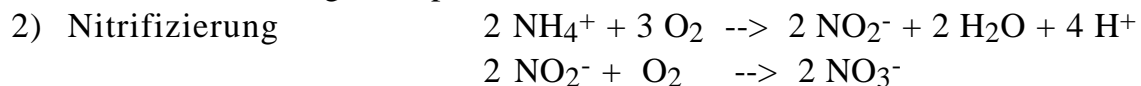
Da Ammonium nicht in Gasform vorliegt und daher auch keinen Dampfdruck entwickelt, wird es das flüssige Medium nicht verlassen. Eine zweite Folge der pH-Abhängigkeit des NH_3/NH_4 -Verhältnisses ist, daß bei meist saurem Bodenmilieu im Boden fast ausschließlich Ammonium vorkommt.

2.4. Der natürliche Stickstoffkreislauf

In einem von anthropogenen Immissionen unbelasteten Ökosystem liegen die jährlichen Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre bei 3-5 kg ha^{-1} . Durch absterbende Pflanzen und Pflanzenteile (Laub, Nadeln) gelangen weitere 15-20 kg Stickstoff in organischer Form in den Boden /NIHLGARD 85/. Dieser Stickstoff wird durch Mikroorganismen mineralisiert, d.h. in eine pflanzenverwertbare Form übergeführt. Dieser Vorgang erfolgt in mehreren Stufen/AMBERGER 83/:



Die Ammonifizierung ist durch die Bildung von OH^- -Ionen mit einem leichten Anstieg des pH-Wertes verbunden.



Bei der Nitrifizierung entstehen je Mol NH_4 zwei Mol Protonen
 \Rightarrow Ammonium wirkt durch die Nitrifizierung stark sauer !!

Das entstandene Nitrat kann und muß, um eine Auswaschung zu vermeiden, wieder von Pflanzen aufgenommen werden. Dabei wird je Mol aufgenommenes Nitrat ein Mol OH^- -Ionen an den Boden abgegeben. Im natürlichen Nährstoffkreislauf ist also, wie nicht anders zu erwarten, der pH-Wert im zeitlichen Mittel konstant. Saisonale pH-Wertänderungen durch bessere oder schlechtere Lebensbedingungen für die beteiligten Mikroorganismen (besonders Feuchtigkeit) sind allerdings möglich. Der zusätzliche Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre im unbelasteten System kann durch vermehrte Biomasseproduktion gebunden werden. Ein geringer Teil des Stickstoffs wird durch mikrobielle Reduktion oder die spontane Zersetzung salpetriger Säure HNO_2 wieder als N_2 an die Atmosphäre abgegeben. Nitratauswaschung findet ebenfalls nur in äußerst geringem Umfang statt.

3. Schädwirkungen durch Nitrat- und Ammoniumstickstoff

3.1. Hypertrophierung

Wie oben gezeigt wurde, betragen die anthropogenen Stickstoffemissionen der alten Bundesländer etwa 54 kg $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Nimmt man in

erster Näherung an, daß atmosphärische Stickstoffexporte durch entsprechende Importe ausgeglichen werden, so wird dieselbe Stickstoffmenge auf jedem Hektar der Bundesrepublik deponiert. Bei entsprechenden Messungen /FORSCH 89, S.464/ zeigte sich, daß bei allen betrachteten Wäldern der Stickstoffeintrag über $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ lag. Dabei ist der Eintrag an Stickstoffverbindungen am Boden durch Niederschlag und trockene Deposition relativ genau zu bestimmen, während die direkte Pflanzenaufnahme dieser Verbindungen über Blätter und Stamm nur geschätzt werden kann. Gegenüber dem Wert für den natürlichen Stickstoffeintrag sind diese Werte etwa zehnmal so hoch. Da viele Waldökosysteme Mitteleuropas stickstofflimitiert sind, ist durch den vermehrten Stickstoffeintrag zunächst eine Wachstumssteigerung zu erwarten, d.h. der Stickstoff wirkt als Dünger. Dabei fällt die Wachstumssteigerung aber, abhängig vom Standort und dessen Versorgung mit Stickstoff und anderen Nährstoffen, unterschiedlich aus und kann kaum den gesamten zusätzlichen Stickstoffeintrag in Form von Biomasse festlegen. Die Angaben für die jährliche N-Bindung durch Biomasseproduktion von Wäldern gehen stark auseinander und reichen von weniger als 15 kg ha^{-1} /KREUTZER 89/ bis zu 50 kg ha^{-1} /NIHLGARD 85/. Die Unterschiede sind am ehesten durch unterschiedliche Nutzungsintensität, bzw. Ernteintervalle zu erklären. Für ein naturnahes Waldökosystem dürfte somit eher der kleinere Wert zutreffen. Das zusätzliche Wachstum wird begrenzt durch andere limitierende Nährstoffe und führt so zu Nährstoffungleichgewichten, bzw. Nährstoffmangel.

3.2. Nährstoffungleichgewichte

Das Auftreten von Nährstoffungleichgewichten ist stark abhängig von der im Boden enthaltenen, pflanzenverfügbaren Menge der betreffenden Nährstoffe. Auftretende Schädwirkungen sind also nicht nur von Art und Menge des Eintrags an Stickstoffverbindungen abhängig. Dasselbe gilt im Prinzip für alle nachfolgend beschriebenen Schäden. Nährstoffmangel durch Stickstoffeinträge kann auf verschiedenen Wegen entstehen. Hier wäre zuerst die relative Nährstoffverknappung zu erwähnen, die durch stickstoffinduzierte, erhöhte Zuwachsraten bedingt ist. Dieser Effekt kann auch als einseitige Ernährung betrachtet werden, vergleichbar mit reiner Kohlenhydrataufnahme beim Menschen. Für die beiden folgenden Effekte ist die Form des Stickstoffeintrags von entscheidender Bedeutung. Beide treten nur bei Ammoniumeintrag auf: Die Auswaschung von Kationen (Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+}) bei der Aufnahme des ebenfalls positiv geladenen Ammonium-Ions über die Cuticula (Wachsschicht auf der Blattoberfläche) kann Mangelerscheinungen an

eben diesen Kationen bewirken, wenn über die Wurzel keine ausreichende Aufnahme möglich ist /SCHULZE 90/.

Die Konkurrenz der Nährstoff-Kationen mit Ammonium im Boden bei der Wurzel Aufnahme führt ebenfalls zu deren Verknappung für die Pflanze. Gleichzeitig wird bei einem Ammonium/Nitrat-Verhältnis > 1 nur noch sehr wenig Nitrat aufgenommen und damit entfällt auch der Co-Transport von Kationen. Die oben angeführte Konkurrenz kann durch säurebedingte Freisetzung von Aluminiumionen noch verstärkt werden (siehe folgendes Kapitel). Auch an den Tonmineralien (Austauscher), die Kationen speichern können werden die Nährstoff-Kationen durch das Ammonium verdrängt. Die dann in Lösung befindlichen Kationen werden, wenn sie nicht von Pflanzen aufgenommen werden, zusammen mit den Nitrat-Anionen ins Grundwasser ausgewaschen.

Die (relative) Verknappung von Nährstoffen kann gemessen werden in Bezug auf die Trockenmasse oder, aussagekräftiger, durch die Bildung von Nährelementrelationen (z.B. Mg/N).

Am besten untersucht ist der stickstoffinduzierte Nährstoffmangel für Magnesium /SCHULZE 90/,/FORSCH 89, S.430/. Der Magnesiummangel ist im Fichtelgebirge und anderen Mittelgebirgen für eine Vergilbung der älteren Nadeljahrgänge von Fichten verantwortlich, da Magnesium das Zentralatom des grünen Blattfarbstoffs Chlorophyll ist. Das Wachstum der neuen Nadeln wird hier anscheinend ausschließlich vom Stickstoffangebot gesteuert. Das benötigte Magnesium wird, im Falle mangelnder Wurzel Aufnahme, aus den älteren Nadeljahrgängen geholt, bei denen dann eine Vergilbung einsetzt. Nachgewiesen wurde dies durch einen Versuch, bei dem an geschädigten Fichtenzweigen die Knospen abgeschnitten wurden. In den so behandelten Zweigen sank der Magnesiumgehalt der alten Nadeln nicht im Frühjahr ab, sondern stieg das ganze Jahr über an und erreichte schließlich dieselbe Konzentration, wie in gesunden Nadeln/LANGE 89/. Ausgehend von einem stickstoffgesteuerten Wachstum zeigt dies, daß der Magnesiummangel ursächlich mit den gesteigerten Stickstoff- und insbesondere Ammoniumeinträgen zusammenhängt. Würden die Bäume nur über die Wurzel mit Stickstoff versorgt, so würde sich vermutlich ein neues Gleichgewicht im Mg- und N-Verbrauch einstellen. Da dies nicht der Fall ist, muß man annehmen, daß hier die Aufnahme von atmosphärischem Ammonium durch die Nadeln ("Blattdüngung") das Ungleichgewicht aufrecht erhält. Diese Nährstoffverlagerung wurde auch für Kalium experimentell nachgewiesen.

Die anthropogenen Ammoniumeinträge haben zur Folge, daß im Auflagehumus, wo sich die meisten Wurzeln der Fichte befinden, mehr Ammoniumstickstoff als Nitratstickstoff vorhanden ist. Die Pflanzen nehmen in diesem Fall fast ausschließlich das Ammonium auf/FORSCH 89,S.417). Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich darin, daß das Nitrat in der Pflanze durch das Enzym Nitratreduktase zu Ammonium

umgewandelt wird. Durch die Anwesenheit von Ammonium wird die Nitratreduktase reprimiert, d.h. es findet keine weitere Verarbeitung von Nitrat mehr statt/STRASBURGER 83/.

3.3. Bodenversauerung

Das oben angesprochene Ungleichgewicht in der Aufnahme von Ammonium und Nitrat trägt auch wesentlich zu Bodenversauerung bei. Wie bereits erwähnt wird die in der Atmosphäre anwesende Schwefelsäure zunächst durch die Umwandlung von Ammoniak zu Ammonium (Protonenaufnahme) abgepuffert, der pH-Wert des Regenwassers steigt.

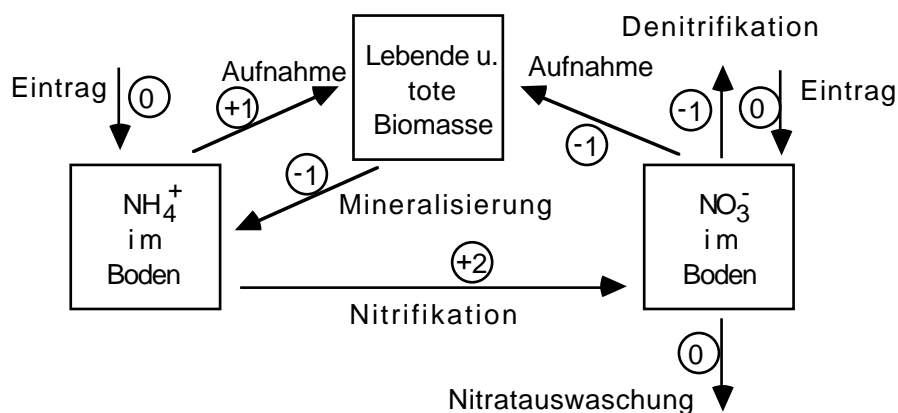


Abbildung 2: Der Stickstoffkreislauf nach /KÖLLING 91/

In Abbildung 2 sind die einzelnen Vorgänge im Stickstoffkreislauf mit der Menge der jeweils freigesetzten oder konsumierten Protonen aufgeführt. Die Ziffern geben die Anzahl produzierter (+), bzw. konsumierter (-) Mol Protonen je umgesetztes Mol Stickstoff an. In diesem Diagramm wird deutlich, daß der Eintrag von Ammonium letztendlich immer zu einer Versauerung führt. Diese ist allerdings im Falle der Nitrifizierung doppelt so groß, wie bei der Aufnahme durch eine Pflanze. Allgemein läßt sich feststellen, daß der Ammoniumeintrag die gleiche Größenordnung hat, wie der Eintrag von Protonen/KREUTZER 92/, bezüglich der Protonenproduktion im Boden jedoch doppelt so wirksam ist. Der Eintrag von Nitrat erfolgt zwar meist in Begleitung eines Protons, dieses wird jedoch bei der Pflanzenaufnahme wieder neutralisiert, solange das Nitrat auch tatsächlich verwertet wird. Nimmt die Pflanze nun selektiv Ammonium auf, so wird in der Folge eine starke Versauerung des Bodens stattfinden, bzw. die durch den Eintrag von Schwefelsäure und Salpetersäure bereits erfolgte Versauerung zusätzlich verstärkt werden. Ein weiterer stickstoffinduzierter Versauerungseffekt tritt durch die, infolge des erhöhten Wachstums

gesteigerte Kationenaufnahme und die Festlegung dieser Kationen in der Biomasse auf/KÖLLING 91/.

Die Auswirkungen dieser Versauerung sind wieder vom Bodenzustand abhängig. Enthält der Boden noch reichlich austauschbares Kalzium und Magnesium, so kann er die Säurewirkung abpuffern. Er befindet sich dann im Austauscher-Pufferbereich ($\text{pH} > 4,2$). Der Vorrat an austauschbaren Kationen und damit auch an Nährstoffen wird dabei jedoch ständig reduziert. Stark versauerte Standorte können angelieferte Nährstoffe kaum noch speichern, da bis zu 95% der Austauscherplätze mit Säurekationen belegt sind. Sinkt der pH-Wert noch weiter ab, so gerät der Boden in den Aluminiumpufferbereich, in dem die Protonen durch Reaktion mit Aluminiumsilikaten abgepuffert werden. Dieser Prozess führt zur Zerstörung der Struktur der Tonminerale und zur Freisetzung giftiger Aluminiumionen.

Aluminiumionen haben stark schädigende Wirkung auf das Wurzelsystem und damit auch für die Nährstoffaufnahme der Pflanzen. So wurde experimentell festgestellt /FORSCH 89,S.283ff/ eine Verminderung der Wurzellänge, Absterben der Wurzelspitze und eine Hemmung der Seitenwurzelbildung. Neben der Verringerung der Wurzelmasse konkurriert Aluminium auch direkt mit Kalzium und Magnesium um die Wurzel Aufnahme, und läßt so weniger Ca- und Mg-Ionen an die Bindungsplätze der Zellmembranen kommen.

Weitere Folgen der Bodenversauerung sind die Freisetzung von Schwermetallen (Eisen, Mangan), die ihrerseits pflanzentoxisch wirken. Auch eine direkte Schädigung durch Säureeinwirkung wird von /ISERMANN 83/ angeführt. Hauptangriffspunkte sind hier die Erhöhung der Zellmembranpermeabilität, die Zerstörung der Zellmembran, mit der Folge des ungehinderten Eindringens der Aluminiumionen, und die Auflösung der Zellwand.

Außerdem wird durch die Säurewirkung die Aktivität der Mikroorganismen im Boden vermindert. Dies führt u.a. zu einer Hemmung der Nitrifikation, mit der Folge einer erhöhten Ammoniumkonzentration und einer weiteren Verstärkung der oben genannten Effekte.

3.4. Physiologische Wirkungen von Ammoniak und Ammonium

Die schädliche Wirkung hoher Ammoniakkonzentrationen auf Pflanzen ist schon lange bekannt/GARBER 35/. So wurden wiederholt Absterbeerscheinungen an Pflanzen in der Nähe von Großstallungen, Sodafabriken, Kühlanlagen, aber auch in Gewächshäusern mit dem Einsatz N-haltiger Düngemittel nachgewiesen, die sich auf die Einwirkung gasförmigen Ammoniaks zurückführen ließen. Als äußere Symptome der Ammoniakeinwirkung werden Blattrandchlorosen,

Welkeerscheinungen bis zur Nekrotisierung des Pflanzengewebes, Absterben der Blätter, Nadelabwurf und andere genannt/ZEISIG 90/. Außerdem wurden in Laborversuchen mit Ammoniumernährung von Kiefernkeimlingen ein erhöhtes Sproß/Wurzel-Verhältnis, sowie eine starke Krümmung der Keimlinge festgestellt/FLAIG 90/. Wie diese Wirkungen von Ammoniak und Ammonium in der Pflanze zustande kommen können, soll im folgenden Kapitel beschrieben werden.

3.4.1. Entkoppelung der Phosphorylierung

Ein besonders entscheidender Angriffspunkt für Ammoniak und Ammonium ist der Energiestoffwechsel der Pflanze. Die Pflanze verwandelt bei der Photosynthese Kohlendioxid und Wasser mit Hilfe der Energie aus dem Sonnenlicht zu Kohlenhydraten. Dieser Prozess verläuft über verschiedene Zwischenstufen. Zuerst wird die Lichtenergie auf ein Chlorophyllmolekül übertragen und dieses damit reduziert. Dieser Prozess findet auf der Innenseite der Thylakoidmembran statt und führt gleichzeitig zu einer Wasserspaltung. Die dabei entstandenen Protonen werden im Innenraum der Thylakoidmembran angereichert, während die Elektronen in einer Redoxkette mit Hilfe der Lichtenergie nach außen transportiert werden. Gleichzeitig werden Reduktionsäquivalente in der Substanz NADPH gespeichert. Der dabei entstehende Protonengradient wird dann von dem, die Thylakoidmembran durchdringenden Enzym ATPase zu Bildung von ATP (Adenosintriphosphat) aus ADP (Adenosindiphosphat) und einem Phosphatrest ausgenutzt. Dieser Prozeß heißt Phosphorylierung. Das dabei gebildete ATP ist eine energiereiche Substanz, die in der folgenden Dunkelreaktion die Energie zum Aufbau der Kohlenhydrate liefert. Die Sequenz des Energietransfers bei der Photosynthese ist demnach wie folgt:

Lichtenergie --> elektrische Energie (= e⁻-Transport) --> osmotische Energie --> chemische Energie

Die Einwirkung von Ammoniak oder Ammonium kann die Phosphorylierung von der Funktion der Elektronentransportkette "entkoppeln". Hierbei wird der Protonengradient durch die Umwandlung von Ammoniak zu Ammonium im Thylakoidinnenraum abgebaut. Die genaue Funktion dieses Prozesses wird durch folgende Abbildung verdeutlicht:

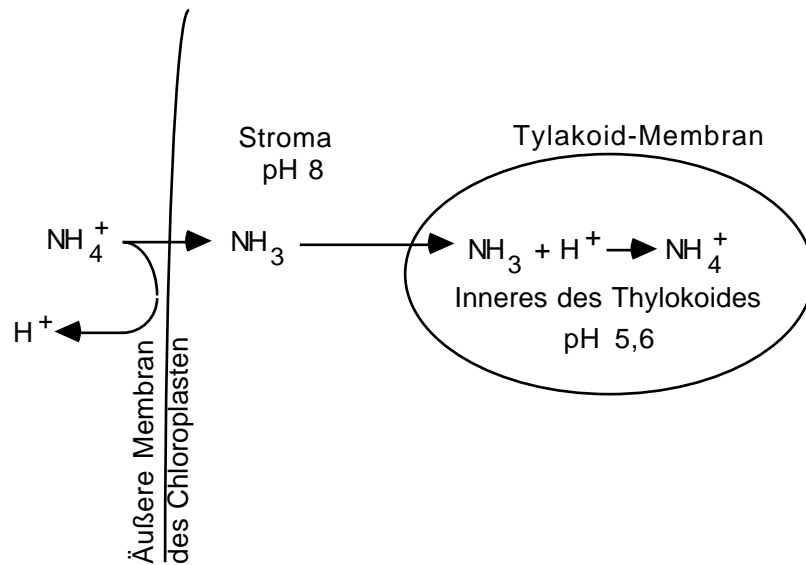


Abbildung 3: Entkoppelung der Phosphorylierung durch NH_4^- -induzierten Protonengradientenabbau nach /MENGEL 84/

Durch die Entkopplung der Phosphorylierung werden keine Kohlenhydrate mehr gebildet, die jedoch zur Entgiftung des Ammoniums nötig wären (siehe unten). Eine direkte Schädigung der Zelle durch die Entkopplung der Phosphorylierung ergibt sich auf folgendem Weg: Nachdem sämtliches NADP^+ zu NADPH_2 reduziert wurde, finden die Elektronen keinen Abnehmer mehr, da das NADPH_2 ohne die Anwesenheit von ATP nicht weiter verwendet werden kann und damit auch nicht abgebaut wird. Mit den "überflüssigen" Elektronen werden jetzt Sauerstoffmoleküle durch monovalente Reduktion zu Superoxid-anionen O_2^- . Aus diesen entsteht zusammen mit Protonen Wasserstoffperoxid:

$$2 \text{O}_2^- + 2 \text{H}^+ \rightleftharpoons \text{H}_2\text{O}_2 + \text{O}_2$$

Wasserstoffperoxid ist eine sehr reaktive Substanz, die auch bei anderen Vorgängen in der Zelle gebildet wird. Normalerweise fallen jedoch nur geringe Mengen an, die sofort vom Enzym Katalase gespalten werden können. Wird das Wasserstoffperoxid nicht abgebaut, so greift es die Lipide der Zellmembranen an. Die Lipide (L-H) werden in Hydroperoxide (L-O-O-H) verwandelt. Dieser Prozeß stellt eine Zerstörung der angegriffenen Membran dar. Die Hydroperoxide verwandeln sich unter Abspaltung von OH^- und Aufnahme eines Elektrons zu Alkoxyradikalen (L-O \cdot). Diese können Pigmente wie Chlorophylle und Carotinoide oxidieren, d.h. bleichen und führen somit zur Chlorotisierung des Blattes /HOCK 88/.

3.4.2. Metabolisierung des Ammoniums/Schutzmechanismen der Zelle

Da Ammonium im natürlichen Zellstoffwechsel eine wichtige Rolle spielt, müssen in der Zelle Möglichkeiten zur Detoxifikation des Ammoniums

vorhanden sein. Wie dies funktioniert und welche störenden Einflüsse die Entgiftung verhindern können, wird im folgenden beschrieben. Ammonium ist ein essentieller Bestandteil der Aminosäuren. Die Reaktion der Zelle auf hohe Ammoniumkonzentrationen ist folglich eine vermehrte Bildung von Aminosäuren durch reduktive Aminierung. Hierbei wird zunächst aus einem Molekül der Aminosäure Glutamat und einem Molekül Ammonium, unter Mitwirkung eines Magnesiumions und unter Verbrauch eines Moleküls ATP, Glutamin gebildet. Hier zeigt sich bereits die Energieabhängigkeit des Entgiftungsprozesses. Das benötigte ATP kann entweder aus der Phosphorylierung stammen, die bei hohen NH_4 -Konzentrationen jedoch gehemmt ist, oder aus dem Abbau von Kohlenhydraten, was einen guten Ernährungszustand der Pflanze voraussetzt. Ist die Phosphorylierung über längere Zeit unterbunden, so werden die vorhandenen Kohlenhydrate als Energielieferanten für den Zellstoffwechsel abgebaut. Damit ist auch keine Metabolisierung des Ammoniums mehr möglich. Zusätzlich werden für den Einbau des Ammoniums in Aminosäuren Magnesiumionen benötigt, die jedoch durch die Ammoniumaufnahme der Pflanze eventuell nicht mehr ausreichend verfügbar sind (siehe oben). Diese Zusammenhänge wurden von /VAN DER EERDEN 82/ durch ein einfaches Experiment mit Tomatenpflanzen bestätigt. Dabei wurden Tomatenpflanzen einmal bei normaler Beleuchtung und einmal im Dunklen für 24 h einer NH_3 -Konzentration von $2,0 \text{ mg/m}^3$ ausgesetzt. Die abgedunkelten Pflanzen enthielten danach weniger als halb so viel Kohlenhydrate, wie die beleuchteten. Gleichzeitig wiesen sie einen beinahe vierfach so hohen Ammoniumgehalt und dadurch bedingt starke Schädigungen auf. Die beleuchteten Pflanzen blieben ohne Schäden, zeigten aber gegenüber den abgedunkelten dreifach höhere Glutaminwerte. Dies ist ein Beweis dafür, daß die Pflanzen in der Lage sind, bei ausreichender Energieversorgung das Ammonium in unschädliche organische Verbindungen umzuwandeln. Daß diese Verbindungen in erster Linie der Entgiftung dienen und nicht für verstärktes Wachstum verwendet werden konnte /FLAIG 92/ durch Experimente mit dem stabilen Stickstoffisotop ^{15}N nachweisen. Dabei wurde die Entwicklung von Kiefersetzlingen in verschiedenen Nährmedien untersucht. Die Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle 1 zusammengefaßt:

Nährmedium	$\text{NH}_4\text{-N/Gesamt-N}$	N-Aufnahme	Proteinmasse
K $^{15}\text{NO}_3$	2%	+12%	+18%
$(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	6%	+38%	+10%
$^{15}\text{NH}_4$ $^{15}\text{NO}_3$	5%	+49%	+6%

Tabelle 1: Die Stickstoffverwertung in Abhängigkeit vom Nährmedium

Die Steigerungen der N-Aufnahme und Proteinmasse sind jeweils auf eine Kontrollgruppe mit Wasser als Nährmedium bezogen. Die Versuchsdauer betrug 21 Tage. Der nicht in Proteine eingebaute Stickstoff war in freien Aminosäuren, vor allem Glutamin gespeichert. Dieser Versuch läßt mehrere Schlüsse bezüglich der Stickstoffverwertung der Kiefern zu. Zum einen wurde Ammonium signifikant besser aufgenommen als Nitrat, wobei jedoch die Nitrataufnahme durch Ammonium nicht inhibitiert wurde. Andererseits wurde aber der, durch Ammonium aufgenommene Stickstoff wesentlich schlechter bei der Proteinsynthese verwertet. Die Verwertung konnte durch Kaliumgaben wesentlich gesteigert werden, was vermutlich auf die Rolle des Kaliums bei der Proteinsynthese zurückzuführen ist. Kalium ist jedoch ein Stoff der bei der Ammoniumaufnahme aus der Pflanze verdrängt wird (Kalium-Efflux /FLAIG 90/).

Eine weitere Störung der Ammoniumassimilation wurde von /MEHRER 87/ entdeckt. Bei der Untersuchung von Enzymaktivitäten in Kiefernkeimlingen unter Ammoniumkonzentrationen von wenigen mMol, wie sie auch schon im Freiland auftreten, wurden akute Vergiftungserscheinungen festgestellt. So konnte zum Beispiel eine verringerte Hypokotyllänge (Hypocotyl = Sproß von der Wurzel bis zu den Keimblättern) und starke Krümmung der Keimlinge beobachtet werden. Außerdem wurde eine Störung bei der Genexpression des

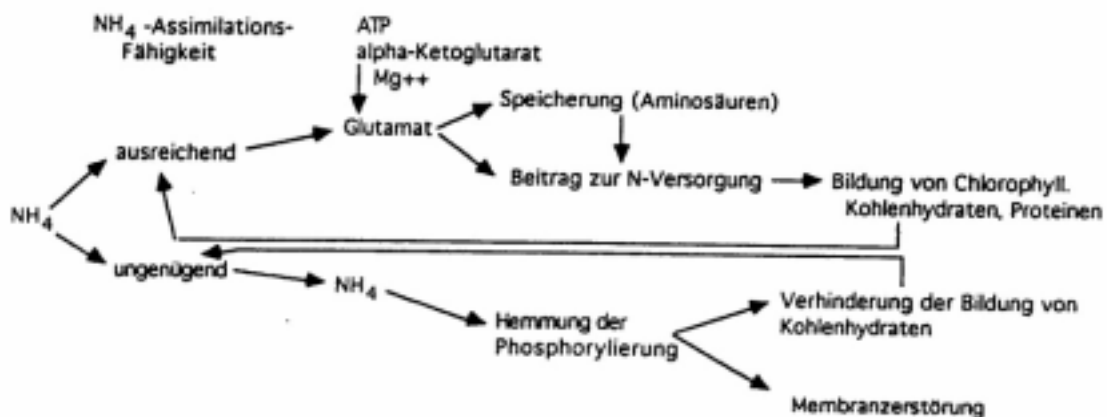


Abbildung 4 : Wirkung von NH₄ (nach /VAN DER EERDEN 82+90/)

Enzym Ribulose-1,5-Biphosphatcarboxylase festgestellt. Diese Symptome korrelierten mit einer Abnahme der Enzymaktivität des NH₄-detoxifizierenden Enzyms Glutamatdehydrogenase (GDH). Bei Folgeversuchen mit einer von Schwachlicht gefolgt Starklichtphase war für die auf Ammonium angezogenen Keimlinge sogar überhaupt keine Enzymaktivität der aminierenden (NH₄-bindenden) GDH mehr nachzuweisen/KASEMIR 88/. Das bedeutet, daß dem Kiefernkeimling

durch Ammoniumeinfluß eine wichtige Detoxifikationsmöglichkeit für Ammonium verloren geht. Dadurch können sich Probleme bei der Naturverjüngung ergeben.

Die grundsätzlichen Wirkungsmechanismen bei Ammoniumexposition sind in Abbildung 4 zusammengefaßt.

3.4.3. Sekundäre Effekte der Wirkung von Ammonium in der Pflanze

Die oben beschriebenen Wirkungen des Ammoniums in der Pflanze ziehen eine Reihe weiterer Schadeffekte nach sich. Im besten Fall, wenn die Pflanze in der Lage ist, das aufgenommene Ammonium weitestgehend zu assimilieren, erhöht sich das Stickstoff/Kohlenstoff-Verhältnis. Dies macht die betroffenen Pflanzen attraktiv für saugende und fressende Schädlinge/VAN DER EERDEN 90/. Kann die Pflanze das Ammonium nicht detoxifizieren, so wird sie zusätzlich durch die zellschädigende Wirkung des Ammoniums geschwächt. Dazu kommt noch eine Verminderung der Vitalität durch Blattauswaschung, bzw. verringerte Aufnahme von Nährkationen. Die Folge ist eine Schwächung der Abwehrkräfte und erhöhte Anfälligkeit gegenüber Schädlingen und insbesondere auch Pilzen. So trat der im Mittelmeerraum beheimatete Pilz *Sphaeropsis* 1981 erstmals pathogen in den Niederlanden auf und ist dort heute überall virulent, wo sich hohe Ammoniakkonzentrationen in der Luft befinden/DEN BOER 85/.

Ein weiterer sekundärer Schadeffekt ist die erhöhte Trockenheitsempfindlichkeit von Bäumen unter Ammoniumeinfluß. Für diese werden eine ganze Reihe von Ursachen angeführt/VAN DER EERDEN 90/. So sind im Falle einer erhöhten Photosyntheserate die Stomata (Öffnungen der Blätter für den Gasaustausch) länger geöffnet. Dies führt zu einem erhöhten Wasserverlust. Dieselbe Wirkung hat eine Schädigung der Wachsschicht auf der Blattaußenseite durch Ammoniak-Einwirkung. Ein weiterer sehr bedeutender Faktor für die erhöhte Empfindlichkeit gegen Trockenheit ist die Verringerung der Wurzelmasse bei Ammoniumstickstoffernährung. Daneben wird durch die Anwesenheit von Ammonium auch der Aufbau des Wurzelsystems verändert: Der Anteil an Feinwurzeln nimmt ab, die Infektion mit den symbiotischen Mykorrhiza-Pilzen ebenfalls und die Wurzeln in den tieferen Bodenschichten sterben ab/VAN DER EERDEN 90/. Dies alles führt neben einer geringeren Nährstoffaufnahme auch zu einer verminderten Wasseraufnahme. Schließlich kann die Verfügbarkeit von Wasser auch durch die stickstoffbedingte Bevorzugung "durstigerer" Arten (Gräser etc., siehe unten) eingeschränkt sein.

Ein dritter Sekundäreffekt ist die gesteigerte Frostempfindlichkeit. Diese kann im Falle einer hohen Exposition wieder auf einer Schädigung der Pflanzenzellen beruhen. Ausschlaggebend ist jedoch wahrscheinlich die verlängerte Wachstumsperiode und damit die verspätete Umstellung

des Stoffwechsels auf die Winterbedingungen. Gleichzeitig spielt auch die Nährstoffversorgung, vor allem ein erhöhtes N/K-Verhältnis, für die Frostempfindlichkeit eine Rolle. Die erhöhte Frostempfindlichkeit wurde von /VAN DER EERDEN 82/ durch Begasung von Kohl und Lauch über 10 Tage mit einer NH_3 -Konzentration von $0,5 \text{ mg/m}^3$ nachgewiesen. Die begasten Pflanzen wiesen gegenüber der Vergleichsgruppe schwere Frostschäden auf. Daß dieser Effekt auch bei den neuartigen Waldschäden eine Rolle spielen kann, zeigen Versuche mit Nadelbäumen, in denen die begasten Bäume bei Versuchen im Winter regelmäßig größere Schäden aufwiesen als im Frühjahr.

3.5. Einfluß von Stickstoffverbindungen auf die Mykorrhiza

Mykorrhizen sind im Boden lebende Pilze, die symbiotisch mit höheren Pflanzen zusammenleben. Die ektotrophe Mykorrhiza umgibt die Wurzeln der Pflanze und dringt auch in die äußeren Schichten der Wurzelrinde vor. Diese Pilzart findet sich bei vielen Waldbäumen, u.a. auch bei der Fichte und der Kiefer. Bei diesen Bäumen trägt die Mykorrhizza in starkem Maße zur Aufnahme von Wasser und Nährstoffen bei und wird dafür von der Pflanze mit Assimilaten versorgt. Die Mykorrhizen sind, wie die Pilze im allgemeinen, weitgehend säureunempfindlich. Bei verschiedenen Untersuchungen wurde jedoch festgestellt, daß stark überhöhte Stickstoffkonzentrationen die Mykorrhizabildung hemmen, wobei hier ausnahmsweise der Nitrat-einfluß größer ist als der Ammoniumeinfluß. Außerdem war bei Untersuchungen über die Nährstoffaufnahme durch Mykorrhizen bei allen Testpilzen, mit einer Ausnahme, die Aufnahme von K^+ , Ca^{++} und Mg^{++} im ammoniumhaltigen Medium stark eingeschränkt /FORSCH 89,S.468/. Dies könnte die Reduktion der Aufnahme dieser Nährstoffe bei Fichten unter dem Einfluß von Ammonium noch verstärken. Da die Mykorrhizaproduktion auf versauerten Standorten deutlich zunimmt, ist hier ein weiterer Streßfaktor für die Bäume vorhanden. Obwohl die Kationenlieferung durch die Wurzel durch den Ammoniumantagonismus zurückgeht, müssen vermehrt Assimilate an die Wurzel abgegeben werden.

3.6. Weitere Effekte

Von /VAN DER EERDEN 90/ wird angeführt, daß Ammoniakgas und Ammonium bereits vor der Aufnahme in die Pflanze eine schädliche Wirkung entfalten können, indem sie zum Abbau der kutikulären Wachsschicht beitragen. Der Ammoniak zerstört dabei die kristalline Struktur des Wachses. Dadurch bilden sich amorphe Plättchen, die leicht zu entfernen sind. Ob dieser Wirkungsmechanismus jedoch wesentlich

zur Erhöhung der Atmung beiträgt, bzw. die Empfindlichkeit gegenüber biotischen und abiotischen Streßfaktoren steigert, ist noch nicht geklärt. Eine weitere "Schadwirkung" ist die Zunahme des Windbruchs durch die vermehrte oberirdische Biomasseproduktion bei gleichzeitiger Abnahme der Wurzelmasse /NIHLGARD 85/. Auch ein geringeres Stamm-dicke/Blattmasse-Verhältnis wird in diesem Zusammenhang angeführt.

3.7. Artenverschiebungen durch Stickstoffeintrag

Da der Stickstoff in vielen Ökosystemen ein wachstumsbegrenzender Faktor ist, sind durch die starke anthropogene "Stickstoffdüngung" Verschiebungen im Artenspektrum dieser Ökosysteme zu erwarten. Dabei ist zu beachten, daß 50 % der Pflanzenarten, und sogar 75 % der geschützten Pflanzenarten Westeuropas in stickstoffarmer Umgebung wachsen /ELLENBERG 86/. Der starke Stickstoffeintrag begünstigt schnellwachsende Arten mit hohem Biomasseumsatz (vor allem Gräser, wie z.B. die Drahtschmiele) vor diesen "lichtbedürftigen Hungerkünstlern". Ist die geschlossene Bedeckung, z. B. durch Heidekraut, erst einmal zerstört, so beginnt ein Verdrängungsprozeß und Kampf um Licht, Wasser und Nährstoffe. Diese Änderungen in der Flora werden von entsprechenden Änderungen in der Tierwelt begleitet. So wäre vorstellbar, daß der Wildbestand aufgrund eines höheren Futterangebots zunimmt und damit auch die Verbißschäden an Waldbäumen ansteigen.

3.8. Beeinflussung anderer Ökosysteme

Wo die überhöhten Stickstoffimmissionen von den Pflanzen nicht gespeichert werden können, muß es zu Anreicherungen (-->Humus) und langfristig zu vermehrten Stickstoffausträgen kommen. Der Austrag von Stickstoff aus dem Ökosystem findet meist in Form von Nitrat-Ionen statt, begleitet meist von Nährstoffkationen. Berechnet man die Belastung des Grundwassers bei einer Gesamtdeposition von $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter der Annahme, daß dieser zusätzliche Stickstoff vollständig ausgewaschen wird, so erhält man bei einer Grundwasserspense von 400 mm eine Nitratkonzentration von $44 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ /KÖLLING 91/. Hiermit ist der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser (50 mg/l) beinahe erreicht. Wird als begleitendes Kation Al^{3+} ausgetragen, so wird das Grundwasser dadurch zusätzlich belastet. Eine weitere Möglichkeit zum Austrag von Stickstoff besteht in der Reduktion des Nitrats zu N_2 . Verläuft dieser Prozeß nicht vollständig, wird das Treibhausgas N_2O an die Atmosphäre abgegeben.

4. Grenzwerte für N-Immissionen

Bei den Grenzwerten für N-Immissionen sind einmal die direkten Schädwirkungen von Ammoniak zu betrachten, die in erster Linie in unmittelbarer Nähe zu Ammoniakquellen auftreten werden. Die hierfür bei /VAN DER EERDEN 90/ genannten Grenzwerte in Abhängigkeit von der Expositionsdauer, die 95% der Pflanzenarten schützen, sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Expositionsdauer	Schwellwert in Mikrogramm/m ³
1 Stunde	3300
1 Tag	270
1 Monat	23
1 Jahr	8

Tabelle 2: Schwellwerte für NH₃, die 95% der Arten schützen
In /VAN DER EERDEN 82/ wird gezeigt, daß die Schwelle der Schädwirkung von Ammoniak für verschiedene Nadelbäume stark unterschiedlich ist. So reagiert die Fichte (*picea abies*) mindestens doppelt so empfindlich wie die Kiefer (*pinus sylvestris*).

Nach /UBA 89/ bewegen sich die durchschnittlichen Ammoniak-immissionswerte im ländlichen Bereich zwischen 2 und 20 Mikrogramm/m³.

Die zweite wichtige Komponente der Belastung durch Stickstoffimmissionen ist der Gesamtstickstoffeintrag je Hektar und Jahr. Hier gibt es keine allgemein gültigen Werte, da verschiedene Ökosysteme, je nach Artenzusammensetzung und Standort sehr unterschiedlich auf die Stickstoffzufuhr reagieren können. So gelten nach /FORSCH 89,S.435/ für Waldökosysteme folgende "kritische" Belastungen an trockenen und nassen Depositionen:

Standorte auf Silikatgestein 3-14 kg N ha⁻¹ a⁻¹

Standorte auf Kalkgestein 3-48 kg N ha⁻¹ a⁻¹

Die Obergrenzen sind nur für den Fall gültig, daß kein Schwefel abgelagert wird, was in Industrieländern nicht vorkommt.

Diese Grenzwerte werden in Deutschland weit überschritten (siehe auch Kapitel 2.2).

5. Folgerungen

Wie oben gezeigt wurde übersteigt der anthropogene Stickstoffeintrag in Waldökosysteme jedes akzeptable Maß. An versauerungsempfindlichen Standorten mit geringem Nährkationengehalt kann daher angenommen werden, daß die Stickstoffeinträge mit an der Entstehung der neuartigen

Waldschäden beteiligt sind. Die Reduktion der Stickoxide und damit des Nitratreintrags ist bereits seit langem Gegenstand der öffentlichen Diskussion. Hier wurden auch bereits Ergebnisse erzielt, die allerdings wegen des quantitativen Wachstums, vor allem im Verkehrssektor, noch nicht die gewünschte Wirkung zeigen. Zur Verminderung des weit schädlicheren Ammoniumstickstoffeintrags, der vor allem aus der Tierhaltung stammt, wurden bisher noch keine wirksamen Maßnahmen ergriffen. An erster Stelle ist hier eine Reduktion der überhöhten Viehbestände zu fordern. So könnte etwa, nach dem Muster der Güllerichtlinie 1989 von Schleswig-Holstein, ein maximaler Viehbesatz von zwei Großvieheinheiten je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche angestrebt werden. Zu dieser und anderen Möglichkeiten der Minderung von Ammoniakemissionen siehe auch /ISERMANN 90/. Aus waldbaulicher Sicht sollte eine Bestockung angestrebt werden, die langfristig unter den momentanen und zukünftigen Ernährungsbedingungen wettbewerbsfähig ist. Dies werden mit Sicherheit nicht die augenblicklich vorherrschenden Fichtenmonokulturen sein. Aber auch gemischte Waldbestände können sich beim derzeitigen Immissionsniveau auf die Dauer nicht gesund entwickeln. Düngungen können zwar kurzfristig die Nährstoffversorgung verbessern und die Schadsymptome lindern, sind aber auf die Dauer weder wirtschaftlich, noch ökologisch zu vertreten.

Literaturverzeichnis

- /ASMANN 90/ W.A.H. Asman und H.A. van Jaarsveld
Regionale und europaweite Emission und Verfrachtung
von NH_x -Verbindungen
Beitrag 2 in /VDI-KTBL 90/
- /DEN BOER 85/ UBA Texte 19/86 Seite 268-279
Wissenschaftliches Symposium zum Thema
Waldschäden "Neue Ursachenhypothesen"
16./17. Dez. 1985, Reichstagsgebäude Berlin
- /ELLENBERG 86/ Hermann Ellenberg
Veränderung von Artenspektren unter dem Einfluß
düngender Emissionen und ihre Folgen
Allg. Forst Zeitschrift 19 (1986) S.466,467
- /FLAIG 90/ Flaig H. und Mohr H.
Auswirkungen eines erhöhten Ammoniumangebots
auf die Keimpflanzen der gemeinen Kiefer
Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 162.Jg (1990)
S.35 - 42
- /FLAIG 92/ Assimilation of nitrate and ammonium by the Scots
pine seedling under conditions of high nitrogen supply
Physiologia Plantarum 84: S.568-576, Copenhagen
1992
- /FORSCH 89/ Dritter Bericht des Forschungsbeirats Waldschäden/
Luftverunreinigungen (Hrsg.), November 1989
Zu beziehen bei: Kernforschungszentrum Karlsruhe
Literaturabteilung Postfach 3640
7500 Karlsruhe 1
- /GRÜNHAGE 90/ L. Grünhage, H.-J. Jäger, U. Dämmgen, A. Küsters und
H.-D. Haenel
Konzentrationen und Flüsse von Ammoniak und
Ammoniumverbindungen in der bodennahen
Atmosphäre Beitrag 3 in /VDI-KTBL 90/
- /HOCK 88/ Bertold Hock (Hrsg.), Erich Elstner
Schadwirkungen auf Pflanzen
Mannheim, Wien, Zürich
BI-Wiss.-Verlag, 1988
ISBN 3-411-03181-6
- /ISERMANN 83/ K. Isermann
Bewertung natürlicher und anthropogener Stoffeinträge
über die Atmosphäre als Standortfaktoren im
Hinblick auf die Versauerung land- und forstwirtschaftlich
genutzter Böden
VDI-Berichte Nr.500 (1983) S. 307-335
- /ISERMANN 90/ K. Isermann

- Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und Lösungsansätze zur hinreichenden Minderung
Beitrag 1 in /VDI-KTBL 90/
- /KASEMIR 88/ H. Kasemir, H.Flaig, U.Hecht, E.Klein, W.Lettgen, P. Vollbrecht
Die Wirkung von Nitrat, Ammonium und Licht auf Enzyme des Stickstoffmetabolismus in Kiefer-Keimlingen
KfK-Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) 35
April 1988, Band 1, S.219 - 229
- /KÖLLING 91/ Christian Kölling
Stickstoffsättigung von Waldökosystemen
Allgemeine Forst Zeitschrift 46.Jg.(1991) S.513 -517
- /KOLAR 93/ J.Kolar
Informationen über Ammoniakschlupf bei der Rauchgasentstickung
Vorlesung Luftreinhaltung SS 93 TU München
- /KREUTZER 92/ Karl Kreutzer und Axel Göttlein(Hrsg.)
Ökosystemforschung Höglwald
Paul Parey Verlag 1991, ISBN 3-490-23916-4
- /LANGE 89/ O.L.Lange et al.
Photosynthese und Nährstoffversorgung von Fichten aus einem Waldschadensgebiet auf basenarmem Untergrund
Allg.Forst Zeitschrift 3,54 (1989) zitiert in /SCHULZE 90/
- /MEHRER 87/ Ingrid Mehrer, Wilma Lettgen, Helga Kasemir
Die Schadwirkung von Ammonium auf Wachstum von Kiefer und Senfkeimlingen: Erste Ergebnisse
KfK-PEF 12:2, April 1987, Band 1, S.201-210
- /NIHLGARD 85/ UBA Texte 19/86 S.260 -267
siehe /DEN BOER 85/
- /SCHULZE 90/ Ernst-Detlef Schulze und Otto Ludwig Lange
Die Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme
Chemie in unserer Zeit 24 (1990/3) S.117 -130
- /UBA 89/ Umweltbundesamt
Daten zur Umwelt 1988/89
ISBN 3503027890
- /UBA 93/ Umweltdaten kurzgefaßt
Herausgeber: Umweltbundesamt
Bismarkplatz 1
1000 Berlin 33
- /VAN DER EERDEN 82/ L.J.M. van der Eerden

- Toxicity of ammonia to plants
Agriculture and Environment 7(1982) S.223 - 235
Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam
- /VAN DER EERDEN 90/ L.J.van der Eerden, H.F. van Dobben, Th.Dueck,
J.M. Berdowski
Wirkungen auf Ammoniak und Ammonium auf die
Vegetation (engl.)
Beitrag 6 in /VDI-KTLB 90/
- /VDI-KTLB 90/ Ammoniak in der Umwelt
Kreisläufe, Wirkungen, Minderung
Gemeinsames Symposium KTLB und VDI
10 - 12 Okt. 90 in der FAL Braunschweig
© KTBL Bartningstr.49 6100 Darmstadt 12
- /ZEISIG 90/ S.Haug, R.Gutser, H.D.Zeig
Wirkung von Hühnerstallabluft auf Pflanzen
Beitrag 9 in /VDI-KTBL 90/
- /ZEISIG 93/ H.D.Zeig
Vorlesung Emissionen der Nutztierhaltung
im SS 93 an der TU München