

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/365707429>

Stickstoff-Deposition in Schweizer Wälder und Nitrataustrag aus Waldböden

Conference Paper · November 2022

DOI: 10.55419/wsl:32006

CITATIONS

0

9 authors, including:



Sabine Braun

Institut für Angewandte Pflanzenbiologie

133 PUBLICATIONS 3,349 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Ivano Brunner

Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL

224 PUBLICATIONS 6,213 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Beat Rihm

Meteotest

55 PUBLICATIONS 983 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



K. Meusburger

Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research - WSL

171 PUBLICATIONS 8,297 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Ecology of Alpine Macrofungi - Combining Historical with Recent Data [View project](#)



Results of "Forest decline and Atmospheric Déposition" (Deforpa) Programme [View project](#)

Stickstoff-Deposition in Schweizer Wälder und Nitrataustrag aus Waldböden

Peter Waldner¹, Sabine Braun², Ivano Brunner¹, Beat Rihm³, Miriam Reinhardt⁴, Nouredine Hajjar¹, Katrin Meusbürger¹, Maria Schmitt¹ und Anne Thimonier¹

¹ Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee, und Landschaft WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

² IAP, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie AG, Benkenstrasse 254a, CH-4108 Witterswil

³ Meteotest AG, Fabrikstrasse 14, CH-3012 Bern

⁴ Bundesamt für Umwelt (BAFU), Papiermühlestrasse 172, CH-3063 Bern

peter.waldner@wsl.ch, sabine.braun@iap.ch, ivano.brunner@wsl.ch, beat.rihm@meteotest.ch, miriam.reinhardt@bafu.admin.ch, noureddine.hajjar@wsl.ch, katrin.meusburger@wsl.ch, maria.schmitt@wsl.ch, anne.thimonier@wsl.ch

Die atmosphärische Stickstoff-Deposition hat bis Mitte der 1990er-Jahre zugenommen und ist seither rückläufig. Eine genauere Betrachtung zeigt, dass der Verlauf regional unterschiedlich ist je nach orografischer Lage und Nähe zu Ammoniak-Quellen. Die Nitratauswaschung aus den Waldböden ist ein Indikator für die Sättigung des Waldbodens mit Stickstoff und zeigt das Risiko einer Versauerung des Waldbodens an. Dazu kommt, dass zu viel Nitrat im Grund- und Trinkwasser für Mensch und Tier eine gesundheitliche Bedrohung darstellt.

1 Einleitung

Stickstoff (N) ist ein wichtiger Nährstoff, der traditionell in vielen terrestrischen Ökosystemen als limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum gilt. Mit zunehmenden N-Emissionen, insbesondere von Stickoxiden aus Verbrennungsprozessen (Verkehr, Heizung, Industrie) und von Ammoniak aus der Tierproduktion wächst der Anteil von pflanzenverfügbarem N in der Atmosphäre. In der Tat haben die atmosphärische N-Depositionen in empfindliche Ökosysteme (z.B. Wälder, Moore, naturnahe Wiesen) seit den 1950er-Jahren stark zugenommen (Abb. 1) (GALLOWAY *et al.* 2008; FOWLER *et al.* 2013).

Da die meisten Pflanzen jedoch an Bedingungen angepasst sind, unter denen N ein limitierender Nährstoff ist (KOBE *et al.* 2005), haben die N-Einträge aus der Atmosphäre in den letzten Jahrzehnten nachweislich viele Ökosysteme beeinflusst (BOBBINK *et al.* 2010, BOBBINK *et al.* 2022). Ein hoher N-Eintrag kann zu Stickstoffsättigungseffekten (Eutrophierung; ABER *et al.* 1989), Nährstoffungleichgewichten (BRAUN *et al.* 2020a), erhöhtem N-Austrag mit dem Sickerwasser und Bodenversauerung (ULRICH *et al.* 1979) führen. Mögliche Folgen sind unter anderem eine geringere Stabilität von Bäumen bei Stürmen (MAYER *et al.* 2005) (BRAUN in

prep.) und Verluste bei der Artenvielfalt (KRUPA 2003; ROTH *et al.* 2015). Im Sickerwasser intensiv gedüngter Landwirtschaftsflächen sind die N-Konzentrationen naturgemäss hoch und der Stickstoff, der vorwiegend in Form von Nitrat vorliegt, beeinträchtigt die Wasserqualität von Trinkwasserquellen. Nitratausträge aus Waldböden sind zwar

meist vergleichsweise tief. Wenn sie aufgrund höherer Einträge aus der Luft zunehmen, ist das jedoch ebenfalls relevant, da Trinkwasser bevorzugt aus Quellen mit bewaldeten Einzugsgebieten gewonnen wird (KILCHMANN *et al.* 2009).

In Anbetracht der negativen Auswirkungen wurden Massnahmen zur Reduktion der Luftbelastung ergriffen. Die Länder Europas einigten sich auf ein gemeinsames Vorgehen (UNECE Konvention über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen «Air Convention», Genf 1979, SR 0.814.32 1979). Als Basis zur Festlegung der Reduktionsziele werden die Emissionen und Schadstoffflüsse modelliert

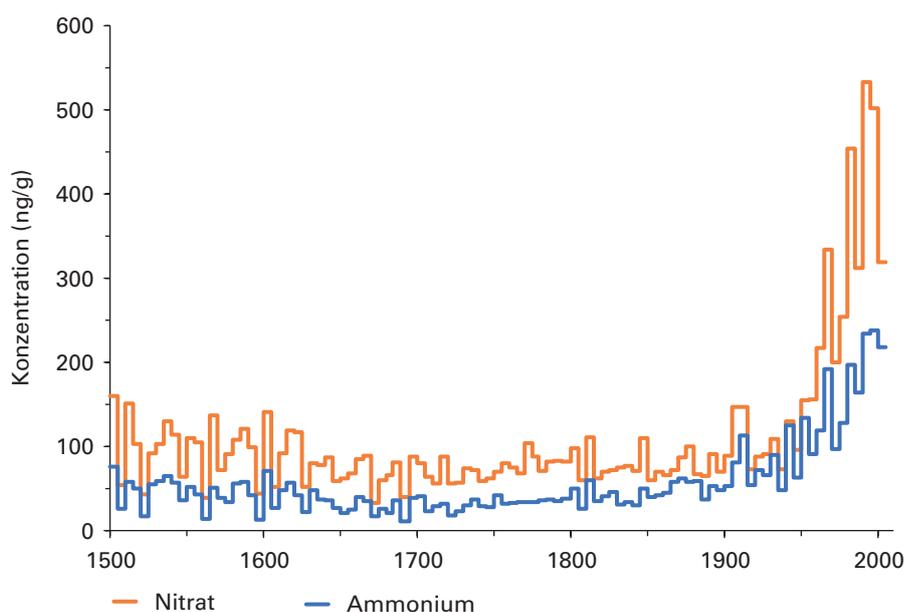


Abb. 1. Konzentrationen von Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) in den letzten 500 Jahren (bis zum Jahr 2000) rekonstruiert aus einem Eiskern vom Colle Gnifetti (Quelle: SCHWIKOWSKI 2016).

(FAGERLI *et al.* 2022) und es werden die Auswirkungen der Luftbelastung in Internationalen Kooperationsprogrammen (ICPs) untersucht. Zudem wurden gemeinsam kritische Grenzwerte für die Einträge von versauernden Komponenten und von Stickstoff (critical loads) erarbeitet (siehe u.a. UNECE 2004; BOBBINK und HETTELINGH 2011; BOBBINK *et al.* 2022). Die kritischen N-Einträge für den Wald, berechnet mit dem steady state mass balance (SMB) Ansatz (Fig. 27 in RIHM und ACHERMANN 2016), sind trotz der Reduktion der N-Emissionen immer noch auf ungefähr 89% der Schweizer Wäldfläche überschritten (RIHM und KÜNZLE 2019).

In der Schweiz wurden seit den 1980er Jahren zur Reduktion der NO_x Emissionen Katalysatoren in Autos eingesetzt und die Heizungsanlagen verbessert (Low-NO_x) (LRV 1985). Zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen wurden in der Landwirtschaft Massnahmen zur Abdeckung der Güllelager und zur Ausbringung der Gülle mit Schleppschlauchsystemen umgesetzt, zudem sind die Tierzahlen leicht rückläufig (SUTTON *et al.* 2003; UNECE 2014; KUPPER *et al.* 2022).

Waldökosysteme können, je nach N-Sättigungsgrad, überschüssigen Stickstoff aufnehmen und in allen Kompartimenten akkumulieren. Dies ist an den N-Gehalten im Humus, in Blättern und Nadeln zu erkennen, aber auch in der Veränderung der Bodenvegetation hin zu stickstoffliebenden Pflanzen (Eutrophierung). Die Auswirkungen sind deshalb nicht überall gleich und auf allen Ebenen zu erkennen. Wichtig ist deshalb eine fortwährende Wirkungskontrolle.

Das Internationale Kooperationsprogramm zur Erfassung von Wirkungen der Luftverunreinigungen auf Wälder (ICP Forests, siehe u.a. FERRETTI und SCHAUB 2014; MICHEL *et al.* 2021) beinhaltet unter anderem intensive Messungen sowohl zum N-Eintrag wie auch zur N-Sättigung und zum N-Austrag. Die Schweizer ICP Forests Level II Flächen werden von der Langfristigen Waldökosystem-Forschung (LWF) betrieben (SCHAUB *et al.* 2011). Gleiches wird in der Schweiz zusätzlich auch in einem Interkantonalen Wald-dauerbeobachtungsprogramm untersucht (IAP: BRAUN *et al.* 2021).

Dieser Beitrag befasst sich mit folgenden Fragen:

- Wie hat sich die Belastung der Wälder in der Schweiz durch Stickstoff-Deposition in den Jahren entwickelt?
- Inwiefern können Gebiete mit Risiko von erhöhtem Nitrataustrag aus Waldböden regional eingegrenzt werden?

2 Stickstoff-Eintrag in Schweizer Wälder mit der Deposition

2.1 Stickstoff-Einträge und deren Erfassung

Verschiedene N-Verbindungen tragen zum gesamten N-Eintrag im Wald bei, wie z.B. die Gase Stickoxide (NO_x), Ammoniak (NH₃) und Salpetersäure (HNO₃) sowie Nitrat (NO₃⁻) und Ammonium (NH₄⁺) in Aerosolen (trockene Deposition) und gelöst im Niederschlag (nasse Deposition). Die trockene Deposition ist auf Baumkronen aufgrund ihrer grossen Oberfläche höher als ausserhalb des Waldes. Das Blattwerk nimmt jedoch auch N-Ver-

bindungen direkt auf, bevor sie auf den Boden gelangen. Für in-situ Bestimmung der N-Deposition in Wäldern sind deshalb verschiedene Methoden im Einsatz (THIMONIER *et al.* 2019).

Bei ICP Forests wird der Niederschlag mit Sammlern unterhalb der Baumkronen (Kronentraufe, Abb. 2) und im Freiland ausserhalb des Waldes gesammelt und analysiert (CLARKE *et al.* 2020). Mit den Sammlern im Bestand wird zusätzlich ein Teil der trockenen Deposition erfasst, die sich auf den Blättern und Zweigen abgelagert haben. N-Verbindungen, welche direkt von der Baumkrone aufgenommen werden (z.B. NH₃ über die Stomata), werden jedoch nicht erfasst. Deshalb wird ein Gesamteintrag mit Kronenraumbilanzmodellen anhand des Freilandniederschlags und der Kronentraufe berechnet. Diese Berechnungen sind mit Unsicherheiten behaftet, berücksichtigen nicht alle Eintragspfade und stellen deshalb tendenziell ebenfalls eine Unterschätzung des Gesamteintrages dar. Die N-Mengen in der Kronentraufe sind typischerweise um einen Faktor 1,5 bis 2 geringer als die tatsächlichen Gesamteinträge von Stickstoff in die Wälder (THIMONIER *et al.* 2019; BRAUN *et al.* 2022).



Abb. 2. Reparatur des Vogelschutzes an einem Bestandesniederschlagsammler auf der LWF-Fläche in Lausanne (Foto: Anne Thimonier, WSL).

2.2 Regionale Unterschiede

An den inneralpinen Standorten (z.B. Nationalpark, Visp) waren die N-Frachten in der Kronentraufe in den letzten 5 Jahren mit knapp 5 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹, was einer Gesamtdeposition von 7 bis 10 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ entspricht, tief bis moderat (Abb. 4). An den Standorten im Mittelland (z.B. Vordemwald) und insbesondere am Alpennordhang (Schänis, Beatenberg) und auf der Alpensüdseite (z.B. Novaggio) waren die N-Frachten in der Kronentraufe mit bis zu 15 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ deutlich höher (Gesamtdeposition: 15 bis 30 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹) (Abb. 4). Die höheren Einträge sind auf die Nähe zu Emissionsquellen im Mittelland und in der Po-Ebene (Landwirtschaft, Verkehr, Bevölkerung) sowie die – orografisch bedingt – höheren Niederschlagsmengen am Alpennord- und Südhang zurückzuführen (siehe u.a. ROGORA *et al.* 2016; Abb. 3).

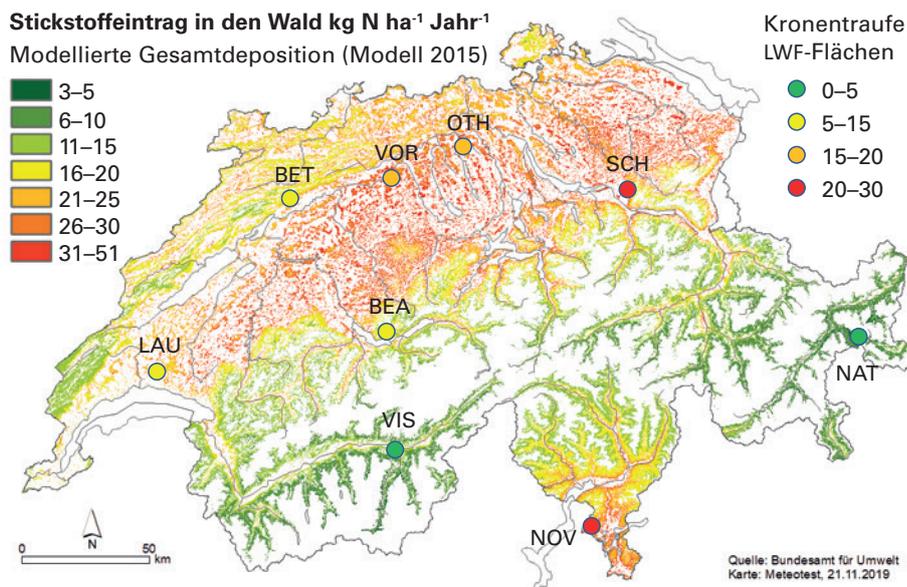


Abb. 3. Modellierter jährlicher Gesamtdeposition von Stickstoff in Wälder (mehrfähriger Mittelwert ums Jahr 2015, d.h. der Jahre 2013 bis 2017) (RIHM und KÜNZLE 2019). Ebenfalls eingezeichnet ist die Lage der LWF-Flächen und mit einer groben Angabe der Stickstoff-Fracht in der Kronentraufe in den letzten Jahren (Skala rechts, siehe auch Abb. 4).

2.3 Zeitliche Trends

Die N-Frachten in der Kronentraufe der LWF-Flächen haben seit Mitte der 1990er-Jahre um rund 10% bis 30% abgenommen (Abb. 4), was im selben Bereich liegt wie der Rückgang an anderen ICP Forests Standorten (WALDNER

et al. 2014) und die Wirkung der nationalen und internationalen Anstrengungen zur Verringerung der N-Emissionen widerspiegelt. Insbesondere für Ammonium sind abnehmende Trends jedoch nicht auf allen Flächen vorhanden oder signifikant (Tab. 1) (vgl. auch THIMONIER *et al.* 2019).

Dies widerspiegelt, dass in der Schweiz die Stickoxid-Emissionen gemäss Inventar im Zeitraum 2000 bis 2018 um 35% zurückgingen, während die Ammoniak-Emissionen gemäss Inventar nur um rund 10% abnahmen (EKL 2020; BASS *et al.* 2021) und bei den Messungen der Ammoniak-Im-

Tab. 1. Depositions-Trends im Niederschlag von 2001 bis 2020 ausgewählter LWF-Standorte (aktualisierte Daten von THIMONIER *et al.* 2019)

	Niederschlag im Freiland				Kronentraufe	
	N-NH ₄ ⁺ + N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺ + N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
BEA	↘	↘	↘	↘	(↘)	↘
BET	↘	↘	↘	↘	↘	↘
CEL	↘	=	(↘)	↘	(↘)	↘
CHI	↘	↘	↘			
DAV	=	=	↘	(↘)	=	(↘)
JUS	↘	↘	↘	=	(↘)	↘
LAU	↘	↘	↘	↘	↘	↘
NAT	↘	↘	↘	↘	↘	↘
NOV	↘	↘	↘	↘	↘	↘
OTH	↘	↘	↘	(↘)	(↘)	↘
SCH	↘	↘	↘	↘	↗	↘
VIS	↘	↘	↘	↘	↘	↘
VOR	↘	↘	↘	(↘)	=	↘

BEA: Beatenberg, BET: Bettlachstock, CEL: Celerina, CHI: Chironico, DAV: Davos, JUS: Jussy, LAU: Lausanne, NAT: Nationalpark, NOV: Novaggio, OTH: Othmarsingen, SCH: Schänis, VIS: Visp, VOR: Vordemwald.
 = : kein Trend, ↘ : Abnahme signifikant (p<0,05), (↘) : Abnahme schwach Signifikant (p<0,1)

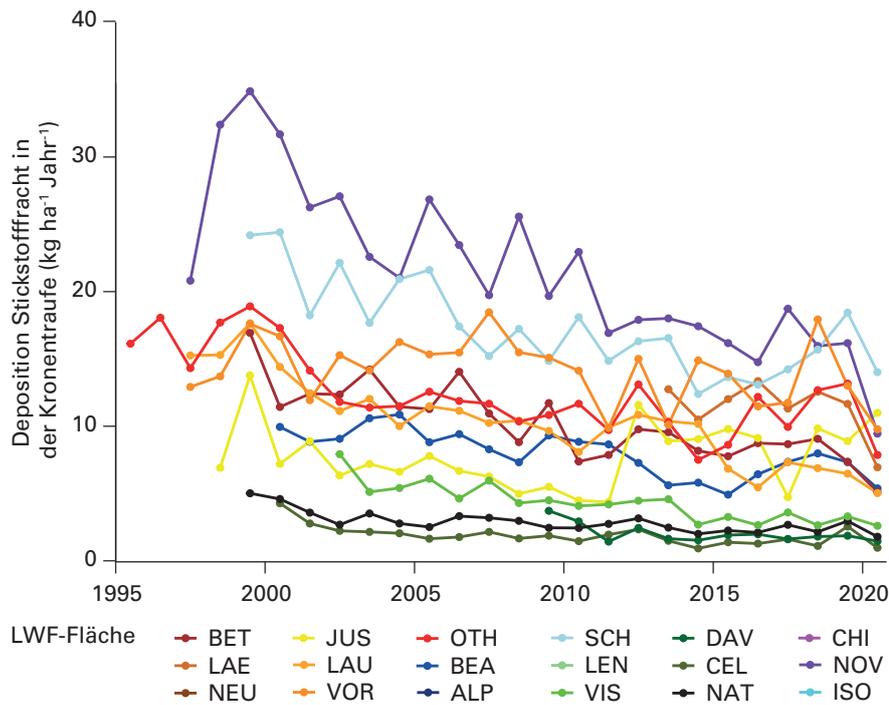


Abb. 4. Fracht von anorganischem Stickstoff (Ammonium und Nitrat) aus der Atmosphäre in der Kronentraufe auf ausgewählten ICP Forests Level II Flächen in der Schweiz (LWF-Flächen) zwischen 1995 und 2020. (BEA: Beatenberg, NAT: Nationalpark, SCH: Schänis, BET: Bettlachstock, NOV: Novaggio, VIS: Visp, LAU: Lausanne, OTH: Othmarsingen, VOR: Vordemwald).

missionen im Zeitraum 2000 bis 2019 keine signifikante Veränderung feststellbar war (SEITLER and MEIER 2020).

Die Unterschiede in den Trends zwischen den Standorten sind dabei eher auf regionale Unterschiede (z.B. naheliegende N-Quellen), als auf Veränderungen im Bestand (z.B. Baumkronenstruktur) zurückzuführen. Dies unterstreicht die lokale, oder regionale Bedeutung von NH₃ Emissionsquellen für die N-Einträge in den Wald (THIMONIER *et al.* 2019).

3 Stickstoff-Austrag aus Wäldern mit dem Sickerwasser

3.1 Nitrat und Ammonium im Bodenwasser

Ein übermässiger N-Eintrag führt zu Ungleichgewichten in der Baumernährung, mit möglichen Folgen einer verminderten Resistenz gegenüber Trockenheit und Parasiten (BRAUN *et al.* 2020a). Der grösste Teil des Ammoniaks wird im Boden durch Mikroorganismen zu Nitrat oxidiert, wobei Säure

freigesetzt wird. Wie rasch der zu viel eingetragene Stickstoff den Boden wieder verlässt, hängt davon ab, wieviel Stickstoff im Waldboden durch Ein-

bau in organische Substanz akkumuliert wird. Für das mobile Nitrat gibt es vergleichsweise geringe Speicher im Boden, so dass der übermässige Stickstoff den Boden in Form von Nitrat mit dem Sickerwasser verlässt (GUNDERSEN *et al.* 2006; WALDNER *et al.* 2019). Mit dem Anion Nitrat werden zudem Nährstoffkationen wie Kalzium, Magnesium oder Kalium ausgewaschen, was zu Bodenversauerung führt (REUSS *et al.* 1987; ULRICH und SUMNER 1991; SVERDRUP und WARFVINGE 1993; WALDNER *et al.* 2009). Im Grund- und Trinkwasser vermindert eine erhöhte Nitratkonzentration die Wasserqualität. Im Mittelland und Jura mussten teilweise Trinkwasserquellen aufgrund von Überschreitungen des Toleranzwertes stillgelegt werden (WALDNER *et al.* 2019).

3.2 Sammeln des Bodenwassers

Das Bodenwasser von Waldböden wird in der Schweiz auf dem LWF-Netz und dem Netz der Interkantonalen Walddauerbeobachtung regelmässig gesammelt (Abb. 5). Das Bodenwasser wird aus verschiedenen Bodentiefen mithilfe von im Boden vergrabenen Keramikkerzen, sogenannten Lysime-



Abb. 5. Wechsel der Lysimeterflaschen und Anlegen des Unterdrucks zur Beprobung des Bodenwassers in der nächsten Sammelperiode auf der LWF-Fläche in Novaggio (Foto: P. Waldner, WSL).

tern, gesammelt, wobei mit einer Vakuumpumpe ein Unterdruck angelegt wird, der das Bodenwasser in den angeschlossenen Behälter saugt (Abb. 4). Die Bodenwasser-Proben werden in regelmäßigen Abständen (zweiwöchentlich bzw. monatlich) eingesammelt und zur Analyse in die Labors gebracht.

3.3 Bestimmung des N-Austrages

Für die Berechnung einer Auswaschungsfracht sind Angaben über Konzentration und Sickerwassermenge notwendig. Dazu wurden die Sickerwasserflüsse mit den Wasserhaushaltsmodellen (Coupmodel, WaSimETH und LWF-Brook90) berechnet (genauere Angaben dazu siehe WALDNER *et al.* 2019). Die Konzentrationen an mineralischem Stickstoff in der Tiefe des tiefsten Lysimeters (in der Regel tiefer als 50 cm) wurden dann mit der für die jeweilige Sammelperiode modellierten Sickerwassermenge multipliziert und anschliessend zu Jahreswerten aufsummiert.

Für die statistische Auswertung wurden die Jahresfrachten logarithmiert und in Beziehung zu einer Reihe von Prädiktoren gesetzt. Als mögliche erklärende Variablen für den N-Austrag wurden die N-Deposition, der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C) in den obersten 40 cm, das C/N-Verhältnis der organischen Auflage oder der obersten 10 cm des Mineralbodens, der pH-Wert (CaCl_2 , oberste 40 cm), das Bestandesalter, die Basalflächen der Baumstämme auf 1,3 m über Boden, die Bestandesdichte, der Laubholzanteil des Bestandes, der Denitrifikationsfaktor (d.h. Vernässung des Bodens), die Lufttemperatur und der Niederschlag sowie der Anteil absterbender Bäume und der Deckungsgrad der Strauchschicht getestet (WALDNER *et al.* 2019; BRAUN *et al.* 2020b). Die Auswahl der Prädiktoren erfolgte in einem multivariaten Modell rückwärts mithilfe des Akaike Information Criterion (AIC)-Wertes. Prädiktoren, die den AIC-Wert erhöhten, wurden entfernt. Signifikante erklärende Variablen waren die N-Deposition, die Niederschlagsmenge, der Anteil absterbender Bäume in den Vorjahren und der Deckungsgrad der Strauchschicht – nicht jedoch das C/N-Verhältnis. Dies

N-Auswaschung IAP-LWF-Flächen und Kartierung (Modell K)

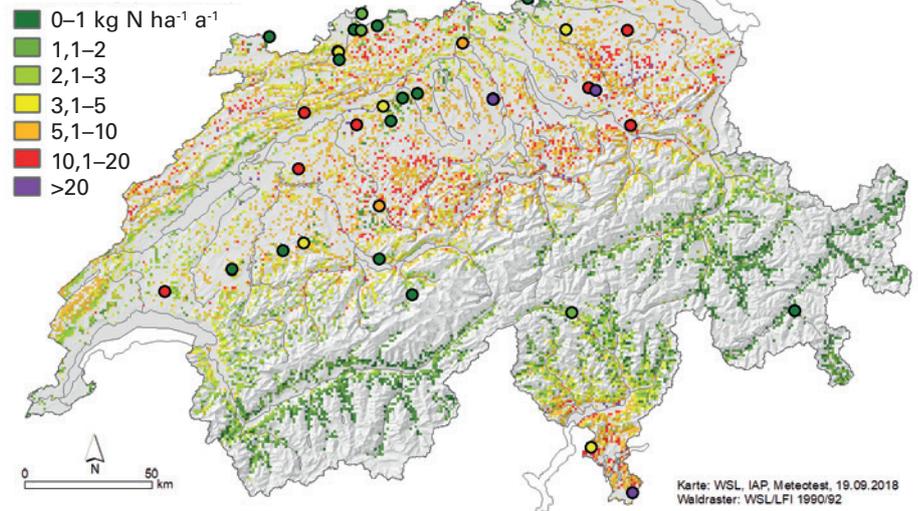


Abb. 6. Kartierung des mittleren Schätzwertes für die N-Auswaschung über Sickerwasser aus Waldflächen im Jahr 2005 (Modell implementiert mit Deposition auf 35 kg/ha/Jahr begrenzt und Auswaschung nicht höher als Eintrag). Kartendaten: WSL/LFI, 1990/92, BFS Waldmischungsgrad, BLW Bodeneignungskarte 1:200 000, Swisstopo Grenze, Gewässer und Topografie) sowie mittlere N-Auswaschung auf LWF- und IAP-Flächen (Quelle: WALDNER *et al.* 2019).

stimmt gut überein mit den Ergebnissen von TEMPLER *et al.* (2022), welche in langfristig untersuchten hydrologischen Einzugebieten einen Zusammenhang zwischen N-Deposition und N-Austrag fanden sowie zwischen Niederschlag und N-Austrag, nicht jedoch zwischen Temperatur und N-Austrag.

Für die Extrapolation auf die Wälder der Schweiz wurden 40 Flächen und als mögliche erklärende Variablen nur kartierte Messgrößen einbezogen. Die Regression mit schrittweisem Ausschluss nicht signifikanter Variablen ergab ein $R^2=0,72$ und nach der Rücktransformation die empirische Funktion für den N-Austrag (Le , $\text{kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$)

$$\text{Le} = \exp^{(0,08 \cdot \log(D) + 0,00051 \cdot P + 0,689 \cdot K - 827 \cdot d)} - 1$$

wobei D die modellierte N-Gesamtdeposition ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$), P der Jahresniederschlag (mm), K das klassierte Nährstoffspeichervermögen von Kationen im durchwurzelten Boden und die klassierte Tiefe des durchwurzelbaren Bodens der Bodeneignungskarte (FREI *et al.* 1980) sind. Das Modell erklärt einen Teil der Variabilität, natürlich mit einer statistischen Unsicherheit. Die Heterogenität des Bodens, präferenti-

elle Fliesswege, die N-Aufnahme durch Wurzeln unterhalb des tiefsten Lysimeters und die Parametrisierung der Wasserhaushaltsmodelle sind Beispiele für mögliche Quellen von Unsicherheiten.

Im dritten Schritt wurde der N-Austrag kartografisch dargestellt. Dafür wurden die Variablen aus der Bodeneignungskarte und der kartierte N-Eintrag verwendet gemäss RIHM und ACHERMANN (2016) für das Bezugsjahr 2005. Der dazu benötigte Waldmischungsgrad stammte aus dem Datensatz WMG100 (GEOSTAT 2001), welcher zu diesem Zweck räumlich um 100 m ausgedehnt wurde. Der N-Austrag wurde anschliessend für jene $100 \times 100 \text{ m}$ Quadrate, welche gemäss Arealstatik Wald enthalten, mit der empirischen Funktion berechnet (WALDNER *et al.* 2019).

Die kartierte Waldfläche ohne Gebüschwald umfasst $11\,190 \text{ km}^2$, und deren Austräge liegen zwischen 0 und 35 kg N/ha/Jahr (Abb. 6). Der Mittelwert über die Waldfläche beträgt $4,25 \text{ kg/ha/Jahr}$. Das geografische Muster der Schätzwerte für den mittleren jährlichen N-Austrag widerspiegelt einerseits die modellierte N-Deposition. Im Mittelland und in Teilen des Juras wurden teilweise hohe N-Austragswerte geschätzt.

3.4 Validation der Modellierung der N-Austrages

Für die Validierung des N-Austrages wurden 59 Standorte der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA mit einem Waldanteil von über 50 % im Einzugsgebiet ausgewählt und verwendet. Bei 51 der 59 Probenahmestellen (85 %) überlappen die Intervalle des Modells und jene der Messung (Abb. 6). Bei Probenahmestellen mit einem Waldanteil von über 80 % im Einzugsgebiet ist dieser Anteil mit 91 % gleich hoch wie die Anteile, die (DISE *et al.* 2009) bei der Validierung eines ähnlichen Modells erreichten. Im Einzugsgebiet mit tiefem Waldanteil (50 %) unterschätzt das Modell die effektiven N-Konzentrationen oft. Dies dürfte daran liegen, dass andere Einflussfaktoren, meist landwirtschaftliche Bodennutzungen, die Nitratkonzentrationen im Grundwasser stark beeinflussen können (WALDNER *et al.* 2019).

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die N-Fracht in der Kronentraufe seit dem Peak Mitte der 1990er-Jahre abgenommen hat. Eine genauere Betrachtung der verschiedenen Regionen der Schweiz zeigt, dass die regionalen Unterschiede vor allem von der topographischen Lage und der Nähe zu Ammoniak-Quellen abhängen. Niedrige Depositionswerte werden nur in hohen Lagen der Zentralalpen beobachtet (THIMONIER *et al.* 2019).

Für die Extrapolation des N-Austrages aus den Untersuchungsstandorten auf die ganze Schweiz liefert das Vorgehen mit einer Beziehung zu kartierten Variablen ein Resultat mit einer relativ grossen Unsicherheit. Als Indikatoren liess sich vor allem der N-Eintrag und die N-Versorgung der Blätter und Nadeln bestätigen, nicht jedoch das C/N-Verhältnis im Boden (Daten nicht

gezeigt, WALDNER *et al.* 2019). Dass das C/N-Verhältnis nicht signifikant war, lässt sich mit den insgesamt tiefen C/N-Werten der Standorte erklären: Gemäss GUNDERSEN *et al.* (2006) ist das Risiko für N-Auswaschung bei einem C/N-Verhältnis von <25 erhöht. Dies trifft für 34 der 41 untersuchten Standorte zu. Bezüglich Prognosen für den N-Austrag kann bei gleichbleibender N-Deposition davon ausgegangen werden, dass ein grosser Teil der Waldflächen N weiterhin akkumuliert, wie dies in Deutschland (FLECK *et al.* 2019) und Tschechien (NOVOTNÝ *et al.* 2016) beobachtet wurde. Damit würde auch das Risiko eines erhöhten N-Austrages zunehmen. Dass ein erhöhter Stickstoffeintrag zu einer Abnahme des C/N-Verhältnisses im Boden und zu einem höheren Risiko für erhöhten N-Austrag nach Borkenkäferbefall führen kann, zeigten SCHLEPPI *et al.* (2017) in einem langfristigen Stickstoff-Zugabeexperiment im Alptal (Gemeinde Alpthal, Kanton Schwyz). Gegenläufig ist der Trend bei der N-Deposition, die aktuell abnimmt und damit auch das Risiko erhöhter N-Austräge vermindern könnte (FORSIUS *et al.* 2021; TEMPLER *et al.* 2022).

Die Kartierung zeigt Gebiete mit höherem Risiko für erhöhte Nitratausträge. Die diesbezüglich empfohlene Anpassung der Waldbewirtschaftung wie ein geeignetes Vorgehen bei der Holzernte (z.B. zeitliche Staffelung der Holzschläge, Förderung einer permanenten Vegetationsdecke) und eine gezielte Baumartenwahl (z.B. tief wurzelnde Baumarten, z.B. Förderung der Buchen gegenüber den Fichten) (HEGG *et al.* 2004; BRAUN 2015; WALDNER *et al.* 2019) sind hier sicher sinnvoll, deren Effekt aber schwierig einzuschätzen. Eine Reduktion der Stickstoff-Einträge in den Wald würde das Risiko mittelfristig reduzieren.

Wie sich der Klimawandel auswirkt, konnte mit dieser Studie nicht abschliessend beantwortet werden, da keine zeitliche Auflösung untersucht wurde. In der Studie von BRAUN *et al.* (2020b) wurde gezeigt, dass die zunehmende Trockenheit zu einer Verminderung des N-Austrages führte, wobei die verringerte Sickerwassermenge nur einen Teil der Abnahme erklärte. Kommt es aufgrund der Klimaänderung wegen vermehrter Trockenheit oder Schädlingsbefall jedoch zu lokal er-

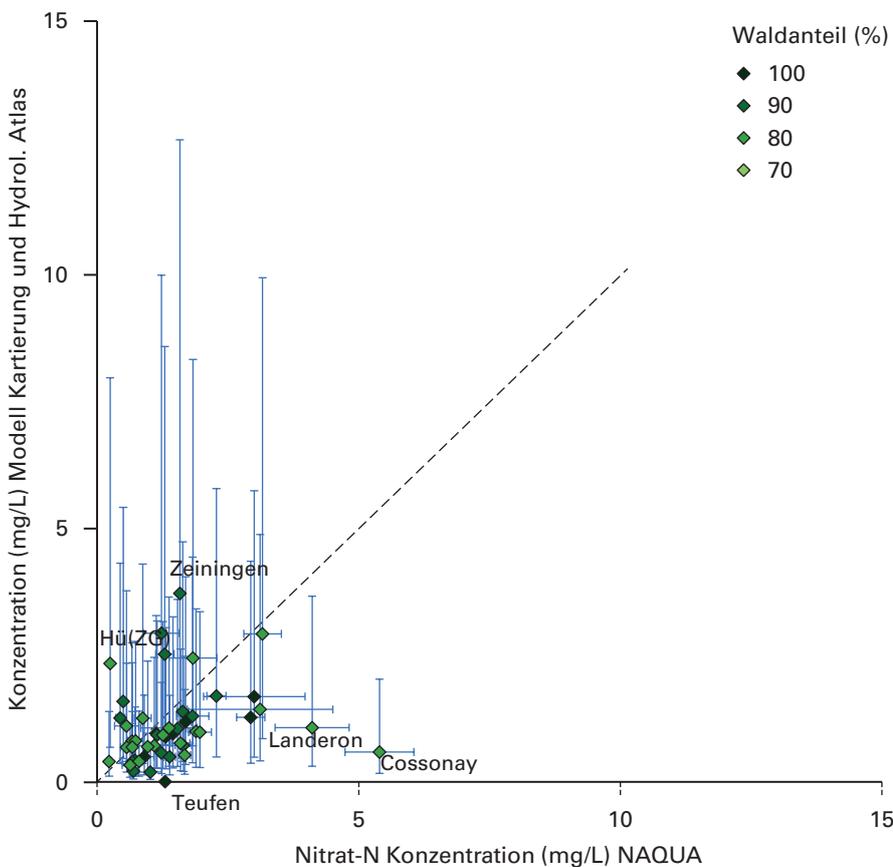


Abb. 7. Validierung der modellierten N-Auswaschung: Vergleich der gemessenen Nitrat-N Konzentration der Nationalen Grundwasserbeobachtung (NAQUA, Bundesamt für Umwelt) (Mittelwerte \pm Standardabweichung) mit der modellierten N-Auswaschung für deren Einzugsgebiete. Die vertikalen Fehlerbalken stellen das Vertrauensintervall des Modells, die horizontalen die Standardabweichung der Messungen dar (Quelle: WALDNER *et al.* 2019).

höher Mortalität (ETZOLD *et al.* 2016) (TRESCH *et al.* in prep), Schäden durch Wind (BRAUN *et al.* in prep) oder Holznutzung (BRANG *et al.* 2016, PAULI *et al.* 2016), so würde dies das Risiko eines erhöhten N-Austrags vergrößern. Eine weitere Beobachtung der Entwicklung erscheint daher sinnvoll.

5 Dank

Zu dieser Studie haben verschiedene weitere Leute beigetragen. Ohne die durch die Feldteams von IAP und WSL durchgeführten Feld- und Laborarbeiten und die bereitgestellten zusätzlichen Daten wäre diese Untersuchung nicht möglich gewesen. Ebenfalls verdanken möchten wir die wohlwollende Unterstützung durch Bund und Kantone und das Einverständnis der Grundeigentümer der Flächen. Besonders erwähnen möchten wir auch die Zusammenarbeit mit den für ICP Forests tätigen Forschenden in den anderen Ländern Europas, welche den Weg zu diesem auf die Schweiz fokussierten Beitrag bereitet hat.

6 Literatur

- ABER, J.D., NADELHOFFER, K. J.; STEUDLER, P.; MELILLO, J.M., 1989: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39 378–386.
- BASS, A.A., KEGEL, R.; LEUENBERGER, D.; MÜLLER, B.; SCHENKER, S.; RIHM, B.; EGGI, D.; GRAF, P., 2021: Switzerland Informative Inventory Report. Submission of March 2021 to the UNited Nations ECE Secretariat, Swiss Federal Office of Environment (FOEN), Bern, Switzerland, 380 p.
- BOBBINK, R.; HETTELINGH, J.-P., 2011: Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), www.rivm.nl/cce.
- BOBBINK, R.; HICKS, K.; GALLOWAY, J.; SPRANGER, T.; ALKEMADE, R.; ASHMORE, M.; BUSTAMANTE, M.; CINDERBY, S.; DAVIDSON, E.; DENTENER, F.; EMMETT, B.; ERISMAN, J.-W.; FENN, M.; GILLIAM, F.; NORDIN, A.; PARDO, L.; DE VRIES, W., 2010: Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecol. Appl.* 20: 30–59. doi:10.1890/08-1140.1
- BOBBINK, R.; LORAN, C.; TOMASSEN, H.; GEUPEL, M.; WOHLGEMUTH, L., 2022: Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe, UNECE Air Convention, Coordination Centre for Effects. German Environmental Agency, Dessau-Rosslau. 355 p.
- BRANG, P.; KÜCHLI, C.; SCHWITTER, R.; BUGMANN, H.; AMMANN, P., 2016: Waldbauliche Strategien im Klimawandel. In: R. Pluess, A.; Augustin, S.; Brang, P. (eds.) Wald im Klimawandel. Grundlagen für Anpassungsstrategien. Bern, Bundesamt für Umwelt (BAFU); Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL; Bern, Haupt. 341–365.
- BRAUN, S. 2015: Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006–2014. Institut für Angewandte Pflanzenphysiologie (IAP). Mitwirkung von S. Belyazid, T. Burger, R. Stocker, D. Kurz, J. Remund, B. Rihm. Im Auftrag des BAFU, Schönenbuch, 168.
- BRAUN, S.; ALONSO, R.; ASHWOOD, F.; CHUMMAN, T.; DE WITTE, L.C.; DIRNBOCK, T.; KARLSSON, P.-E.; MANNINEN, S.; PERRING, M.P.; TÖMMERVIK, H.; TRESCH, S.; UKOMANAAHO, L.; VANGUELOVA, E., 2022: Effects of nitrogen deposition on woodlands, forest and other wooded land (EUNIS class T, formerly G). In: BOBBINK, R.; LORAN, C.; TOMASSEN, H. (eds.) Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. German Environmental Agency. 243–329.
- BRAUN, S.; HOPE, S.; TRESCH, S.; WITTE, L.D.; ANTONI, D.; BADER, D.; GROELLY, M.; SCHRÖDER, U.; STRITT, C.; WOËFFRAY, R., 2021: Wie geht es unserem Wald? 38 Jahre Walddauerbeobachtung. Interkantonales Wald dauerbeobachtungsprogramm der Kantone AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZH und der Zentralschweizer Umweltämter (LU, NW, OW, SZ, UR, ZG) mit Beteiligung des BAFU 2017-2021, Institut für Andwandte Pflanzenbiologie AG, Witterswil. 114 p.
- BRAUN, S.; SCHINDLER, C.; RIHM, B., 2020a: Foliar nutrient concentrations of European beech in Switzerland: Relations with nitrogen deposition, ozone, climate and soil chemistry. *Frontiers For. Glob. Change* 3. doi: 10.3389/ffgc.2020.00033.
- BRAUN, S.; TRESCH, S.; AUGUSTIN, S., 2020b: Soil solution in Swiss forest stands: A 20 year's time series. *PLoS ONE* 15, e0227530.
- CLARKE, N.; ŽLINDRA, D.; ULRICH, E.; MOSELLO, R.; DEROME, J.; DEROME, K.; KÖNIG, N.; LÖVBLAD, G.; DRAAIJERS, G. P. J.; HANSEN, K.; THIMONIER, A.; WALDNER, P.; VERSTRAETEN, A., 2020: ICP Forests Manual on Sampling and Analyses of Deposition. In: MICHEL, A.; PRESCHER, A.-K.; SCHWÄRZEL, K.; KIRCHNER, T.; FERRETTI, M. (eds.) Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests., UNECE ICP Forests Programme on Monitoring and Assessment of Air Pollution Effects on Forests. 34 p.
- DISE, N.B.; ROTHWELL, J.J.; GAUCI, V.; VAN DER SALM, C.; DE VRIES, W., 2009: Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Sci. Total Environ.* 407: 1798–1808.
- EKL, 2020: Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Situation mit Bezug zur Landwirtschaft im Zeitraum 2000–2018. Bern, Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL). 23 p.
- ETZOLD, S.; WUNDER, J.; BRAUN, S.; ROHNER, B.; BIGLER, C.; ABEGG, M.; RIGLING, A., 2016: Mortalität von Waldbäumen: Ursachen und Trends. In: R. Pluess, A.; Augustin, S.; Brang, P. (eds.) Wald im Klimawandel. Grundlagen für Anpassungsstrategien. Bern, Bundesamt für Umwelt (BAFU); Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL; Bern, Haupt. 177–197.
- FAGERLI, H.; BENEDICTOW, A.; DENBY, B.R.; GAUSS, M.; HEINESEN, D.; JONSON, J.E.; KARLSEN, K.S.; KLEIN, H. *et al.* 2022: EMEP Status Report 2022: Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe. Oslo, Norwegian Meteorological Institute. 152 p.
- FERRETTI, M.; SCHAUB, M., 2014: Monitoring European forests – Detecting and understanding changes. *For. Ecol. Manage.* 311: 1–2, doi: 10.1016/j.foreco.2013.08.027
- FLECK, S.; EICKENSCHIEDT, N.; AHREND, B.; EVERS, J.; GRÜNEBERG, E.; ZICHE, D.; HÖHLE, J.; SCHMITZ, A.; WEIS, W.; SCHMIDT-WALTER, P.; ANDREAE, H.; WELLBROCK, N., 2019: Nitrogen Status and Dynamics in German Forest Soils. In: WELLBROCK, N.; BOLTE, A. (eds) Status and Dynamics of Forests in Germany: Results of the National Forest Monitoring. Cham, Springer

- International Publishing, 123–166, doi: 10.1007/978-3-030-15734-0_5
- FORSIUS, M.; POSCH, M.; HOLMBERG, M.; VUORENMAA, J.; KLEEMOLA, S.; AUGUSTAITIS, A.; BEUDERT, B.; BOCHENEK, W. *et al.* 2021: Assessing critical load exceedances and ecosystem impacts of anthropogenic nitrogen and sulphur deposition at unmanaged forested catchments in Europe. *Sci. Total Environ.* 753: 1–12, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141791
- FOWLER, D.; COYLE, M.; SKIBA, U.; SUTTON, M.A.; CAPE, J.N.; REIS, S.; SHEPPARD, L.J.; JENKINS, A. *et al.* 2013: The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biol. Sci.* 368. doi: 10.1098/rstb.2013.0164
- FREI, E.; VÖKT, U.; FLÜCKIGER, R.; BRUNNER, H.; SCHAI, F., 1980: Bodeneignungskarte der Schweiz (Masstab 1:200000). Grundlagen für die Raumplanung. Bern, Bundesämter für Raumplanung, Landwirtschaft und Forstwesen, EMDZ.
- GALLOWAY, J.N.; TOWNSEND, A.R.; ERISMAN, J.W.; BEKUNDA, M.; CAI, Z.; FRENEY, J.R.; MARTINELLI, L.A.; SEITZINGER, S.P.; SUTTON, M.A., 2008: Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320: 889–892, doi: 10.1126/science.1136674
- GEOSTAT, 2001: Waldmischungsgrad der Schweiz (WMG100). Neuchâtel, Schweiz, Bundesamt für Statistik.
- GUNDERSEN, P.; SCHMIDT, I.K.; RAULUND-RASMUSSEN, K., 2006: Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environ. Rev.* 14: 1–57.
- HEGG, C.; JEISY, M.; WALDNER, P., 2004: Wald und Trinkwasser. Eine Literaturstudie, Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL. 60 p.
- KILCHMANN, S.; REINHARDT, M.; SCHÜRCH, M.; TRABER, D., 2009: Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA). Bern, Bundesamt für Umwelt. 144 p.
- KOBE, R.K.; LEPczyk, C.A.; IYER, M., 2005: Resorption efficiency decreases with increasing green leaf nutrients in a global data set. *Ecology* 86: 2780–2792.
- KRUPA, S.V., 2003: Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: A review. *Environ. Pollut.* 124: 179–221.
- KUPPER, T.; HÄNI, C.; BRETSCHER, D.; ZAUCKER, F., 2022: Ammonia emissions from agriculture in Switzerland for 1990 to 2020. Zollikhofen, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL; Olten, Oetiker+Partner AG; Bern, Federal Office for Environment FOEN. 61 p.
- LRV, 1985: Luftreinhalte-Verordnung (LRV). Systematische Rechtssammlung des Bundes (SR) 814.315.142.1, 93.
- MAYER, P.; BRANG, P.; DOBBERTIN, M.; HALLENBARTER, D.; RENAUD, J.P.; WALTHER, L.; ZIMMERMANN, S., 2005: Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Annals of For. Sci.* 62: 303–311.
- MICHEL, A.; KIRCHNER, T.; PRESCHER, A.-K.; SCHWÄRZEL, K. 2021: Forest Condition in Europe: The 2021 Assessment. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention). Eberswalde, Thünen Institute. 103 p.
- NOVOTNÝ, R.; BURIANEK, V.; SRAMEK, V.; HUNOVÁ, I.; SKOREPOVA, I.; ZAPLETAL, M.; LOMSKY, B., 2016: Nitrogen deposition and its impact on forest ecosystems in the Czech Republic – change in soil chemistry and ground vegetation. *iForest – Biogeosci. For.* 10: 48–54, doi: 10.3832/ifer1847-009
- PAULI, B.; STÖCKLI, B.; HOLTHAUSEN, N.; ROSSET, C., 2016: Ökonomische Beurteilung waldbaulicher Strategien zur Bewältigung des Klimawandels im Schweizer Mittelland. In: R. Pluess, A.; Augustin, S.; Brang, P. (eds.) *Wald im Klimawandel. Grundlagen für Anpassungsstrategien.* Bern, Bundesamt für Umwelt (BAFU); Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL; Bern, Haupt. 311–337.
- REUSS, J.O.; COSBY, B.J.; WRIGHT, R.F., 1987: Chemical processes governing soil water acidification. *Nature* 329.
- RIHM, B.; ACHERMANN, B., 2016: Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances: Swiss contribution to the effects-oriented work under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). *Environmental studies.* Bern, Federal Office for the Environment. 78 p.
- RIHM, B.; KÜNZLE, T., 2019: Mapping Nitrogen Deposition 2015 for Switzerland, Meteotest AG. Federal Office for the Environment FOEN, Bern.
- ROGORA, M.; COLOMBO, L.; MARCHETTO, A.; MOSELLO, R.; STEINGRUBER, S., 2016: Temporal and spatial patterns in the chemistry of wet deposition in Southern Alps. *Atmos. Environ.* 146: 44–54, doi: 10.1016/j.atmosenv.2016.06.025
- ROTH, T.; KOHLI, L.; RIHM, B.; AMRHEIN, V.; ACHERMANN, B., 2015: Nitrogen deposition and multi-dimensional plant diversity at the landscape scale. *Royal Society Open Science* 2, doi: 10.1098/rsos.150017
- SCHAUB, M.; DOBBERTIN, M.; KRÄUCHI, N.; KAENNEL DOBBERTIN, M., 2011: Preface – long-term ecosystem research: understanding the present to shape the future. *Environ. Monit. Assess.* 174: 1–2, doi: 10.1007/s10661-010-1756-1
- SCHLEPPI, P.; CURTAZ, F.; KRAUSE, K., 2017: Nitrate leaching from a sub-alpine coniferous forest subjected to experimentally increased N deposition for 20 years, and effects of tree girdling and felling. *Biogeochemistry* 134: 319–335, doi: 10.1007/s10533-017-0364-3
- SCHWIKOWSKI, M., 2016: 40 Jahre Eiskernforschung auf dem Colle Gnifetti. Geopanorama Geopanorama. Platform Geoscience, Schweizer Akademie der Wissenschaften (SCNAT). 26–28.
- SEITLER, E.; MEIER, M., 2020: Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 bis 2019. Messbericht. Rapperswil, Forschungsstelle für Umweltbeobachtung (FUB). 73 p.
- SR 0.814.32. 1979: Übereinkommen vom 13. November 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung. Systematische Rechtssammlung des Bundes. Bern, Schweizerische Eidgenossenschaft. 9 p.
- SUTTON, M.A.; ASMAN, W.A.H.; ELLERMANN, T.; VAN JAARSVELD, J.A.; ACKER, K.; ANEJA, V.; DUYSER, J.; HORVATH, L.; PARAMONOV, S. *et al.* 2003: Establishing the link between ammonia emission control and measurements of reduced nitrogen concentrations and deposition. *Environ. Monit. Assess.* 82: 149–185, doi: 10.1023/a:1021834132138
- SVERDRUP, H.; WARFVINGE, P., 1993: The effect of soil acidification on the growth of trees, grasses and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, Department of Chemical Engineering II. Sweden, Lund University.
- TEMPLER, P.H.; HARRISON, J.L.; PILOTTO, F.; FLORES-DÍAZ, A.; HAASE, P.; McDOWELL, W.H.; SHARIF, R.; SHIBATA, H. *et al.* 2022: Atmospheric deposition and precipitation are important predictors of inorganic nitrogen export to streams from forest and grassland watersheds: a large-scale data synthesis. *Biogeochemistry online*, 1–23, doi: 10.1007/s10533-022-00951-7
- THIMONIER, A.; KOSONEN, Z.; BRAUN, S.; RIHM, B.; SCHLEPPI, P.; SCHMITT, M.; SEITLER, E.; WALDNER, P.; THÖNI, L., 2019: Total deposition of nitrogen in Swiss forests: Comparison of assessment methods and evaluation of changes over two de-

- ca. Atmos. Environ. 198: 335–350, doi: 10.1016/j.atmosenv.2018.10.051
- ULRICH, B.; MAYER, R.; KHANNA, P.K., 1979: Ökosystemare Wirkungsketten beim Wald- und Baumsterben. Schriftenr. For. Fakultät Univ. Göttingen. 279 p.
- ULRICH, B.; SUMNER, M.E., 1991: Soil Acidity. Berlin Heidelberg, Springer.
- UNECE. 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends, Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP), 251 p.
- UNECE, 2014: Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources, Executive Body (EB) for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention). ECE/EB.AIR/120, Geneva.
- WALDNER, P.; BRAUN, S.; RIHM, B., 2019: Nitrate leaching risk mapping (NitLeach II). Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL; Witterswil, Inst. für Angew. Pflanzenbiologie; Bern, Meteotest AG. 45 p.
- WALDNER, P.; MARCHETTO, A.; THIMONIER, A.; SCHMITT, M.; ROGORA, M.; GRANKE, O.; MUES, V.; HANSEN, K. *et al.* 2014: Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. Atmos. Environ. 95: 363–374. doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.06.054
- WALDNER, P.; SCHMITT, M.; SCHAUB, M.; GRAF PANNATIER, E.; THIMONIER, A., 2009: Stickstoffeintrag und Ozonbelastung im Schweizer Wald aus der Sicht der Langfristigen Waldökosystem-Forschung. Langzeitforschung für eine nachhaltige Waldnutzung. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. 113–124.

Abstract

Atmospheric deposition of nitrogen to Swiss forests and nitrate leaching from forest soils

Nitrogen (N) depositions from the atmosphere have verifiably decreased since the mid-1990s. A closer look at the different regions of Switzerland shows that the regional differences depend on the topographical location and the proximity to ammonia sources. Thus, it is important to know on a regional basis whether N in the form of nitrate is increasingly being leached from forest soils, as this is an indicator of N saturation. It has been shown that nitrate leaching is high where N deposition is high. If N deposition remains constant, it can therefore be assumed that a large proportion of forest areas will continue to accumulate N and the risk of increased nitrate leaching will increase. If N deposition decreases, then the risk of increased nitrate leaching would decrease on long-term.

Keywords: ammonium, climate change, deposition, eutrophication, forest soils, leaching, nitrate



Diese Publikation ist Open Access und alle Texte und Fotos, bei denen nichts anderes angegeben ist, unterliegen der Creative-Commons-Lizenz CC BY 4.0. Sie dürfen unter Angabe der Quelle frei vervielfältigt, verbreitet und verändert werden.