

Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald: Ausmass und Auswirkungen

Sabine Braun Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (CH)*
Beat Rihm Meteotest (CH)
Walter Flückiger Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (CH)

Inputs of nitrogen to Swiss forests: extent and effects

Because of their rough surface forests are an efficient sink for nitrogen compounds emitted by industry, traffic and agriculture. Deposition maps reveal that nitrogen deposition in Swiss forests exceed 30 kg N/(ha × yr) in various regions, which is clearly higher than the critical loads set by the United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). The calculated deposition data base on emission inventories, dispersion models, measurements of various deposition components (gaseous, aerosols, wet) as well as on balance calculations. The evaluation of the effects on forests bases on two summary reports: the workshop report of a UNECE meeting on critical loads for nitrogen held in 2010 and a summary of own nitrogen addition experiments published in 2011. The presented data suggest that in Switzerland nitrogen inputs are high enough to cause changes of forest ecosystems.

Keywords: nitrogen, critical load, forest ecosystems, deposition
doi: 10.3188/szf.2012.0355

* Sandgrubenstrasse 25, CH-4124 Schönenbuch, E-Mail sabine.braun@iap.ch

Industrie, Verkehr und Landwirtschaft emittieren grosse Mengen von reaktiven Stickstoffverbindungen, die mit dem Regen (Nassdeposition), als Aerosol oder gasförmig (Trockendeposition) über die Luft wieder auf den Boden gelangen. Wegen ihrer rauen Oberfläche sind Wälder eine besonders effiziente Senke für diese Verbindungen. Als naturnahe, ungedüngte Ökosysteme sind sie gegenüber Einträgen von Stickstoff (N) empfindlich. Erhöhte N-Einträge führen zu N-Sättigungen und erhöhten N-Austrägen als Gas oder via Sickerwasser (Butterbach-Bahl et al 2011).

Eine Quantifizierung von N-Einträgen muss die verschiedenen Formen von N-Verbindungen in der Atmosphäre berücksichtigen. Die Nassdeposition kann durch Regenanalysen relativ einfach bestimmt werden. Für die Bestimmung der Deposition von Aerosolen wird als Surrogat oft das durch die Baumkronen durchfallende Wasser (Kronentraufe) verwendet, das die während Trockenperioden abgelagerten Aerosole von den Pflanzenoberflächen abwäscht. Infolge direkter Aufnahme durch das Blattwerk können dabei aber erhebliche Minderbefunde auftreten (Lovett 1992). In Gebieten mit geringer N-Deposition ist die Kronentraufe deshalb oft ärmer an Stickstoff als die Freilanddeposition. Die Deposition gasförmiger N-Verbindungen, vor allem von NH₃, kann nur durch Messungen der Gaskonzentration und Be-

rechnungen mithilfe der Depositionsgeschwindigkeit bestimmt werden (Sutton et al 1995, Meesenburg et al 2005, Neiryck et al 2007). Sie kann mengenmässig sehr bedeutend sein und in stark belasteten Gebieten ohne Weiteres mehr als die Hälfte des Gesamt-N-Eintrages ausmachen. Es ist deshalb wichtig, zu unterscheiden, ob man bei der Beschreibung von N-Effekten Bezug nimmt auf die Fracht in der Kronentraufe oder auf modellierte N-Einträge, welche die gasförmigen N-Depositionen mitberücksichtigen.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist, das Ausmass der N-Belastung für den Schweizer Wald aufgrund der neuesten Depositionskarten darzulegen und die Auswirkungen dieser N-Depositionen zu beschreiben. Die Methodik der Depositionsberechnung ist in Thimonier et al (2005) beschrieben. Die Abschätzung der Einträge beruht auf Emissions-Immissions-Modellierungen, auf Messungen der gasförmigen N-Komponenten (NH₃, NO₂, HNO₃) und der N-Komponenten in Aerosolen und im Niederschlag (NH₄⁺, NO₃⁻) sowie auf Bilanzrechnungen mit dem europäischen Schadstofftransportmodell von EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme; EKL 2005), welches auch grenzüberschreitende Importe und Exporte berücksichtigt. Die Emissions-Immissions-Modellierungen konnten für wichtige gasförmige Schadstoffe wie NH₃ und NO₂ durch den Ver-

gleich mit Messungen validiert werden (Thöni et al 2004, Rihm et al 2009).

Die hier vorgestellte Beurteilung der Auswirkungen basiert vorwiegend auf dem Report des letzten Workshops der United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) über Critical Loads für Stickstoff im Juni 2010 in Noordwijkerhout in Holland (Bobbink & Hettelingh 2011). Dieser enthält ein Kapitel über Wald, in dem die wichtigsten grenzwertrelevanten Studien aufgeführt sind und welches die Autoren dieses Artikels mitverfasst haben. Verwiesen sei auch auf den Synthesebericht über eigene Stickstoffversuche und Erkenntnisse aus Walddauerbeobachtungsflächen in der Schweiz (Flückiger & Braun 2011).

Stickstoffbelastung im Schweizer Wald

Die Karte der modellierten N-Einträge in der Schweiz (Abbildung 1) zeigt, dass im Mittelland und im Tessin gebietsweise mehr als 30 kg N/(ha×J) im Wald deponiert werden. Diese Werte sind deutlich höher als die von der UNECE bestimmten Grenzwerte (Critical Loads) für Stickstoff für Waldökosysteme (Tabelle 1). Deutlich erkennbar sind die Gebiete mit hoher Viehdichte (Zentralschweiz, Ostschweiz, Kantone Bern und Freiburg) sowie mit hohem Import von Luftschadstoffen aus dem Ausland (Tessin).

Das Critical-Load-Konzept

Um festzustellen, ob eine Belastung umweltverträglich ist oder nicht, wurde im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung der UNECE das Critical-Load-Konzept entwickelt. Ein Critical Load ist ein Eintragungsgrenzwert. Er ist definiert als *die quantitative Schätzung einer Belastung durch ein oder mehrere Luftschadstoffe, unterhalb derer signifikante schädliche Effekte auf ausgewählte sensitive Teile des Ökosystems nach aktuellem Kenntnisstand nicht auftreten* (Grennfelt & Thörnelöf 1992). Für Stickstoff gibt es zwei Arten der Bestimmung eines Critical Load. Der erste Ansatz geht von empirisch ermittelten Critical Loads für verschiedene Ökosysteme aus. Diese empirischen Critical Loads für Stickstoff (CLN) wurden aufgrund einer umfangreichen Literaturrecherche von Wissenschaftlern evaluiert, vorgeschlagen und am Experten-Workshop in Noordwijkerhout verabschiedet (Bobbink & Hettelingh 2011). Die für Waldökosysteme relevanten Critical Loads sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Daneben gibt es eine ganze Reihe weiterer Critical Loads für Stickstoff für andere Freilandpflanzengesellschaften. Auch die Waldökosysteme wurden noch weiter unterteilt. Es würde aber zu weit führen, hier all die verschiedenen Eunis-Klassen¹ aufzulisten.

Der zweite Ansatz zur Ermittlung von Critical Loads ist die sogenannte SMB-Methode (simple mass balance). Dabei werden die langfristige akzeptable N-Senken im Ökosystem bilanziert: Entzug durch Ernte, Denitrifikation, Immobilisierung im Boden und Auswaschung aus dem Wurzelraum. Um Nährstoffungleichgewichte und Eutrophierung zu vermeiden, wird gefordert, dass der N-Eintrag nicht höher ist als der so berechnete Critical Load (CLnutN). Das Ergebnis einer solchen Berechnung (Achermann et al 2008) für die Schweiz ist in Abbildung 2 dargestellt. Der Vergleich mit Abbildung 1 zeigt, dass die

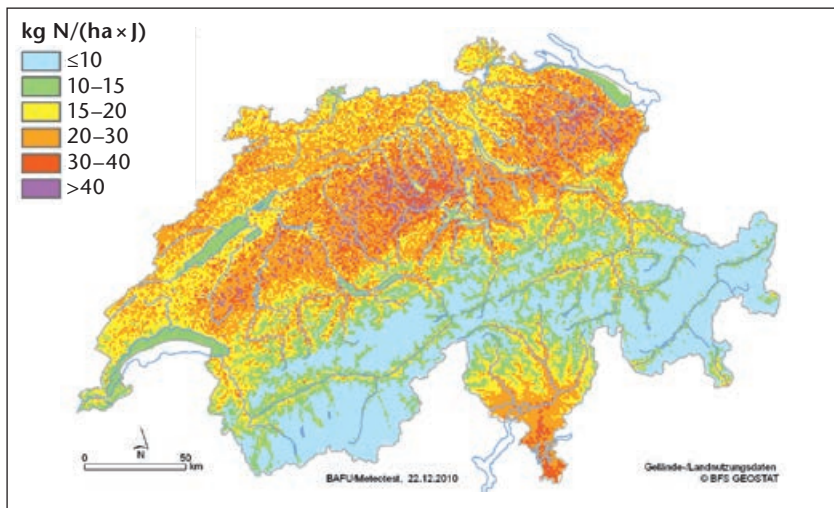


Abb 1 N-Eintrag in der Schweiz im Jahr 2007.

Ökosystem	Eunis-Code	CLN (kg N/[ha × J])	Zuverlässigkeit	Zeichen bei Überschreitung des Critical Load
Sommergrüne Laubwälder	G1	10–20	##	Veränderung von Bodenprozessen, Nährstoffgleichgewichte, Artenverschiebungen bei den Mykorrhizapilzen und in der Krautschicht
Koniferenwälder	G3	5–15	##	Veränderung von Bodenprozessen, Nährstoffgleichgewichte, Artenverschiebungen bei den Mykorrhizapilzen und in der Krautschicht
Fichtenwald der Taiga	G3.A	5–10	##	Artenverschiebungen in der Krautschicht, Abnahme der Mykorrhiza, Zunahme von frei lebenden Algen
Föhrenwald der Taiga	G3.B	5–10	#	Artenverschiebungen in der Krautschicht und bei den Mykorrhizapilzen, erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Parasiten, Zunahme frei lebender Algen

Tab 1 Zusammenfassung der empirischen Critical Loads für Stickstoff (CLN) für Waldökosysteme. Eunis = European Nature Information System; ## = zuverlässig; # = ziemlich zuverlässig (Bobbink & Hettelingh 2011).

¹ European Nature Information System: <http://eunis.eea.europa.eu> (17.5.2012)

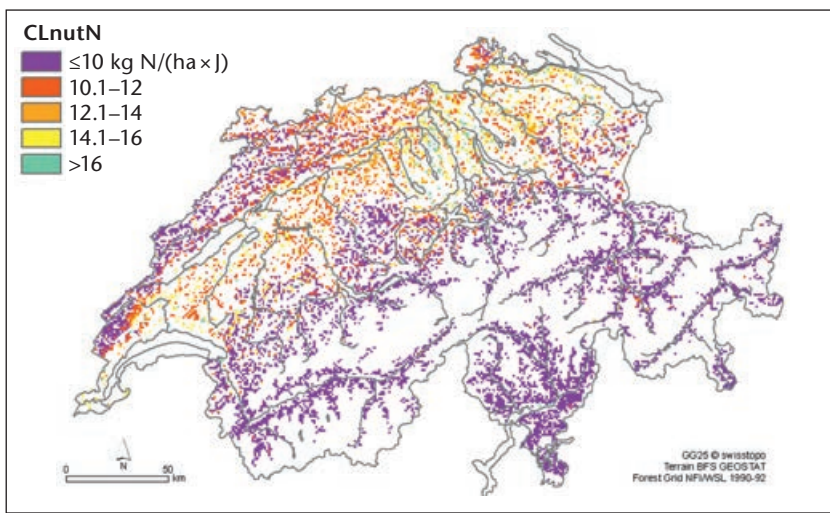


Abb 2 Verteilung des Critical Load für Stickstoff (CLnutN) für den Schweizer Wald, basierend auf dem SMB-Ansatz (simple mass balance). Das Waldraster stammt vom Schweizerischen Landesforstinventar (Datenbankauszüge vom 30. Mai 1990 und vom 8. Dezember 1992 der Eidgenössische Forschungsanstalt WSL in Birmensdorf).

Critical Loads auf dem grössten Teil der Fläche durch die N-Einträge überschritten werden.

Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge auf den Wald

Einige der für die Festlegung des Critical Load für den Wald relevanten Effekte sollen nachstehend anhand von ausgewählten Forschungsergebnissen erläutert werden. Bei der Auswahl der Literatur wurden im Fall von Experimenten die Vorbelastung von Versuchsflächen durch Stickstoff (Hintergrunddeposition), die Wahl der Dosierungen in Relation zum Critical Load und die Versuchsdauer berücksichtigt.

Bei Versuchsflächen mit hoher Hintergrundbelastung ist die Gefahr gross, dass wesentliche Veränderungen schon vor Versuchsbeginn stattgefunden haben. Bei zu grossen Abstufungen zwischen den Behandlungsvarianten ist es nicht möglich, eine Wirkungsschwelle zu quantifizieren. Versuche mit einer zu kurzen Dauer (weniger als eine oder zwei Vegetationsperioden) können wesentliche Prozesse übersehen, da das System noch nicht reagiert hat. Bei Gradientenstudien muss der Einfluss von Störvariablen ausgeschlossen werden, da der N-Depositionsgradient oft parallel zu einem anderen Gradienten, zum Beispiel dem Klima oder der Schwefeldeposition, verläuft. Teilweise ist die zugeordnete N-Belastung zeitlich nicht stabil, was eine quantitative Schätzung der verursachenden N-Deposition schwierig macht.

Veränderung von Bodenprozessen

Bodenprozesse sind ein wichtiges Bindeglied, wenn es darum geht, N-Effekte auf das ganze Ökosystem zu erfassen. Nachstehende Prozesse waren für die Festlegung der Critical Loads für Stickstoff von Bedeutung.

Eutrophierung

Eutrophierung ist eine Anreicherung von Stickstoff im ganzen Ökosystem (Tietema et al 1998, Emmett et al 1998). Im Boden führt sie unter anderem zu einer Veränderung diverser bodenmikrobieller Prozesse. Falkengren-Grerup & Diekmann (2003) verglichen verschiedene Regionen Südschwedens mit unterschiedlicher N-Deposition (17, 10 und 7 kg N/[ha×J]). Sie fanden in der Gegend mit dem höchsten Eintrag eine um 40 bis 80% erhöhte N-Mineralisierungsrate, eine um 2 bis 90% gesteigerte Nitrifikationsrate und ein um 10 bis 25% reduziertes Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N-Verhältnis).

Nitratauswaschung

Nitrat, das von den Pflanzen nicht aufgenommen oder in organische Substanz eingebaut wird, verlässt den Boden über das Sickerwasser. Nitratauswaschung ist ein Indikator für den N-Status des Ökosystems, hängt aber auch vom C/N-Verhältnis im Humus ab (Dise & Wright 1995, Gundersen et al 1998, Augustin et al 2005, Gundersen et al 2009). Bei hohem C/N-Verhältnis (in Moder- oder Rohhumusaufgaben) findet zuerst eine N-Akkumulation statt. Unterschreitet das C/N-Verhältnis einen Wert von etwa 25, wird Nitrat ausgewaschen. Setzt man die N-Auswaschungsraten in den Beobachtungsflächen des ICP Forests² mit einem C/N-Verhältnis von <22 in Beziehung zur N-Deposition, so wird deutlich, dass Stickstoff oberhalb von N-Eintragsraten von 10 kg N/(ha×J) ausgewaschen wird (Abbildung 3).

Bodenversauerung

Die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) und die Auswaschung von Nitrat haben eine beschleunigte Auswaschung der basischen Kationen Kalzium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) und damit Bodenversauerung zur Folge. Bodenversauerung ist eine wichtige Folge erhöhter N-Einträge. Für saure Einträge wurde jedoch ein eigener Critical Load bestimmt, der den geologischen Untergrund, d.h. die Verwitterungsrate der Minerale, mit berücksichtigt. Demnach müssen die maximal erlaubten N-Einträge ein Minimum aus der eutrophierenden und der versauernden Wirkung von Stickstoff sein, wobei bei den versauernden Einträgen auch der Beitrag des Schwefels berücksichtigt werden muss.

Austausch von Spurengasen zwischen Boden und Atmosphäre

Unter N-Belastung ist die Emission von NO und N₂O aus den Böden erhöht und die Aufnahme von Methan verringert. Butterbach-Bahl et al (2002) und Jenssen et al (2002) wiesen diese Prozesse in ei-

² International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests

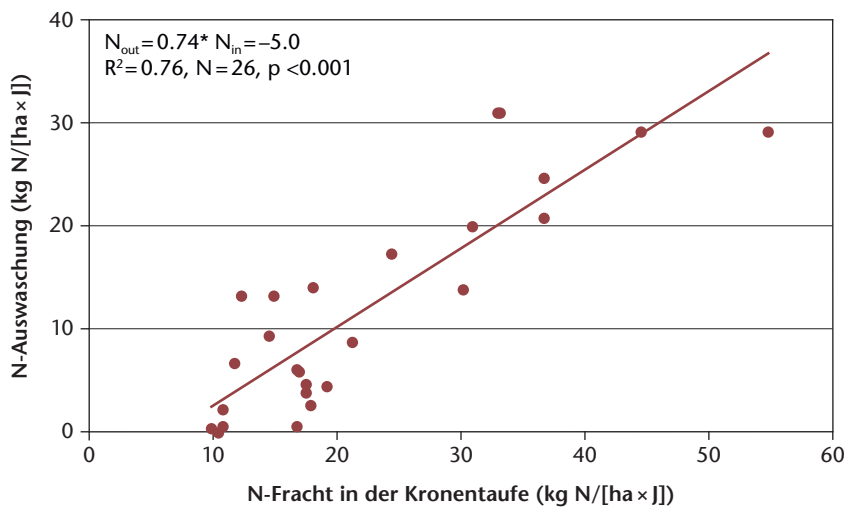


Abb 3 N-Auswaschung in Beobachtungsflächen des ICP Forests mit einem C/N-Verhältnis in der organischen Auflage von <22 in Beziehung zur N-Fracht in der Kronentraufe (UNECE 2005).

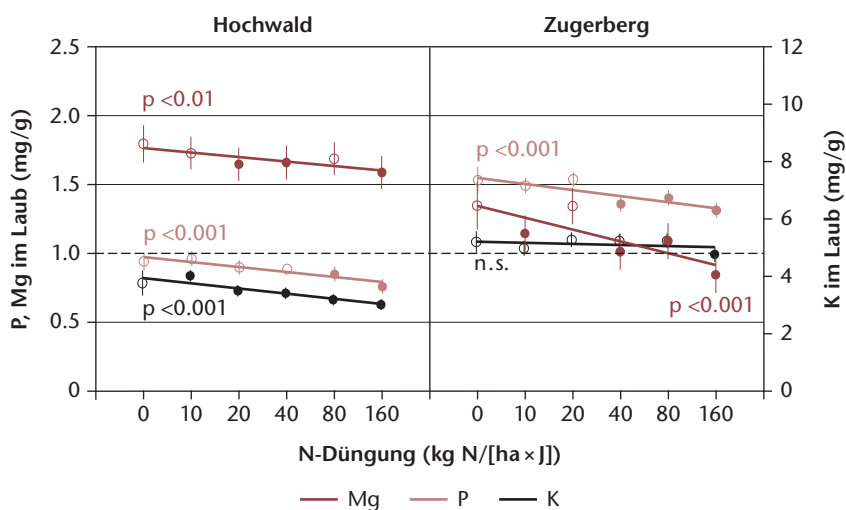


Abb 4 Konzentrationen von P, K und Mg im Buchenslaub in einem N-Düngungsversuch auf Kalk (links) und auf saurem Boden (rechts). Der Grenzwert für Normalversorgung nach Stefan et al (1997) ist als gestrichelte Linie eingezeichnet. Gefüllte Punkte: Unterschied zur Kontrolle signifikant. Aus: Flückiger & Braun (2011).

ner Reihe von Föhrenbeständen in Norddeutschland bei N-Frachten in der Kronentraufe zwischen 10 und 25 kg N/(ha x J) nach. Beide Prozesse sind klimarelevant.

Einfluss auf die Bäume

Wachstum

Früher war das Waldwachstum in der nördlichen Hemisphäre stickstofflimitiert (Tamm 1991). Erhöhte N-Einträge führten deshalb zunächst zu einer Wachstumsstimulation (Spiecker et al 1996). Bei länger andauernden, chronisch erhöhten N-Einträgen im Stadium der N-Sättigung wird das Wachstum jedoch nicht mehr unbedingt stimuliert (Aber et al 1989). In Norwegen beobachteten Nellemann & Thomsen (2001), dass Fichten in Gegenden mit einer Nassdeposition von 7 bis 15 kg N/(ha x J) zunächst eine Wachstumsstimulation zeigten, das Wachstum dann aber unter dasjenige der Fichten in Gegenden

mit geringerer Nassdeposition fiel. In Gegenden mit noch höherer N-Deposition war die Wachstumsstimulation stärker und der Einbruch erfolgte früher. Die Verhältnisse zwischen Stickstoff und anderen Nährstoffen, besonders Phosphor (P), sind entscheidend dafür, ob Stickstoff das Wachstum stimuliert, nicht beeinflusst oder gar hemmt (Braun et al 2010). Auch das C/N-Verhältnis im Humus ist ein Indikator für den N-Status des Ökosystems und damit für potenzielle N-Wirkungen (Hyvonen et al 2008). In einer Gradientenstudie mit über ganz Skandinavien verteilten N-Versuchen war die wachstumsfördernde Wirkung des Stickstoffs bei C/N-Verhältnissen unter 25, wie sie in der Schweiz häufig beobachtet werden, gering.

Übermäßige N-Versorgung beeinträchtigt das Wachstum der Feinwurzeln (Matzner & Murach 1995). In sogenannten Nitrex-Experimenten (Nitrogen saturation experiments) in Gårdsjön (Schweden) und im Solling (Gebirge in Deutschland) verursachte eine Reduktion des N-Eintrags durch Überdachung von 13 auf 4 kg N/(ha x J) in Gårdsjön und von 36 auf 5 kg N/(ha x J) im Solling eine Stimulation des Feinwurzelswachstums (Persson & Ahlström 2002, Murach & Parth 1999).

Ernährung

N-Gaben führen häufig zu erhöhten N-Konzentrationen im Laub. Gleichzeitig wird die Versorgung mit anderen Makronährstoffen, vor allem Phosphor und je nach Bodenverhältnissen auch Magnesium und Kalium, gestört. Damit verschieben sich die Verhältnisse zwischen Stickstoff und den anderen Makronährstoffen. Liegen diese Verhältnisse ausserhalb eines gewissen Bereichs (Flückiger & Braun 2003, Mellert & Göttlein 2012), so spricht man von unharmonischer Ernährung. Abbildung 4 zeigt die Nährstoffveränderung im Buchenslaub in zwei N-Düngungsversuchen, je einem auf Kalk (Hochwald) und auf saurem Boden (Zugerberg). Im Beispiel Hochwald wurde eine anfänglich knappe Phosphor- und Kaliumversorgung durch die N-Gabe zu einem akuten Mangel verstärkt (Flückiger & Braun 2011). In einer Auswertung von 109 Intensivbeobachtungsflächen des ICP Forests (de Vries et al 2003) hatten Flächen mit harmonischer Ernährung im Mittel einen N-Eintrag von 9.6 kg N/(ha x J), solche mit unharmonischer Ernährung einen N-Eintrag von 21 kg N/(ha x J).

In Buchen- und Fichtenbeobachtungsflächen der Schweiz wurde zwischen 1984 und 2007 ein zunehmendes Nährstoffungleichgewicht beobachtet (Braun et al 2010), was ebenfalls auf die erhöhte N-Deposition zurückgeführt wird. Solche Nährstoffungleichgewichte können infolge von Verdünnungseffekten entstehen, solange Stickstoff das Wachstum noch fördert. Dies ist jedoch nur im ersten Stadium der N-Sättigung der Fall. Wichtiger sind wahrschein-

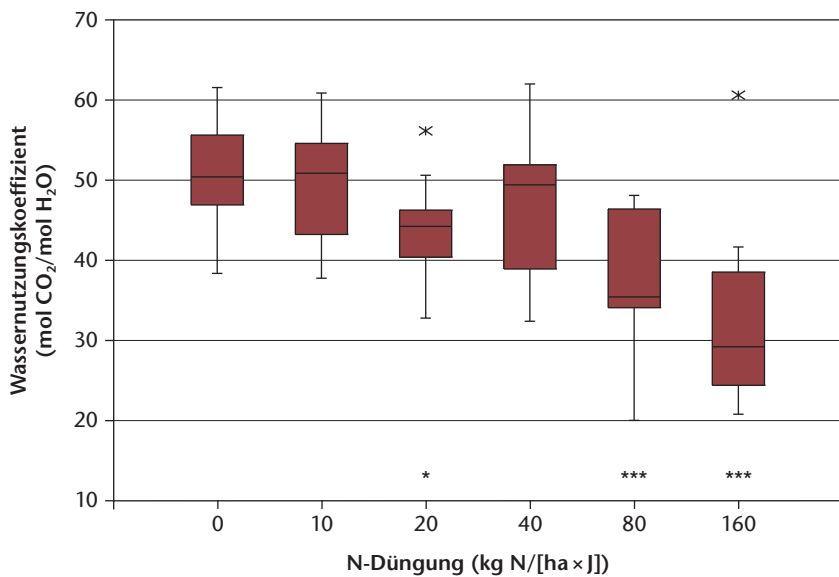


Abb 5 Wassernutzungskoeffizient von Buchen im N-Düngungsversuch im Hochwald nach zwölf Jahren Behandlung, berechnet mithilfe von $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen im Laub. Unterschiede zur Kontrolle signifikant mit * = $p < 0.05$ und *** = $p < 0.001$ (Flückiger & Braun 2011).

	Behandlung								
	Kontrolle			60 kg N/ha			180 kg N/ha		
Fläche Nr.	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1985–86	49	20	122	53	10	114	70	55	62
1988–89	15	17	55	1	3	3	<1	<1	<1

Tab 2 Mittlere Anzahl von Pilzfruchtkörpern pro Aufnahme und Beobachtungsfläche (400 m^2) bei unterschiedlichen N-Düngungsvarianten am Anfang und am Ende des Versuchs (während vier Jahren, fünf Gaben pro Jahr; Rühling & Tyler 1991).

lich N-Effekte auf die Mykorrhizierung der Wurzeln, was die Nährstoffaufnahme hemmt, oder eine gesteigerte Nährstoffauswaschung aus dem Boden, welche zu absoluten Verlusten führt.

Baumphysiologie

Die meisten Studien stellten nach N-Gaben eine erhöhte Frostresistenz fest. Frostschäden werden jedoch nicht nur durch tiefe Temperaturen verursacht, sondern auch durch Frosttrocknis, welche durch N-Gaben von $\geq 20 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{J})$ erhöht wurde (Perkins et al 2000). Jönsson et al (2004) wiesen nach, dass eine verminderte Versorgung mit Phosphor oder Kalium die Frostresistenz von Fichten reduzieren kann. Stickstoff erhöht oft die Blattbiomasse und damit den Wasserverbrauch. Wenn Kaliummangel im Spiel ist, kann aber auch bei gleichbleibender oder geringerer Sprossbiomasse die Trockentoleranz durch Stickstoff vermindert werden (Nilsen 1995, Flückiger & Braun 2011). Durch Isotopenanalysen wurde im erwähnten N-Versuch im Hochwald nachgewiesen, dass N-Düngung den Wassernutzungskoeffizienten, d.h. das Verhältnis von assimiliertem Kohlenstoff zum verbrauchten Wasser, stark senkte (Abbildung 5). In der Folge traten an den Buchenblättern Trockenschäden auf (Abbildung 6).

Resistenz gegenüber Parasiten

Eine erhöhte N-Deposition kann die Resistenz gegenüber pilzlichen Krankheitserregern oder gegenüber Insekten verändern. Einerseits kann die erwähnte erhöhte Trockenempfindlichkeit die Bäume schwächen und für Parasiten anfälliger machen. Andererseits verändern Nährstoffungleichgewichte die Zusammensetzung von Aminosäuren und Phenolen (Nordin et al 2005, Balsberg-Påhlsson 1992, Tomova et al 2005). Phenole spielen bei der Pilzabwehr eine wichtige Rolle, und freie Aminosäuren sind eine wichtige Nahrungsgrundlage für viele Insekten und Pilze. Eine verminderte Besiedlungsrate mit Mykorrhizapilzen kann die Empfindlichkeit gegenüber Wurzelpathogenen erhöhen (Marx 1969).

Im erwähnten N-Düngungsexperiment auf dem Zugerberg war die Befallsrate von jungen Buchen mit dem Astdürrepilz der Buche (*Apiognomonium errabunda*) schon bei einer N-Gabe von $10 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{J})$ signifikant erhöht. Gleichzeitig wurde beobachtet, dass der Totastanteil infolge Pilzbefalls sowohl mit dem N/P- als auch mit dem N/K-Verhältnis im Buchenlaub korrelierte (Abbildung 7; Flückiger & Braun 1999).

Mykorrhizen

Im Allgemeinen sind Mykorrhizapilze gegenüber hoher N-Belastung empfindlich, vor allem die «Spezialisten», die hauptsächlich mit unseren Waldbäumen vergesellschaftet sind (Wallenda & Kottke 1998). «Generalisten» sind weniger empfindlich gegenüber Stickstoff. Durch Stickstoff werden vor al-



Abb 6 Trockenschäden an Buchen im Stickstoffdüngungsversuch im Hochwald.

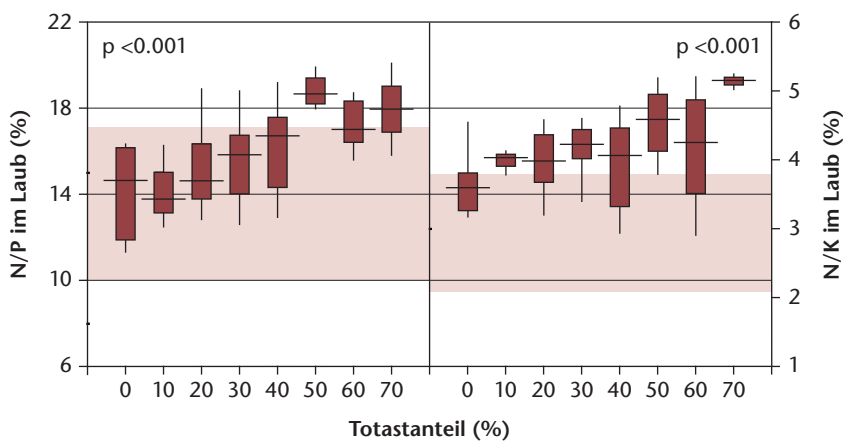


Abb 7 Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor (links) beziehungsweise Stickstoff und Kalium (rechts) in Beziehung zum Totastanteil bei jungen Buchen im N-Düngungsversuch auf dem Zugerberg infolge Befalls mit *Apiognomonina errabunda*. Hellbraune Flächen: Harmonisches Verhältnis (Flückiger & Braun 2003). Nach: Flückiger & Braun (1999).

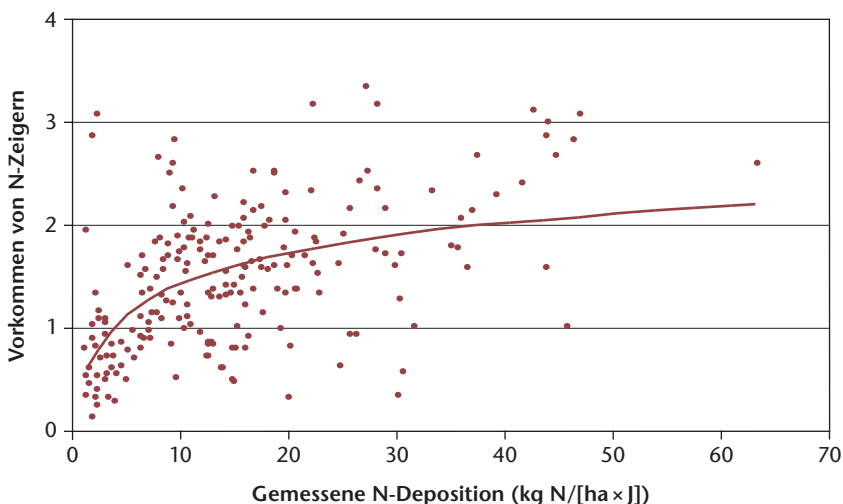


Abb 8 Beziehung zwischen dem Vorkommen von N-Zeigerarten (Achse aus Hauptkomponentenanalyse) und der gemessenen Stickstoffdeposition (UNECE 2006).

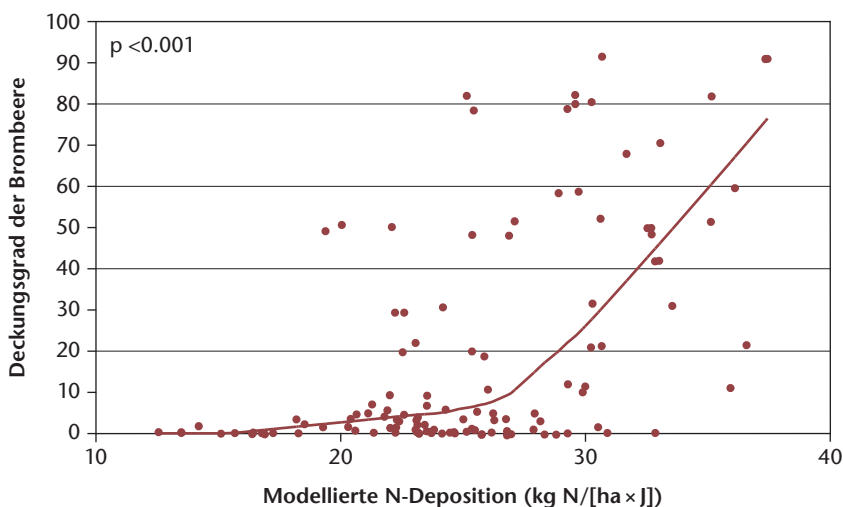


Abb 9 Deckungsgrad der Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.) in Waldbeobachtungsflächen der Schweiz in Beziehung zur modellierten N-Deposition (Flückiger & Braun 2011).

lem die Fruchtkörperbildung (Tabelle 2; Rühling & Tyler 1991) und die Artenhäufigkeit beeinträchtigt. Bei einer N-Belastung von 24 bis 29 kg N/(ha x J) wurden an den Wurzeln von Fichten lediglich halb so

viele Arten gefunden wie an Standorten mit einer N-Deposition von 14 bis 15 kg N/(ha x J) (Erland et al 1999). Wie van Diepen et al (2007) zeigen konnten, bewirkte eine Düngung von 30 kg N/(ha x J) während zwölf Jahren bei einer N-Deposition von 5 bis 8 kg N/(ha x J) eine signifikante Einbusse der Pilzbiomasse von Endomykorrhizen bei Ahorn (*Acer*). Diese Belastung ist vergleichbar mit der N-Deposition in weiten Teilen des Schweizer Waldes.

Veränderungen in der Krautschicht

Zahlreiche Studien zeigen eine Zunahme nitrophiler Arten in Wäldern, entweder als Zeitreihe oder innerhalb räumlicher Transekte, mit Gradienten der N-Deposition. Zugenommen haben unter anderem Himbeere (*Rubus idaeus*), Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.), Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), Brennessel (*Urtica dioica*), Wurmfarne (*Dryopteris filix-mas*), Dornfarne (*Dryopteris dilatata*) sowie Holunder (*Sambucus* sp.). Damit steigt der Nährstoffzeigerwert nach Ellenberg et al (1991). Eine solche Gradientenstudie über die Beobachtungsflächen des ICP Forests zeigt Abbildung 8. Bei einer N-Deposition zwischen 0 und 10 kg N/(ha x J) nimmt die Zahl nitrophiler Pflanzen stark zu und flacht nachher ab. Das heisst, dass die meisten Vegetationsveränderungen unterhalb einer N-Deposition von 10 kg N/(ha x J) stattfinden. In Schweizer Walddauerbeobachtungsflächen stieg der Deckungsgrad von Brombeeren oberhalb einer modellierten N-Deposition von 20 bis 25 kg N/(ha x J) steil an (Abbildung 9; Flückiger & Braun 2011).

Schlussfolgerung

Die N-Einträge in der Schweiz sind hoch genug, um deutliche Veränderungen im Ökosystem Wald hervorzurufen. Unter den messbaren Indikatoren ist die N-Auswaschung aus dem Boden zwar empfindlich, steht aber am Ende einer ganzen Reihe von Prozessen der N-Anreicherung. Die N-Auswaschung ist auch in der Schweiz beträchtlich und kann je nach Bodeneigenschaften zudem zu Versauerung führen (Braun & Flückiger 2012, dieses Heft).

Ebenfalls sehr empfindlich reagiert die Krautschicht. Beziehungen zwischen der N-Deposition und dem Eutrophierungsgrad der Vegetation lassen sich in der Schweiz auch ausserhalb des Waldes finden (Draeger 2011). Bei Experimenten in einem subalpinen Grasland mit einer geringen N-Belastung von 4 kg N/(ha x J) resultierten schon bei N-Gaben von 5 kg N/(ha x J) Veränderungen in der Vegetation (Bassin et al 2009). Auch wenn die Experimente zur Baumphysiologie teilweise bei nicht unbedeutender Hintergrunddeposition durchgeführt wurden, sind analoge Prozesse unter Freilandbedingungen auch im Wald zu beobachten (Flückiger & Braun 2011).

Die beobachteten zunehmenden Nährstoffungleichgewichte bei Waldbäumen stehen vermutlich mit der N-Belastung in Zusammenhang und sind ein Hinweis auf eine erhöhte Instabilität. ■

Eingereicht: 26. September 2011, akzeptiert (mit Review): 14. Mai 2012

Dank

Die experimentelle Arbeit und die Mitwirkung in den UNECE-Arbeitsgruppen wurde von den Abteilungen Wald und Luftreinhaltung des Bundesamtes für Umwelt unterstützt. Die Autoren danken Beat Achermann, Dr. Sabine Augustin und Dr. Richard Volz für die Unterstützung.

Literatur

- ABER JD, NADELHOFFER KJ, STEUDLER P, MELILLO JM (1989) Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39: 378–386.
- ACHERMANN B, RIHM B, KURZ D (2008) National focal centre report – Switzerland. In: Hettelingh J-P, Posch M, Slootweg J, editors. Critical load, dynamic modelling and impact assessment in Europe. The Hague: Netherlands Environmental Assessment Agency. pp. 205–210.
- AUGUSTIN S, BOLTE A, HOLZHAUSEN M, WOLFF B (2005) Exceedance of critical loads of nitrogen and sulphur and its relation to forest conditions. *Eur J For Res* 124: 289–300.
- BALSBERG-PÅHLSSON A (1992) Influence of nitrogen fertilization on minerals, carbohydrates, amino acids and phenolic compounds in beech (*Fagus sylvatica*) leaves. *Tree Physiol* 10: 93–100.
- BASSIN S ET AL (2009) Effects of combined ozone and nitrogen deposition on the in situ properties of eleven key plant species of a subalpine pasture. *Oecologia* 58: 474–756.
- BOBBINK R, HETTELINGH JP, EDITORS (2011) Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proc Workshop, 23–25 Jun 2010, Noordwijkerhout. www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680359002.pdf (26.5.2012)
- BRAUN S, FLÜCKIGER W (2012) Bodenversauerung in den Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms. *Schweiz Z Forstwes* 163: 374–382. doi: 10.3188/szf.2012.0374
- BRAUN S, THOMAS VFD, QUIRING R, FLÜCKIGER W (2010) Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. *Environ Pollut* 158: 2043–2052.
- BUTTERBACH-BAHL K ET AL (2011) Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: Sutton M et al, editors. The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives. Cambridge Univ Press. pp. 99–125.
- BUTTERBACH-BAHL K, WILLIBALD G, PAPAN H (2002) Soil core method for direct simultaneous determination of N₂ and N₂O emissions from forest soils. *Plant Soil* 240: 105–116.
- DE VRIES W ET AL (2003) Results on nitrogen impacts in the EC and UNECE ICP forests programme. In: Achermann B, Bobbink R, editors. Empirical critical loads for nitrogen. Proc Workshop, Berne, 11–13 Nov 2002. Berne: Swiss Agency Environment Forests Landscape, Environmental Documentation 164. pp. 109–208.
- DISE N, WRIGHT RF (1995) Nitrogen leaching in European forests in relation to nitrogen deposition. *For Ecol Manage* 71: 153–162.
- DRAEGER U (2011) Stickstoff-Eintrag aus der Luft verringert Artenvielfalt. *Hotspot* 24: 26–27.
- EKL (2005) Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Statusbericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene. Bern: Bundesamt Umwelt Wald Landschaft. 168 p.
- ELLENBERG H ET AL (1991) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: Goltze. 248 p.
- EMMETT B ET AL (1998) Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: evidence from the NITREX ecosystem-scale experiments. *Ecosystems* 1: 352–360.
- ERLAND S, JONSSON T, MAHMOOD S, FINLAY RD (1999) Below-ground ectomycorrhizal community structure in two *Picea abies* forests in southern Sweden. *Scand J For Res* 14: 209–217.
- FALKENGREN-GRERUP U, DIEKMANN M (2003) Use of a gradient of N-deposition to calculate effect-related soil and vegetation measures in deciduous forests. *For Ecol Manage* 180: 113–124.
- FLÜCKIGER W, BRAUN S (1999) Nitrogen and its effects on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway spruce. *Water Air Soil Pollut* 116: 99–110.
- FLÜCKIGER W, BRAUN S (2003) Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees – a comment. In: Achermann B, Bobbink R, editors. Empirical critical loads for nitrogen. Proc Workshop, Berne, 11–13 Nov 2002. Berne: Swiss Agency Environment Forests Landscape, Environmental Documentation 164. pp. 273–280.
- FLÜCKIGER W, BRAUN S (2011) Auswirkung erhöhter Stickstoffbelastung auf die Stabilität des Waldes. Synthesebericht. Schönenbuch: Institut Angewandte Pflanzenbiologie. 87 p.
- GRENNFELT P, THÖRNELÖF E, EDITORS (1992) Critical loads for nitrogen. Report UN-ECE-Workshop, Lökeberg, 6–10 April 1992. Copenhagen: Nordic Council of Ministers.
- GUNDERSEN P, CALLESEN I, DE VRIES W (1998) Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environ Pollut* 102: 403–407.
- GUNDERSEN P ET AL (2009) Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and broadleaved forests in Denmark? *For Ecol Manage* 258: 1137–1146.
- HYVONEN R ET AL (2008) Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe. *Biogeochemistry* 89: 121–137.
- JENSSEN M, BUTTERBACH-BAHL K, HOFMANN G, PAPAN H (2002) Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands: 2. A novel approach to scale up N₂O- and NO-fluxes from forest soils by modeling their relationships to vegetation structure. *For Ecol Manage* 167: 135–147.
- JÖNSSON AM, INGERSTEN M, RAULAND-RASMUSSEN K (2004) Frost sensitivity and nutrient status in a fertilized Norway spruce stand in Denmark. *For Ecol Manage* 201: 199–209.
- LOVETT GM (1992) Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen. In: Johnson DW, Lindberg SW, editors. Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. A synthesis of the integrated forest study. New York: Springer. pp. 152–166.
- MARX DH (1969) The influence of ectotrophic mycorrhizal fungi on the resistance of pine roots to pathogenic infections. 1. Antagonism of mycorrhizal fungi to root pathogenic fungi and soil bacteria. *Phytopathology* 59: 153–163.
- MATZNER E, MURACH D (1995) Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water Air Soil Pollut* 85: 63–76.
- MEISENBURG H ET AL (2005) Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. In: Dämmgen U, editor. Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279: 95–108.
- MELLERT KH, GÖTTLEIN A (2012) Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *Eur J For Res*. doi: 10.1007/s10342-012-0615-8

- MURACH D, PARTH A (1999) Feinwurzelwachstum von Fichten beim Dach-Projekt im Solling. Allg Forst Z Waldwirtsch Umweltvorsorge 54: 58–60.
- NEIRYNCK J ET AL (2007) Fluxes of oxidised and reduced nitrogen above a mixed coniferous forest exposed to various nitrogen emission sources. Environ Pollut 149: 31–43.
- NELLEMANN C, THOMSEN MG (2001) Long-term changes in forest growth: Potential effects of nitrogen deposition and acidification. Water Air Soil Pollut 128: 197–205.
- NILSEN P (1995) Effect of nitrogen on drought strain and nutrient uptake in Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. trees. Plant Soil 172: 73–85.
- NORDIN A, STRENGBOM J, WITZELL J, NASHOLM T, ERICSON L (2005) Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: Implications for the nitrogen critical load. Ambio 34: 20–24.
- PERKINS TD, ADAMS GT, LAWSON ST, SCHOBBERG PG, MCNULTY SG (2000) Long-term nitrogen fertilization increases winter injury in montane red spruce (*Picea rubens*) foliage. J Sustainable For 10: 165–172.
- PERSOON H, AHLSTRÖM K (2002) Fine-root response to nitrogen supply in nitrogen manipulated Norway-spruce catchment areas. For Ecol Manage 168: 29–41.
- RIHM B, URECH M, PETER K (2009) Mapping ammonia emissions and concentrations for Switzerland – effects on lichen vegetation. In: Sutton M, Reis S, Baker S, editors. Atmospheric ammonia. Heidelberg: Springer. pp. 87–92.
- RÜHLING A, TYLER G (1991) Effects of simulated nitrogen deposition to the forest floor on the macrofungal flora of a beech forest. Ambio 20: 261–263.
- SPIECKER H, MIELIKÄINEN R, KÖHL M, SKORGSGAARD JP (1996) Growth trends in European forests. New York: Springer. 372 p.
- STEFAN K, FÜRST A, HACKER R, BARTELS U (1997) Forest foliar condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys. <http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=2841> (13.8.2012)
- SUTTON MA, FOWLER D, BURKHARDT JK, MILFORD C (1995) Vegetation atmosphere exchange of ammonia: canopy cycling and the impacts of elevated nitrogen inputs. Water Air Soil Pollut 85: 2057–2063.
- TAMM CO (1991) Nitrogen in terrestrial ecosystems. Berlin: Springer. 115 p.
- THIMONIER A, SCHMITT M, WALDNER P, RIHM B (2005) Atmospheric deposition on Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots. Environ Monit Assess 104: 81–118.
- THÖNI L, BRANG P, BRAUN S, SEITLER E, RIHM B (2004) Ammonia monitoring in Switzerland with passive samplers: patterns, determinants and comparison with modelled concentrations. Environ Monit Assess 98: 93–107.
- TIETEMA A ET AL (1998) Nitrogen saturation experiments (NITREX) in coniferous forest ecosystems in Europe: a summary of results. Environ Pollut 102: 433–437.
- TOMOVA L, BRAUN S, FLÜCKIGER W (2005) The effect of nitrogen fertilization on fungistatic phenolic compounds in roots of beech (*Fagus sylvatica*) and Norway spruce (*Picea abies*). For Pathol 35: 262–276.
- UNECE (2005) Forest condition in Europe: Europe Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Hamburg: Federal Research Centre for Forests and Forest Products. 99 p.
- UNECE (2006) The condition of forests in Europe. Hamburg: Federal Research Centre for Forests and Forest Products. 33 p.
- VAN DIEPEN LTA, LILLESKOV EA, PREGITZER KS, MILLER RM (2007) Decline of arbuscular mycorrhizal fungi in northern hardwood forests exposed to chronic nitrogen deposition. New Phytol 176: 175–183.
- WALLENTA T, KOTTKE I (1998) Nitrogen deposition and ectomycorrhizas. New Phytol 139: 169–187.

Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald: Ausmass und Auswirkungen

Wegen ihrer rauen Oberfläche sind Wälder eine besonders effiziente Senke für Stickstoffverbindungen, welche von Industrie, Verkehr und Landwirtschaft emittiert werden. Anhand von Depositionskarten wird dargelegt, dass im Schweizer Wald gebietsweise mehr als 30 Kilogramm Stickstoff pro Hektare und Jahr deponiert werden. Diese Werte sind deutlich höher als die von der United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) bestimmten Critical Loads. Die Abschätzung des Ausmasses der Belastung basiert auf Emissions-Immissions-Modellierungen, auf Messungen verschiedener Stickstoffkomponenten (gasförmig, in Aerosolen und im Niederschlag) sowie auf Bilanzrechnungen. Die Beurteilung der Auswirkungen auf den Wald stützt sich auf zwei zusammenfassende Berichte: den Workshop-Report eines 2010 durchgeführten UNECE-Meetings über Critical Loads für Stickstoff und eine 2011 publizierte Zusammenfassung eigener Stickstoffdüngungsversuche. Die vorgestellten Daten lassen den Schluss zu, dass die Stickstoffeinträge in der Schweiz hoch genug sind, um deutliche Veränderungen des Ökosystems Wald hervorzurufen.

Dépôts d'azote dans les forêts suisses: ampleur et effets

En raison de leur structure rugueuse, les forêts sont particulièrement efficaces dans la fixation des liaisons azotées émises par l'industrie, le trafic et l'agriculture. Les cartes des dépôts indiquent que certaines régions de la forêt suisse interceptent plus de 30 kilos d'azote par hectare et par an. Ces valeurs dépassent nettement les charges critiques fixées par la Commission économique pour l'Europe des Nations unies (CEE-ONU). L'évaluation de l'ampleur de la charge se base sur la modélisation des émissions et des immissions, le relevé de différents composés azotés (sous forme gazeuse, dans les aérosols et dans les précipitations) et le calcul de bilans. L'évaluation des effets sur la forêt se fonde sur deux rapports de synthèse: le rapport d'un atelier organisé en 2010 dans le cadre d'une réunion de la CEE-ONU sur les charges critiques d'azote et le résumé de nos propres essais d'épandage d'azote publié en 2011. Les données présentées montrent que les dépôts d'azote sont suffisamment élevés pour causer des changements importants de l'écosystème forestier.