

Schlussbericht des Projektes

Nitrate leaching risk mapping (NitLeach II)

*Kartierung des Risikos von erhöhtem Nitrataustrag
im Forschungsprogramm Wald und Klimawandel*

Peter Waldner, Sabine Braun, Beat Rihm



2019



Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft
WSL, Birmensdorf



Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Witterswil

Meteotest AG, Bern

Autoren

Peter Waldner¹, Sabine Braun², Beat Rihm³

¹ IAP, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie AG, Benkenstrasse 254a, 4108 Witterswil

² WSL, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

³ Meteotest AG, Fabrikstrasse 14, 3012 Bern

Ein Projekt-Schlussbericht aus dem Forschungsprogramm «Wald und Klimawandel» von BAFU und WSL

(www.wsl.ch/wald_klima)

Projektlaufzeit: 2011 bis 2018.

Zitierung

Waldner, P.; Braun, S.; Rihm, B.; 2019. Schlussbericht des Projekts ‚Nitrate leaching risks mapping‘ (NitLeach II). Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL; Witterswil, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie; Bern, Meteotest, 46 S.

Im pdf-Format zu beziehen über www.wsl.ch/wald_klima

Dank

Dieses Projekt wurde in einer Zusammenarbeit mit Partnern verschiedener Institutionen durchgeführt, unter anderem Sabine Braun (IAP, Witterswil), Elisabeth Graf Pannatier, Lorenz Walthert, Anne Thimonier (WSL, Birmensdorf), Reto Meuli, Anna Hug (Agroscope ART, Reckenholz), Daniel Kurz (EKG Geoscience, Bern), Stephan Raspe und Max Daenner (LWF Bayern, Freising) und Beat Rihm (Meteotest, Bern) sowie weiterer Experten des Internationalen Kooperationsprogramms zur Beurteilung und Beobachtung der Auswirkungen der weitreichenden, grenzüberschreitenden Luftbelastung auf den Wald (ICP Forests). Die Studie stützt sich auf Daten von 38 Untersuchungsflächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung, durchgeführt vom IAP, und von 6 Flächen der Langfristigen Waldökosystem-Forschung (LWF, Level II des ICP Forests). Zusätzlich verwendet wurden weitere Daten des Internationalen Kooperations-Programm über die Überwachung und Beurteilung der Auswirkung der weitreichenden, grenzüberschreitenden Luftbelastung auf den Wald ICP Forests (UNECE, Collaborative Database www.icp-forests.net). Im Einzelnen wurden Daten von 1 Fläche in Frankreich (ONF, Office National de Forêt, Fontainebleau) 2 Flächen in Flandern (INBO, Research Institute for Nature and Forests, Brussels, Belgium), 4 Flächen in Brandenburg (Landesbetrieb Forst, Potsdam), 6 Flächen in Bayern (Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft), 5 Flächen in Nordrhein-Westfalen (Landesamt, Recklinghausen), 3 Flächen in Mecklenburg-Vorpommern (Landesforst, Malchin), 5 Flächen in Sachsen (Staatsministerium, Dresden), 3 Flächen in Thüringen (Thüringenforst, Erfurt), 5 Flächen in Italien (CONECOFOR, Corpo Forestale, Roma) und 1 Fläche in Irland (University College, Dublin) verwendet. Diese Datensammlung wurde unter anderem auch von der Europäischen Kommission mitfinanziert. Für die ICP Forests Flächen wurden im Rahmen dieser unter anderem auch Datensätze verwendet, die bereits in einer Zusammenarbeit der Mitglieder der ICP Forests Expert Panels vervollständigt und bereinigt wurden, insbesondere für die Wachstumsdaten (Georg Kindermann und andere), die Blattspiegelwerte (Pasi Rautio und andere), die Bodendaten (Nathalie Cools und andere), die Bodenlösungsdaten (Elisabeth Graf Pannatier und James Johnson und andere) und die Depositionsdaten (Peter Waldner und andere). Modellierete Depositionswerte und interpolierte Klimadaten für die Schweizer Flächen wurden von Meteotest (Beat Rihm, Jan Remund) erstellt. Weiter verdanken wir den E-Obs Datensatz des EU-FP6 Projekts ENSEMBLES (<http://ensembles-eu.metoffice.com>) und den Datenlieferanten des ECA&D Projekts (<http://www.ecad.eu>) und für meteorologische Messungen von MeteoSchweiz, die für die Lückenfüllungen verwendet worden sind. Die Probenahmen und Aufarbeitung der Proben der Flächen der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) wurden durch verschiedene NABO Mitarbeiter durchgeführt. Die hier gezeigten Analysen dieser Proben wurden im WSL Zentrallabor durchgeführt. Anna Wunderli und Anita Nussbaumer haben ergänzende Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Die Bodenlösungsuntersuchungen in den Walddauerbeobachtungsflächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms wurde vom BAFU im Rahmen eines gesonderten Projektes (Untersuchung der Bodenlösung in sensitiven und weniger sensitiven Waldstandorten) sowie von den Kantonen AG, BE, BL, BS, SO, TG, ZH und ZG finanziert. Die verwendeten NAQUA-Daten zum Grundwasser wurden vom BAFU (R. Kozel, M. Reinhardt) zur Verfügung gestellt. Weiter gilt unser Dank auch der Programmleitung.

Inhalt

Zusammenfassung	5
Summary	6
Glossar und Abkürzungen	7
1 Einleitung	8
2 Material und Methoden	10
2.1 Bestimmung des N-Austrags für die IAP, LWF und ICP-Forests Flächen	11
2.2 Beziehung zwischen N-Auswaschung und erklärenden Messgrößen für IAP-, LWF- und ICP Forests-Flächen	12
2.3 Beziehungen von zu kartierten Variablen.....	16
2.4 Kartierung des Risikos erhöhter N-Austräge und Szenarienanalyse	19
2.5 Validation in Grundwassereinzugsgebieten	20
3 Ergebnisse	21
3.1 N-Austrag aus Untersuchungsflächen	21
3.2 Beziehung zwischen N-Austrag und Messgrößen	21
3.3 Kartierung des N-Austragsrisikos und Szenarienanalysen	31
3.4 Validation der Kartierung.....	33
4 Diskussion	36
5 Schlussfolgerungen	40
6 Literatur	42

Zusammenfassung

Auswaschung von Stickstoff (N) aus Waldflächen mit dem Sickerwasser ist in der Schweiz unter anderem im Zusammenhang mit der Gewinnung von Trinkwasser aus Grundwasservorkommen relevant. In diesem Projekt wurde der Zusammenhang zwischen der N-Auswaschung und Indikatoren für die Stickstoffsättigung anhand von Messungen auf 70 Waldflächen in der Schweiz, Deutschland, Frankreich, Belgien Italien und Irland statistisch untersucht. Wichtigste erklärende Variable war der Stickstoffeintrag, der entweder als Fracht in der Kronentraufe oder als modellierte Gesamtfracht einbezogen wurde. Ebenfalls signifikant, als erklärende Variablen jedoch weniger wichtig, waren der N-Status der Bäume (N-Konzentration in Blättern/Nadeln), der Niederschlag und der Deckungsgrad der Strauchschicht (inklusive Verjüngung Waldbaumarten). In direkten Vergleichen von Fichten- (Rottannen) und Buchenbeständen am selben Standort bestätigte sich auch für die Schweiz, dass Fichtenbestände höhere N-Auswaschungsraten aufweisen als Buchenbestände. Die N-Austräge wiesen eine hohe zeitliche Variabilität auf, die teilweise durch Holznutzung/Mortalität, teilweise durch Niederschlag erklärt werden konnte.

Zur Erstellung einer Übersichtskarte mit einer generellen Einschätzung der Wahrscheinlichkeit erhöhter N-Austräge wurde der Zusammenhang zu schweizweit kartierten Variablen untersucht. Als erklärende Variablen wurden die N-Deposition, die Gründigkeit und die Vernässung des Bodens aus der Bodeneignungskarte verwendet. Die N-Auswaschung reflektiert einerseits das Muster der N-Deposition: so wurden im Mittelland und in Teilen des Juras höhere N-Austragswerte geschätzt. Andererseits kommen in der Karte auch einzelne das Austragsrisiko beeinflussende Standortfaktoren zum Ausdruck, beispielsweise die tendenziell geringeren Bodenmächtigkeiten in Teilen des Juras. Diese auf der Karte abgebildete generelle Einschätzung weist jedoch eine grosse Unsicherheit auf. Auf kleinerer Skala kann diese Unsicherheit mit dem Einbezug von weiteren Parametern in die Kartierung (Strauchschicht, Verjüngung, Nährstoffversorgung der Blätter) vermindert werden.

Um in Gebieten mit hoher Wahrscheinlichkeit erhöhter N-Austräge das Risiko zu vermindern, ist im Sinne des Verursacherprinzips die Reduktion der N-Deposition mit entsprechenden Luftreinemassnahmen angezeigt. Bei der Waldbewirtschaftung kann die Wahrscheinlichkeit erhöhter N-Austräge mit geeigneten Holzerntemethoden und günstiger Baumartenwahl ebenfalls etwas reduziert werden. Die dazu bereits bestehenden Empfehlungen wurden durch die Ergebnisse dieser Studie bestätigt.

Summary

In Switzerland, the leaching of nitrogen (N) percolating from forested areas into ground water bodies that are used as drinking water resources is a relevant water quality aspect. This study investigated the relation between N leaching and N saturation indicators based on about 70 intensively monitored forests plots in Switzerland, Germany, France, Belgium, Italy and Ireland. The most important predictor was N deposition, included either as throughfall load or as modelled total deposition. Further significant explaining variables were the N status of the stand, precipitation and shrub cover (including tree species), but they were less important. A direct comparison confirmed for Switzerland that N leaching of Norway spruce stands is higher than that of beech stands at the same site. The annual N leaching fluxes showed a high inter-annual variability which was partially related to mortality and tree cuts on the one hand and to precipitation on the other hand.

Relationships between N leaching and countrywide mapped variables were investigated and an overview map showing a general assessment of the risk for elevated N leaching was produced. Besides N deposition also depth and wetness of the soil (taken from the Swiss soil aptitude map) were used as explaining variables. On the one hand, the map reflects the N deposition patterns. Relative high N leaching values were estimated for parts of the Central Plateau and the Jura region. On the other hand, the site vulnerability appears on the map. The elaborated model estimation includes a quite high uncertainty. On smaller scales, a reduction of the uncertainty could be achieved by including further parameters (e.g. stand properties, regeneration, foliar nutrition status) into the mapping procedures.

The most consequent measure to reduce the risk of N leaching in regions with a high probability of elevated N leaching is a reduction of N deposition through appropriate emission control procedures. Forest management can contribute to the risk reduction with adequate harvesting procedures and the selection of tree species. The related already communicated recommendation could be confirmed.

Glossar und Abkürzungen

Glossar ausgewählter Abkürzungen und Symbole (siehe auch Tabelle 3, Tabelle 5, Tabelle 8 und Tabelle 9):

at	Lufttemperatur
C	Kohlenstoff
c40	org. Kohlenstoff in obersten 40 cm Mineralboden
cf	Nadelbaumanteil
CHB	Standorte mit Bodenprofilen in Waldböden in der Schweiz
cover shrub	Deckungsgrad Strauchschicht
E-Obs	Interpolierte meteorologische Daten des EU-FP6 Projekts ENSEMBLES.
fo01 N	N-Konzentration in Blättern/diesjährigen Nadeln
IAP	Interkantonale Walddauerbeobachtung durchgeführt durch das Institut für Angewandte Pflanzenbiologie
ICP	Internationales Kooperationsprogramm zur Beurteilung und Beobachtung der Auswirkung der weitreichenden, grenzüberschreitenden Luftbelastung auf den Wald (ICP Forests)
LWF	Langfristige Waldökosystem-Forschung durchgeführt durch die WSL
N	Stickstoff
NABO	Nationale Bodenbeobachtung der Schweiz
NAQUA	Nationale Grundwasserbeobachtung der Schweiz
N _{LE}	N-Auswaschung (leaching)
P	Phosphor
ph40	pH (CaCl ₂) in den obersten 40 cm Mineralboden
pr	Niederschlag
so01cn	Verhältnis Kohlenstoff zu Stickstoff in obersten 10 cm Mineralboden
UNECE	Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen
ICP Forests	Internationales Kooperationsprogramm zur Beurteilung und Beobachtung der Auswirkung der weitreichenden, grenzüberschreitenden Luftbelastung auf den Wald
CLRTAP	Konvention über die weitreichende, grenzüberschreitende Luftbelastung (Convention on Long-range transboundary air pollution, Genf, 1979), heute oft als ‚Air Convention‘ bezeichnet.

1 Einleitung

In der Schweiz wird rund 80% des Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen (Hartmann et al. 2003; Freiburghaus 2012). Die Wasserqualität verschiedener Grundwasservorkommen ist vor allem im Mittelland durch hohe Nitratwerte beeinträchtigt. Gemäss BAFU (2009) geht dies vor allem auf Einträge aus der Landwirtschaft zurück. Demgegenüber ist der Austrag von Stickstoff (N) aus Wäldern in das Grund- oder Oberflächengewässer meist vergleichsweise gering. Die Zunahme der Einträge aus der Atmosphäre (Deposition) seit den 1960er Jahren führte jedoch zur Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff (Rihm und Achermann 2016), was zu einer zunehmenden Stickstoffsättigung der Wälder und in der Folge zu höherer N-Auswaschung führen kann (Aber et al. 1998). Zur Beurteilung der erhöhten N-Einträge wird im Rahmen der UNECE Air Convention das Konzept der Critical Loads (kritische Eintragsraten) angewandt. Critical Loads Berechnungen werden oft anhand einer einfachen steady-state Massen-Bilanz Methode durchgeführt (Rihm und Achermann 2016), wie vom Internationalen Kooperationsprogramm über Modellierung und Kartierung von Critical Levels and Loads (International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Levels and Loads and Air Pollution Effects, Risks and Trends, ICP M&M) empfohlen (UNECE 2004).

Bei dieser statischen Betrachtung wird von einem langfristigen Gleichgewicht zwischen Einträgen (Deposition) und Austrägen (Fixierung, Denitrifikation, Holznutzung und N-Auswaschung) ausgegangen. Die kritische Eintragsrate ist die Menge pro Jahr, bei deren Überschreitung langfristig mit Schäden für Struktur und Funktion der Wälder zu rechnen ist. Dabei wird nicht berücksichtigt, ob die Ökosysteme bereits ein Gleichgewicht erreicht haben oder ob sie nach wie vor N akkumulieren und der Stickstoffsättigungsgrad sich verändert. Die aktuellen Nährstoffvorräte und der aktuelle N-Sättigungsgrad der Waldflächen werden in den Berechnungen auch nicht berücksichtigt.

Gundersen (1998) fand, dass sich die N-Auswaschung anhand von Stickstoff-Sättigungsindikatoren, wie beispielsweise dem Verhältnis der Konzentrationen von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N) in der Humusaufgabe, empirisch abschätzen lasse. Als weitere mögliche erklärende Messgrössen erwähnt werden beispielsweise die Humusform, die Blattspiegelwerte (Göttlein 2016) oder die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation (N Zeigerwerte, Landolt 1977).

Weiter zeigten Untersuchungen im Ausland (Hegg et al. 2004), dass die Baumartenwahl und eine Holznutzung einen Einfluss auf die N-Auswaschung haben können. Aus diesen Untersuchungen werden auch für die Schweiz Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung beispielsweise in Gewässerschutzzonen abgeleitet (Brändli 2010). Diese Untersuchungen fanden jedoch teilweise auf geologischem Untergrund oder auf Böden statt, welche in der Schweiz kaum vorkommen.

Die N-Auswaschung wird in der Schweiz auf mehreren Dutzend (LWF: Graf Pannatier et al. 2011; IAP: Braun 2013) und in Europa auf rund hundert Waldflächen (ICP Forests: Johnson et al. 2018) seit mehreren Jahren mittels regelmässiger Beprobung und Analyse des Bodenwassers langfristig untersucht. Auf diesen Flächen werden auch erklärende Grössen, wie beispielsweise Stickstoffsättigungsindikatoren, bestimmt. Ein Teil der Stickstoffsättigungsindikatoren ist in der Schweiz auch bei Hunderten weiteren Standorten (Bodenprofile) bestimmt worden (Walthert et al. 2004).

In diesem Projekt wurde untersucht, inwieweit das N-Austragsrisiko aus den Schweizer Wäldern anhand von Stickstoffsättigungsindikatoren abgeschätzt bzw. eingegrenzt werden kann und wie sich diese Abschätzungen zur Erstellung von Karten auf die ganze Schweiz extrapolieren lassen. Im Besonderen wurden folgende Fragen untersucht:

1. Lassen sich die in der Literatur berichteten Zusammenhänge zwischen N-Auswaschung und Stickstoffsättigungsindikatoren für die Schweiz bestätigen?
2. Können auch die Aussagen in der Literatur über die Einflüsse der Baumart und der Holznutzung auf die N-Auswaschung für die Schweiz bestätigt werden?
3. Wie gut kann die auf den Untersuchungsstandorten bestimmte N-Auswaschung in die Fläche extrapoliert und kartiert werden?
 - a) direkt mit Beziehungen zu kartierten Variablen, die mit der N-Auswaschung korreliert sind
 - b) indirekt mit Beziehungen zwischen N-Auswaschung zu Sättigungsindikatoren und Beziehungen dieser Sättigungsindikatoren zu kartierten Variablen.
4. Wie könnte sich die N-Auswaschung in Zukunft verändern:
 - a) bei gleichbleibenden Umweltbedingungen (z.B. durch N-Akkumulation)
 - b) infolge der Veränderung des N-Eintrags oder des Klimas

2 Material und Methoden

Zur Bearbeitung der Fragen wurden Daten mehrerer Messnetze miteinander kombiniert und ausgewertet. Die Messnetze weisen eine unterschiedliche Anzahl Standorte und Messgrößen auf (Tabelle 1).

Tabelle 1: Schematischer Überblick über Messnetze und Parameter.

Messnetze	IAP	LWF	ICP- Forests	NABO	Boden- profile	Karten	NAQUA
Anzahl Standorte	29	6	39	7	453	-	61
<i>Größen</i>							
N-Auswaschung	z	z	z				
N-Eintrag	m	z/x	z		m	m	m
Sättigungsindikatoren (erklärende Messgrößen)	z ¹	z/x	z/x	-/z	-/x		
Kartierte Variablen N im Grundwasser	x	x			x	x	X

Legende: x=Messwert/Mittelwert/Erhebung, z=Zeitreihe, m=modelliert/räumlich interpoliert, ¹) zusätzliche 7 IAP und 5 ICP Flächen ohne Angaben zur Deckungsschicht der Strauchschicht im gewählten Modell nicht einbezogen.

Es wurden verschiedene Fragestellungen bearbeitet, die einen jeweils unterschiedlichen Auswertungsansatz benötigten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Fragestellungen dieses Berichtes und zugeordnete Datenstruktur. N_{LE}: N-Austrag (leaching)

Fragestellung	Datenstruktur	Datenset	Analyse	Anzahl	
				Flächen	Beob- achtungen
Räumliche Variation N _{LE}	Mittelwert pro Standort	IAP/LWF/ICP	lineare Regression	72	
Zeitliche Variation N _{LE}	Einzelwerte pro Jahr und Standort	IAP/LWF	gemischte Regression	44	588
Erklärende Variablen für Kartierung N _{LE}	Einzelwerte pro Jahr und Standort	IAP/LWF	gemischte Regression	40	236
<i>Fichte/Buche</i>	<i>Mittelwerte pro Baumart und Standort</i>	<i>IAP, Literatur</i>	<i>Darstellung</i>	8	14
<i>Zeitliche Variation C/N-Boden</i>	<i>Einzelwerte alle 5 Jahre pro Standort</i>	<i>NABO</i>	<i>Darstellung</i>	7	35
<i>Erklärende Variablen für Kartierung C/N-Boden</i>	<i>Einmalige Aufnahme pro Standort</i>	<i>CH-Böden</i>	<i>Lineare Regression</i>	453	

Legende: N_{LE}=N-Austrag (leaching); *kursiv=für Karte nicht direkt verwendete Auswertungen*; gerade=für Karte verwendet.

Die Analyse der räumlichen Variation mit Standortsmittelwerten erlaubt, die wichtigsten Prädiktoren zu identifizieren. Bei der zeitlichen Variation geht es darum, klimatische Einflüsse zu verstehen, im Hinblick auf eine Anwendung in Klimamodellen. Gleichzeitig kann auch die Bedeutung forstlicher Eingriffe oder von abgestorbenen Bäumen angeschaut werden.

Der spezifische Baumarteneinfluss von Fichten (Rottanne, *Picea abies* L. H. KARST) im Vergleich zu Buchen (*Fagus sylvatica* L.) konnte an Standorten mit beiden Baumarten untersucht werden. An weiteren Standorten wurde geprüft, ob eine indirekte Beziehung zu kartierten Variablen über Sättigungsindikatoren wie das C/N-Verhältnis im Boden bessere Ergebnisse liefert als eine direkte Beziehung zwischen N-Auswaschung und kartierten Variablen an den Standorten mit N_{LE} Messung.

2.1 Bestimmung des N-Austrags für die IAP-, LWF- und ICP Forests-Flächen

Der N-Austrag aus Waldflächen wurde durch Multiplikation von gemessenen Konzentrationen von Ammonium und Nitrat in der Bodenlösung mit modellierten Sickerwasserflüssen bestimmt.

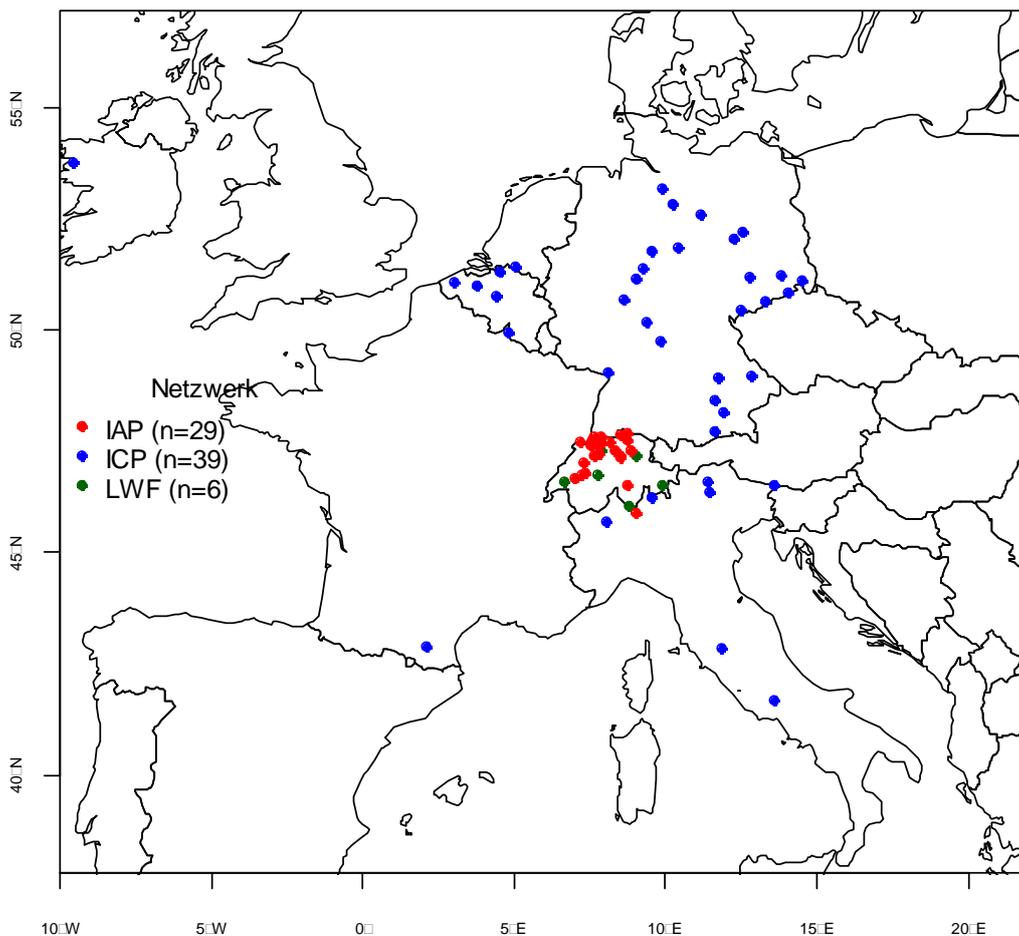


Abbildung 1: Karte der verwendeten Untersuchungsflächen der Interkantonalen Dauerbeobachtung (IAP), der Langfristigen Waldökosystem-Forschung (LWF) und von ICP Forests.

Es wurden Messdaten der Flächen des IAP, der LWF und des ICP Forests Level II Messnetzes verwendet. Auf diesen Flächen wird unter anderem das Bodenwasser mit Null- oder Unterdrucklysimetern 2-wöchentlich bis monatlich beprobt und chemisch analysiert (ICP Forests 2010). Die täglichen Sickerwasserflüsse wurden mit den Wasserhaushaltsmodellen Coupmodel (Christiansen et al. 2006), WaSimETH (Schulla und Jasper 2007) und LWF-Brook90 (Hammel und Kennel 2001) bestimmt (Daenner und Raspe 2015) und für die Sammelperioden der Bodenwasserprobenahmen summiert. Für Flächen in Flandern (Belgien) wurden die Sickerwasserflüsse pro Sammelperiode wie in Verstraeten et al. (2017) beschrieben mit der Natrium-Tracermethode bestimmt.

Der Austrag an anorganischem Stickstoff (N-Austrag) wurde pro Sammelperiode bestimmt. Dazu wurden pro Sammelperiode die Konzentrationen des Nitrat- und Ammonium-Stickstoffs im Bodenwasser mit dem Sickerwasserfluss in der Tiefe des tiefsten Lysimeters multipliziert und anschliessend zu Jahreswerten summiert.

Vor der Bildung von Standortmittelwerten über mehrere Jahre wurde mit einem Shapiro-Test geprüft, ob die N-Austragswerte normal- oder log-normalverteilt sind. Als Log-Transformation der Variable x zu x' wurde

$$x' = \ln(x+a)$$

verwendet, wobei $a=0.01 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine Konstante ist, die addiert wurde, um Standorte mit N-Austrag=0 einbeziehen zu können.

2.2 Beziehung zwischen N-Auswaschung und erklärenden Messgrößen für IAP-, LWF- und ICP Forests-Flächen

Als erklärende Variablen für den N-Austrag auf diesen Flächen wurden die N Deposition (Bestandes- oder Gesamtdeposition), das C/N Verhältnis der organischen Auflage und der obersten 10 cm des Mineralbodens, der pH-Wert (CaCl_2) und der Gehalt an organischem Kohlenstoff in den obersten 40 cm, Bestandesaltersklassen, die Basalfläche¹ der Baumstämme auf 1.3 m über Boden, die Bestandesdichte¹, der Laubholzanteil der Bäume, der N-Status besonnener Blätter oder Nadeln des aktuellen Nadeljahrgangs der Hauptbaumart(en), der Denitrifikationsfaktor, die Lufttemperatur und der Niederschlag sowie der Anteil absterbender Bäume und der Deckungsgrad der Strauchschicht zusammengestellt (Tabelle 3) und in unterschiedlicher Konstellation in statistische Analysen einbezogen.

¹Die Kluppschwellen der Messnetze/Länder unterschieden sich, lagen jeweils zwischen 5 und 12 cm.

Tabelle 3: Beschreibung der Variablen.

Variable	Erläuterung	Einheit	Quelle		
			ICP ¹	LWF	IAP
Country	Land		ICP Forests codes		=50
Plot	Flächen-Nr..		c.f. icp-forest.net		>1000
Longitude	bzw. X-Koordinate		° (ohne ")	m	m
Latitude	bzw. Y-Koordinate				
Altitude	Höhe über Meer (ca.)	m			
ss_qn_min=N _{LE} *	N-Austrag unterster Lysimeter	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	SS (Johnson et al. 2018),	LWF	IAP
ss_quantity*	Sickerwasserfluss unterster Lysimeter	L/m ²	LWF-Brook90 (Daenner und Raspe 2015)	Coup	Wasim-ETH
tf_qn_min=TFN*	Eintrag anorganischer Stickstoff mit Bestandesniederschlag	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	DP (ADPDB.LII.20	LWF (Thimonier et al. 2005)	-
tf_quantity*	Bestandesniederschlag	L/m ²	13.0, Waldner et al. 2014)		-
TDNmod	Modellierte Gesamtdeposition 2007	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	-	(Rihm und Achermann 2016)	
code_humus	Humustyp				
sof_cn	C/N Verhältnis organische Auflage	kg C / kg N			
so01_cn	C/N Verhältnis oberste 10 cm Mineralboden	kg C / kg N			
c40	Organischer Kohlenstoff in obersten 40 cm Mineralboden	t C ha ⁻¹			
ph40	pH (CaCl ₂) in obersten 40 cm Mineralboden	-log ₁₀ (mol/L)			
species_group1	Baumartengruppe gemäss Waldner et al. 2015		GR		
basal_area**	Basalfläche (Querschnittfläche der Baumstämme auf 1.3 m Höhe über Boden)	m ² ha ⁻¹			
tree_density**	Bestandesdichte	Bäume ha ⁻¹			
r_thinmort**	Mittlerer jährlicher Anteil der Basalfläche der genutzten oder abgestorbenen Bäumen	m ² m ⁻²			-
stand age	Geschätztes Bestandesalter oder 120 Jahre bei älteren Beständen	years	SI	(Cherubini pers. comm.)	IAP
conifer_ratio	Anteil der Nadelbäume		CC		
r_died=d*	Anteil jährlich genutzter oder abgestorbener Bäume				
fo0_n	Stickstoffkonzentration in Blättern oder Nadeln des aktuellen Jahrgangs, Äste aus dem oberen Drittel der Baumkronen von 5 Bäumen der Hauptbaumart	mg/kg	FO		
Nstatus	N Konzentration fo0_n im Vergleich zu empirischen Wertebereichen von (Göttlein 2016)	0=tief bis optimal 1=hoch bis Überfluss	FO, Wertebereiche gemäss Göttlein (2016) für Baumartengruppen gemäss (Stefan et al. 1997)		
pstatus	Dito für Phosphor				
npstatus	Dito für Verhältnis N zu P				
Cover_shrub	Deckungsgrad Strauchschicht	%	GV bzw. Vegetationsaufnahmen		
Fde	Denitrifikationskonstante	0 to 1	-	(Rihm und Achermann 2016)	
at_f*	Lufttemperatur (ausserhalb des Bestandes)	°C	MM	MM	
pr_f*	Niederschlag (ausserhalb des Bestandes)	mm	MM	MM	
at_e*	Lufttemperatur, räumlich interpoliert	°C	E-Obs (Haylock et al. 2008)		
pr_e*	Niederschlag, räumlich interpoliert	mm			
LTEMP	Lufttemperatur, räumlich interpoliert	°C		Meteotest (Braun et al. 2017)	
REGEN	Niederschlag, räumlich interpoliert	mm			

Legend: 1) ICP Forests Erhebungen (ICP Forests 2010), SI: System-Installation, SS: Bodenwasser, DP: Deposition, AFSDB.LII.2.1: aggregierte Bodenzustandsdatenbank für Level II Flächen (Cools et al. 2014), GR: Wachstumsinventur, CC: Kronenzustandserhebung, FO: Blattbeprobung, MM: Meteorol. Messungen, GV: Vegetationsaufnahme, E-Obs: Interpoliert von europäischen Wetterstationen auf dem 0.25° x 0.25° Raster. Zeitliche Auflösung *) Jahreswerte, **) 5-Jahreswerte.

Es lagen nicht alle verwendeten erklärenden Messgrößen für alle Untersuchungsflächen vor. Insbesondere beim Stickstoffeintrag (N-Eintrag) lagen für die IAP Flächen nur die modellierte Gesamtdeposition und für die ICP Forests Flächen nur der Bestandesniederschlag vor. Um trotzdem möglichst viele Flächen einbeziehen zu können, wurde beide Eintragstypen verwendet und der Unterschied zwischen denselben mit einer binären Variable (0=Bestandesniederschlag, 1=Gesamtdeposition) in die Regression miteinbezogen.

2.2.1 Zeitliche Variationen der N-Auswaschung

Die teils langen Messreihen auf den einzelnen Untersuchungsflächen (IAP, LWF und ICP Forests Flächen) ermöglichten es, den Einfluss der Witterung und von Holzschlag oder Mortalität auf den zeitlichen Verlauf des N-Austrags zu untersuchen. Dazu wurden Jahreswerte verwendet. Die in die Auswertung einbezogenen Prädiktoren sind in Tabelle 4 aufgelistet. Zum Teil sind sie zusätzlich zu den Prädiktoren in Tabelle 3 und Tabelle 5, zum Teil tragen sie wegen der Vermengung verschiedener Datensätze andere Bezeichnungen.

Tabelle 4: In die zeitliche Auswertung einbezogene Prädiktoren

Bezeichnung	Beschreibung	Einheit	Quelle
NDEP	Stickstoffdeposition: für IAP-Flächen mit modelliertem zeitlichem Verlauf, für LWF-Flächen Modelljahr 2007 (Rihm und Achermann 2016)	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Meteotest
VERNAESBEOB	Beobachtete Vernässung am Bodenprofil	Stufen	IAP, LWF
ANADEL	effektiver Anteil Nadelholz gemäss Inventur	relativ	IAP, LWF
AUSGEFREL	Anteil abgestorbener/gefällter Bäume im laufenden Jahr	relativ	IAP, LWF
L1AUSGEF	dito für ein Jahr zuvor	relativ	IAP, LWF
L2AUSGEF	dito für zwei Jahre zuvor	relativ	IAP, LWF
L3AUSGEF	dito für drei Jahre zuvor	relativ	IAP, LWF
L4AUSGEF	dito für vier Jahre zuvor	relativ	IAP, LWF
GRUNDIGKEIT	Durchwurzelbare Bodentiefe (kodierte)	Code Tabelle 6	BEK
WASSERSPEICH	Speicherkapazität für pflanzenverfügbares Wasser (Saugspannung pF 2 bis pF 3, i. e. 0.1 bis 1 bar) im Wurzelraum (kodierte)	Code Tabelle 6	BEK
NAHRSTOFF	Nährstoffspeichervermögen von Kationen im durchwurzelten Boden (mmol _c cm ⁻²) (kodierte)	Code Tabelle 6	BEK
SKELETT	Volumenanteil Skelettgehalt im Oberboden (50 cm Tiefe) (kodierte)	Code Tabelle 6	BEK
REGEN	Jahressumme Niederschlag (Interpolation Meteotest Braun et al. 2017)	mm	Meteotest
LREGEN	Regen Vorjahr	mm	Meteotest
LTEMP	Jahresmittel Temperatur (Interpolation Meteotest Braun et al. 2017)	°C	Meteotest
LLTEMP	Jahresmitteltemperatur Vorjahr	°C	Meteotest
ZEIT	Jahr als kontinuierliche Variable	Jahr	
X, Y:	Koordinaten	°	
HOEHE	Meereshöhe	M	

Im Laufe der Auswertung stellte sich heraus, dass die für das vorliegende Projekt zuerst verwendete interpolierten E-Obs Meteodaten z.T. stark von den im IAP-Projekt verwendeten Interpolationen durch Meteotest abwich (Abbildung 2). Die Abweichungen zwischen der Interpolation von Meteotest und der Interpolation von E-Obs sind vor allem beim Niederschlag gross. Eine Analyse einzelner Punkte legte nahe, dass die interpolierten E-Obs Daten weniger plausibel sind. Es wurde deshalb entschieden, diese Auswertung der zeitlichen Variation auf das Schweizer Datensatz zu beschränken und die von Meteotest interpolierten Meteodaten zu verwenden.

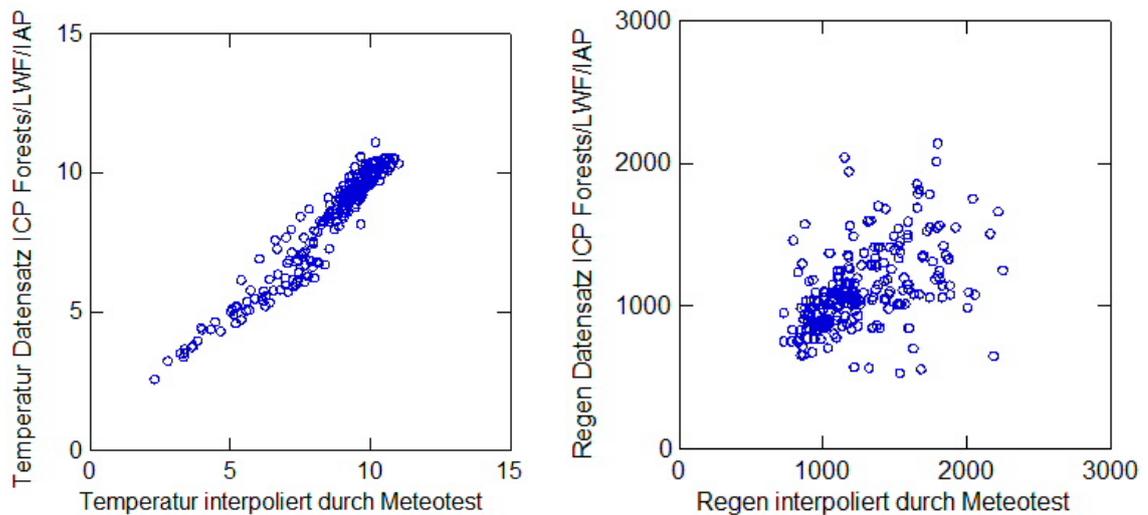


Abbildung 2: Vergleich der aus dem E-Obs Datensatz interpolierten Temperatur- (links, °C) und Niederschlagswerte (rechts, mm/Jahr) mit der räumlich höher aufgelösten Interpolationen durch Meteotest für die IAP-Flächen.

Als abhängige Variable wurde die N-Auswaschung eingesetzt. Diese wurde nach Addition einer Konstante von 1 logtransformiert ($y = \ln(x+1)$). Die Auswertung wurde mit einer gemischten Regression durchgeführt. Als Random-Variablen wurden Standort und Jahr verwendet, wobei sich letzteres als nicht notwendig herausstellte. Die Parameterselektion erfolgte rückwärts, unter Minimierung des Akaike Information Criterion (AIC). Die Residuen wurden auf gleichmässige Verteilung, Normalverteilung sowie räumliche und zeitliche Homogenität geprüft (hier nicht dargestellt).

2.2.2 Einfluss der Baumart auf die N-Auswaschung an Standorten mit Buchen und Fichten

Einige wenige benachbarte Untersuchungsflächen mit ähnlichen Standortbedingungen, aber unterschiedlichen Baumarten (Buchen und Fichten) ermöglichten die Untersuchung des Einflusses der Baumart auf den N-Austrag. Dazu wurden die Standortmittelwerte dieser Standortspaare miteinander verglichen.

2.2.3 Beziehung zwischen Mittelwerten der N-Auswaschung und der erklärenden Messgrößen bei IAP-, LWF- und ICP Forests-Flächen

Die Beziehung zwischen N-Austrag und erklärenden Messgrößen (Tabelle 3) wurde mit einer multivariaten linearen Regression anhand von Standortmittelwerten von IAP-Flächen, von LWF-Flächen (ICP Forests Flächen in der Schweiz, im Folgenden als LWF-Flächen bezeichnet) und von ICP Forests Flächen in Nachbarländern (im Folgenden mit ICP bezeichnet) untersucht.

Mit gut 70 Standorten konnten rund 7 erklärende Messgrößen als Variablen in die Regressionsanalyse einbezogen werden. Grundlage zur Auswahl der Variablen des Ausgangsmodells waren theoretische Überlegungen. Bei der anschliessenden schrittweisen Regressionsanalyse wurden Terme, die zu einer Erhöhung des AIC führten, schrittweise weggelassen. Bei der erhaltenen empirischen Funktion wurden die Residuenplots (Residuen vs. Prädiktoren, Normalverteilung und Tukey-Anscomb-Plot) betrachtet und deren Verteilung geprüft (nicht gezeigt).

2.2.4 Entwicklung der N-Sättigungsindikatoren bei NABO Flächen

Auf oder nahe von einigen LWF-Flächen waren im Rahmen der Nationalen Bodenbeprobung (NABO) seit den 1980er Jahren alle 5 Jahre Beprobungen der obersten 20 cm (organische Auflage und Mineralboden bis 20 cm unterhalb der Oberkante der organischen Auflage) durchgeführt worden (Gubler et al. 2015). Auf einer permanenten Fläche wurden jeweils 20 Einstiche durchgeführt, je 5 Einstiche zu 4 Wiederholungen gemischt und anschliessend chemisch analysiert und insbesondere die Schwermetallgehalte bestimmt. In diesem Projekt konnte in vorliegenden Archiv-Proben die Konzentration von Kohlenstoff und Stickstoff bestimmt werden, um die Veränderung des Verhältnisses von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N) zwischen den Probenahmen zu untersuchen.

2.3 Beziehungen der N-Auswaschung zu kartierten Variablen

Für eine Extrapolation auf die ganze Schweiz wurden Beziehungen zu kartierten Variablen untersucht. Die verwendeten für die ganze Schweiz kartierten Grössen (Tabelle 5) wurden für die Untersuchungsstandorte aus folgenden Karten herausgelesen:

- Digitalisierte Bodeneignungskarte 1:200'000 (Frei et al. 1980) (BFS GEOSTAT/BUWAL, Datenstand 7.9.1992) (Tabelle 5).
- Karte der Stickstoffdeposition mit Auflösung 0.1 x 0.1 km, modelliert mit einem kombinierten Modell für das Referenzjahr 2007 (BAFU/Meteotest, Stand 24.11.2011, Rihm und Achermann, 2016)
- Waldmischungsgrad Schweiz 100 x 100 m (WMG100, GEOSTAT 2001). Die Klassen der Karte wurden auf den Laubholzanteil auf den Untersuchungsflächen angewandt.
- Niederschlag und Temperatur 100 x 100 m räumlich interpoliert von Meteotest (Braun et al. 2017).

Tabelle 5: Verwendete Variablen aus der digitalisierte Bodeneignungskarte 1:200'000 (BEK) (Frei et al. 1980) (BFS GEOSTAT/BUWAL, Datenstand 7.9.1992) und der Karte für die Stickstoffdeposition (BAFU/Meteotest) mit Auflösung 0.1x0.1 km, modelliert mit einem kombinierten

Modell für das Referenzjahr 2007 (Stand 24.11.2011, Rihm und Achermann 2016) und des Waldmischungsgrads (WMG100, GEOSTAT, 2001) (Datenstand 1990).

Parameter	Erläuterung	Einheit	Quelle
Gründigkeit	Durchwurzelbare Bodentiefe (cm), d.h. allgemeine Grob- und Feindurchwurzelung ohne in Klüfte vordringende Wurzeln.	Code Tabelle 6	BEK
Skelett	Skelettgehalt ($\% \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), d.h. Volumenanteil von mineralischen Bodenbestandteilen, die grösser als 2 mm sind (Siebrückstand). Es wurde vorwiegend die obersten 50 cm des Bodenprofils berücksichtigt.	Code Tabelle 6	BEK
Wasserspeicher	Wasserspeicherkapazität (L m^{-2} bzw. mm) für pflanzenverfügbares Wasser (pF 2 bis pF 3) im Boden in der gesamten durchwurzelten Schicht.	Code Tabelle 6	BEK
Nährstoff	Nährstoffspeichervermögen von Kationen im durchwurzelten Boden ($\text{mmol} \cdot \text{cm}^{-2}$)	Code Tabelle 6	BEK
Durchlässigkeit	Wasserdurchlässigkeit (k -Wert cm s^{-1}) an gesättigten Stechzylinderproben im Labor bestimmt anhand von Beziehungen zwischen Durchlässigkeit, Niederschlag und morphologischen Merkmalen im Bodenprofil. Berücksichtigt wurden die obersten 50 cm Boden.	Code Tabelle 6	BEK
Vernässung	Tiefe (cm) des dauernd wassergesättigten Horizontes aufgrund von Vernässung durch Niederschlags-, Hang- oder Grundwasser.	Code Tabelle 6	BEK
NDEP	Gesamtdeposition von Stickstoff	$\text{Kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	BAFU/ Meteotest
Waldtyp	Waldmischungsgrad 1=Nadelwald (Nadelholzanteil >90%) 2=Nadel-Mischwald (Nadelholzanteil 50-90%) 3=Laub-Mischwald (Nadelholzanteil 10-50%) 4=Laubwald (Nadelholzanteil <10%)	Code siehe links	WMG

Tabelle 6: Code-Werte für Gründigkeit, Skelettgehalt, Wasserspeichervermögen, Nährstoffspeichervermögen, Wasserdurchlässigkeit und Vernässung, die in der digitalen Bodeneignungskarte verwendet wurden (BEK, 1:200'000, (Frei et al. 1980) (BFS GEOSTAT/BUWAL, Datenstand 7.9.1992).

Code	Gründigkeit	Skelett	Wasserspeicher	Nährstoff	Durchlässigkeit	Vernässung
1	extrem flach (< 10 cm)	Skelettfrei ($< 5\%$)	extrem gering (< 15 mm)	extrem gering ($< 5 \text{ mmol}_c \text{ cm}^{-2}$)	Undurchlässig* ($< 10^{-6}$)	keine
2	sehr flach (10-30 cm)	Skelettarm (5-10%)	sehr gering (15-30 mm)	sehr gering (5-9 $\text{mmol}_c \text{ cm}^{-2}$)	stark gehemmt (10^{-5})	grundfeucht (> 90 cm)
3	Flach (30-60 cm)	Skeletthaltig (10-20%)	gering (30-45 mm)	gering (10-14 $\text{mmol}_c \text{ cm}^{-2}$)	gehemmt (10^{-4})	schwach grundnass (60-90 cm)
4	mittel (60-90 cm)	Skelettreich (20-50%)	mässig (45-60 mm)	mässig (15-19 $\text{mmol}_c \text{ cm}^{-2}$)	schwach gehemmt (10^{-3})	grundnass (45-60 cm)
5	tief (90-120 cm)	extrem Skelettreich ($> 50\%$)	gut (60-100 mm)	gut (20-29 $\text{mmol}_c \text{ cm}^{-2}$)	normal (10^{-2})	stark grundnass* (< 30 cm)
6	sehr tief (120-150 cm)		sehr gut (> 100 mm)	Sehr gut ($> 30 \text{ mmol}_c \text{ cm}^{-2}$)	übermässig (10^{-1})	
7	extrem tief (> 150 cm)				extrem	

*) im Wald selten, kommt in der digitalen Version der BEK im Wald nicht vor.

2.3.1 Direkte Beziehung zwischen N-Auswaschung und kartierten Variablen für IAP-, LWF- und weitere ICP Forests-Flächen

Die direkte Beziehung zwischen N-Austrag und kartierten Variablen (Tabelle 3) wurde mit einer multivariaten linearen Regression anhand von Standortmittelwerten der IAP- und LWF-Flächen in der Schweiz untersucht. Das Vorgehen war wie oben beschrieben. Für Untersuchung dieser direkten Beziehung lagen insgesamt Daten von 38 IAP- und LWF-Flächen vor.

2.3.2 Beziehung zwischen erklärenden Messgrössen und kartierten Variablen bei Bodenprofil-Standorten

Für eine Untersuchung der indirekten Beziehungen zwischen N-Auswaschung und kartierten Variablen in zwei Schritten, (i) von N-Auswaschung zu erklärenden Messgrössen und (ii) von erklärenden Messgrössen zu kartierten Variablen, standen für beide Schritte mehr Standorte zur Verfügung als für die direkte Beziehung. Der erste Schritt (i) ist oben beschrieben. Für den zweiten Schritt (ii), die Untersuchung der Beziehungen erklärender Messgrössen zu kartierten Variablen, wurden die Daten von 453 Bodenprofilen aus der Schweizer Waldboden-Datenbank der WSL (CHB, Datenauszug 2011, Walthert et al. 2004) (Tabelle 7, Abbildung 3) verwendet. Bei einem Teil dieser Standorte waren zudem im Rahmen des Projekts Waldvegetation Schweiz (Kull und Rösler 1999; Wohlgemuth et al. 2008) Vegetationsaufnahmen durchgeführt worden.

Tabelle 7: Verwendete, an den Standorten der Bodenprofile vor Ort erhobene oder gemessene Variablen.

Variable	Beschreibung	Einheit	Quelle
HFORM	Humusform gemäss CHB (in Anlehnung an Benzler 1982)	Code	CHB
BTYP	Bodentyp gemäss CHB	Code	CHB
Sof_CN	C/N Verhältnis der Auflage (F und H Horizont)		CHB
So01_CN	C/N Verhältnis in 0-10 cm Bodentiefe (ohne Auflage)		CHB
EK72	Waldgesellschaft (ohne Untereinheiten) gemäss Ellenberg-Klötzli (1972)		VEG
NAIS	Waldgesellschaft (ohne Untereinheiten) abgeleitet aus den Kartiereinheiten gemäss Nachhaltigkeit im Schutzwald (NaiS).		CHB

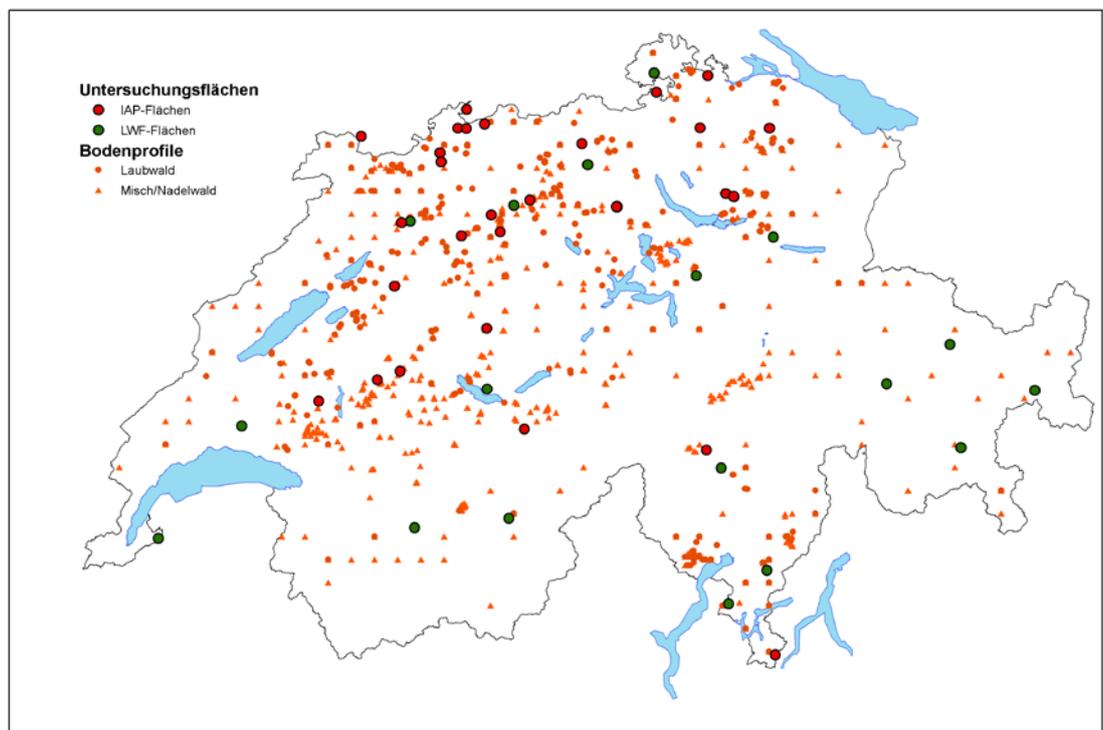


Abbildung 3: Untersuchungsstandorte N-Auswaschung (IAP- und LWF-Flächen) und Standorte mit Bodenprofilerhebungen (CHB, Datenauszug 2011, Walthert et al. 2004).

2.4 Kartierung des Risikos erhöhter N-Austräge und Szenarien-Analyse

2.4.1 Kartierung des Risikos erhöhter N-Austräge

Die gefundenen empirischen Funktionen zur Schätzung des N-Austrags anhand von Messgrössen enthalten Variablen (N-Status, Deckungsgrad Strauchschicht), welche nicht für die ganze Schweiz kartiert vorlagen und für die auch keine Herleitung mittels kartierter Grössen gefunden wurde. Deshalb wurde für die Kartierung eine empirische Funktion (siehe Model K in Kapitel 3.3), die aus der direkten Beziehung des N-Austrags zu kartierten Grössen abgeleitet wurde, verwendet.

Für alle Zellen eines 100 x 100 m Rasters wurden die Variablen aus der Bodeneignungskarte und der N-Eintrag bestimmt. Der N-Eintrag wurde mit dem aktualisierten Depositionsmodell (Aktualisierung August 2018, Rihm und Achermann 2016) für das Bezugsjahr 2005 ermittelt. Der dazu benötigte Waldmischungsgrad stammt aus dem Datensatz WMG100 (GEOSTAT 2001), welcher zu diesem Zweck räumlich um 100 m ausgedehnt wurde, um auch frisch eingewachsene Flächen abzudecken.

Der N-Austrag wurde anschliessend für jene 100 x 100 m Quadrate, welche gemäss Arealstatistik (BFS 2013) Wald enthalten, mit der empirischen Funktion (Modell zur Kartierung) berechnet. Dabei wurde der Gebüschwald weggelassen, da das Modell dort nicht anwendbar ist. Bei Herleitung der Funktion wurden keine Standorte im Gebüschwald miteinbezogen. In der Schweiz wird der Gebüschwald überwiegend durch Alpen- oder Grünerlen (*Alnus viridis*) dominiert. Diese können durch ihre Fähigkeit der N₂-Fixierung den N-Haushalt des Waldes auf eine andere Art und Weise beeinflussen als andere Baumarten (Bühlmann et al. 2013).

Bei der Anwendung der Modellgleichung wurde zudem die obere Grenze des N-Eintrags auf 35 kg N ha⁻¹ a⁻¹ beschränkt, um innerhalb des durch die Inputdaten definierten Gültigkeitsbereichs des Modells zu bleiben. Zusätzlich wurde die Obergrenze der N-Auswaschung ebenfalls auf 35 kg N ha⁻¹ a⁻¹ limitiert.

2.5 Validation der Modellierung mit NAQUA-Daten

Eine Validation der kartierten Modellierung (Modell K) wurde anhand von Standorten der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA mit überwiegend bewaldeten Einzugsgebieten (Waldanteil ≥ 50%) durchgeführt. Zu den Entnahmestellen wurden — auf Grundlage der Hydrogeologischen Karten 1:500'000 der Grundwasservorkommen und der Vulnerabilität (Bitterli et al. 2008; Philipp et al. 2008), der Karsteinzugsgebiete und teilweise auch der geologischen Karte — gutachterlich Einzugsgebiete abgeschätzt.

Für die 0.1 x 0.1 km Rasterzellen in diesen Einzugsgebieten wurden die N-Auswaschung der Karte (Modell K) und der Niederschlag herausgelesen und pro Standort gemittelt. Die Verdunstung wurde aus der Tafel Verdunstung des Hydrologischen Atlas (Lucas Menzel 1999) herausgelesen. Zu dieser mittleren Verdunstung pro Rasterzelle wurde ein Zuschlag von 120 mm für Wald hinzuaddiert (Baumgartner et al. 1983; Rihm 1994). Die N-Konzentration wurde dann bestimmt mit

$$C_{Nle} = N_{le} / ((P - V)(1 - c_{SR}))$$

wobei C_{Nle} die N Konzentration (mg N/L), P der Niederschlag (mm), V die Verdunstung (mm) inklusive Zuschlag für Wald und c_{SR} ein Anteil von 5% des Oberflächenabflusses ist. Die modellierten N-Konzentrationen wurden mit dem Mittelwert der Nitrat-Konzentration 2011 bis 2014 pro Standort verglichen. Bei diesem Vergleich wurde auch die zeitliche Variabilität der gemessenen Konzentrationen (Standardabweichung) berücksichtigt. .

3 Ergebnisse

3.1 N-Austrag aus Untersuchungsflächen

Die Mediane der Konzentrationen an anorganischem Stickstoff in den tieferen Lysimetern (in der Regel tiefer als 50 cm) auf den einzelnen Flächen umfassten einen grossen Wertebereich von rund 0.03 bis 7 mg N/l (95%-Perzentile). Die Sickerwasserflüsse umfassten einen Wertebereich von rund 20 bis 700 mm und variierten damit zwischen den Flächen um einen kleineren Faktor als die Konzentrationen. Die erhaltenen N-Austräge umfassten einen Wertebereich bis über 40 kg ha⁻¹ a⁻¹. Gemäss Shapiro-Test wiesen die N-Austragswerte mehrheitlich eine Log-Normalverteilung auf (78% der Standorte bei Signifikanzniveau von 90%; die Normalverteilung wurde bei 58% der Standorte verworfen).

3.2 Beziehung zwischen N-Austrag und Messgrössen

3.2.1 Zeitliche Variation auf LWF und IAP-Flächen

Bei der Analyse des zeitlichen Verlaufs der N-Auswaschung auf den LWF- und IAP-Flächen mit Hilfe von Einzeljahreswerten pro Fläche für Mortalität/Nutzung und Niederschlag und Mittelwerten pro Fläche für Deposition verblieben neben der Stickstoffdeposition die Mortalitätsrate in den beiden Vorjahren sowie die Niederschlagsmenge als relevante Variablen (Tabelle 8). Die Mortalitätsrate im laufenden Jahr war zwar nicht signifikant, aber hatte einen recht kleinen p-Wert, während diejenige aus dem dritten Vorjahr gar nicht signifikant war. Zusammen mit den Mortalitätsraten der beiden Vorjahre führte sie zu einer Senkung des AIC-Wertes.

Tabelle 8: Signifikante Prädiktoren für die N-Auswaschung bei der Verwendung von Einzeljahreswerten für die Mortalität/Nutzung.

Parameter	Erläuterung	Estimate	Std.Error	t.value	p
(Intercept)		-1.7598	0.4494	-3.91554	0.0001
NDEP	Modellierte Gesamtdeposition	0.0893	0.0149	5.98669	0.0000
AUSGEFREL	Anteil abgestorbener / gefällter Baume im laufenden Jahr	0.5694	0.3614	1.57550	0.1151
L1AUSGEF	Dito ein Jahr zuvor	1.6921	0.3693	4.58149	0.0000
L2AUSGEF	Dito zwei Jahre zuvor	1.7983	0.3853	4.66672	0.0000
REGEN	Jahresniederschlag	0.0006	0.0001	4.56756	0.0000

Legende: Std.Error=Standardfehler, p = Wahrscheinlichkeit

Die Mortalitätsraten der ersten drei Jahre wurden unter Berücksichtigung der Regressionskoeffizienten in Tabelle 8 nach folgender Formel zu einem gewichteten Mittelwert zusammengefasst:

$$\text{AUSGEFSUM} = (0.5694 \text{ AUSGEFREL} + 1.692 \text{ L1AUSGEF} + 1.798 \text{ L2AUSGEF}) / 4.06$$

Diese Zusammenfassung verbessert den AIC-Wert nochmals und erleichtert die Interpretierbarkeit (Tabelle 9). Die Ergebnisse sind in Abbildung 10 dargestellt. Sie zeigen, dass die Auswaschung mit zunehmender Niederschlagsmenge zunimmt. Diese Beziehung ist deutlich stärker als die in Tabelle 9 gezeigte Beziehung, die auf Standortsmittelwerten beruht. Das Entfernen oder das Absterben von Bäumen wirkte auf die N-Auswaschung bis drei Jahre lang (statistisch signifikant) nach. Nicht bestätigt wurde ein Einfluss der Vernässung, wie er für die IAP-Flächen in einer Analyse von Standortsmittelwerten gezeigt worden war. Dies ist zum Teil bedingt durch Niederschlag als Störvariable. Wird Niederschlag aus der Regression entfernt, so steigt die Beziehung mit der Vernässung.

Tabelle 9: Signifikante Prädiktoren für die Auswaschung, unter Zusammenfassung der Mortalitätsrate durch einen gewichteten Mittelwert mit den Koeffizienten aus Tabelle 8

Parameter	Erläuterung	Estimate	Std.Error	t.value	p.z
(Intercept)		-1.7603	0.4490	-3.92077	0.0001
NDEP	Modellierte Gesamtdeposition	0.0893	0.0149	5.99366	0.0000
AUSGEFSUM	Aufsummierter Anteil abgestorbener oder gefällter Bäume der letzten 3 Jahre	4.0604	0.6240	6.50700	0.0000
REGEN	Jahresniederschlag	0.0006	0.0001	4.60917	0.0000

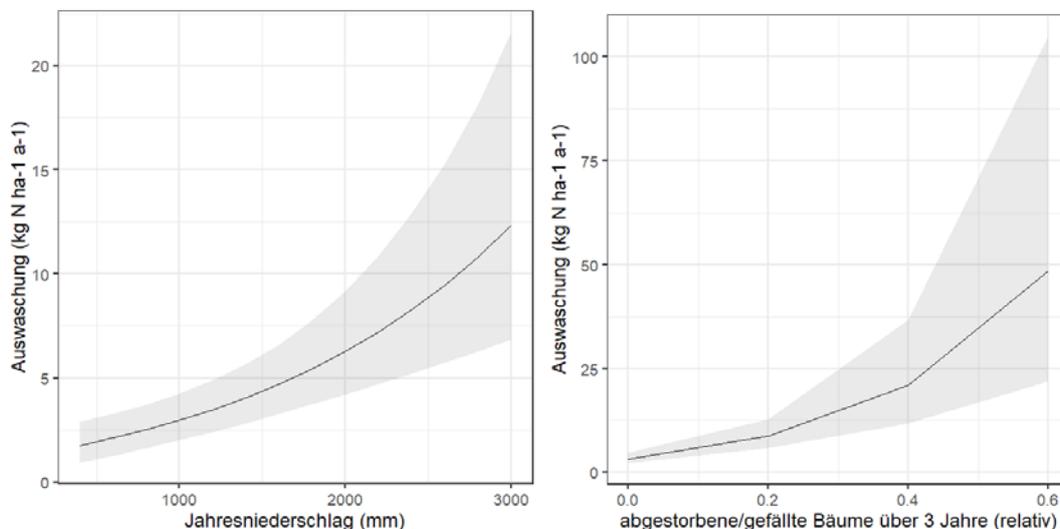


Abbildung 10: Visualisierung der in Tabelle 9 aufgelisteten Regressionsergebnisse. Links: Beziehung mit Niederschlag, rechts: Beziehung mit Mortalität. Schätzwerte aus dem Modell mit dem R-Package ggeffects, rücktransformiert.

3.2.2 Baumarteneinfluss an Standorten mit Buchen und Fichten

Im direkten Vergleich von benachbarten Fichten- und Buchenflächen an acht Standorten war die Stickstoffauswaschung unter Fichten markant höher als unter Buchen (Abbildung 4) (Rothe et al. 1998; Rothe und Mellert 2004; Braun 2013). Eine mögliche Erklärung für höhere Austräge ist der Eintrag: Die Nadeln in den Baumkronen der Nadelbäume weisen eine höhere Oberfläche auf, sind ganzjährig präsent und filtern dadurch die

stickstoffhaltigen Aerosole und Gase stärker aus der Luft als Blätter von Buchen. In Depositionsmodellen wird deshalb für Nadelwälder eine höhere Depositionsgeschwindigkeit verwendet. Diese resultiert im gesamtschweizerischen Mittel in N-Einträgen, die 5–10 kg ha⁻¹ J⁻¹ höher sind als in Laubwäldern (Rihm und Kurz 2001).

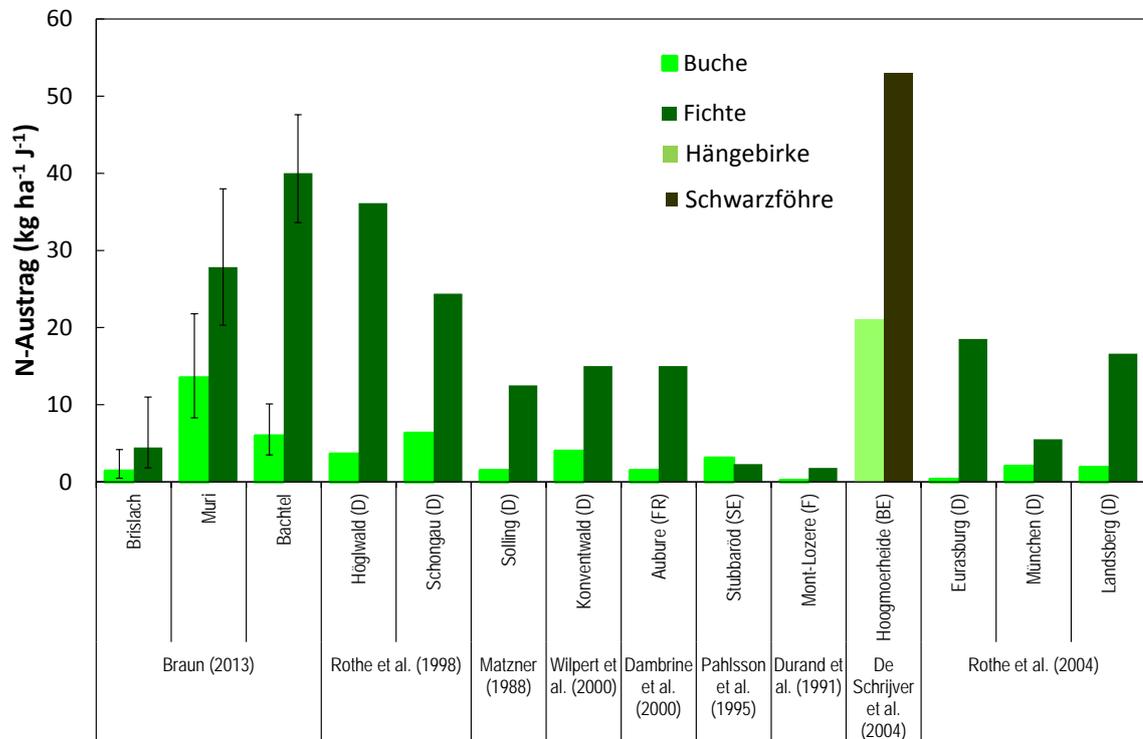


Abbildung 4: Stickstoffauswaschung bei benachbarten Beständen mit Fichten (*Picea abies*) und Buchen (*Fagus sylvatica*) mit ähnlichen Standortbedingungen an drei Standorten in der Schweiz (Braun 2013) und fünf Standorten in Deutschland (Rothe et al. 1998; Rothe und Mellert 2004) (Matzner 1988) (von Wilpert et al. 2000), Spanien (Dambrine et al. 2000) Frankreich (Durand et al. 1991), Schweden (Pahlsson und Bergkvist 1995) und Belgien (De Schrijver et al. 2004) .

Weitere Gründe für eine höhere Auswaschung von Stickstoff unter den Fichten ist die typischerweise weniger tiefe Durchwurzelung des Bodens durch Fichten als durch Buchen (Waldner et al. 2016). Die Erschliessung der Nährstoffe im Boden durch die Wurzeln von Fichten reicht somit weniger tief als jene von Buchen. Buchenlaub bietet vorteilhaftere Bedingungen für Makroorganismen (z.B. Regenwürmer), welche die Durchmischung des organischen Materials mit dem Mineralboden fördern (Vesterdal et al. 2008). Zudem bevorzugen Fichten Ammonium gegenüber Nitrat, was einen versauernden Effekt hervorruft (Gessler et al. 1998). Die Resultate des Vergleichs zwischen Buchen und Fichten können vermutlich nicht ohne weiteres auf andere Laub- und Nadelbaumarten-Paare übertragen werden. Während Fichten meist weniger tief Wurzeln als Buchen sind beispielsweise Weisstannen ebenfalls dafür bekannt, dass ihre Wurzeln in tiefere Bodenschichten reichen.

3.2.3 Räumliche Analyse von Standortmittelwerten

Bei der Auswertung der Standortmittelwerte, also der räumlichen Verteilung, kommen z.T. andere Prädiktoren zum Zug wie bei der zeitlichen Verteilung. Mit gut 70 Standorten können im Endmodell rund 7 Prädiktoren in die Regressionsanalyse einbezogen werden.

Die Grundlage zur Auswahl der Variablen waren die in Tabelle 11 aufgeführten Korrelationen sowie theoretische Überlegungen.

Tabelle 11: Korrelationen zwischen den Messgrößen (Mittelwerte pro Fläche) auf den IAP-, LWF- und ICP Forests-Flächen.

n	Variable	Log nle	z	cf	tree dens.	basal area	stand age	sof cn	so01 cn	ph40	c40	at_e	pr_e	fo0 N	cover shrub
85	lnNle	1	0.03	-0.02	-0.31	0.10	-0.08	-0.09	-0.34	0.01	-0.02	-0.07	0.20	0.00	0.02
85	z		1	0.36	0.08	0.31	0.49	-0.14	-0.26	0.13	0.48	-0.30	0.47	-0.40	-0.10
85	cf			1	0.01	0.47	0.01	0.05	0.28	-0.18	0.33	-0.33	0.25	-0.21	-0.08
85	tree density				1	0.14	-0.30	0.13	0.08	-0.03	0.27	0.19	-0.12	0.32	-0.05
85	basal area					1	0.10	-0.13	0.01	0.02	0.14	-0.19	0.34	-0.20	-0.17
77	stand age						1	-0.20	-0.07	0.13	0.14	-0.56	0.40	-0.25	-0.06
68	sof cn							1	0.00	0.18	-0.05	-0.03	-0.19	0.08	-0.07
85	so01 cn								1	-0.46	0.08	-0.04	-0.14	0.14	-0.06
85	ph40									1	-0.09	0.07	0.11	-0.10	0.11
75	c40										1	-0.24	0.15	-0.08	-0.13
85	at_e											1	-0.41	0.19	0.11
85	pr_e												1	-0.43	0.12
84	fo0 N													1	0.01
71	cover shrub														1

Legende: n=Anzahl Standorte; lnNle=ln(Nle); z=Höhe über Meer (± 50 m); cf=conifer ratio; weitere siehe Tabelle 3.

In die Regression einbezogen wurden schliesslich der N-Eintrag (tfn bzw. tdnmod), eintragungstyp, pr_e, nstatus, npstatus, pstatus, cover_shrub, so01_cn, ph40 (Tabelle 12).

Tabelle 12: Lineare Regression (Modell 9) zwischen Mittelwerten der N-Auswaschung (lnNle, natürlicher Logarithmus) und erklärenden Messgrößen der IAP-, LWF- und ICP Forests-Standorte.

Parameter	Erläuterung	Einheit	Wert	stdErr.	p	
(Intercept)	Achsenabschnitt	-	-11.01	1.784	$4.72 \cdot 10^{-8}$	***
neintrag	natürl. Logarithmus ¹ des N-Eintrags (Bestandesniederschlag, bei eintragungstyp=0; modellierte Gesamtdeposition (Rihm und Achermann 2016), bei Eintragungstyp=1)	-	2.39	0.493	$7.78 \cdot 10^{-6}$	***
eintragungstyp	1=modellierter N-Deposition, 0=Bestandesniederschlag	-	0.551	0.558	0.327	
pr_e	Niederschlag, interpoliert (E-Obs)	mm	0.00229	0.00078	0.00449	**
nstatus	N-Versorgung der Blätter und Nadeln (0=Defizit bis Optimal; 1=hoch/Überfluss)		1.995	0.644	0.00285	**
cover_shrub	Deckungsgrad Stauchschicht (Bodenvegetationsaufnahme)	%	-0.0176	0.0104	0.09523	.

Legende: $\ln Nle$ = Logarithmus der N-Auswaschung (Zielgrösse): der Logarithmus wurde gerechnet mit $\log x = \ln(x+0.01)$, wobei \ln der natürl. Logarithmus ist. $stdErr$: Standardfehler, p : Wahrscheinlichkeit, dass keine Beziehung vorhanden ist (Nullhypothese). $\ln Nle$ =

Der Eintragstyp war nicht signifikant, wurde aber im Modell gelassen, um die Verwendung der verschiedenen Eintragstypen zu dokumentieren. Die Streuung der N-Einträge war offenbar so gross, dass der verwendete Eintragstyp keinen Einfluss auf das Ergebnis der Regression hatte.

Der Bedeckungsgrad mit der Strauchschicht hat zwar einen p -Wert knapp über 0.05. Seine Entfernung führt aber zu einer Erhöhung des AIC-Werts, weshalb er im Modell gelassen wurde. Auch die Entfernung des C/N-Verhältnis führte zu einer geringfügigen Erhöhung des AIC-Werts. Diese Variable wurde deshalb, wie auch die weiteren nicht signifikanten Variablen, weggelassen.

Die erhaltenen empirischen Funktionen erklären einen Teil der Variabilität der N-Auswaschung (Abbildung 5). Wichtigste erklärende Grössen waren der N-Eintrag, der Niederschlag und der Deckungsgrad der Strauchschicht (Abbildung 6).

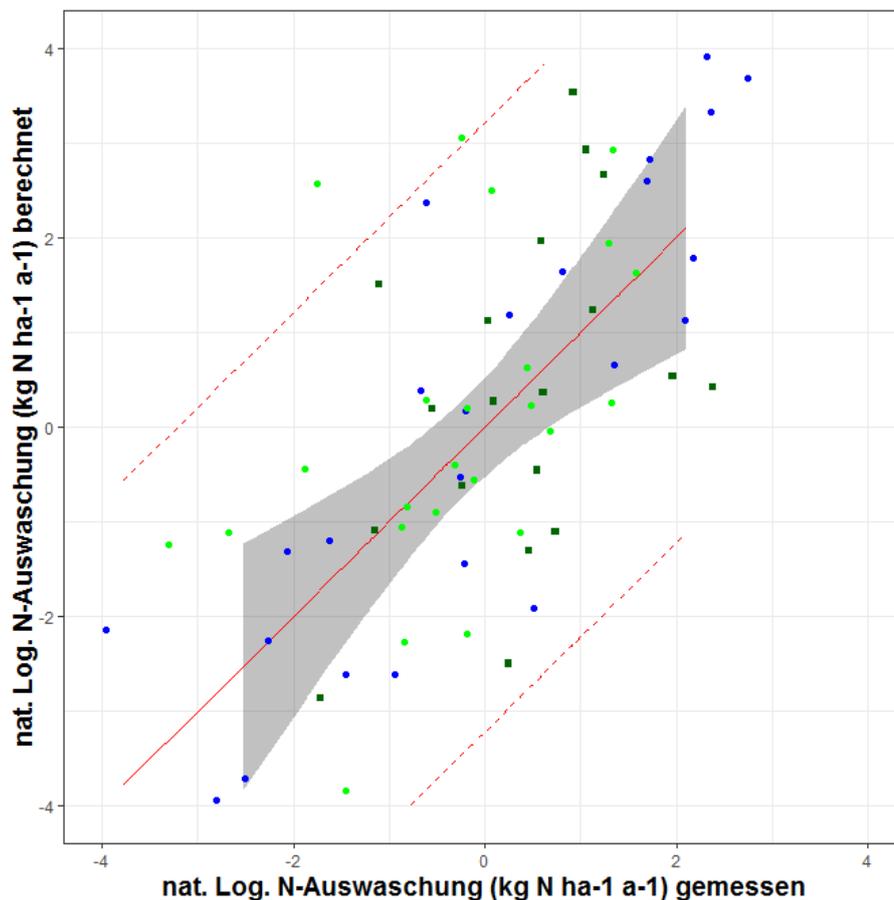


Abbildung 5: Gemessene und modellierte natürliche Logarithmen des N-Austrags ($\log Nle$, $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) für 72 IAP-, LWF- und ICP Forests-Standorte in der Schweiz, Deutschland, Frankreich, Italien, Belgien, Dänemark und Irland des Regressionsmodells ($R^2_{adj}=0.418$) (grau=Effekt der Beziehung mit 95%-Konfidenzintervall gemäss R-Package ggeffects, blau=Nadelwald, dunkelgrün=Mischwald, hellgrün=Laubwald, rot durchgezogen=Regressionslinie, rot gestrichelt= \pm zwei Standardabweichungen der Residuen).

Residuenplots (Residuals vs. Einflussfaktoren), Tukey-Anscombe Plot (Residual vs. Fitted), und NormalQQ Plot der Residuen (normal-Quantil vs. standardisierte Residual) zeigten keine Auffälligkeiten (nicht dargestellt).

Das resultierende Modell

$\ln Nle = -11.01 + 2.39 \text{ neintrag} + 0.551 \text{ eintragtyp} + 0.00229 \text{ pr_e} + 1.99 \text{ nstatus} - 0.0176 \text{ c_shrub}$, erreichte ein $R^2_{adj} = 0.418$ bei Einbezug von $n=72$ Standorten und $df=66$ Freiheitsgraden. In die Regression einbezogen wurden schliesslich der N-Eintrag (tfn bzw. tdnmod), eintragtyp, pr_e, nstatus, npstatus pstatus, cover_shrub, so01_cn, ph40 (Tabelle 12).

Die Standardabweichung der Residuen betrug $SD=1.7$ für $\ln Nle$. Bei einer Normalverteilung liegen rund 95% der Beobachtungen in einem Intervall von $\ln Nle_{mod} - 1.96 SD$ bis $\ln Nle_{mod} + 1.96 SD$.

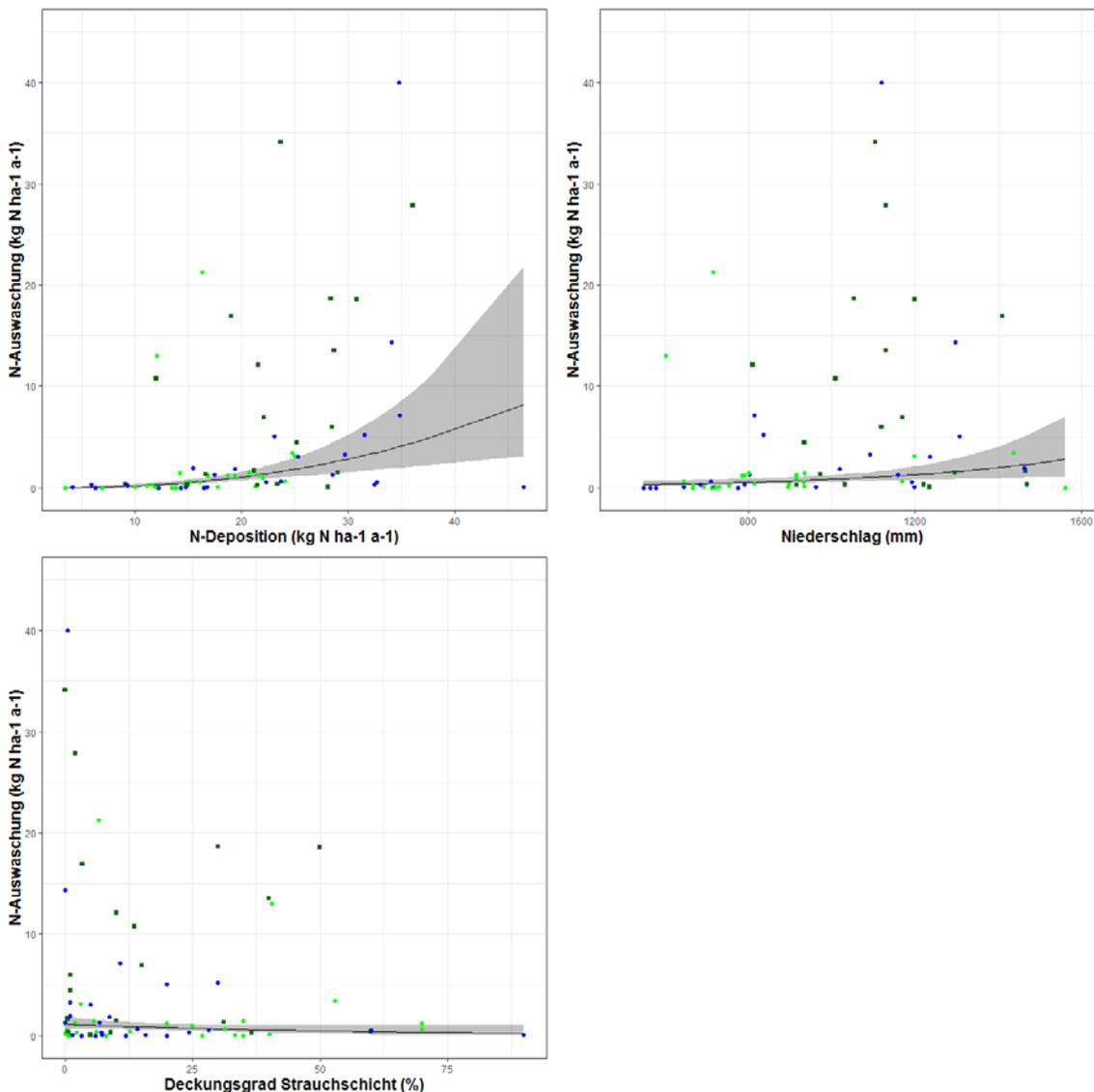


Abbildung 6: Visualisierung des Effekts ausgewählter erklärender Variablen im Regressionsmodell berechnet mit R-Package ggeffects (Lüdecke 2018).

Nach Rücktransformation entspricht die Modellgleichung der empirischen Funktion

$$N_{le} = e^{(-11.01 + 2.39 \text{ neintrag} + 0.551 \text{ eintragtyp} + 0.00229 \text{ pr}_e + 1.99 \text{ nstatus} - 0.0176 \text{ c_shrub})}$$

Das Intervall wird durch die Rücktransformation² zu einem Wertebereich von $N_{le_{mod}}/e^{1.96 \cdot SD}$ bis $N_{le_{mod}} \cdot e^{1.96 \cdot SD}$. Ist vor der Rücktransformation die $SD=1.7$, so heisst das, dass die effektiven N_{le} Werte mit rund 95% Wahrscheinlichkeit innerhalb eines Wertebereichs von $N_{le}/25$ bis $N_{le} \cdot 25$ um den geschätzten Wert N_{le} liegen.

Wegen der Korrelation zwischen Stickstoffdeposition und Niederschlag wurden Testrechnungen durchgeführt, um zu prüfen, wie gut die Effekte des Niederschlags von denjenigen des Stickstoffeintrags getrennt werden können. Die eine Rechnung verglich die erhaltenen Regressionsergebnisse mit einer Regression, in der die Variable Stickstoffdeposition durch die Residuen einer Regression von Stickstoffdeposition in Abhängigkeit der übrigen Prädiktoren ersetzt wurde (Anhang 1). Durch diese Operation wurde der Koeffizient des Prädiktors Niederschlag von 0.000605 auf 0.000678 erhöht. Diese Veränderung ist geringfügig. Die zweite Testrechnung war die Berechnung des partiellen R^2 zwischen Niederschlag und Stickstoffdeposition (Funktion `pcor.test`, R-Paket `ppcor`, Kim 2015). Dieser betrug 0.004, ebenfalls ein sehr tiefer Wert. Beide Testrechnungen zeigen, dass die Koeffizienten von Niederschlag und Stickstoffdeposition sich nicht stark gegenseitig beeinflussen und dass deshalb die gefundene Beziehung mit dem Niederschlag als zuverlässig beurteilt werden kann.

3.2.4 Entwicklung der N-Sättigungsindikatoren auf Flächen der nationalen Bodenbeobachtung (NABO)

Wie in Abbildung 7 ersichtlich wies das C/N-Verhältnis in den obersten 20 cm Boden (Mineralboden und/oder Auflage) an den untersuchten NABO-Standorten keinen klaren zeitlichen Trend auf.

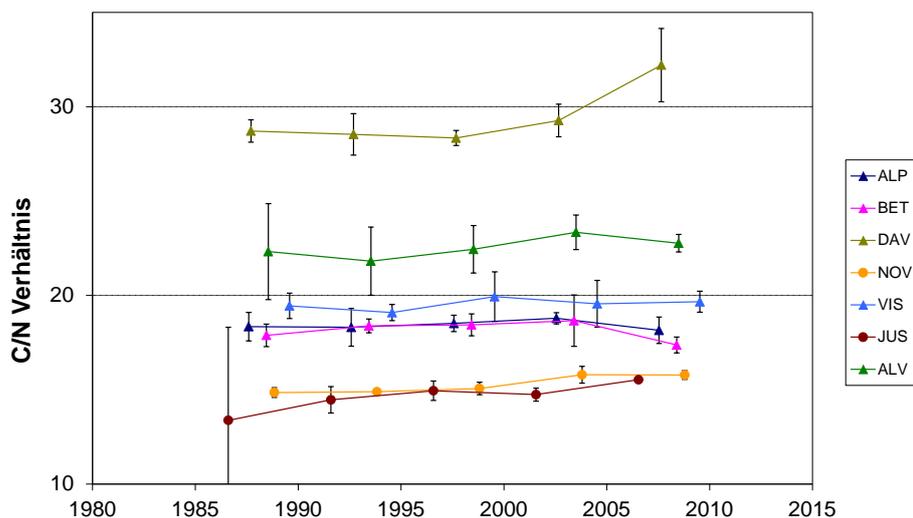


Abbildung 7: Verhältnis der Konzentrationen von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N) in den obersten 20 cm von Boden und Humusaufgabe auf ausgewählten Waldflächen der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO), welche relativ nahe bei LWF-Flächen oder auf ihnen liegen (Waldner et al. 2010). Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung von 4 Wiederholungen (Mischproben aus je 5 Einstichen).

² $e^{(a+b)} = e^a \cdot e^b$, $e^{(a-b)} = e^a / e^b$

Für eine Extrapolation in die Fläche wurden Variablen verwendet, welche für die ganze Schweiz kartiert sind. Eine einheitliche Kartierung dieser Variablen lag jedoch nur für die Schweiz vor.

Wie erläutert, wurden Beziehungen gesucht, entweder (i) direkt, zwischen N-Auswaschung und den kartierten Variablen, oder (ii) indirekt, wozu hier die Beziehung zwischen Sättigungsindikatoren und einer kartierten Variablen beschrieben wird.

3.2.5 Direkte Beziehung zu kartierten Grössen

Um Klimavariablen einbeziehen zu können, wurde für die Untersuchung der direkten Beziehung zwischen dem N-Austrag und kartierten Variablen ein zeitlich aufgelöstes Datenset mit einer gemischten Regression analysiert.

Die Anzahl Standorte (40) erlaubt den Einbezug von rund 4 der in Tabelle 5 aufgeführten Prädiktoren. Die Korrelationen zwischen diesen kartierten Grössen waren teils gross, so z.B. zwischen Gründigkeit und Wasserspeicher ($R=0.56$) und zwischen Waldmischungsgrad und modellierter Deposition ($R=0.48$). Das gewählte ‚beste‘ Modell zur Kartierung mit der Modellgleichung (Modell K)

$$\ln N_e = 0.080 \text{ neintrag} + 0.0005097 \text{ REGEN} + 0.5867 \text{ Nährstoff} - 0.8274 \text{ Gründigkeit}$$

erreichte ein $R^2_{\text{adj}}=0.72$ bei Einbezug von $n=40$ Standorten und 236 Einzelbeobachtungen; die Standardabweichung der Residuen betrug $SD=0.561$ (Tabelle 13, Abbildung 8, Abbildung 9).

Tabelle 13: Lineare Regression (Modell K) zwischen Standortwerten des N-Austrags ($\log \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und kartierten Variablen für 40 der IAP- oder LWF-Flächen. $R^2=0.72$

Parameter	Erläuterung	Einheit	Wert	stdErr.	p	
N-Eintrag	modellierte Gesamtdeposition	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$	0.0800	0.0207	0.0001	***
Niederschlag	Jahresniederschlag (Meteotest)	mm	0.000510	0.0002	0.0304	***
Nährstoff	Nährstoffspeichervermögen von Kationen im durchwurzelten Boden ($\text{mmol}_c \text{ cm}^{-2}$)	Code Tabelle 6	0.5687	0.2861	0.0468	**
Gründigkeit	Durchwurzelbare Bodentiefe (cm), d.h. allgemeine Grob- und Feindurchwurzelung ohne in Klüfte vordringende Wurzeln.	Code Tabelle 6	-0.8274	0.2604	0.0015	**

Legende: ¹): $\log x = \ln(x+1)$, stdErr: Standardfehler, p: Wahrscheinlichkeit, dass keine Beziehung vorhanden ist (Nullhypothese).

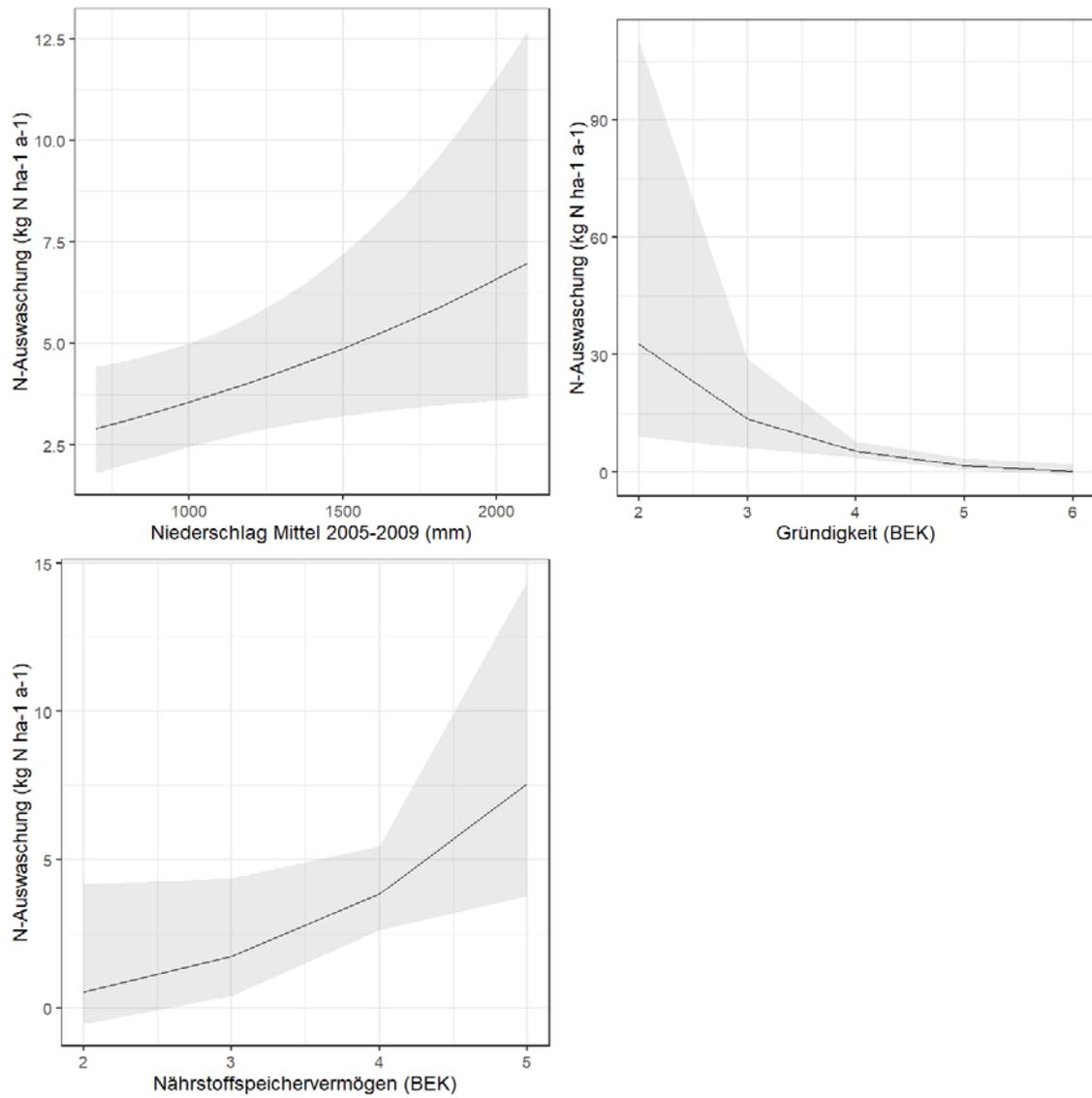


Abbildung 8: Visualisierung des Effekts ausgewählter erklärender Variablen im Regressionsmodell berechnet mit R-Package ggeffects (Lüdecke 2018).

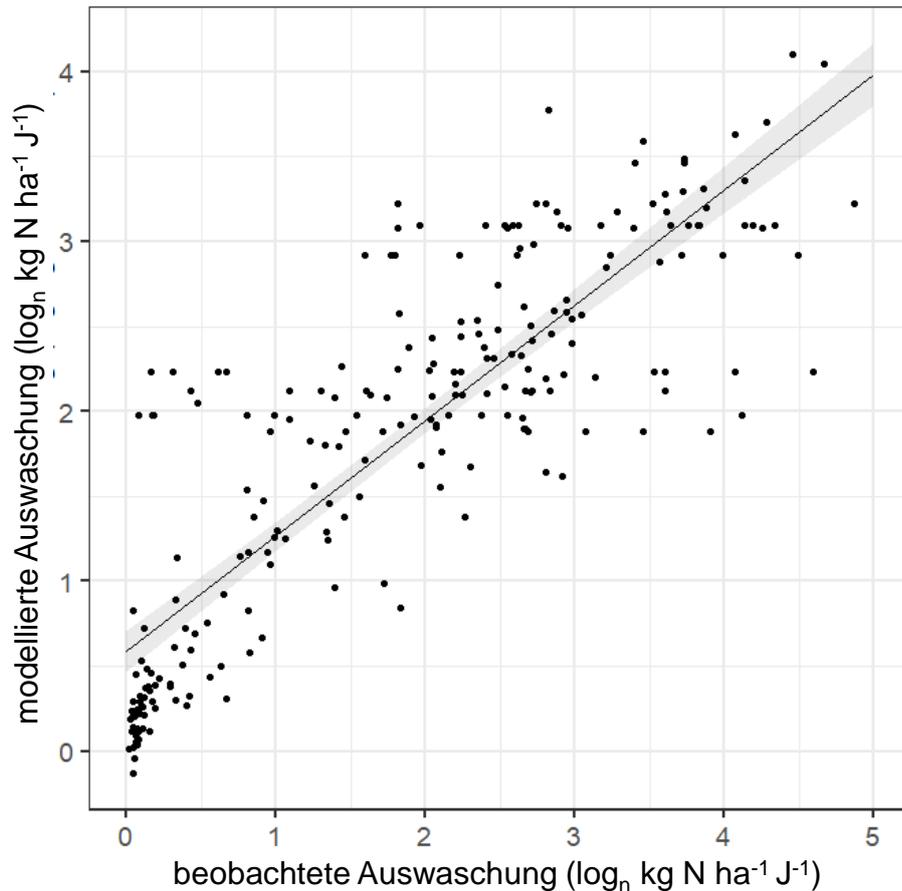


Abbildung 9: Gemessene und modellierte natürliche Logarithmen des N-Austrags ($\ln N_{le}$, $\text{kg ha}^{-1} \text{J}^{-1}$) für 39 IAP- und LWF-Standorte in der Schweiz des in Tabelle 13 erläuterten Regressionsmodells (grau=Effekt gemäss R-Package ggeffects, schwarze Linie=Regressionsgerade). 236 Einzelbeobachtungen (Jahre).

Es resultiert obenstehendes Modell, welches für die Kartierung (Modell K) mit folgender Modellgleichung verwendet wurde:

$$N_{le} = e^{0.08 \text{ N-Eintrag} + 0.000510 \text{ Niederschlag} + 0.569 \text{ Nährstoff} - 0.827 \text{ Gründigkeit}} - 1$$

Aus der Standardabweichung der Residuen der logarithmierten Werte von $SD=0.561$ kann abgeleitet werden, dass das Intervall, in dem die effektiven Werte mit Wahrscheinlichkeit von 95% liegen sollten, einem Wertebereich vom Schätzwert $\exp(\ln(N_{le}) - 1.96 \cdot 0.561)$ bis zum Schätzwert $\exp(\ln(N_{le}) + 1.96 \cdot 0.561)$, kurz von $N_{le}/3.003$ bis $N_{le} \cdot 3.003$, entspricht. Der Einfluss der Stickstoffdeposition, der Vernässung (bzw. des Denitrifikationsfaktors) und des Unterwuchses (Stammzahlen Jungwuchs) wurde mittels Wasserextrakten von Bodenproben für weitere IAP-Standorte in der Schweiz bestätigt (Resultate nicht dargestellt).

3.2.6 Indirekt: Beziehung erklärende Messgrößen zu kartierten Variablen

Teil der Projektziele war es, wie oben erläutert, beispielsweise die C/N-Verhältnisse der CHB Bodenprofile für eine indirekte Kartierung der N-Auswaschung mit zwei Teilschritten, von (i) N-Auswaschung zu erklärenden Größen und von (ii) erklärenden Größen zu kartierten Variablen, zu verwenden. Da das C/N-Verhältnis bereits im ersten Teilschritt kein signifikanter Prädiktor für die N-Auswaschung war (Kapitel 3.2.3), entfiel dieser Projektteil. Trotzdem sei nachfolgend eine der durchgeführten Auswertungen präsentiert.

Nur für einen Teil der Messgrößen (z.B. C/N Verhältnis Oberboden) lagen für die CHB Bodenprofile Messwerte vor. In einer Regressionsanalyse wurden die in Tabelle 5 aufgeführten Variablen einbezogen. Nach schrittweisem Weglassen nicht signifikanter Terme resultierte die folgende Modellgleichung:

$$\text{So01_cn} = 18.97 + 0.00166 z - 0.0703 \text{tdnmod}$$

Bei Einbezug von n=453 Standorten und df=450 Freiheitsgraden erreichte die Gleichung ein R^2_{adj} von gerade einmal 0.11 (Tabelle 14). Die Werte der C/N-Verhältnisse reichten von 9.9 bis 39.4 (Mittelwert 19.1, Median 18.4). Die Standardabweichung der Residuen betrug SD=3.7 Einheiten des C/N-Verhältnisses (kg/kg), das Konfidenzintervall umfasste somit mehr oder weniger den ganzen Bereich der häufig vorkommenden Werte (>95%) dieser Zielvariable.

Tabelle 14: Lineare Regression (Modell 1) zwischen C/N-Verhältnis in den obersten 10 cm des Mineralbodens und kartierten Größen für die Standorte der CHB Bodenprofile.

Parameter	Erläuterung	Einheit	Wert	stdErr.	p	
So01_cn	C/N-Verhältnis in den obersten 10 cm des Mineralbodens	g/g	Zielgrösse			
(Intercept)	Achsenabschnitt	g/g	19.07	1.16	$2 \cdot 10^{-6}$	***
Z	Höhe über Meer	m	0.00165	0.00057	0.004	**
tdnmod	modellierte Gesamtdeposition	Kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-0.070	0.025	0.005	**

Legende: stdErr: Standardfehler, p: Wahrscheinlichkeit, dass keine Beziehung vorhanden ist (Nullhypothese).

Die Herleitung dieser Messgrösse an den CHB Standorten aus den vorliegenden kartierten Variablen erwies sich somit als schwierig.

3.3 Kartierung des N-Austragsrisikos und Szenarienanalysen

Abbildung 10 zeigt eine Kartierung des N-Austrags, die mit der empirischen Funktion (Modell K) erstellt wurde, welche aus der direkten Beziehung zwischen N Auswaschung und kartierten Variablen abgeleitet worden ist. Für diese kleinmasstäbliche Darstellung wurde die auf dem Hektarraster berechnete N-Austräge auf das 1 x 1 km Probeflächennetz des LFI 1 übertragen. Die kartierte Waldfläche (ohne Gebüschwald) umfasst 11'190 km², die Austräge liegen zwischen 0 und 35 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Der Mittelwert über die Waldfläche betrug 4.25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Abbildung 11).

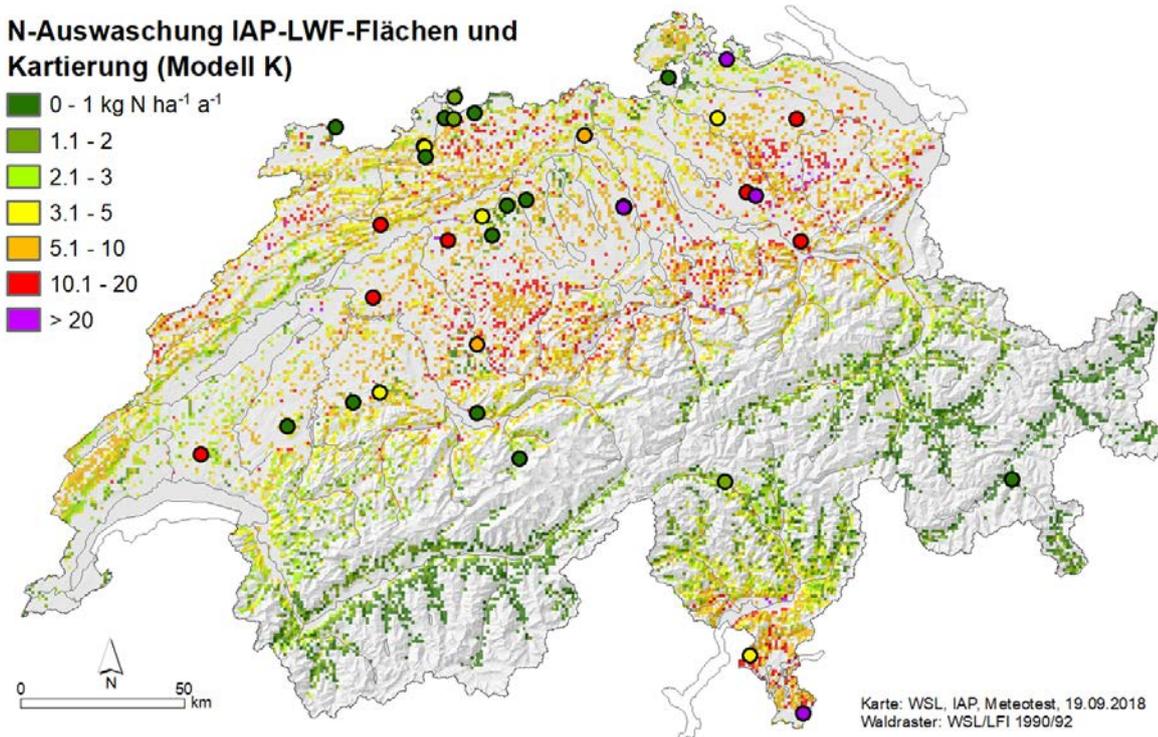


Abbildung 10: Kartierung des erhaltenen mittleren Schätzwertes für die N-Auswaschung im Jahr 2005 aus Waldflächen mit dem Sickerwasser (Modell K implementiert mit Deposition auf 35 kg ha⁻¹ J⁻¹ begrenzt und Auswaschung auf maximal Deposition begrenzt) (Kartendaten: (WSL/LFI, 1990/92), BFS Waldmischungsgrad, BLW Bodeneignungskarte 1:200'000, Swisstopo Grenze, Gewässer & Topografie), sowie mittlere N-Auswaschung auf IAP- und LWF-Flächen.

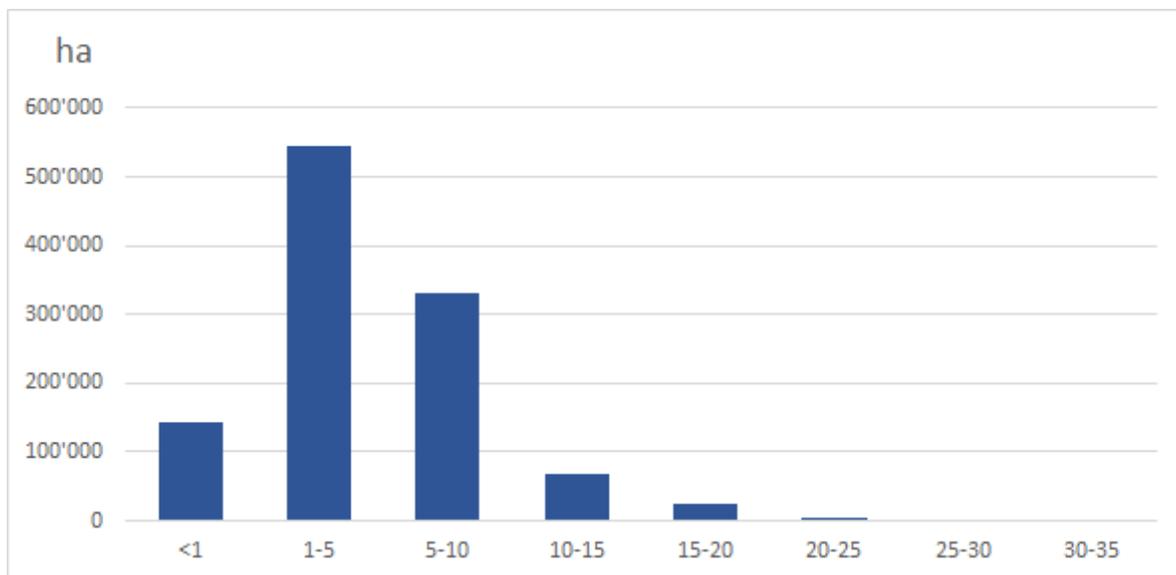


Abbildung 11: Häufigkeitsverteilung der berechneten mittleren Schätzwertes für den N-Austrag im Jahr 2005 aus Waldflächen mit dem Sickerwasser (Modell K, implementiert mit Deposition auf 35 kg ha⁻¹ J⁻¹ begrenzt und Auswaschung auf maximale Deposition begrenzt).

Das geographische Muster der Schätzwerte für den mittleren jährlichen N-Austrag widerspiegelt einerseits jenes der modellierten N Deposition (Depositionskarten Meteotest). Im Mittelland und in Teilen des Juras wurden teilweise hohe N-Austragswerte geschätzt. Andererseits scheint auch die standortbedingte Vulnerabilität zum Ausdruck zu

kommen, beispielsweise in Teilen des Juras. Zu beachten ist, dass die Unsicherheit der kartierten Schätzwerte für die Voraussage eines N-Austrags auf einer Fläche ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) in der Grössenordnung von rund $\frac{1}{4}$ ha bei einem Signifikanzniveau von 95% ein Konfidenzintervall von rund einem Faktor 7 (nach oben und nach unten) umfassen. Beim überwiegenden Anteil der Fläche des Schweizer Waldes liegen die Schätzwerte des Modells für die N-Auswaschung unter $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Abbildung 11).

3.4 Validation der Modellierung mit NAQUA-Daten

Für die Validation wurden 61 ausgewählte NAQUA Standorte mit einem hohen Waldanteil im Einzugsgebiet verwendet (Abbildung 12).

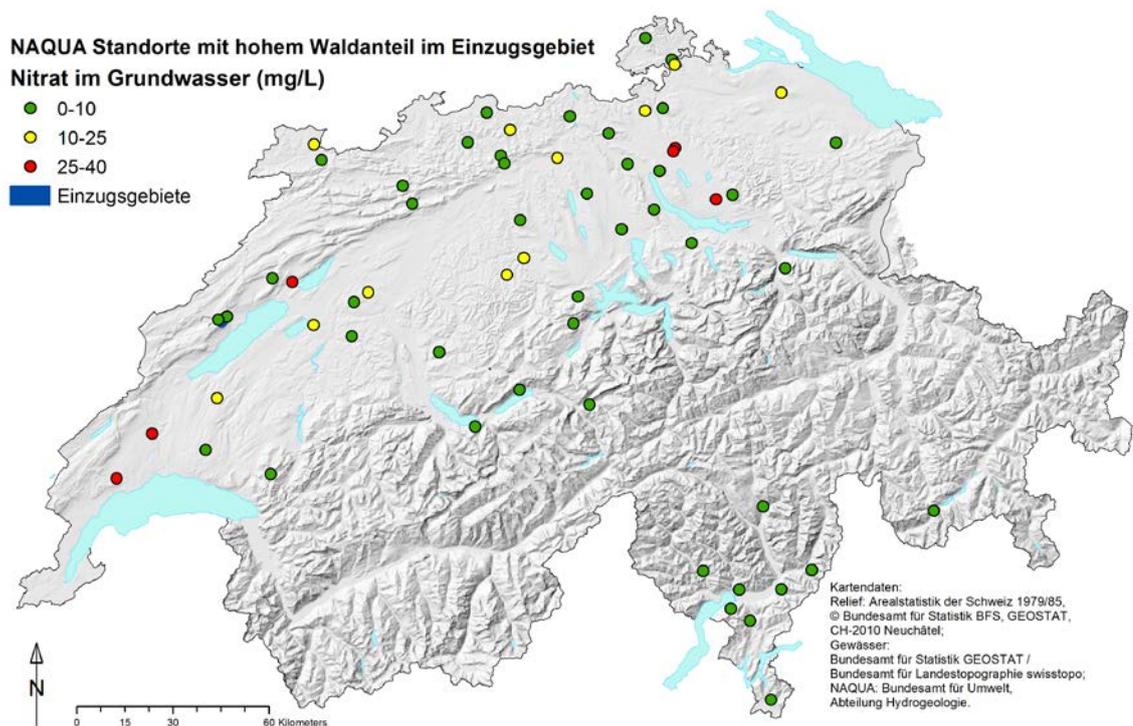


Abbildung 12: Die 61 NAQUA Standorte mit einem hohen Waldanteil im Einzugsgebiet, welche für die Validation verwendet wurden. Die Einzugsgebiete sind eingezeichnet, jedoch meist durch das Symbol des Standortes verdeckt.

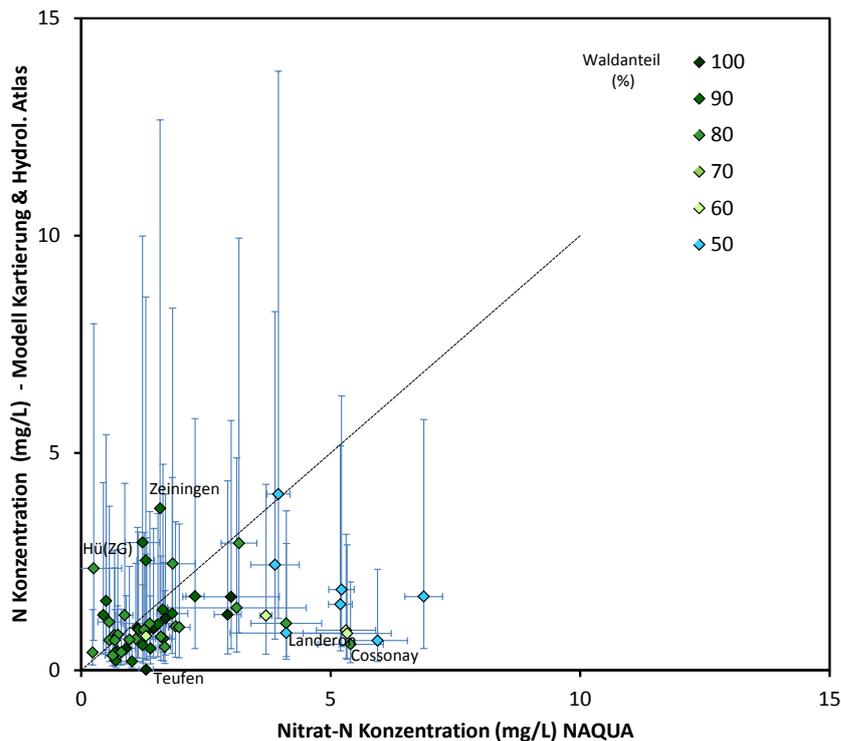


Abbildung 13: Validation der Modellierung der N-Auswaschung (Abbildung 10): Vergleich der gemessenen Nitrat-N Konzentration der Nationalen Grundwasserbeobachtung (NAQUA, Bundesamt für Umwelt) (Mittelwerte \pm Standardabweichung) mit der modellierten N-Auswaschung für deren Einzugsgebiete. Die modellierte N-Auswaschung wurde dazu durch die Sickerwassermenge (Niederschlag minus Verdunstung, gemäss Hydrologischer Atlas, siehe oben) dividiert. Die vertikalen Fehlerbalken stellen das Vertrauensintervall des Modells, die horizontalen, die Standardabweichung der Messungen dar. Die verwendeten Einzugsgebiete wurden für diesen Bericht — gutachterlich — festgelegt.

Das Ergebnis der Validation der N-Auswaschkarte ist in Abbildung 13 dargestellt. Diese wurde anhand von 59 ausgewählten Probenahmestellen der Nationalen Grundwasserbeobachtung (NAQUA) mit einem Waldanteil von über 50% im Einzugsgebiet durchgeführt. Verglichen wurde das Vertrauensintervall der kartierten Schätzwerte mit dem Mittelwert \pm Standardabweichung der im Grundwasser gemessenen Nitrat-N Konzentrationen. Das Vertrauensintervall, in dem die effektiven Werte mit 95% Wahrscheinlichkeit erwartet werden und die Standardabweichung der gemessenen Konzentrationen sind in Abbildung 13 als Fehlerbalken eingezeichnet. Die Standardabweichung der Messwerte lag meist zwischen 2 und 220%, das Vertrauensintervall des Modells war auf 310% des modellierten Wertes geschätzt worden. Bei 51 der 59 Probenahmestellen (Anteil von 85%) überlappen die Intervalle des Modells und jene der Messung. Zu beachten ist dabei, dass das Vertrauensintervalle der modellierten Werte gross sind. Bei Probenahmestellen mit einem Waldanteil von 80% im Einzugsgebiet ist dieser Anteil mit 91% gleich hoch wie die Anteile, die Dise et al. (2009) bei der Validation eines ähnlichen Modells erreichten. In Einzugsgebieten mit tiefem Waldanteil (blau) unterschätzt das Modell die effektive N-Konzentration oft. Dies dürfte daran liegen, dass andere (meist landwirtschaftliche) Bodennutzungen mit einem kleinen Flächenanteil im Einzugsgebiet der Messstellen die Nitrat-Konzentration im Grundwasser stark beeinflussen können. Allerdings gibt es auch bei den Einzugsgebieten mit einem hohen Waldanteil grössere Abweichungen. Die auf der Karte dargestellten „besten

Schätzwerte' des Modells sind in der Abbildung 13 als Punkte eingezeichnet. Es überwiegen die Probenahmestellen, bei denen diese Werte etwas tiefer sind als die effektiv gemessenen Mittelwerte der Konzentrationen. Die Konzentrationen sind aber mehrheitlich im unteren Bereich des Vertrauensintervall des zu Grunde liegenden Modells.

4 Diskussion

Die Variabilität der Konzentration von anorganischem Stickstoff im Sickerwasser aus den untersuchten Flächen war gross, insbesondere räumlich, zwischen den Mittelwerten der verschiedenen Flächen, aber auch zeitlich von Jahr zu Jahr innerhalb der einzelnen Flächen. Im Vergleich zu derjenigen der Konzentrationen waren die relativen Unterschiede der Sickerwasserflüsse zwischen den Flächen kleiner. Für die resultierenden Werte der N-Auswaschung waren deshalb vor allem die Konzentrationen im Sickerwasser massgebend, da die Werte der Sickerwasserflüsse insgesamt näher beieinander lagen. Daraus leiteten wir ab, dass es zulässig sei, verschiedene, ähnlich komplexe Wasserhaushaltsmodelle zu verwenden, um die N-Auswaschung verschiedener Flächen zu vergleichen.

Die Untersuchung des Einflusses der zeitlichen Variabilität von Einflussgrössen auf die Variabilität der Zielgrösse hat den Vorteil, dass verfälschende Einflüsse nicht berücksichtigter Variablen vermindert sind, sofern diese Variablen innerhalb einer Fläche über die Zeit gleich bleiben. Lag-Effekte müssen jedoch zusätzlich berücksichtigt werden. Demgegenüber hat die Analyse von Standortmittelwerten zwar den Nachteil, dass die Ergebnisse von nicht berücksichtigten Variablen verfälscht werden könnten, aber den Vorteil, dass die Ergebnisse besser räumlich extrapolierbar sind. Die verschiedenen angewandten Methoden stimmten bezüglich dem Set an signifikanten Variablen teilweise überein: Die N-Deposition und der Niederschlag gingen bei beiden Methoden als signifikante Variablen mit positiven Koeffizienten hervor.

Das Mass der Erklärung der Varianz des N-Austrags für die untersuchten Flächen in und ausserhalb der Schweiz war mit einem $R^2=0.72$ ähnlich wie in früheren Studien mit teilweise anderen Flächen ($R^2=0.69$: Dise und Wright 1995; $R^2=0.69$: Matzner und Grosholz 1997; $R^2=0.69$: Gundersen et al. 1998; $R^2=0.58$: Kristensen et al. 2004; Rothwell et al. 2008; $R^2=0.58-0.70$: Dise et al. 2009). Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die wichtigste Einflussgrösse für die N-Auswaschung der N-Eintrag über die atmosphärische Deposition ist. Dies ist in Übereinstimmung mit früheren Studien.

Tabelle 15: Wertebereiche der C/N Verhältnisse in der organischen Auflage und in den obersten 10 cm Mineralboden der Standorte verschiedener Studien.

Studie	Netz	Länder	C:N 0-10 cm		C:N org. Auflage	
			n	Bereich	n	Bereich
(Cools et al. 2014)	Level I	AT, BE, CZ, CY, DK, EE, FI, FR, DE, GR, HU, IE, IT, LV, LT, PO, PT, CS, SI, SK, ES, SE, UK	4060	18.3 (9.7-31.9) ¹	3838	27.2 (16.0-44.2) ¹
(Matzner und Grosholz 1997)	Studien	DE, DK, IE, SE, FR			16	27 (19 - 40)
(Dise und Wright 1995; Gundersen et al. 1998)	Studien	NO, SE, FI, UK, DK, D, CZ, FR			77	~25 (19 - 38)
(Kristensen et al. 2004)	Level II	NO, SE, FI, IE, UK, DK, BE, FR, DE, CZ, AT	111	~22 (12 - 45)	103	~27 (14 - 46)
(Gundersen et al. 2009)	Level II	DK	8	21.1 (13.0-30.6)	8	28.5 (22.8-34.8)
diese Studie	Level II	FR, BE, DE, IT, IE	47	19.1 (11.1-34.8)	47	26.0 (19.0-48.6)
		Bodenprofile	CH	453	19.1 (9.9-39.4)	267
	IAP, LWF	CH	38	16.6 (12.3-24.9)	21	23.9 (18.3-37.0)

Legende: Länder AT=Österreich, BE=Belgien, CH=Schweiz, CS=Serbien, CY=Zypern, CZ=Tschechien, DK=Dänemark, EE=Estland, ES=Spanien, FI=Finnland, FI=Finnland, FR=Frankreich, GR=Griechenland, HU=Ungarn, IE=Irland, IT=Italien, LT=Litauen, LV=Lettland, NO=Norwegen, PO=Polen, PT=Portugal, SE=Schweden, SI=Slovenien, SK=Slowakei, UK=Grossbritannien; Netz Level I, II=ICP Forests Level I, II plot network. 1) 2.5 und 97.5% Perzentile.

Die Ergebnisse zeigen zudem, dass die Gründigkeit des Bodens, der Deckungsgrad der Strauchschicht und die Baumarten einen Einfluss auf den N-Austrag haben können. Nach Holzschlag oder Störungen konnte eine Erhöhung der N-Auswaschung während dreier Jahre nachgewiesen werden. Ähnliche Nachwirkungen von Holzschlag oder Störung wurden in Studien im Ausland (Hegg et al. 2004) und in der Schweiz (Schleppi et al. 2017) gefunden. Gezeigt werden konnte zudem, dass der Ernährungsstatus der Bäume mit Stickstoff ein guter Indikator für die N Auswaschung ist. Dies ist in Übereinstimmung mit der Hypothese von Aber et al. (1998), welche eine erhöhte N-Auswaschung ab einer gewissen Sättigung des Bestandes mit Stickstoff postulierten. Die Ergebnisse deuten an, dass dieser Ernährungszustand sogar ein besserer Indikator sein könnte als das C/N-Verhältnis der Auflage oder des oberen Mineralbodens. Letzterer war nur in Teilen des Datensets ein signifikanter Prädiktor. Ein möglicher Grund dafür sind insgesamt eher tiefere C/N Verhältnisse an den intensiv untersuchten Standorten (Bodenlösung) in der Schweiz als in den Datensätzen anderer Studien (Tabelle 15). Gundersen et al. (2009), welche einen signifikanten Einfluss des C/N Verhältnisses fanden, untersuchten anderem auch dänischen Waldflächen, welche zuvor als Ackerflächen genutzt worden waren. In

der hier vorliegenden Studie waren keine Flächen aus Dänemark vertreten. Rothwell et al. (2008) erarbeiteten einen Entscheidungsbaum in dem das C/N Verhältnis nur bei einem Stickstoffeintrag mit dem Bestandesniederschlag von mehr als $7.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$ und einem Jahresniederschlag $< 1040 \text{ mm}$ verwendet wird, was bei knapp der Hälfte der hier untersuchten Flächen der Fall sein wird. Cools et al. (2014) führten eine statistische Analyse von rund 4000 Stichprobenstandorten durch in der die Baumart als einer der Faktoren ein Teil der Variation des C/N-Verhältnis in Waldböden erklärte. Kristensen et al. (2004) hatten den Zusammenhang zwischen N-Austrag, N-Eintrag und C/N Verhältnis im Boden mit Regressionen untersucht und hatten genauere Schätzwerte erhalten, wenn sie den Datensatz in Laub- und Nadelbaumstandorte trennten.

Weitere möglicherweise erklärende Messgrößen, wie beispielsweise die N-Zeigerwerte der Bodenvegetation, die Stammzahlen des Jungwuchses oder der Denitrifikationsfaktor lagen nur für Teile des Datensatzes vor, waren bei diesen aber teils signifikant (Waldner et al. 2012) Der N-Zeigerwert gilt als Indikator für die Verfügbarkeit von Stickstoff für die Vegetation, Jungwuchs bindet Stickstoff durch Nährstoffaufnahme und die Denitrifikation wandelt Stickstoff teilweise in gasförmige Stickstoffformen (N_2 , N_2O) um, welche in die Atmosphäre entweichen können.

Das C/N Verhältnis, das unter anderem von Gundersen et al. (1998) als wichtiger Stickstoffsättigungsindikator beschrieben wird, hat sich an den ausgewählten NABO Flächen in der obersten Schicht (Humusaufgabe und Mineralboden 20 cm) seit den 1980er kaum verändert, obwohl der Stickstoffeintrag (Deposition) seit den 1960er Jahren zugenommen hat und die Critical Loads heute auf $> 90\%$ der Waldfläche überschreitet (Rihm und Achermann 2016). Daraus könnte abgeleitet werden, dass die Flächen bereits in den 1980er Jahren ihr neues Gleichgewicht gefunden haben könnten. Eine andere mögliche Erklärung wäre, dass Stickstoff auf der Fläche akkumuliert, ohne dass sich das C/N-Verhältnis in der genannten Schicht ändert. Bei einer Wiederholung der Bodeninventur in Frankreich wurde teils gefunden, dass insgesamt mehr organisches Material in der Auflage und den darunterliegenden Bodenhorizonten vorhanden war und damit bei gleichbleibendem C/N-Verhältnis auch mehr Stickstoff eingelagert wurde (Nicolas 2014).

Von den untersuchten Klimagrößen Niederschlag und Temperatur konnte nur für den Niederschlag ein Einfluss seiner zeitlichen Variation innerhalb der Flächen auf jene der N-Auswaschung statistisch nachgewiesen werden. Für den Niederschlag ist dies in Übereinstimmung mit der statistischen Untersuchung der Flächenmittelwerte, bei der dieser ebenfalls als signifikante Einflussgröße hervorgeht. Für die Temperatur wurde kein signifikanter Einfluss gefunden, möglicherweise weil die Temperatur sowohl Prozesse beeinflusst, welche den N-Rückhalt im Wald fördern (Wachstum, Nährstoffaufnahme), wie auch Prozesse, welche eine N-Freisetzung fördern (Abbau von organischem Material) (Waldner et al., 2016).

Da die Variation des Niederschlags mit derjenigen der Stickstoffdeposition korreliert (Waldner et al., 2014), wurden weitergehende Tests durchgeführt. Diese Tests ergaben, dass die beiden Variablen nur schwach miteinander korrelieren und deshalb die multiple Regression gut zwischen ihnen differenzieren kann. Diese Tests wurden mit modellierten Werten durchgeführt und nicht mit In-Situ Messungen, scheinen aber plausibel.

Zur Erstellung der N-Auswaschkarte wurde das Modell K für die Waldflächen in der ganzen Schweiz angewandt. Die Wertebereiche der einzelnen kartierten Variablen lagen teilweise ausserhalb des Wertebereichs des zugrundeliegenden Datensatzes. Exponentialformeln können bereits wenig ausserhalb des Gültigkeitsbereichs unrealistische Schätzwerte liefern. Daher wurden Maximalwerte für die Deposition und die N-Auswaschung festgesetzt. Für Gebüschwald wurde die N-Auswaschung nicht kartiert. Gebüschwald liegt oft in Gebieten, in denen die Belastung des Grundwassers mit Nitrat kein vordringliches Problem darstellt.

Bei der Validierung der N-Auswaschkarte anhand von NAQUA Standorten konnte die Breite des Intervalls um den Schätzwert, in dem die effektiven Werte erwartet werden, mit Fehlerbalken dargestellt werden. Das Grundwasser an den ausgewählten NAQUA Standorten enthielt mehrheitlich tiefe und mittlere Nitrat Konzentrationen (<25 mg Nitrat/L, bzw. <5.6 mg N/L). Bei NAQUA Probenahmestellen mit einem Waldanteil von deutlich weniger als 100% im Einzugsgebiet lagen die Messwerte oft höher als die Schätzwerte. Andere Landnutzungsarten (z.B. Landwirtschaft) haben oft eine höhere N-Auswaschung als Wald. Die Abweichungen lagen bei diesen Standorten somit in der zu erwartenden Richtung.

5 Schlussfolgerungen

Bezüglich der Fragestellungen des Projekts können folgende Schlüsse gezogen werden.

1. Als Indikatoren für die Stickstoffsättigung der Schweizer Waldfläche liessen sich der N-Eintrag und die Stickstoffversorgung der Blätter und Nadeln, nicht jedoch das C/N Verhältnis im Boden bestätigen. Ein möglicher Grund für diese Diskrepanz zu Studien von (Gundersen et al. 1998) sind die generell eher tieferen C/N Verhältnisse der hier untersuchten Waldböden.
2. Die untersuchten benachbarten Buchen- und Fichtenflächen (sog. Doppelstandorte) bestätigen den unterschiedlichen Einfluss dieser beiden Baumarten auf die N-Auswaschung. Aufgrund des Prozessverständnisses ist jedoch bei einer Verallgemeinerung von diesen zwei Baumarten auf Laub- und Nadelbaumarten Vorsicht angezeigt. Im multivariaten Vergleich aller Standorte trat ein Effekt des Nadelholzanteils jedenfalls nicht hervor. Bei der Beurteilung der Baumarten müssen wohl auch andere Eigenschaften wie beispielweise die Streuqualität oder die Durchwurzelungstiefe miteinbezogen werden. Dass Holzernte und Mortalität die N-Auswaschung in den darauffolgenden Jahren erhöhen kann, konnte jedoch auch in einer Analyse über alle Schweizer Standorte bestätigt werden.
3. Für die Extrapolation der Ergebnisse von den Untersuchungsstandorten auf die ganze Schweiz lieferte ein Vorgehen mit einer direkten Beziehung zu kartierten Variablen eine empirische Formel mit einer geringeren Unsicherheit als ein indirektes Vorgehen über zwei Schritte mit je mehr Standorten. Letzteres hätte jedoch den Vorteil, dass mehr Flächen und damit mehr Standorte einbezogen werden könnten. Insbesondere der zweite Schritt, die Herleitung von empirischen Formeln für die Ableitung erklärender Messgrössen von kartierten Variablen, gestaltete sich jedoch als schwierig, wie am Beispiel des C/N Verhältnisses gezeigt.
4. Bezüglich Prognosen für die N-Auswaschung konnten folgende Erkenntnisse gewonnen werden: Blicke die N-Deposition gleich, müsste davon ausgegangen werden, dass ein grosser Teil der Walflächen Stickstoff weiterhin akkumulieren würden und das Risiko erhöhter N-Auswaschung zunehmen würde. Nähme die N-Deposition künftig wieder zu, wie zwischen 1950 und 1990, würde sich dieses Risiko erhöhter N-Auswaschung zusätzlich erhöhen – und umgekehrt: nimmt die N-Deposition weiterhin ab, wie seit Einführung verstärkter Luftreinhaltemassnahmen um 1990, wird sich dieses Risiko entsprechend vermindern. In den tieferen Lagen dürfte sich eine Fortsetzung der in den letzten Jahrzehnten beobachteten Tendenz zu höheren Laubholzanteilen mildernd auf das Risiko erhöhter N-Auswaschung auswirken. Bei der Klimaänderung scheinen die prognostizierten Änderungen der Temperatur keinen direkten Einfluss auf die N-Auswaschung zu haben, eine Verminderung des Niederschlags wird die N-Auswaschung jedoch eher etwas reduzieren. Kommt es aufgrund der Klimaänderungen wegen vermehrter Trockenheit oder Schädlingsbefall jedoch zu lokal erhöhter Mortalität (Etzold et al. 2016) oder Holznutzung (Brang et al. 2016; Pauli et al. 2016), so würde dies das Risiko erhöhter N-Auswaschung dort erhöhen.

Insgesamt können aus den Ergebnissen folgende Empfehlung abgeleitet werden.

- In Gebieten mit hoher atmosphärischer Deposition von Stickstoff ist erhöhte N-Auswaschung aus dem Wald wahrscheinlicher als in Gebieten mit tiefen N-Einträgen. Flachgründige Böden und Böden mit geringer Nährstoffspeicherkapazität erhöhen das Auswaschungsrisiko zusätzlich. Eine generelle regionale Einschätzung kann aus einer Karte (Abbildung 10) entnommen werden.
- Um Austragsrisiken an der Ursache zu bekämpfen, ist die Reduktion der Stickstoffdeposition durch lokale und europaweit koordinierte Luftreinemassnahmen angezeigt.
- In kritischen Gebieten (z.B. Einzugsgebiete von Trinkwasserfassungen mit hohen Nitratwerten) kann mit weiteren Untersuchungen vor Ort (Ernährungszustand der Bäume, Stickstoffverfügbarkeit im Boden, Deckungsgrad Strauchschicht und Unterwuchs) die Wahrscheinlichkeit einer erhöhten N-Auswaschung besser abgeschätzt werden und es können gezielt Massnahmen ergriffen werden.
- Mit einer angepassten Waldbewirtschaftung kann das Risiko einer erhöhten N-Auswaschung reduziert werden. Dazu gehören geeignete Vorgehen bei der Holzernte (z.B. zeitliche Staffelung von Holzschlägen innerhalb von Einzugsgebieten von Wasserfassungen, Förderung einer permanenten Vegetationsdecke) und eine gezielte Baumartenwahl (z.B. tief wurzelnde Baumarten, z.B. eher Buchen als Fichten). Die Ergebnisse dieser Studie bestätigen die bereits bestehenden Empfehlungen (Hegg et al. 2004; Brändli und Cioldi 2009; Hässig et al. 2009).

Für eine weitergehende schweizweite Untersuchung des N-Austragsrisikos aus dem Wald stehen gemäss unserer Einschätzung verschiedene Optionen offen.

- Weitergehende Analysen der vorhandenen Daten und Fortführung der laufenden Bodenlösungs-Untersuchungen auf den ICP Forests-, LWF- und IAP-Flächen.
- Anlegen von sog. «Doppelstandorten» zur Untersuchung der N-Auswaschung für weitere Baumartenpaare.
- Repräsentative Erfassung der Entwicklung der Ernährungssituation des Waldes und der Veränderung der Waldböden über die Zeit durch eine Wiederholung der repräsentativen Boden- und Blattbeprobung auf dem Messnetz der Sanasilvaflächen.
- Aufarbeitung, Homogenisierung und Vervollständigung der Boden- und Bestandeskarten für die ganze Schweiz.

Diese Auflistung ist nicht abschliessend. Weitergehende Arbeiten würden vermutlich zu einem verbesserten Verständnis der involvierten Prozesse und damit zu einer besseren Grundlage für die Kartierung des Risikos erhöhter N-Auswaschung aus Waldböden führen.

6 Literatur

- Aber, J., McDowell, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W., Rustad, L. und Fernandez, I., 1998: Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems - Hypotheses revisited. *Bioscience*, 48 (11): 921-934.
- BAFU, 2009: *Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA)*. Bericht Umwelt-Zustand, Vol. 0903. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, 144 p.
- Baumgartner, A., Reichel, E. und Weber, G., 1983: *Der Wasserhaushalt der Alpen*. Oldenbourg Verlag, München, Wien, 2 Bände p.
- Benzler, J. H., Finner, H., Müller, W., Roeschmann, G., Will, K. H. und Wittmann, O., 1982: *Bodenkundliche Kartieranleitung*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 331 p.
- BFS, 2013: *Arealstatistik, Hektarraster mit 72 Basiskategorien*. Bundesamt für Statistik (BFS), Neuchâtel, p.
- Bitterli, T., Aviolat, P., Brändli, R., Christe, R., Fracheboud, S., Frey, D., George, M., Matousek, F. und Tripet, J.-P., 2008: *Hydrogeologische Karte der Schweiz: Grundwasservorkommen 1:500'000*. Bundesamt für Landestopographie swisstopo, Wabern 2p.
- Brändli, U.-B., 2010: Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004-2006, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern. , pp. 312.
- Brändli, U.-B. und Cioldi, F., 2009: Ergebnisse des Landesforstinventars LFI3. Die Holzressourcen in den Kantonen. *Wald und Holz*, 90 (4): 22-24.
- Brang, P., Küchli, C., Schwitter, R., Bugmann, H. und Ammann, P., 2016: Waldbauliche Strategien im Klimawandel. In: A. R. Pluess, S. Augustin & P. Brang (eds.), *Wald im Klimawandel*. Bundesamt fuer Umwelt BAFU, Bern; Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, p. 341-364.
- Braun, S., 2013: *Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung*. Bericht 2012, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie IAP, Schönenbuch, 38 p.
- Braun, S., Schindler, C. und Rihm, B., 2017: Growth trends of beech and Norway spruce in Switzerland: The role of nitrogen deposition, ozone, mineral nutrition and climate. *Science of The Total Environment*, 599–600: 637-646.
- Bühlmann, T., Hiltbrunner, E. und Körner, C., 2013: *Die Verbuschung des Alpenraums durch die Grünerle*. Faktenblatt, Plant Science Center der Universität Zürich, der ETH Zürich und der Universität Basel; Forum Biodiversität Schweiz der Akademien der Wissenschaften Schweiz, 4 p.
- Christiansen, J. R., Elberling, B. und Jansson, P.-E., 2006: Modelling water balance and nitrate leaching in temperate Norway spruce and beech forests located on the same soil type with the CoupModel. *Forest Ecology and Management*, 237 (1-3): 545-556.
- Cools, N., Vesterdal, L., De Vos, B., Vanguelova, E. und Hansen, K., 2014: Tree species is the major factor explaining C:N ratios in European forest soils. *Forest Ecology and Management*, 311: 3-16.
- Daenner, K. M. und Raspe, S., 2015: *Status Report of the project 'Nitrate leaching risk mapping' (NitLeach II)*. Project partner - Bavarian State Institute of Forestry (LWF). Bavarian State Institute of Forestry (LWF), Freising, Germany, 37 p.
- Dambrine, E., Vega, J. A., Taboada, T., Rodriguez, L., Fernandez, C., Macias, F. und Gras, J. M., 2000: Budgets of mineral elements in small forested catchments in Galicia (NW Spain). In: *Annals of Forest Science*, Vol. 57, pp. 23-38.
- De Schrijver, A., Nachtergale, L., Staelens, J., Luyssaert, S. und De Keersmaeker, L., 2004: Comparison of throughfall and soil solution chemistry between a high-density Corsican pine stand and a naturally regenerated silver birch stand. *Environmental Pollution*, 131 (1): 93-105.
- Dise, N. B., Rothwell, J. J., Gauci, V., van der Salm, C. und de Vries, W., 2009: Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Science of the Total Environment*, 407 (5): 1798-1808.

- Dise, N. B. und Wright, R. F., 1995: Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71: 153-161.
- Durand, P., Lelong, F. und Neal, C., 1991: Hydrochemical variations in spruce, beech and grassland areas, Mont-Lozère, Southern France. In: *Journal of Hydrology*, Vol. 129, pp. 50-57.
- Ellenberg, H. und Klötzli, F., 1972: Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen (EAFV)*, 48: 587-930.
- Etzold, S., Wunder, J., Braun, S., Rohner, B., Bigler, C., Abegg, M. und Rigling, A., 2016: Mortalität von Waldbäumen: Ursachen und Trends. In: A. R. Pluess, S. Augustin & P. Brang (eds.), *Wald im Klimawandel*. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern; Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, p. 177-196.
- Frei, E., Vökt, U., Flückiger, R., Brunner, H. und Schai, F., 1980: *Bodeneignungskarte der Schweiz (Masstab 1:200'000)*. Grundlagen für die Raumplanung, Bundesämter für Raumplanung, Landwirtschaft und Forstwesen, EMDZ, Bern, p.
- Freiburghaus, M., 2012: Aufbereitung von Trinkwasser in der Schweiz: Auswertung der SGW-Statistik 2005 und 2010. *Aqua & Gas*, 9: 78-81.
- GEOSTAT, B., 2001: *Waldmischungsgrad der Schweiz (WMG100)*. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel, Schweiz, p.
- Gessler, A., Schneider, S., von Sengbusch, D., Weber, P., Hanemann, U., Huber, C., Rothe, A., Kreutzer, K. und Rennenberg, H., 1998: Field and laboratory experiments on net uptake of nitrate and ammonium by the roots of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) trees. *The New Phytologist*, 138 (2): 275-285.
- Göttlein, A., 2016: Ableitung von Nährelementrelationen für die mitteleuropäischen Hauptbaumarten aus dem Wertebereich normaler Ernährung im Vergleich zu verfügbaren Literaturdaten. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 187: 237-246.
- Graf Pannatier, E., Thimonier, A., Schmitt, M., Walthert, L. und Waldner, P., 2011: A decade of monitoring at Swiss Long-term Forest Ecosystem Research (LWF) sites: can we observe trends in atmospheric acid deposition and in soil solution acidity? *Environmental Monitoring and Assessment*, 174: 3-30.
- Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Reto G. Meuli und Keller, A., 2015: *Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter*. Umwelt-Zustand, Vol. 1507. Bundesamt für Umwelt, Bern, 81 p.
- Gundersen, P., Callesen, I. und de Vries, W., 1998: Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102 (S1): 403-407.
- Gundersen, P., Sevel, L., Christiansen, J. R., Vesterdal, L., Hansen, K. und Bastrup-Birk, A., 2009: Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and broadleaved forests in Denmark? *Forest Ecology and Management*, 258 (7): 1137-1146.
- Hammel, K. und Kennel, M., 2001: *Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90*. Forstliche Forschungsberichte München, Vol. 185. Heinrich Frank, München, 148 p.
- Hartmann, D., Mauralt, R., Affolter, S. und Greber, E., 2003: *Grundwasser*. BUWAL, Bern, 31 p.
- Hässig, J., Zimmermann, S., Waldner, P., Thees, O. und Lemm, R., 2009: Bewertung der Nachhaltigkeit des Nährstoffentzugs durch die Holzernte - Erste Modellanwendung bei intensiver Energieholznutzung im Schweizer Mittelland. In: O. Thees & R. Lemm (eds.), *Management einer zukünftigen Waldnutzung. Beiträge aus einem Forschungsprogramm für die Schweizer Waldwirtschaft*. Verlag der Fachvereine vdf, Zürich, p. 191-223.
- Haylock, M. R., Hofstra, N., Tank, A. M. G. K., Klok, E. J., Jones, P. D. und New, M., 2008: A European daily high-resolution gridded dataset of surface temperature and precipitation. *J. Geophys. Res.*, 113: D20119.
- Hegg, C., Jeisy, M. und Waldner, P., 2004: *Wald und Trinkwasser. Eine Literaturstudie*. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL, Birmensdorf, 60 p.

- ICP Forests, 2010: *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests). Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP). UN-ECE, Hamburg, 578 p.
- Johnson, J., Graf Pannatier, E., Carnicelli, S., Cecchini, G., Clarke, N., Cools, N., Hansen, K., Meesenburg, H., Nieminen, T., Pihl Karlsson, G., Titeux, H., Vanguelova, E., Verstraeten, A., Vesterdal, L., Waldner, P. und Jonard, M., 2018: The response of soil solution chemistry in European forests to decreasing acid deposition. *Global Change Biology*, 24: 3603-3619.
- Kim, S., 2015: *Partial and semi-partial correlation (ppcor)*. R-Package, Vol. ppcor. R-Project, The Comprehensive R Archive Network (CRAN), 9 p.
- Kristensen, H. L., Gundersen, P., Callesen, I. und Reinds, G. J., 2004: Throughfall nitrogen deposition has different impacts on soil solution nitrate concentration in European coniferous and deciduous forests. *Ecosystems*, 7 (2): 180-192.
- Kull, P. und Rösler, E., 1999: Vegetationserhebungen mit Feldcomputer im Projekt Waldvegetation Schweiz. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 146 (11): 873-891.
- Landolt, E., 1977: *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Vol. 64. Stiftung Rübel, Zürich., 208 p.
- Lucas Menzel, H. L., Martin Rohmann, 1999: Mittlere jährliche aktuelle Verdunstungshöhen 1973-1992 (Tafel 4.1). In: O. Overnay, M. Baumman, A. Bryner, D. Farinotti, O. Forte, C. Frei, J. Garcia, F. Hauser, L. Hurni, A. Jakob, P. Molnar, M. Rohrer, W. Ruf, J. Seibert, M. Stähli & R. Weingartner (eds.), *Hydrologischer Atlas der Schweiz HADES*. Geographisches Institut der Universität Bern. Bundesamt für Umwelt. , Bern, p. 1-4.
- Lüdecke, D., 2018: ggeffects: tidy data frames of martinal effects from regression models. *Journal of Open Source Software*, 3 (26): 772:1-5.
- Matzner, E., 1988: *Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling*. Berichte des Forschungszentrums Waldkosysteme, Vol. A 41. Universität Göttingen, Göttingen,p.
- Matzner, E. und Grosholz, C., 1997: Beziehung zwischen NO₃- Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflage und N-Einträgen in Fichtenwald (*Picea abies* Karst.)-Ökosystemen Mitteleuropas. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt, Vol. 116, pp. 39-44.
- Nicolas, M., 2014: Evolution temporelle des propriétés physicochimiques des sols. In: Office National des Forêts (ed.), *RENECOFOR - Bilan technique de l'année 2014*. Vol. Mars 2015, Direction forêts et riques naturels, Fontainebleau, p. 35.
- Pahlsson, A. und Bergkvist, B., 1995: Acid deposition and soil acidification at a southwest-facing edge of Norway spure and European beech in South Sweeden. *Ecological Bulletin*, 44: 43-53.
- Pauli, B., Stöckli, B., Holthausen, N. und Rosset, C., 2016: Ökonomische Beurteilung waldbaulicher Strategien zur Bewältigung des Klimawandels im Schweizer Mittelland. In: A. R. Pluess, S. Augustin & P. Brang (eds.), *Wald im Klimawandel*. Bundesamt fuer Umwelt BAFU, Bern; Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, p. 311-337.
- Philipp, R., Flury, F., George, M., Kempf, T., Kozel, R., Lützenkirchen, V., Matousek, F., Sinreich, M., Tissières, P. und Tripet, J.-P., 2008: *Hydrogeologische Karte der Schweiz: Vulnerabilität der Grundwasservorkommen 1:500'000 (Tafel 8.7 des Hydrologischen Atlas der Schweiz HADES)*. Bundesamt für Landestopographie swisstopo, Wabern 2p.
- Rihm, B., 1994: *Critical loads of acidity for forest soils and alpine lakes. Steady state mass balance method*. Environmental Series - Air, Vol. 234. Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL), Bern, 68 p.
- Rihm, B. und 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, Federal Office for the Environment, Bern, 78 p.
- Rihm, B. und Kurz, D., 2001: Deposition and critical loads of nitrogen in Switzerland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130 (1-4): 1223-1228.

- Rothe, A., Kölling, C. und Moritz, K., 1998: Waldbewirtschaftung und Grundwasserschutz - Der aktuelle Kenntnisstand. *AFZ. Der Wald*, 53 (6): 291-295.
- Rothe, A. und Mellert, K. H., 2004: Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. *Water Air and Soil Pollution*, 156 (1-4): 337-355.
- Rothwell, J. J., Futter, M. N. und Dise, N. B., 2008: A classification and regression tree model of controls on dissolved inorganic nitrogen leaching from European forests. *Environmental Pollution*, 156 (2): 544-552.
- Schleppi, P., Curtaz, F. und 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 (3): 319-335.
- Schulla, J. und Jasper, K., 2007: *Model description Wasim-ETH*. www.wasim.ch, Zürich und Stallikon, 181 p.
- Stefan, K., Fürst, A., Hacker, R. und Bartels, U., 1997: *Forest foliar condition in Europe - Results of large-scale foliar chemistry surveys (survey 1995 and data from previous years)*. EC - UN/ECE, Austrian Federal Forest Research Centre, Brussels, Geneva, 207 p.
- Thimonier, A., Schmitt, M., Waldner, P. und Rihm, B., 2005: Atmospheric deposition on Swiss Long-term Forest Ecosystem Research (LWF) plots. *Environmental Monitoring and Assessment*, 104: 81-118.
- 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.
- Verstraeten, A., Neiryck, J., Cools, N., Roskams, P., Louette, G., De Neve, S. und Sleutel, S., 2017: Multiple nitrogen saturation indicators yield contradicting conclusions on improving nitrogen status of temperate forests. *Ecological Indicators*, 82: 451-462.
- Vesterdal, L., Schmidt, I. K., Callesen, I., Nilsson, L. O. und Gundersen, P., 2008: Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 255 (1): 35-48.
- von Wilpert, K., Zirlewagen, D. und Kohler, M., 2000: To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in central Europe? In: *Water Air and Soil Pollution*, Vol. 122, pp. 105-120.
- Waldner, P., Braun, S., Graf Pannatier, E., Thimonier, A., Walthert, L., Rihm, B., Kurz, D. und Meuli, R., 2012: *Estimations for the risk of elevated nitrate leaching from Swiss forests soils*. WSL, IAP, Meteotest, EKG Geosciences, ART Agroscope Reckenholz, Birmensdorf, 31 p.
- Waldner, P., Braun, S., Kurz, D. und Thimonier, A., 2016: Nährstoffflüsse im Wald mit Fokus auf Stickstoff und basische Kationen. In: A. R. Pluess, S. Augustin & P. Brang (eds.), *Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien*. Bern, Bundesamt für Umwelt BAFU; Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien, p. 61-73.
- Waldner, P., Marchetto, A., Thimonier, A., Schmitt, M., Rogora, M., Granke, O., Mues, V., Hansen, K., Pihl Karlsson, G., Žlindra, D., Clarke, N., Verstraeten, A., Lazdins, A., Schimming, C., Iacaban, C., Lindroos, A.-J., Vanguelova, E., Benham, S., Meesenburg, H., Nicolas, M., Kowalska, A., Apuhtin, V., Napa, U., Lachmanová, Z., Kristoefel, F., Bleeker, A., Ingerslev, M., Vesterdal, L., Molina, J., Fischer, U., Seidling, W., Jonard, M., O'Dea, P., Johnson, J., Fischer, R. und Lorenz, M., 2014: Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment*, 95: 363-374.
- Waldner, P., Meuli, R., Walthert, L., Thimonier, A., Graf Pannatier, E. und Hagedorn, F., 2010: *Veränderung des C/N-, des ¹⁵N/¹⁴N und des ¹³C/¹²C Verhältnisses auf NABO Flächen nahe der LWF-Standorte*. WSL, Agroscope ART Reckenholz, Birmensdorf and Zürich, 12 p.
- Walthert, L., Zimmermann, S., Blaser, P., Luster, J. und Lüscher, P., 2004: *Waldböden der Schweiz. Band 1. Grundlagen und Region Jura*. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf. Haupt, Bern, 768 p.
- Wohlgemuth, T., Moser, B., Brändli, U. B., Kull, P. und Schütz, M., 2008: Diversity of forest plant species at the community and landscape scales in Switzerland. *Plant Biosystems*, 142 (3): 604-613.