

Durch Stickstoffdeposition induzierte Emissionen von Stickoxiden und Lachgas aus (semi-)natürlichen Ökosystemen

**Analyse der schweizerischen Situation
mit Vorschlägen zur Umsetzung im Schweizerischen
Emissionsinventar (EMIS)**

Juli 2014



Impressum

Durchgeführt von Tobias Bühlmann im Rahmen eines Praktikums am BAFU in der Abteilung Luftreinhalteung und Chemikalien.

Projektbegleitung BAFU: Beat Achermann und Simon Liechi

Projektbegleitung Meteotest: Beat Rihm

Projektbegleitung ZHAW: René Locher

Projektbegleitung Universität Basel: Erika Hiltbrunner und Christian Körner

Verdankung

Für die Unterstützung des Projektes möchten wir uns herzlich bei Dr. Martin Schiess und Dr. Richard Ballaman bedanken. Ein besonderer Dank geht an Daniel Bretscher, Dr. Paul Filliger, Dr. Erika Hiltbrunner und Prof. Christian Körner für das rege Interesse, die aktive Mithilfe und die sorgfältige Durchsicht. Für die gute und konstruktive Zusammenarbeit mit Beat Rihm und René Locher möchten wir uns bedanken.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	4
2	Ausgangslage	5
2.1	Internationale Verpflichtungen der Schweiz	5
2.2	Emissionen von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen in der Schweiz	5
2.3	Stickstoffdeposition in der Schweiz	6
2.4	Auswirkungen der N-Einträge in Ökosysteme	9
2.5	Indirekte N-Emissionen, bisherige Berechnungen	11
2.5.1	Indirekte N ₂ O-Emissionen nach IPCC Guidelines	11
2.5.2	Indirekte NO _x -Emissionen nach EMEP/EEA Guidebook	12
2.5.3	Indirekte NH ₃ -Emissionen	13
2.5.4	Indirekte N-Emissionen im EMIS	13
2.5.5	Natürliche Emissionen im EMIS	14
3	Methode zur Neuberechnung der indirekten Emissionen	14
3.1	Auswahl der (semi-)natürlichen Ökosysteme	14
3.1.1	(Semi-)natürliches Grasland	15
3.1.2	Nassstandorte	15
3.1.3	Wald	15
3.2	Kriterien zur Auswahl der Literatur	16
3.3	Modellierte N-Deposition	16
3.3.1	Depositionskartierungen in unterschiedlicher räumlicher Auflösung	16
3.3.2	Umrechnung des N-Eintrags über Throughfall in totale N-Deposition bei Waldökosystemen	17
3.4	Literaturrecherche	17
3.5	Auswertung der Daten der Fachliteratur	19
3.5.1	Auswertung der Emissionsdaten über alle (semi-)natürlichen Ökosysteme	19
3.5.2	Auswertung der Emissionsdaten, getrennt nach Ökosystemen	20
3.5.3	Zusammenfassung der hergeleiteten Emissionsraten	22
3.6	Berechnung der Flächen, N-Depositionen und der indirekten N-Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme der Schweiz	22
3.6.1	Flächen und N-Deposition	22
3.6.2	Berechnung der indirekten N-Emissionen	23
4	Resultate	25
4.1	Berechnete indirekte N-Emissionen von (semi-)natürlichen Ökosystemen	25
5	Vorschläge zur Umsetzung im EMIS	27
5.1	Aktivitäten und Emissionsfaktoren indirekter NO- und N ₂ O-Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme	28
5.2	Berechnung der totalen indirekten N-Emissionen und Verhinderung von Doppelzählungen	29
5.2.1	Berechnung der totalen indirekten N ₂ O-Emissionen	29
5.2.2	Berechnung der totalen indirekten NO _x -Emissionen	30
5.2.3	Vermeidung von Doppelzählungen bei „natürlichen“ NO _x - und N ₂ O-Emissionen	31
6	Diskussion	31
6.1	N ₂ O	31
6.2	NO _x	33
6.3	Zusammenhänge zwischen N-Emissionen und Einflussgrössen	34
6.4	Fazit	34
7	Literaturverzeichnis	36
8	Anhang	39
8.1	Karten indirekter N ₂ O-Emissionen (semi-)natürliche Ökosysteme	39
8.2	Karten indirekter NO-Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme	40

Abstract

Emissionen von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen in die Atmosphäre können am Ort der Deposition sogenannte indirekte NO- (Stickstoffmonoxid) und N₂O- (Lachgas) Emissionen aus Böden auslösen. Diese indirekten N-Emissionen sollen zuhanden der internationalen Organisationen UN und UNECE gemäss IPCC- und EMEP/EEA-Richtlinien jährlich rapportiert werden. Im schweizerischen Emissionsinventar EMIS sind sie aber noch nicht vollständig erfasst: bis anhin sind bloss die indirekten N₂O-Emissionen induziert durch landwirtschaftliche N-Emissionen mit einem stark vereinfachten Default-Emissionsfaktor berechnet worden. Die von N-Emissionen weiterer Quellen (Verkehr, Industrie und Gewerbe, Haushalte) ausgelösten indirekten N₂O-Emissionen wurden bisher nicht berücksichtigt. Indirekte NO_x-Emissionen werden noch gar nicht berücksichtigt. Anhand der Fachliteratur wurden depositions- und ökosystemabhängige Emissionsraten für indirekte NO- und N₂O-Emissionen von (semi-)natürlichen Ökosystemen hergeleitet. Durch Überlagern dieser Emissionsraten mit der schweizerischen N-Depositionskarte, der Arealstatistik und dem Waldmischungsgradatensatz konnten für Wälder, (semi-)natürliches Grasland und Nassstandorte der Schweiz die indirekten NO- und N₂O-Emissionen für die Jahre 1980, 1985, 1990, 2000, 2007 und 2010 berechnet werden. Diese übersteigen die Default-mässig berechneten indirekten Emissionen deutlich. Im Jahr 2010 stammten 20.9 % der gesamtschweizerischen N₂O-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen. Die Umwandlung der N-Deposition in das starke Treibhausgas N₂O trägt somit erheblich zur Treibhausgasbilanz der Schweiz bei. Dabei ist die Wirkung der N-Deposition in Bezug auf die Menge der dadurch ausgelösten indirekten N₂O-Emissionen in (semi-)natürlichen Ökosystemen deutlich höher als in landwirtschaftlichen Nutzflächen. Ebenfalls emittierten im Jahr 2010 die (semi-)natürlichen Ökosysteme 10.1 % der gesamtschweizerischen NO_x-Emissionen und werden damit als Folge der N-Deposition zu bedeutenden Emittenten an reaktivem Stickstoff. Die modellierten Resultate zeigen, dass diese indirekten NO_x- und N₂O-Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme heute 28 % tiefer liegen als vor 30 Jahren. Diese Abnahme der indirekten N-Emissionen ist auf die Minderung von N-Emissionen, wobei hauptsächlich bei NO_x-Emissionen Fortschritte erzielt wurden, zurückzuführen. Da bis anhin die indirekten N-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen deutlich unterschätzt wurden, wird eine Methode vorgeschlagen, nach welcher die auf aktueller Literatur basierenden, neu berechneten indirekten NO- und N₂O-Emissionen ins EMIS integriert werden können, ohne dass es zu Doppelzählungen kommt.

1 Einleitung

Von 1860 bis 1990 sind die Emissionen von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen weltweit unter dem Einfluss des Menschen von 33.7 Tg N a^{-1} auf $104.1 \text{ Tg N a}^{-1}$ angestiegen (Galloway et al., 2004). Im selben Zeitraum erhöhte sich die atmosphärische Stickstoffdeposition von 31.6 Tg N a^{-1} auf 103 Tg N a^{-1} . Nach den Modellierungen von Galloway et al. (2004) werden sich von 1990 bis ins Jahr 2050 sowohl die Emissionen als auch die Deposition an stickstoffhaltigen Verbindungen weltweit voraussichtlich nochmals verdoppeln.

Stickstoff wird in Form von Dünger oder über die Deposition von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen in Ökosysteme eingebracht. In (semi-)natürlichen Ökosystemen, wie z.B. Wäldern, Hochmooren und (semi-)natürlichem Grasland, führt der atmosphärische Stickstoffeintrag zu Veränderungen: Von der deponierten Stickstoffmenge wird ein Teil von Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen und ein Teil wird im Boden immobilisiert (Abb. 1). Wird mehr Stickstoff eingebracht als gebunden werden kann, führt dies zu einer Sättigung, was zu einem erhöhten Austrag von überschüssigem Stickstoff über zwei Wege führt: Erstens wird Stickstoff via Nitrifikation und Denitrifikation gasförmig als Lachgas (N_2O), Stickoxide (NO_x , hauptsächlich in Form von NO), salpetrige Säure (HNO_2) oder molekularer Stickstoff (N_2) emittiert, wobei NO hauptsächlich bei der Nitrifikation entsteht und N_2O bei der Denitrifikation (Anderson und Levine, 1986; Aber et al., 1989; Oswald et al., 2013). Diese Emissionen werden als indirekte Emissionen bezeichnet, wenn sie durch Stickstoffdeposition ausgelöst werden. Zweitens wird der überschüssige Stickstoff vor allem in Form von Nitrat ausgewaschen und belastet so Gewässer, in welchen dadurch ebenfalls indirekte gasförmige N-Emissionen ausgelöst werden können. Erhöhte Stickstoffdepositionen führen generell zu einer Eutrophierung der Ökosysteme, demzufolge zu Veränderungen in der Struktur und Funktion dieser Systeme und somit meist auch zu Veränderungen der Biodiversität (Stevens et al., 2004; Southon et al., 2013).

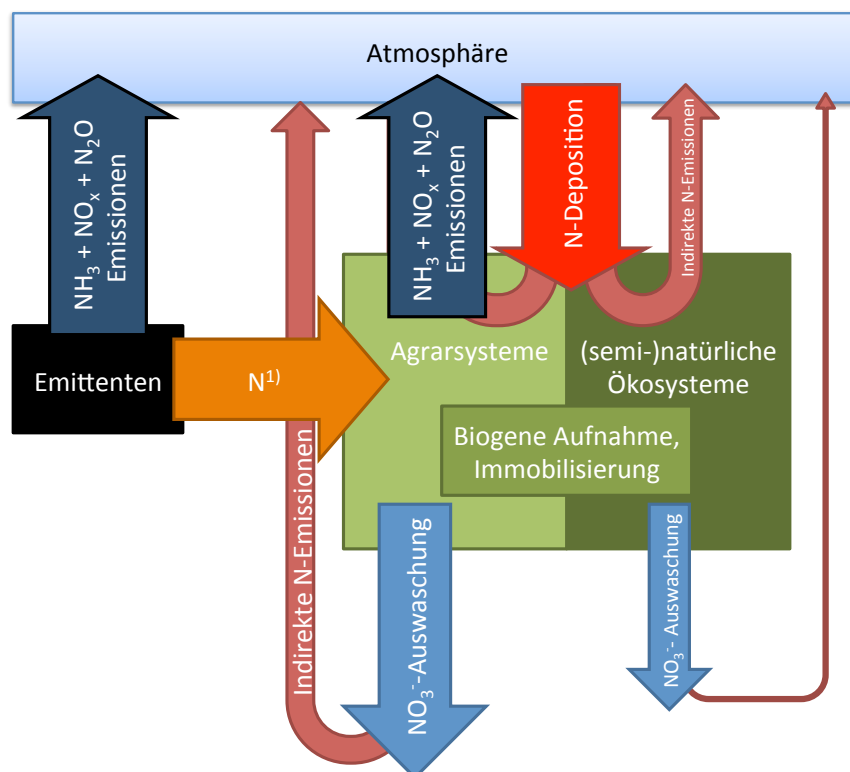


Abb. 1: Emissionen und Depositionen von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen, inklusive indirekter N-Emissionen.

¹⁾ N-Düngung

Die Schweiz ist verpflichtet, die nationalen Emissionen wichtiger Luftschadstoffe und klimaaktiver Spurengase im Rahmen der Berichterstattung zum Kyoto- und Göteborg-Protokoll zu rapportieren, inklusive die indirekten N_2O - und NO_x -Emissionen. Bisher werden indirekte NO_x -Emissionen im Schweizerischen Emissionsinventar (EMIS) nicht berücksichtigt (BAFU, 2013c). Die indirekten N_2O -Emissionen werden stark vereinfacht und nicht für alle Quellen berechnet (BAFU, 2013b). Es kann deshalb angenommen werden, dass die indirekten N-Emissionen in der Schweiz unterschätzt werden.

In dieser Arbeit soll die aktuelle Fachliteratur in Bezug auf indirekte NO_x - und N_2O -Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme ausgewertet werden. Ziel ist es, diese Emissionen schweizweit ökosystem- und depositionsabhängig zu berechnen und mit den bisherigen Berechnungen zu vergleichen. Dazu werden N-Depositionsmessungen oder -modellierungen sowie gemessene NO_x - und N_2O -Emissionsraten (semi-)natürlicher Ökosysteme benötigt, aus welchen wiederum emissionsbezogene Emissionsfaktoren (EF) abgeleitet werden. Diese EFs werden benötigt, um zusammen mit sogenannten Aktivitäten die indirekten Emissionen zu berechnen und ins schweizerische Emissionsinventar des BAFU (EMIS) zu integrieren. Aktivitäten sind z.B. die Jahresproduktion eines Industrie- oder Gewerbebetriebes, Tierbestände, die Fläche von Kulturland oder im Fall von indirekten N-Emissionen die direkten NO_x -N- und NH_3 -N-Emissionen.

2 Ausgangslage

2.1 Internationale Verpflichtungen der Schweiz

Die Schweiz hat sich international verpflichtet, ihre Emissionen von Luftschadstoffen und klimaaktiven Gasen zu rapportieren und zu senken. In Bezug auf stickstoffhaltige Verbindungen betrifft dies die drei Gase Ammoniak (NH_3), Stickoxide (NO_x) und Lachgas (N_2O). Im Kyoto-Protokoll gelten die festgelegten Emissionsminderungen für insgesamt sechs klimaaktive Spurengase, darunter auch N_2O . Emissionsminderungen und -begrenzungen für weitere Luftschadstoffe wie NH_3 und NO_x , welche nicht direkt klimaaktiv sind, werden im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP, UNECE) geregelt. Unter dieser Konvention wurde 1999 von den Vertragsparteien das Göteborg-Protokoll mit dem Ziel verabschiedet, durch entsprechende Massnahmen die Versauerung und die Eutrophierung von Ökosystemen sowie die Bildung von bodennahem Ozon schrittweise zu reduzieren.

2.2 Emissionen von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen in der Schweiz

Gemäss den Datensubmissionen zuhanden der internationalen Organisationen sind in der Schweiz die Landwirtschaft und der Energiesektor die beiden grössten Emittenten von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen in die Atmosphäre (Tab. 1). Um deren Quellenstärke in Bezug auf die Menge des emittierten N zu vergleichen, müssen die N-Emissionen als Gg N ausgedrückt werden (Tab. 2): Im Jahr 2010 waren von den total 82.0 Gg N-Emissionen (NO_x -N, NH_3 -N und N_2O -N) 63 % NH_3 -N, welcher zu 92 % aus der Landwirtschaft stammt. 29 % waren NO_x -N, welcher hauptsächlich bei Verbrennungsprozessen entsteht und zu 93 % aus dem Energiesektor kommt. Insgesamt verursacht die Quellengruppe Verkehr 58 % der totalen NO_x -Emissionen, die Quellengruppe Industrie/Gewerbe 17 % und die Kleinfeuerungen 20 % (BAFU, 2013c).

Tab. 1: Emissionen von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen der beiden Hauptquellengruppen Landwirtschaft und Energiesektor in der Schweiz im Jahr 2010, Emissionen weiterer Quellengruppen sind nicht einzeln aufgeführt, aber im Total enthalten (BAFU, 2012b, a).

	Landwirtschaft	Energie	Total Schweiz
NO_x (Gg)¹⁾	4.54	73.34	78.70
NH₃ (Gg)	57.65	3.35	62.57
N₂O (Gg)	8.05	1.03	10.34

¹⁾ angegeben als NO₂

Tab. 2: Emissionen von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen der beiden Hauptquellengruppen Landwirtschaft und Energiesektor in der Schweiz im Jahr 2010, Emissionen weiterer Quellengruppen sind nicht einzeln aufgeführt, aber im Total enthalten (BAFU, 2012b, a). Mengen ausgedrückt in Gg N.

	Landwirtschaft	Energie	Total Schweiz
NO_x-N (Gg)	1.38	22.33	23.96
NH₃-N (Gg)	47.41	2.76	51.46
N₂O-N (Gg)	5.12	0.65	6.58
Total N (Gg)	53.92	25.74	82.00

Die NO_x-Emissionen konnten im Vergleich zum Jahr 1980 um rund 53 % gesenkt werden (Tab. 3), da im Energiesektor emissionsmindernde Massnahmen umgesetzt wurden, wie zum Beispiel der Einsatz von DeNO_x-Systemen zur Rauchgasentstickung bei Industrieheizungen und Kehrlichtverbrennungsanlagen, sowie Katalysatoren bei Motorfahrzeugen. Ebenso wurden im selben Zeitraum die NH₃-Emissionen um rund 23 % gesenkt, was hauptsächlich auf die Reduktion der Tierzahlen in der Schweiz zurückzuführen ist.

Tab. 3: NH₃- und NO_x- Emissionen der Schweiz von 1980 bis 2010 (BAFU, 2013c).

Jahr	NH ₃ -Emission (Gg)	NO _x -Emission (Gg) ¹⁾
1980	81.94	166.18
1985	77.26	164.33
1990	73.13	144.87
2000	65.48	109.71
2007	64.57	86.03
2010	63.50	78.45

¹⁾ angegeben als NO₂

Diese Emissionsdaten von NO_x-N und NH₃-N werden zur Modellierung der N-Deposition verwendet. NO_x und NH₃ sind klassische Luftschadstoffe und nicht direkt klimaaktiv, haben aber als Deposition negative Wirkungen auf Ökosysteme (siehe Kapitel 2.4) und tragen zur Bildung von sekundären Aerosolen wie Ammoniumsulfat oder Ammoniumnitrat bei (EKL, 2005). Die NO_x sind zudem Vorläuferschadstoffe bei der Bildung des troposphärischen Ozons, das schädliche Auswirkungen auf Mensch, Pflanzen und Materialien hat und ein wichtiges klimaaktives Spurengas ist. N₂O ist vor allem in Bezug auf die Klimaerwärmung problematisch. Es weist eine sehr lange mittlere atmosphärische Verweilzeit von 114 Jahren auf und ist somit ein 310 mal stärkeres Treibhausgas als CO₂. Zudem trägt N₂O in der Stratosphäre zum Abbau der Ozonschicht bei.

2.3 Stickstoffdeposition in der Schweiz

Die in die Atmosphäre emittierten Stickstoffverbindungen werden nach einer gewissen Verweildauer deponiert. Je nach Verbindung und in Abhängigkeit von atmosphärischen Bedingungen können die emittierten Stoffe chemisch umgewandelt und mehr oder weniger weit verfrachtet werden. Ammoniak wird überwiegend über kurze Distanzen verfrachtet, bis wenige 1000 m. Es wandelt sich aber zu einem grossen Teil in Ammonium um, welches wie die Stickoxide über viele Kilometer, auch über die Landesgrenzen hinaus, transportiert wird. Wird N wieder deponiert, kann dies entweder trocken in Form von Gasen oder festen Partikeln sein oder nass im Niederschlag.

In der Schweiz werden N-Depositionen durch einen kombinierten Ansatz ausgehend von N-Emissionen mit Ausbreitungsmodellen und unter Beizug von Messungen der Schadstoffkon-

zentrationen modelliert. Dabei wird die Nass- und Trockendeposition von Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-), sowie die gasförmigen Depositionen von Ammoniak (NH_3), Stickstoffdioxid (NO_2) und Salpetersäure (HNO_3) berücksichtigt (EKL, 2005). Die Emissionen von Ammoniak (Kupper et al., 2013) und Stickstoffdioxid (BAFU, 2011) werden mit einer Auflösung von einer Hektare wiedergegeben. Mit statistischen Ausbreitungsmodellen werden daraus die Jahresmittelwerte der Konzentration in der Luft berechnet. Die trockene Deposition wird durch Multiplikation der Konzentrationen mit stoff- und landnutzungsspezifischen Depositionsgeschwindigkeiten bestimmt. Die Nassdeposition wird durch Multiplikation von Niederschlagskarten mit den gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Regenwasser ermittelt. Detailliertere Angaben zur N-Depositionsmodellierung sind in Thimonier et al. (2005) und Roth et al. (2013) enthalten. Die N-Depositionsmodellierung für die Schweiz liegt für die Jahre 1990, 2000, 2007 und 2010 vor. Ausgehend davon und mit modellierten N-Depositionen für die Zeitspanne von 1980 bis 1990 von EMEP kann für frühere Jahre eine N-Deposition abgeschätzt werden (siehe Kapitel 3.3.1).

Abb. 2 und Abb. 3 zeigen die räumliche Verteilung der modellierten N-Deposition in der Schweiz für die Jahre 1990 und 2010. Die Depositionen sind dort hoch, wo auch die NH_3 -Emissionen hoch sind: im Mittelland und in der Ostschweiz wegen der hohen Nutztierzahlen. Auf der Alpensüdseite ist der Import von Luftschadstoffen aus Norditalien bedeutend.

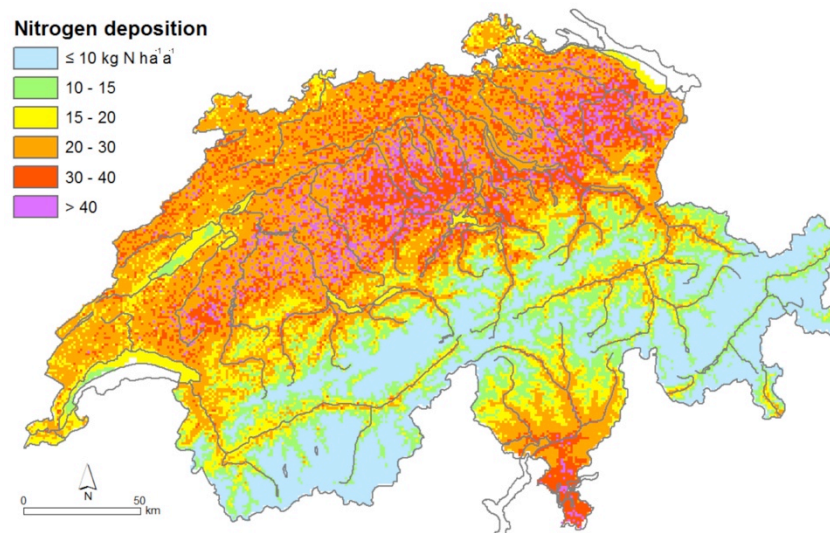


Abb. 2: Modellerte N-Deposition (Gesamteintrag der oxidierten und reduzierten N-Komponenten) pro km^2 , für das Jahr 1990 (BAFU, 2013a).

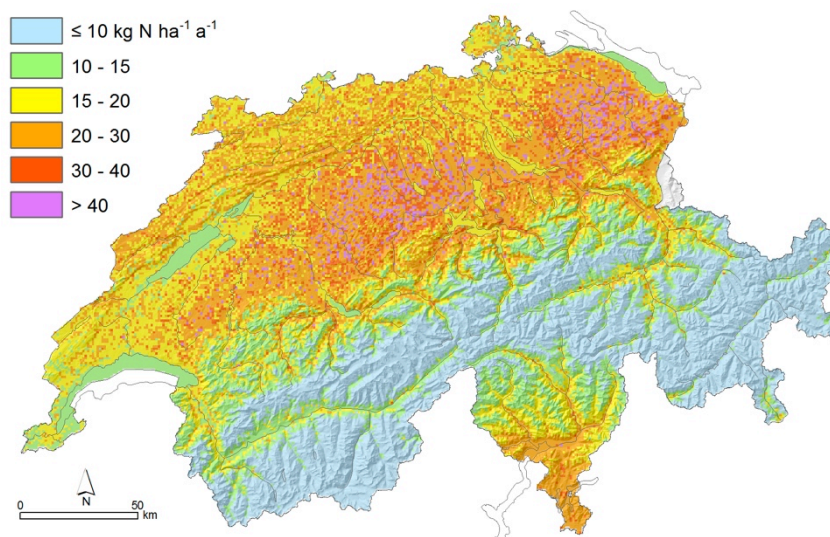


Abb. 3: Modellerte N-Deposition (Gesamteintrag der oxidierten und reduzierten N-Komponenten) pro km^2 , für das Jahr 2010 (BAFU, 2013a).

Als Folge der bedeutenden Reduktion der N-Emissionen in der Schweiz und im Ausland zwischen 1980 und 2010 reduzierten sich auch die N-Depositionen. Im Vergleich zu 1980 war die N-Deposition in (semi-)natürlichen Ökosystemen im Jahr 2010 um 28.5 % tiefer. Besonders im schweizerischen Mittelland, wo viel Industrie und Landwirtschaft angesiedelt sind und das Verkehrsaufkommen hoch ist, sank die N-Deposition markant.

Stickstoff wird neben Siedlungs-, Verkehrs- und Landwirtschaftsflächen auch in (semi-)natürliche Ökosysteme wie Wälder, Moore (= Nassstandorte) und (semi-)natürliches Grasland deponiert. In ihrem ursprünglichen Zustand hatten diese Ökosysteme sehr tiefe Stickstoffeinträge (Dentener et al., 2006), sie werden aber gegenwärtig zum Teil massiv über anthropogen verursachte atmosphärische N-Einträge gedüngt. Die ökosystemspezifische N-Belastung wird bestimmt, indem die N-Depositionskarte mit der Arealstatistik überlagert wird. So kann der N-Eintrag in einzelne Ökosysteme ausgewiesen werden (Abb. 4). In Abb. 5 wird zur Illustration ein Ausschnitt der ausgewählten Arealstatistik-Flächen für Wald, Nassstandorte und (semi-)natürliches Grasland (siehe Kapitel 3.1) mit den zugehörigen N-Depositionen gezeigt. Im Mittelland kann die Deposition mehr als $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen (BAFU, 2013a). Im Vergleich dazu betragen die Düngungsnormen der Schweiz für eine mittel-intensiv genutzte Wiese mit drei Nutzungen pro Jahr $60 - 80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Flisch et al., 2009). Gebiete unter Naturschutz, Moore und Wälder hingegen dürfen nach der „Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen“ (ChemRRV, Anhang 2.6, SR 814.81) nicht gedüngt werden.

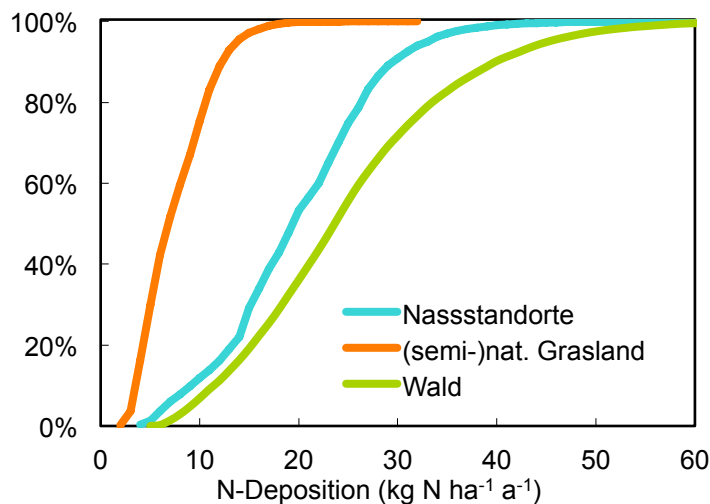


Abb. 4: Kumulative Häufigkeitsverteilung der totalen N-Deposition in (semi-)natürliche Ökosysteme der Schweiz für das Jahr 2010, ausgewiesen nach der Arealstatistik und dem Waldmischungsgraddatensatz WMG100 (siehe Kapitel 3.1), (BAFU, 2013a).

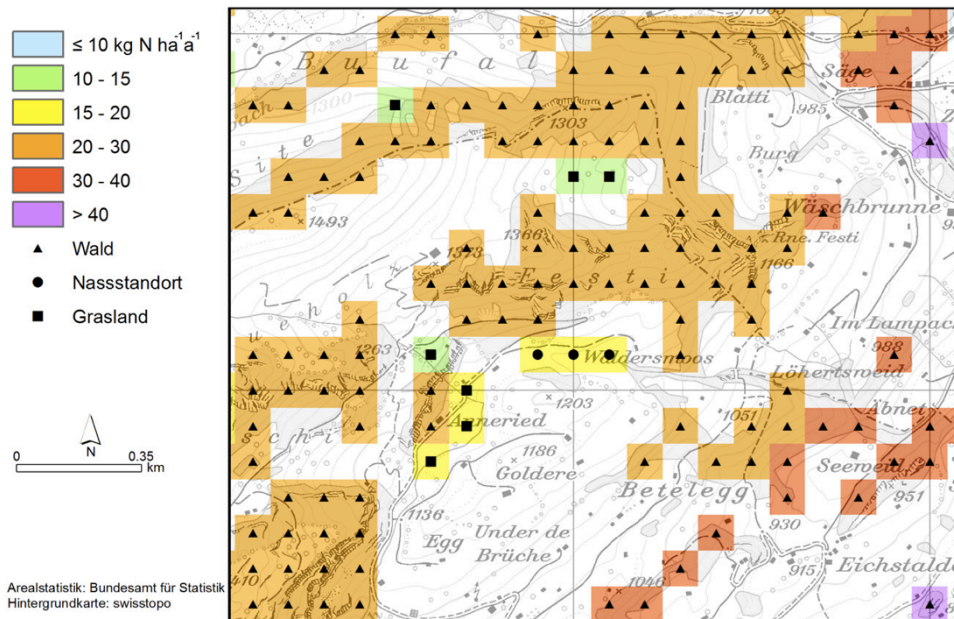


Abb. 5: Beispiel einer Detailkarte im ha-Raster von ausgewählten Arealstatistik-Flächen für Wald, Nassstandorte und (semi-)natürlichem Grasland mit den zugehörigen N-Depositionen für das Jahr 2010 (BAFU, 2013a).

2.4 Auswirkungen der N-Einträge in Ökosysteme

Im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP, UNECE) hat sich die Arbeitsgruppe „Auswirkungen“ (Working Group on Effects) ausführlich mit der Frage befasst, ab welchen Stickstoffeinträgen bei (semi-)natürlichen Ökosystemen mit schädlichen Auswirkungen auf die Struktur und Funktion dieser Systeme zu rechnen ist. Die Grenze in Bezug auf das Auftreten von schädlichen Auswirkungen wird Critical Load for Nitrogen (CLN) genannt (CLRTAP, 2004). Dieser ist so definiert, dass nach heutiger wissenschaftlicher Erkenntnis unterhalb davon keine schädlichen Auswirkungen auf empfindliche Rezeptoren der Umwelt auftreten. Diese Eintragungsgrenze ist abhängig von Standort, Ökosystem, Nutzung, Umweltfaktoren etc. und wird entweder empirisch oder über Massenbilanzen ermittelt. Schon bei tiefen N-Einträgen gibt es Veränderungen in empfindlichen Ökosystemen: Bei Wäldern liegt der empirische CLN bei 10 bis 15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Bobbink et al., 2011). Da Wälder durch ihre grosse Oberfläche ein besonders hohes Ausfilterungsvermögen haben, ist die trockene Deposition im Vergleich zum Offenland dort besonders hoch: Im Jahr 2010 gelangten 36.5 % der gesamtschweizerischen Stickstoffdeposition in Wälder, obschon diese nur 32 % der Landesfläche ausmachen (BAFU, 2013a). Diese N-Einträge in Wälder führten im Jahre 2010 bei mehr als 90 % der Waldflächen zu einer Überschreitung des CLN (Abb. 6). Ebenfalls empfindliche Ökosysteme in Bezug auf N-Einträge sind Hochmoore (CLN 5 bis 10 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Flachmoore (CLN 10 bis 15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), bei welchen im Jahr 2010 der CLN in der Schweiz bei mehr als 90 %, respektive 80 % der Fläche überschritten wurde. Bei Trockenwiesen und -weiden wird der CLN (10 bis 20 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für „mountain hay meadows“) weniger häufig überschritten, da diese hauptsächlich in Regionen mit tieferer N-Deposition liegen. Trotzdem wird bei rund einem Drittel der Trockenwiesen und -weiden der CLN überschritten. Die maximalen Überschreitungen des CLN wurden für das Jahr 2010 für die Schweiz im km^2 -Raster kartiert (Abb. 7). Für jedes Rasterfeld wurden die Überschreitungen des CLN in den darin vorkommenden, verschiedenen Ökosystemen ermittelt und die maximale Überschreitung bestimmt, das heisst jene bezogen auf das empfindlichste Ökosystem in einem Rasterfeld. Die maximale Überschreitung des CLN zeigt, wie stark die N-Deposition reduziert werden müsste, damit nicht mehr mit schädlichen Auswirkungen bei den empfindlichsten Ökosystemen gerechnet werden muss.

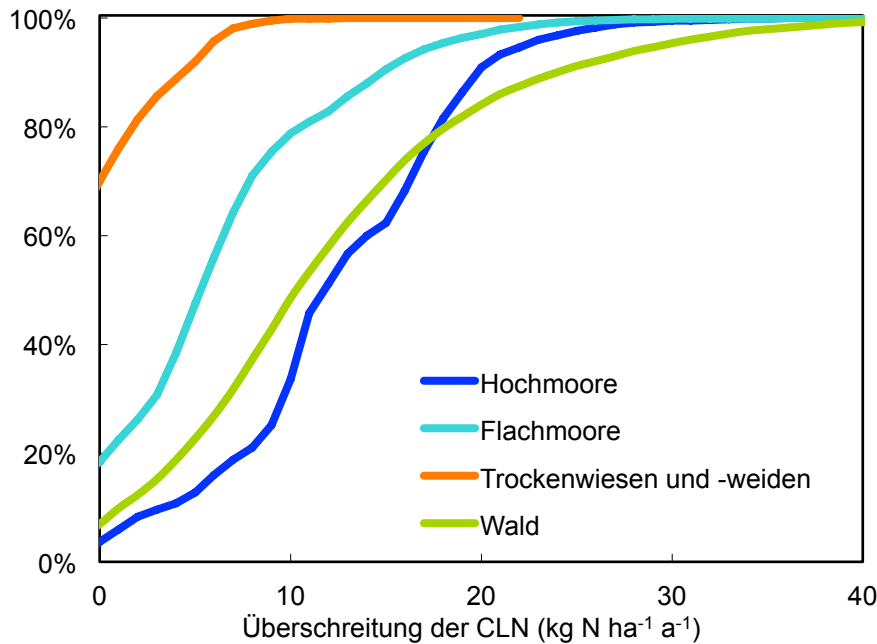


Abb. 6: Kumulative Häufigkeitsverteilung der Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff (CLN) in besonders empfindlichen (semi-)natürlichen Ökosystemen in der Schweiz im Jahr 2010 (BAFU, 2013a). Hochmoore sind durch das Hochmoorinventar, Flachmoore durch das Flachmoorinventar, Trockenwiesen und -weiden (TWW) durch das Bundesinventar der TWW und Wälder durch das Landesforstinventar abgedeckt.

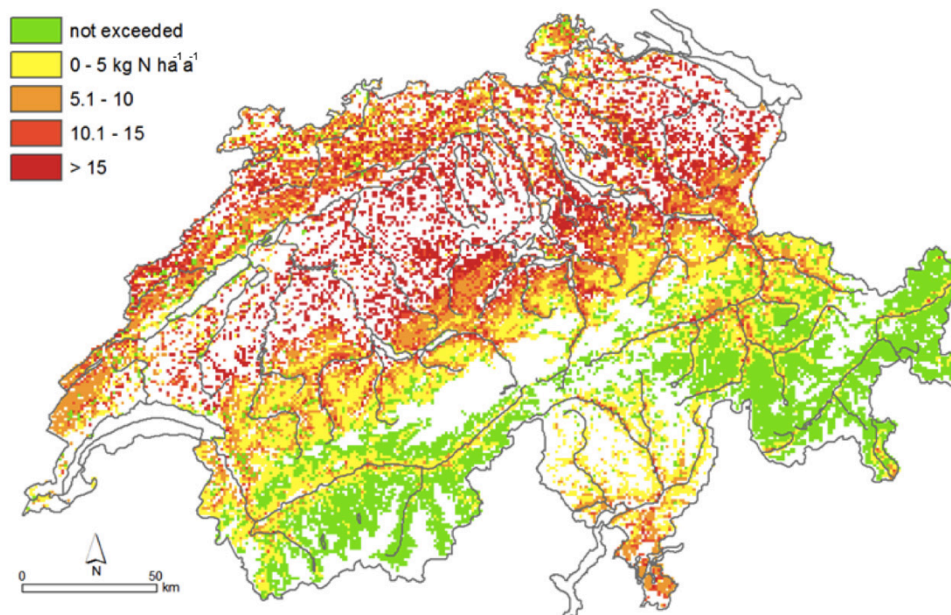


Abb. 7: Maximale Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff in (semi-)natürlichen Ökosystemen im km^2 -Raster im Jahr 2010 (BAFU, 2013a).

Der Einfluss von Stickstoff auf ein Ökosystem hängt stark von der eingetragenen Menge ab, aber auch wie lange er im betreffenden System bleibt und wie sensitiv dieses ist (Matson et al., 2002). Erhöhte N-Deposition führt in einem Ökosystem zu einer Eutrophierung und einer Verengung des C/N-Verhältnisses im Boden und Pflanzengewebe. Dadurch wird das Nährstoffangebot verändert, was vor allem in N-limitierten Systemen zu einer Reduktion der Biodiversität führt: Nitrophile Arten nehmen zu und verdrängen systemtypische, langsamer wachsende Arten. Des Weiteren kann der N-Eintrag zu einer unausgewogenen Ernährung der Pflanzen führen, was zusammen mit anderen Stressfaktoren (z.B. Ozon) das Wachstum

reduziert und die Anfälligkeit für Krankheiten erhöht (für Waldbäume: vgl. Braun et al. (2010)).

Wird mehr N in ein Ökosystem eingetragen als von Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen werden kann, spricht man von einer N-Sättigung (Aber et al., 1989). Überschüssiger N wird in Form von NO, N₂O, HNO₂ und N₂ gasförmig emittiert oder als NO₃⁻ ausgewaschen. Dabei werden ebenfalls basische Kationen (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺), welche wichtige Nährstoffe für Pflanzen sind, aus Gründen der Erhaltung der Ionenbilanz aus dem Wurzelraum ausgewaschen und gehen somit dem Ökosystem verloren. Die Nitrifikation und Ammoniumaufnahme durch Pflanzen haben infolge Protonenabgabe im Boden eine versauernde Wirkung. Deshalb führt die N-Deposition vor allem bei Böden mit einer geringen Pufferkapazität zu einer Versauerung (Phoenix et al., 2012). Detailliertere Informationen zu einzelnen Ökosystemen können den Proceedings zum UNECE-Workshop „Review and Revision of Empirical Critical Loads“ entnommen werden (Bobbink et al., 2011). Da in weiten Teilen der Schweiz der CLN überschritten wird, muss mit negativen Folgen für diese Ökosysteme und mit erhöhten N-Verlusten (NO- und N₂O-Emissionen und NO₃⁻-Auswaschungen) gerechnet werden. Um die durch atmosphärisch N-Deposition verursachten negativen Auswirkungen auf Ökosysteme in der Schweiz abzuwenden, müssen die Emissionen von Stickoxiden um ca. 50 % und diejenigen von Ammoniak um ca. 40 % gegenüber dem Stand von 2005 reduziert werden (BBI, 2009).

2.5 Indirekte N-Emissionen, bisherige Berechnungen

Stickstoffdepositionen lösen sogenannte indirekte N-Emissionen aus Böden aus (Abb. 1; Butterbach-Bahl et al. 1998). Deshalb emittieren (semi-)natürliche Ökosysteme mit erhöhten N-Einträgen weit mehr Stickstoff als jene mit tiefen N-Einträgen. Skiba et al. (2012) bestätigen eine positive Korrelation zwischen N-Deposition und den indirekten Emissionen in Wäldern, Heiden und Grasland in Grossbritannien. Anders als gedüngte landwirtschaftliche Nutzflächen emittieren (semi-)natürliche Ökosysteme praktisch kein NH₃, sondern hauptsächlich NO und N₂O (Ludwig et al., 2001). In den folgenden Kapiteln wird beschrieben, wie die indirekten N₂O-Emissionen nach den IPCC „Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006“ (IPCC, 2006) und die indirekten NO-Emissionen nach dem EMEP/EEA „Emission Inventory Guidebook 2013“ (EMEP/EEA, 2013) rapportiert werden müssen und wie dies bisher in der Schweiz umgesetzt wurde.

2.5.1 Indirekte N₂O-Emissionen nach IPCC Guidelines

Indirekte N₂O-Emissionen werden nach den IPCC „Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006“ rapportiert (IPCC, 2006). Sie werden emissions- und nicht depositionsbezogen berechnet. Es werden nur anthropogen verursachte indirekte N₂O-Emissionen berücksichtigt, natürliche Hintergrundemissionen hingegen nicht. Dabei wird zwischen drei Quellen unterschieden, welche indirekte N₂O-Emissionen auslösen: Landwirtschaft, Abwasser und zusammengefasst in einer Gruppe alle übrigen Emittenten.

2.5.1.1 Landwirtschaft

In den IPCC Guidelines werden für die Landwirtschaft zwei Wege unterschieden, die zu indirekten N₂O-Emissionen führen: Erstens löst die von der Landwirtschaft verursachte N-Verflüchtigung (als NH₃ und NO_x) am Ort der atmosphärischen Deposition indirekte N₂O-Emissionen aus, welche mit Hilfe des Emissionsfaktors 4 (EF₄ = 1 %) berechnet werden und zweitens führt die NO₃⁻-Auswaschung aus Landwirtschaftsböden in Gewässern zu indirekten N₂O-Emissionen, welche anhand vom Emissionsfaktor 5 (EF₅ = 0.75 %) bestimmt werden.

Durch atmosphärische N-Deposition verursachte indirekte N₂O-Emissionen

Landwirtschaftliche NH₃- und NO_x-Emissionen werden fernab der Quellen deponiert und lösen dort indirekte Emissionen aus. Bei den ersten zwei vorgeschlagenen Methoden (TIER 1 und TIER 2) zur Berechnung dieser indirekten N₂O-Emissionen, wird davon ausgegangen, dass ein bestimmter Anteil des Stickstoffs bei der Anwendung von Mineral- und Hofdünger und beim Anfall von Kot und Harn beim Weidegang direkt als NH₃ und NO_x emittiert wird. Es wird angenommen, dass von diesen Emissionen wiederum 1 % (= EF₄) indirekt als N₂O-N emittiert wird, d.h. die indirekten N₂O-Emissionen sind weder depositions- noch ökosystemabhängig. Der in den IPCC Guidelines angegebene EF₄ entspricht dem Emissionsfaktor für direkte N₂O-Emissionen aus Landwirtschaftsland, denn es wird von IPCC angenommen, dass in vielen Ländern der überwiegende Anteil der indirekten N₂O-Emissionen aus Landwirtschaftsland stammt. Im Unterschied zur TIER 1-Methode werden bei der TIER 2-Methode für verschiedene Mineraldünger angepasste Anteile an direkten NH₃- und NO_x-Emissionen berücksichtigt. Stehen bessere Daten oder Modelle zur Verfügung als die beiden Ansätze TIER 1 und TIER 2, kann ein Land seine indirekten N₂O-Emissionen damit berechnen (= TIER 3).

Durch N-Auswaschung verursachte indirekte N₂O-Emissionen

Aus Landwirtschaftsböden wird durch Auswaschung und Oberflächenabfluss Stickstoff überwiegend in Form von Nitrat (NO₃⁻) ausgewaschen und gelangt z.B. in Gewässer, wo ebenfalls indirekte N₂O-Emissionen ausgelöst werden.

Für die Berechnung dieser indirekten N₂O-Emissionen wird ein Modell vorgeschlagen (TIER 1): Es wird angenommen, dass 30 % des N der Mineral- und Hofdüngeranwendung sowie des N beim Anfall von Kot und Harn beim Weidegang aus den Böden ausgewaschen werden, wovon wiederum 0.75 % (= EF₅) als indirekte N₂O-N-Emission in die Atmosphäre gelangen.

2.5.1.2 Abwasser

Da im geklärten Abwasser immer noch Stickstoff enthalten sein kann, können in Seen oder Bächen, in welche dieses Wasser geleitet wird, indirekte N₂O-Emissionen entstehen. Es wird angenommen, dass 0.5 % (= EF_{Effluent}) des N im geklärten Wasser indirekt als N₂O-N emittiert werden.

2.5.1.3 Übrige Emittenten

Bei den übrigen Emittenten, welche weder der Landwirtschaft noch dem Abwasser zugeordnet werden können, handelt es sich um Verkehr, Industrie und Haushalte. Es wird angenommen, dass von deren NO_x-N- und NH₃-N-Emissionen insgesamt 1 % (= EF₄) als indirekte N₂O-N-Emission frei wird.

2.5.2 Indirekte NO_x-Emissionen nach EMEP/EEA Guidebook

Im EMEP/EEA „Emission Inventory Guidebook 2013“ werden indirekte NO_x-Emissionen von (semi-)natürlichen Ökosystemen mit grossen Unsicherheiten als „other sources and sinks“ behandelt (EMEP/EEA, 2013). Es werden zwei Methoden beschrieben: Erstens werden indirekte NO_x-Emissionen nach der „simpler methodology“ von Skiba et al. (1997) depositionsabhängig berechnet. Es wird angenommen, dass 0.3 % des Stickstoffeintrages als NO-N in die Atmosphäre emittiert wird. Zusätzlich wird eine Hintergrundemission von 0.1 ng NO-N m⁻² s⁻¹ (= 0.032 kg NO-N ha⁻¹ a⁻¹) addiert.

Die zweite Methode dient der Berechnung der stündlichen NO_x-Emissionen. Diese werden über die Bodentemperatur und einen landnutzungsabhängigen Faktor berechnet. Dieses Modell berücksichtigt allerdings den Stickstoffeintrag nicht. Da beide Methoden sehr unterschiedliche Resultate geben, liegt der angegebene Fehler bei einem Faktor 5.

2.5.3 Indirekte NH₃-Emissionen

Indirekte NH₃-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen werden nicht beschrieben, da diese hauptsächlich auf gedüngten, landwirtschaftlichen Nutzflächen entstehen. (Semi-)natürliche Ökosysteme sind Senken für NH₃, keine Quellen.

2.5.4 Indirekte N-Emissionen im EMIS

Aktuell werden Emissionen im Schweizerischen Emissionsinventar EMIS nach den IPCC Guidelines und dem EMEP/EEA Guidebook berechnet. Sind präzisere Methoden vorhanden, werden diese angewandt. In Bezug auf indirekte N-Emissionen ist das EMIS derzeit noch lückenhaft: Indirekte NO_x-Emissionen werden nicht berücksichtigt und bei den indirekten N₂O-Emissionen werden nur die von den Landwirtschaftsemissionen verursachten berechnet. Dabei wird zwischen indirekten N₂O-Emissionen, verursacht durch atmosphärische N-Deposition und N-Auswaschung unterschieden.

Die Grundlage zur Berechnung der indirekten N₂O-Emissionen, welche durch N-Deposition verursacht werden, bilden die landwirtschaftlichen NO_x- und NH₃-Emissionen. Letztere werden mit dem Schweizerischen Simulationsmodell „Agrammon“ berechnet (www.agrammon.ch). Die NH₃-Emissionsdaten nach „Agrammon“, welche Stall-, Hofdüngerlager- und Ausbringungsemissionen sowie Emissionen der Weidehaltung beinhalten, werden anstelle der in den IPCC Guidelines beschriebenen Methode verwendet (siehe TIER 3 in Kapitel 2.5.1.1). Zudem werden die NH₃- und NO_x-Emissionen von Tieren, welche nicht einem landwirtschaftlichen Betrieb zugeordnet sind, sowie von privater Düngeranwendung, miteinbezogen. Wie in den Guidelines beschrieben, wird 1 % (EF₄ = 0.01) der Summe all dieser landwirtschaftlichen NO_x-N- und NH₃-N-Emissionen im EMIS als indirekte N₂O-N-Emission ausgewiesen. Diese indirekte Emission ist weder depositions- noch ökosystemabhängig und N-Emissionen von nicht landwirtschaftlichen Quellen, wie z.B. Industrie, werden nicht berücksichtigt. Diese nicht-landwirtschaftlichen Emittenten machen ungefähr einen Drittel der gesamtschweizerischen N-Emissionen aus. Deshalb müssten unter Berücksichtigung der gesamten NO_x- und NH₃-Emissionen die indirekten N₂O-Emissionen etwa 50 % höher liegen (Tab. 4).

Im EMIS wird die indirekte N₂O-Emission von ausgewaschenem NO₃⁻ aus Landwirtschaftsböden leicht abgewandelt von den IPCC Guidelines (siehe Kapitel 2.5.1.1) berechnet. Von der Summe der Stickstoffausbringung, inkl. der privaten Düngeranwendung und dem Anfall von Kot und Harn von Tieren, die nicht einem landwirtschaftlichen Betrieb zugeordnet sind, wird angenommen, dass in der Schweiz 20 % (Frac_{LEACH-(H)} = 0.2) ausgewaschen wird, wovon 2.5 % als N₂O-N emittiert werden (EF₅ = 0.025). Frac_{LEACH-(H)} wurde deshalb gegenüber dem Default-Wert der IPCC Guidelines von 0.3 auf 0.2 reduziert. EF₅ wurde in den Guidelines 2006 von 0.025 um einen Faktor 3.3 auf 0.0075 nach unten korrigiert. Dies wurde im EMIS noch nicht angepasst, weshalb die indirekten N₂O-Emissionen, welche durch N-Auswaschung verursacht werden, vor dem Hintergrund der aktuellen IPCC Guidelines zurzeit deutlich überschätzt werden (Tab. 4).

Tab. 4: Indirekte N-Emissionen für das Jahr 2010. Aktuell im EMIS vorliegende, ausschliesslich auf Landwirtschaftsemissionen gemäss dem IIR 2012 bezogene Emissionsdaten für NH₃-N und NO_x-N (BAFU, 2012b). Abschätzungen unter Berücksichtigung der totalen N-Emissionen aller Emittenten (= NH₃-N + NO_x-N, 2010 aus IIR 2012) und EFs gemäss aktuellen Manuals. Indirekte NO_x-Emissionen wurden nach dem aktuellen EMEP/EEA-Manual nach der „simpler methodology“ in Bezug auf die gesamte N-Deposition von 2010 berechnet, sind aber noch nicht im EMIS enthalten (EMEP/EEA, 2013).

Indirekte Emissionen:	EMIS aktuell (Gg) nur landwirtschaftsbezogen	Abschätzung nach aktuellen Manuals (Gg) auf alle Emittenten bezogen
N ₂ O _{atmosphärischer Deposition}	0.79	1.18
N ₂ O _{Auswaschung}	1.50	0.45
NO_x (als NO₂ angegeben)	-	1.11

2.5.5 Natürliche Emissionen im EMIS

Natürliche Emissionen sind Emissionen, welche ein System ohne anthropogenen Stickstoffeintrag aufweist. Diese experimentell zu bestimmen ist fast unmöglich (vgl. Isotopenanalysen, Holtgrieve et al. 2011), da es fast keine Regionen auf der Welt gibt, die keine N-Deposition erhalten. Bei den N-Emissionsmessungen kann nicht zwischen natürlicher und depositionsbedingter Emission unterschieden werden. Im Allgemeinen sind die natürlichen Emissionen von (semi-)natürlichen Ökosystemen sehr tief. Im EMIS sind diese für gewisse Ökosysteme berechnet, werden aber bisher international nicht rapportiert (Tab. 5). Die Daten der berücksichtigten Studien stammen aus Gebieten mit N-Deposition, was zu einer Überschätzung dieser natürlichen Hintergrundemissionen führen kann. Zudem stammt die dafür verwendete Literatur aus der Mitte der 90er Jahre und wurde seither nicht mehr aktualisiert. Oftmals beruhen die angewandten Emissionsfaktoren (EF) auf einer einzigen Studie. Als grobe Näherung wurde beim Fehlen eines EFs ein EF eines ähnlichen Ökosystems übernommen. So werden z.B. die N₂O-Emissionen aus Feuchtgebieten mit dem EF für Seen gerechnet. In den EMIS-Beschreibungen steht deshalb zu den natürlichen Emissionen „Die Datenlage ist sehr schlecht“.

Tab. 5: Gesamtschweizerische natürliche Hintergrundemissionen (semi-) natürlicher Ökosysteme für das Jahr 2010, Auszug aus dem EMIS (Stand: August 2013).

Typ	Schadstoff	Menge (Gg)	Kommentar
Feuchtgebiete	N ₂ O	0.05	Gleicher EF wie für Seen
Feuchtgebiete	NO _x ¹⁾	NA	Nicht erfasst
Laubwald	N ₂ O	0.35	
Laubwald	NO _x ¹⁾	0.05	
Nadelwald	N ₂ O	0.70	
Nadelwald	NO _x ¹⁾	0.10	
Natürliche Grasflächen	N ₂ O	0.27	Gleicher EF wie für Wälder
Natürliche Grasflächen	NO _x ¹⁾	0.04	

¹⁾ NO_x-Emissionen ausgedrückt als NO₂.

3 Methode zur Neuberechnung der indirekten Emissionen

Ziel ist es, die Abhängigkeit der indirekten NO- und N₂O-Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme von der N-Deposition anhand von Fachliteratur zu evaluieren. Dazu wurden Studien gesucht, bei welchen sowohl die NO- und/oder N₂O-Emissionen, als auch die atmosphärische N-Deposition gemessen wurden oder letztere aus Depositionsmodellierungen zur Verfügung stand. Kann ein Zusammenhang zwischen der N-Deposition und indirekten N-Emissionen abgeleitet werden, sollen so weit als möglich Regressionsmodelle zur Berechnung der indirekten NO- und N₂O-Emissionen der grössten (semi-)natürlichen Ökosysteme der Schweiz in Abhängigkeit der N-Deposition bereitgestellt werden. Diese (semi-)natürlichen Ökosysteme werden anhand der Arealstatistik 1992/97 und dem Waldmischungsgraddatensatz WMG100 von 1990/1992 festgelegt.

3.1 Auswahl der (semi-)natürlichen Ökosysteme

Die indirekten NO- und N₂O-Emissionen sollen von den flächenmässig wichtigsten (semi-)natürlichen Ökosystemen der Schweiz bestimmt werden: Wälder, (semi-)natürliches Grasland und Nassstandorte. Im Tiefland gibt es ausserhalb von Wäldern kaum mehr (semi-)natürliche Ökosysteme, vereinzelt kommen hier noch Nassstandorte vor. Der Waldmischungsgraddatensatz WMG100 und die Arealstatistik des Bundesamtes für Statistik (BFS, 2008) dienen als Grundlage zur Einteilung der verschiedenen (semi-)natürlichen Ökosyste-

me. Die Arealstatistik liegt im Hektarraster vor und ist in 74 Grundkategorien eingeteilt. Es werden Daten von 1992/97 verwendet, da die N-Depositionsmodellierung der Schweiz darauf basiert und die Arealstatistik 2004/09 erst Ende 2013 vollständig vorlag.

3.1.1 (Semi-)natürliches Grasland

(Semi-)natürliches Grasland weist keine oder nur eine extensive Nutzung auf. Viele dieser Flächen liegen im Sömmerungsgebiet oder höher. Auf solchen Flächen soll kein Dünger ausgebracht werden, der nicht auf der Alp produziert wird (DZV, Art. 30, SR 910.13). Wird (semi-)natürliches Grasland nur so gedüngt oder beweidet, gibt es abgesehen von der N-Deposition netto keinen N-Eintrag in dieses Ökosystem. Lokal kann es jedoch zu einer Akkumulation von N kommen, wenn z.B. abends die Kühe zum Stall zurückkehren und so von der Weidefläche aufgenommener N konzentriert in der Umgebung des Stalls ausgeschieden wird. Dies wird aber durch den N-Entzug auf der Weide ausgeglichen und somit kommt es dadurch über das gesamte Ökosystem gesehen netto zu keinem N-Input. (Semi-)natürliches Grasland ist über folgende Kategorien der Arealstatistik 1992/97 abgedeckt: „Maiensässe, Heualpen, Bergwiesen“ (85), „Verbuschte Alp- und Juraweiden“ (86), „Schafalpen, Wildheuplängen“ (87), „Günstige Alp- und Juraweiden“ (88), „Versteinte Alp- und Juraweiden“ (89) und „unproduktive Gras- und Krautvegetation“ (97). Bis auf die unproduktive Gras- und Krautvegetation werden alle anderen Kategorien extensiv genutzt. Die „Günstigen Alp- und Juraweiden“ stellen einen Sonderfall dar, denn diese werden vor allem in tiefer gelegenen Gebieten häufig mit Hofdünger vom Haupthof gedüngt. Die N-Emissionen sind dann nicht nur auf die N-Deposition zurückzuführen. Es wird angenommen, dass in dieser Kategorie (88) nur jene Flächen ungedüngt sind, die sich weiter als 400 m von einer Strasse befinden. Diese Flächen wurden im Rahmen des Biodiversitätsmonitorings für den Indikator E3 („Fläche der naturbelassenen Gebiete“) berechnet (BAFU, 2009). Dabei wurden Strassen bis zur 4. Klasse berücksichtigt (= Landwirtschafts- und Forstwege gemäss Kartensignaturen, Swisstopo 2011). So fallen insgesamt 231'013 ha, also 62.7 % dieser Flächen nicht unter (semi-)natürliches Grasland.

3.1.2 Nassstandorte

Über die Kategorie „Nassstandorte“ (95) der Arealstatistik 1992/97 werden Hoch- und Flachmoore, vernässte Stellen etc. abgedeckt. „Ufervegetation“ (96) wird nicht berücksichtigt, da es sich dabei hauptsächlich um Schilfgürtel handelt.

3.1.3 Wald

Wald wird über die Kategorie „Wald ohne Gebüschwald“ (1) der Arealstatistik 1992/97 (Aggregation zu 15 Nutzungsklassen) abgedeckt. Diese Kategorie beinhaltet folgende Grundkategorien: „Aufforstungen“ (9), „Waldschadenflächen“ (10), „Normalwald“ (11), „Aufgelöster Wald (auf unproduktiven Flächen)“ (12), „Aufgelöster Wald (auf Landwirtschaftsflächen)“ (13) und „Waldstreifen, Waldecken“ (14). Da die Arealstatistik nicht nach verschiedenen Waldtypen differenziert, wird zusätzlich der Waldmischungsgrad-Datensatz „WMG100“ im Hektarraster verwendet (BFS, 2004). Dieser gibt den Laubbaumanteil in vier Kategorien mit einer Gesamtgenauigkeit der Kategorien von 59.8 % an: <0.1 (1), 0.1-0.5 (2), 0.5-0.9 (3), >0.9 (4). Für diese Arbeit wird angenommen, dass in der ersten Kategorie 5 % Laub- und 95 % Nadelbäume, in der zweiten 30 % Laub- und 70 % Nadelbäume, in der dritten 70 % Laub- und 30 % Nadelbäume und in der vierten 95 % Laub- und 5 % Nadelbäume sind. Damit lässt sich der Anteil der Laub- und Nadelbäume bestimmen, allerdings können so keine reinen Laub- und Nadelwaldflächen ausgewiesen werden. Die WMG100-Daten wurden aus Satellitenbildern (1990 – 1992) extrahiert und die Arealstatistik aus Orthophotos. Deshalb sind die Waldflächen dieser beiden Datensätze nicht identisch.

3.2 Kriterien zur Auswahl der Literatur

N₂O- und NO-Emissionen aus Böden sind räumlich und zeitlich sehr variabel (Kesik et al., 2005). Innerhalb weniger Meter kann die Emission stark variieren. Deshalb sollten die Messungen innerhalb des gleichen Ökosystems repliziert werden. N-Emissionen aus Böden zeigen meist einen Jahresgang, somit sollten sie mindestens über die Dauer eines Jahres gemessen werden. Da es zudem beträchtliche Unterschiede zwischen Jahren geben kann, sind Messungen über mehrere Jahre besonders wertvoll. Emissionsraten, welche über unterschiedlich lange Zeiträume gemessen wurden, wurden auf eine Emissionsrate in kg N ha⁻¹ a⁻¹ extrapoliert. Bei der Auswahl der Ökosysteme muss zudem ausgeschlossen werden können, dass N-fixierende Arten wie z.B. Erlen dominieren, da diese eine meist unbekannt Menge an N binden, was verunmöglicht zwischen einem N-Fixierungs- und N-Depositionseffekt zu unterscheiden. Emissionen gedüngter Versuchsflächen werden nicht berücksichtigt, denn diese Flächen müssten über etliche Jahre gleichmässig gedüngt werden, da die N-Emissionen eines Versuches mit N-Düngung anfangs tiefer sind und sich erst nach Jahren auf einem höheren Niveau einpendeln (Matson et al., 2002). Dieses Problem besteht bei der N-Deposition nicht, da diese sich über Jahrzehnte in einer ähnlichen Gröszenordnung bewegt und die Prozesse im System darauf eingestellt sind. Zudem wurden nur Studien aus temperaten und borealen Zonen berücksichtigt, welche somit ähnliche klimatische Bedingungen wie die Schweiz aufweisen.

3.3 Modellierte N-Deposition

Die Messungen der indirekten N₂O- und NO-Emissionen müssen auf die totale N-Deposition (nass und trocken) bezogen werden. Fehlen in Fachpublikationen Angaben zur N-Deposition, wurde für den entsprechenden Standort auf modellierte Depositionswerte zurückgegriffen. Da das Messen der totalen Deposition aufwändig ist, wird in der Literatur bei Waldbeständen häufig nur der N-Eintrag über die Kronentraufe (Throughfall) angegeben, womit die totale Deposition unterschätzt wird. Deshalb wird im Folgenden N im Throughfall auf die totale N-Deposition umgerechnet (siehe Kapitel 3.3.2.).

3.3.1 Depositionskartierungen in unterschiedlicher räumlicher Auflösung

Die Depositionskarte für Europa, welche vom EMEP Meteorological Synthesizing Centre-West (MSC-W) erstellt wurde, liegt im 50 x 50 km Raster von 1980 bis 2010 vor (EMEP, 2013). Die Deposition kann nach nass und trocken sowie N_{red} und N_{ox} aufgetrennt werden. Da die Rasterung sehr grob und nicht nach verschiedenen Landnutzungsklassen differenziert ist, sind kleinräumige Unterschiede nicht dokumentiert. Werden diese Daten für Wälder benutzt, wird die Deposition wegen deren Ausfilterung von Luftschadstoffen unterschätzt. Im Freiland hingegen wird die N-Deposition tendenziell überschätzt.

<http://www.emep.int/mscw/>

Für Deutschland liegt vom Umweltbundesamt eine N-Depositionskarte im km²-Raster für das Jahr 2007 vor. Die Daten sind differenzierbar nach Landnutzungsklassen, allerdings kann nicht auf verschiedene Komponenten der Deposition zurückgegriffen werden.

<http://www.umweltbundesamt.de/luft/eintraege-wirkungen/vorbelastung.htm>

Die Schweizer Depositionskarte liegt für die Jahre 1990, 2000, 2007 und 2010 im ha-Raster vor und differenziert nach verschiedenen Landnutzungsklassen. Die verschiedenen Komponenten der Deposition sind bekannt (BAFU, 2013a). Der Fehler des N-Depositionswertes auf eine Hektarfläche kann als zufälliger Fehler betrachtet werden, da dieser Fehler primär auf die unsichere Verortung und die unsichere Kenntnis der Quellstärke der individuellen Quellen zurückzuführen ist. Die N-Depositionen für die Jahre 1980 und 1985 werden anhand der Schweizer N-Depositionsmodellierung für das Jahr 1990 und den Modellierungen von EMEP hergeleitet (CCE, 2012). Die Modellierungen von EMEP liegen sowohl für die Jahre 1980

und 1985 als auch für 1990 im 50 x 50 km Raster für ganz Europa vor. Die N-Deposition für die Schweiz kann jenen EMEP-Rasterfeldern entnommen werden, welche die Schweiz abdecken. Für die Depositionsmodellierung vor 1990 wird angenommen, dass sich die N-Depositionen im ha-Raster im gleichen Verhältnis veränderte wie bei den EMEP Modellierungen für die Schweiz. Durch Multiplizieren des entsprechenden Verhältnisses für die Jahre 1980/1990 beziehungsweise 1985/1990 mit den N-Depositionswerten von 1990 im ha-Raster erhält man die N-Deposition für die Jahre 1980 und 1985. Bei dieser vereinfachten Berechnung werden die Flächen der einzelnen Landnutzungskategorien konstant gehalten. Die grössten Flächenveränderungen fanden in den letzten Dekaden in den Berggebieten statt. Dort nahm der Wald auf Kosten des Kulturlandes zu, wobei die Zunahme des Waldes ungefähr der Abnahme des Kulturlandes entspricht. Da in den Berggebieten der Schweiz die N-Deposition tiefer ist als im Mittelland, sind tiefe indirekte N-Emissionen zu erwarten. Deshalb spielt diese Änderung der Landbedeckung nur eine untergeordnete Rolle für das Total der indirekten N-Emissionen.

3.3.2 Umrechnung des N-Eintrags über Throughfall in totale N-Deposition bei Waldökosystemen

Throughfall im Wald ist die Menge an Wasser, welche bei Regenereignissen durch das Kronendach fällt. Zusammen mit dem Stammabfluss (Stemflow), also jenem Wasser, welches entlang der Stämme auf den Boden fliesst, bilden die beiden Komponenten den Bestandesniederschlag. Die Menge des N im Throughfall ist im Vergleich zur totalen Deposition tiefer, da das Kronendach einen Teil der Deposition aufnimmt.

Thimonier et al. (2005) haben für Schweizer LWF Standorte Throughfall gemessen und die totale N-Deposition modelliert, woraus Verhältnisse von Throughfall zur totalen N-Deposition für die LWF Standorte abgeleitet wurden. In der vorliegenden Analyse wurde auf diese Verhältnisse zurückgegriffen und für Nadel- und Laubwälder jeweils der Mittelwert berechnet (Umrechnungsfaktor von Throughfall zur totalen N-Deposition). Da in der Studie von Thimonier et al. (2005) der N-Eintrag über den Stemflow nicht berücksichtigt wurde, dieser bei Laubbäumen aber 12 bis 13 % der N-Gesamtdeposition ausmacht (Butler und Likens, 1995), wurde der Faktor für Laubbäume für die vorliegende Untersuchung entsprechend korrigiert. Bei Nadelbäumen hingegen ist der Stemflow vernachlässigbar. Die Umrechnungsfaktoren sind als grobe Näherung für Schweizer Wälder zu betrachten. Folgende Umrechnungsfaktoren wurden verwendet:

Laubwald: totale N-Deposition = N im Throughfall x **1.45**

Nadelwald: totale N-Deposition = N im Throughfall x **1.20**

3.4 Literaturrecherche

Die Literatursuche deckt den Zeitraum von 1984 bis 2012 ab, neue Literatur wurde bis zum 1. August 2013 berücksichtigt. Insgesamt wurden in der Literatur 57 Langzeitmessungen von N-Emissionen aus Böden von (semi-)natürlichen Ökosystemen gefunden, bei welchen eine N-Deposition zugeordnet werden konnte (Tab. 6). Von 55 N₂O-Emissionsmessungen sind 24 aus Nadelwäldern und 17 aus Laubwäldern, wobei diese in einem breiten Depositionsbereich von 0.1 bis 47.2 kg N ha⁻¹ a⁻¹ liegen. Die neun N₂O-Emissionsmessungen von Nassstandorten und sieben von (semi-)natürlichem Grasland liegen in einem tieferen und engeren Depositionsbereich von 1.4 bis 15.0 kg N ha⁻¹ a⁻¹, was bei (semi-)natürlichem Grasland auch den modellierten Depositionsverteilungen in der Schweiz entspricht (vergleiche Abb. 4). NO-Emissionsmessungen sind nur aus Laub- und Nadelwäldern in einem Depositionsbereich von 1.4 bis 38.2 kg N ha⁻¹ a⁻¹ vorhanden. Zusätzliche mögliche erklärende Parameter für indirekte N-Emissionen wie Boden- oder Lufttemperatur, N-Gehalt des Bodens, Tongehalt, Bodenfeuchtigkeit, pH etc. sind in vielen Studien nicht angegeben. Der Boden-pH wurde zwar zum Teil gemessen, jedoch mit verschiedenen Methoden (in Wasser, KCl oder CaCl₂), welche kaum vergleichbar sind. Deshalb konnte der Boden-pH bei der Auswertung der indi-

rekten N-Emissionen nicht berücksichtigt werden. Lufttemperatur und Niederschlag werden häufig angegeben, doch beeinflussen diese die N-Emissionen aus Böden kaum (Machefert et al., 2002).

Tab. 6: Zusammenfassung der ausgewerteten N₂O-N- und NO-N-Emissionsmessungen.

Autor, Jahr	Land	Typ	Deposition	N ₂ O-N	NO-N	Mittlere Lufttemp.	Jahres-Niederschlag
			(kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	(kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	(kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	(°C)	(mm)
Bühlmann et al., unpubl.	CH	Grasland	10.00 ¹	0.33	NA	NA	NA
Bühlmann et al., unpubl.	CH	Grasland	8.90 ¹	0.35	NA	NA	NA
Cantarel et al. (2011)	FR	Grasland	10.49 ²	0.72	NA	8.7	780
Czóbel et al. (2010)	HU	Grasland	9.68 ²	0.45	NA	10.5	587
Czóbel et al. (2010)	HU	Grasland	10.67 ²	0.38	NA	10.4	562
Hartmann et al. (2013)	CH	Grasland	5.60 ¹	0.39	NA	NA	970
Skiba et al. (1996)	UK	Grasland	9.33 ²	0.88	NA	NA	NA
Ambus und Christensen (1995)	DK	Laubwald	14.56 ²	0.80	NA	8.6	756
Ambus und Robertson (2006)	USA	Laubwald	6.00	0.31	NA	9.7	890
von Arnold et al. (2005)	SE	Laubwald	8.66 ²	2.00	NA	5.6	662
Bowden et al. (1991)	USA	Laubwald	2.20	0.04	NA	7.4	1120
Czóbel et al. (2010)	HU	Laubwald	8.50 ²	0.30	NA	9.6	690
Czóbel et al. (2010)	HU	Laubwald	8.64 ²	2.42	NA	5.7	780
Kesik et al. (2005)	I	Laubwald	8.35	0.35	NA	14.4	834
Kesik et al. (2005)	I	Laubwald	8.35	0.22	NA	14.4	834
Kesik et al. (2005)	DE	Laubwald	22.15	3.32	2.34	8.1	886
Kesik et al. (2005)	DE	Laubwald	20.30	1.13	1.75	9.0	812
Kesik et al. (2005)	A	Laubwald	10.20	1.39	0.07	8.7	818
Kesik et al. (2005)	HU	Laubwald	7.60	1.93	NA	8.6	744
Kesik et al. (2005)	A	Laubwald	27.28	4.61	1.66	9.9	779
Kesik et al. (2005)	DK	Laubwald	34.75	0.71	0.29	8.7	773
Mogge et al. (1998)	DE	Laubwald	23.80	0.40	NA	8.1	679
Skiba et al. (1996)	UK	Laubwald	9.33 ²	0.60	NA	NA	NA
Skiba et al. (1996)	UK	Laubwald	5.71 ²	0.66	NA	NA	NA
Ambus und Christensen (1995)	DK	Nadelwald	14.56	0.77	NA	8.6	756
Ambus und Robertson (2006)	USA	Nadelwald	6.00	0.48	NA	9.7	890
Bowden et al. (1991)	USA	Nadelwald	2.20	0.02	NA	7.4	1120
Butterbach-Bahl et al. (1998)	IRL	Nadelwald	10.45 ²	0.07	NA	9.5	800
Butterbach-Bahl et al. (2002)	DE	Nadelwald	19.04 ³	0.41	0.27	7.3	545
Butterbach-Bahl et al. (2002)	DE	Nadelwald	17.95 ³	0.85	0.77	7.3	550
Butterbach-Bahl et al. (2002)	DE	Nadelwald	24.58 ³	2.63	1.88	7.3	561
Butterbach-Bahl et al. (2002)	DE	Nadelwald	26.51 ³	2.80	2.11	7.3	500
Butterbach-Bahl et al. (2002)	DE	Nadelwald	24.34 ³	1.37	3.43	7.3	500
Gundersen et al. (1998)	SE	Nadelwald	15.66 ³	0.06	NA	6.4	1100
Gundersen et al. (1998)	DK	Nadelwald	27.71 ³	0.04	NA	9.0	860
Gundersen et al. (1998)	UK	Nadelwald	16.87 ³	0.50	NA	8.8	1850
Johansson (1984)	SE	Nadelwald	10.78 ²	NA	0.11	NA	NA
Johansson (1984)	SE	Nadelwald	2.05 ²	NA	0.07	3.8	600
Kesik et al. (2005)	A	Nadelwald	5.55	0.76	0.05	7.0	1672
Kesik et al. (2005)	DE	Nadelwald	21.20	1.00	8.09	8.6	849
Kesik et al. (2005)	FIN	Nadelwald	0.10	0.05	NA	4.2	589
Kesik et al. (2005)	HU	Nadelwald	10.30	1.75	0.31	8.6	744
Kesik et al. (2005)	I	Nadelwald	4.60	0.20	NA	14.6	922
Kesik et al. (2005)	NE	Nadelwald	47.15	0.22	6.53	10.4	769
Klemedtsson et al. (1997)	SE	Nadelwald	14.46	0.07	NA	NA	NA
Klemedtsson et al. (1997)	SE	Nadelwald	14.46	0.12	NA	NA	NA
Skiba et al. (1996)	UK	Nadelwald	9.33 ²	0.35	NA	NA	NA
Skiba et al. (1996)	UK	Nadelwald	9.33 ²	0.13	NA	NA	NA
Skiba et al. (1996)	UK	Nadelwald	9.33 ²	0.31	NA	NA	NA
Skiba et al. (1996)	UK	Nadelwald	8.72 ²	0.36	NA	NA	NA
Carter et al. (2012)	EST	Nassstandort	8.00	0.42	NA	4.3	889
Carter et al. (2012)	SE	Nassstandort	15.00	-0.02	NA	7.1	626
Carter et al. (2012)	UK	Nassstandort	6.57 ²	-0.14	NA	8.5	1092
Czóbel et al. (2010)	HU	Nassstandort	8.50 ²	0.81	NA	9.6	690
Lohila et al. (2010)	FIN	Nassstandort	1.38	0.23	NA	NA	NA
Martikainen et al. (1993)	FIN	Nassstandort	4.88 ²	0.04	NA	NA	NA
Martikainen et al. (1993)	FIN	Nassstandort	4.88 ²	0.04	NA	NA	NA
Martikainen et al. (1993)	FIN	Nassstandort	4.88 ²	0.04	NA	NA	NA
Martikainen et al. (1993)	FIN	Nassstandort	4.88 ²	0.04	NA	NA	NA

NA = not available, ¹ = Modellierter N-Deposition, BAFU (2013a), ² = Modellierter N-Deposition, EMEP, ³ = totale N-Deposition, berechnet aus dem N-Eintrag des Throughfalls (siehe Kapitel 3.3.2)

3.5 Auswertung der Daten der Fachliteratur

Für die ausgewählten (semi-)natürlichen Ökosysteme liegen verschiedene Emissionsmessungen vor (Tab. 6). In einem ersten Schritt wurde die Abhängigkeit der NO- und N₂O-Emissionen von der N-Deposition und anderen Faktoren, wie auch Unterschiede hinsichtlich NO- und N₂O-Emissionen zwischen den Ökosystemen untersucht.

Die Abhängigkeit zwischen der N-Deposition und den indirekten N₂O-, respektive NO-Emissionen wurde mittels linearer Regressionen (mit Verlauf durch den Nullpunkt) analysiert. Es wurden lineare Regressionen gewählt, da diese Modelle gut zu den vorhandenen Daten passen und deren Steigungen meist hoch signifikant waren (Abb. 8). Stehfest und Bouwman (2006) geben für landwirtschaftliche Systeme mit einem breiten N-Eintragsbereich, welcher infolge N-Düngung 200 kg N ha⁻¹ a⁻¹ teilweise überschreitet, einen Emissionsfaktor von 0.91 % für N₂O-N und von 0.55 % für NO-N in Bezug auf den N-Eintrag an. Gemäss den IPCC „Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006“ wird bei diesen Systemen mit einheitlichen Emissionsfaktoren (entspricht den Steigungen der linearen Regressionen) über einen N-Düngungsbereich gerechnet, der deutlich über denjenigen der atmosphärischen N-Depositionen in die (semi-)natürlichen Ökosysteme hinausgeht (IPCC, 2006). Es kann davon ausgegangen werden, dass bei den (semi-)natürlichen Ökosystemen der Zusammenhang zwischen N₂O-, respektive NO-Emissionen und der N-Deposition ebenfalls linear ist. Dieser lineare Zusammenhang wird durch diverse Autoren bestätigt (Butterbach-Bahl et al., 1998; Papen und Butterbach-Bahl, 1999; Gasche und Papen, 2002; Pilegaard et al., 2006; Lohila et al., 2010; Skiba et al., 2012). In den IPCC „Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006“ und im EMEP/EEA „Emission Inventory Guidebook 2013“ werden zur Berechnung von diversen Emissionen aus Böden ebenfalls lineare Modelle benutzt (IPCC, 2006; EMEP/EEA, 2013). Der hier gewählte lineare Ansatz steht also im Einklang mit den international verwendeten Richtlinien.

Die linearen Regressionen wurden durch den Nullpunkt gerechnet, da in tiefen N-Depositionsbereichen keine oder nur sehr tiefe indirekte N-Emissionen erwartet werden (vgl. Messungen von Bowden et al. (1991) und Kesik et al. (2005) in Tab. 6). Der atmosphärische N-Eintrag stellt den wichtigsten Treiber für indirekte N-Emissionen dar (Machefert et al., 2002). Carter et al. (2012) haben gezeigt, dass in N-armen Systemen die N₂O-Emissionen N-limitiert sind. Neben der N-Deposition ist die biologische N₂-Fixierung die einzige N-Eintragsquelle in (semi-)natürliche Ökosysteme, welche allerdings in borealen (1.2 kg N ha⁻¹ a⁻¹) und temperaten Wäldern (1.7 kg N ha⁻¹ a⁻¹) vernachlässigbar tief ist (Reed et al., 2011). (Semi-)natürliche Ökosysteme, in welchen N-fixierende Pflanzen wie Erlen oder Robinien dominieren, wurden hier nicht berücksichtigt, da sie in der Schweiz nur relativ kleinflächig vorkommen. Deshalb ist davon auszugehen, dass die N-Deposition in den hier berücksichtigten (semi-)natürlichen Ökosystemen die Hauptursache der indirekten N-Emissionen ist und ein linearer Zusammenhang durch den Nullpunkt zwischen atmosphärischer N-Deposition und indirekter NO-, respektive N₂O- Emission eine plausible Beziehung darstellt.

3.5.1 Auswertung der Emissionsdaten über alle (semi-)natürlichen Ökosysteme

Wie erwartet, ist der Zusammenhang zwischen der N-Deposition und den indirekten N₂O-Emissionen statistisch signifikant, wenn die Messungen unabhängig vom betrachteten Ökosystem ausgewertet werden: Eine Zunahme der N-Deposition führt zu höheren N₂O-Emissionen ($p < 0.0001$, $R^2_{adj} = 0.44$). Die berechnete N₂O-N-Emissionsrate von 5.2 % bezogen auf die N-Deposition liegt allerdings deutlich über dem gemäss IPCC Guidelines anzuwendenden EF₄ von 1 % in Relation zu den gesamten N-Emissionen.

NO-Emissionsdaten sind bisher nur für Wälder vorhanden, darum konnte hier keine Auswertung über alle (semi-)natürlichen Ökosysteme gemacht werden.

Waren in den Studien zusätzliche Faktoren wie das Jahresmittel der Lufttemperatur oder der Jahresniederschlag vorhanden, wurde deren Einfluss auf die indirekten N-Emissionen multivariat getestet. Allerdings zeigte sich kein signifikanter Einfluss dieser Faktoren, was damit zu erklären ist, dass der Niederschlag nicht der einzige Faktor ist, der die Bodenfeuchtigkeit beeinflusst, welche ihrerseits eine wichtige Einflussgrösse für die N-Emissionen aus Böden

ist. Angaben zu Bodenfeuchtigkeit und weiteren Einflussgrößen wie der Bodentemperatur wurden in den ausgewerteten Studien meist nicht gemacht.

3.5.2 Auswertung der Emissionsdaten, getrennt nach Ökosystemen

Für eine detailliertere Analyse wurden die (semi-)natürlichen Ökosysteme getrennt betrachtet, da aus der Literatur bekannt ist, dass die Abhängigkeit der N-Emissionen von der N-Deposition ökosystemspezifisch ist (Groffman et al., 2000; Gasche und Pape, 2002). So emittiert im Durchschnitt bei gleicher N-Deposition ein Laubwald deutlich mehr N₂O als ein Nadelwald, hingegen ist es bei den NO-Emissionen genau umgekehrt (Pilegaard et al., 2006). Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Mikroklima, die Bodenverhältnisse (pH, Bodenfeuchte, Bodenzusammensetzung etc.) und die Pflanzenbedeckung in diesen Ökosystemen stark unterschiedlich sind. Da sich die wichtigsten (semi-)natürlichen Ökosysteme der Schweiz, also Wälder, (semi-)natürliches Grasland und Nassstandorte in ihrem Bewuchs, Mikroklima und Bodeneigenschaften wie auch in ihren N-Eintragswerten unterscheiden, wurden sie getrennt ausgewertet.

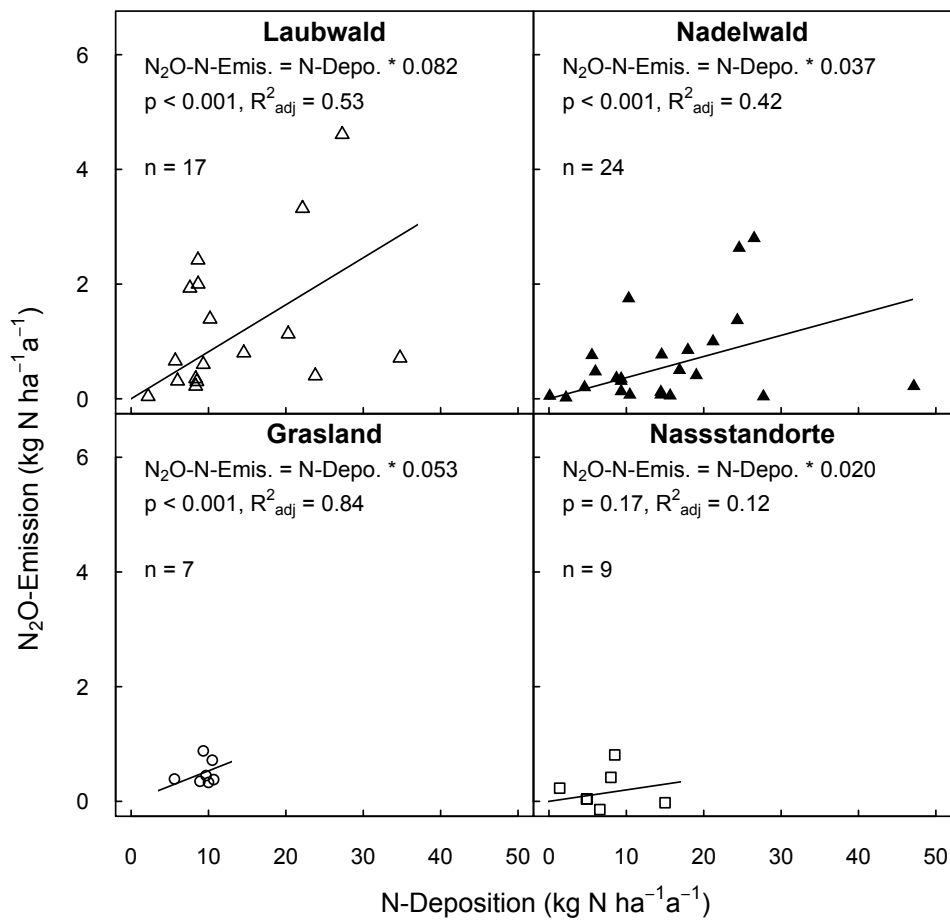


Abb. 8: Indirekte N₂O-N-Emissionen aus Laub- und Nadelwäldern, (semi-)natürlichem Grasland und Nassstandorten in Abhängigkeit der N-Deposition.

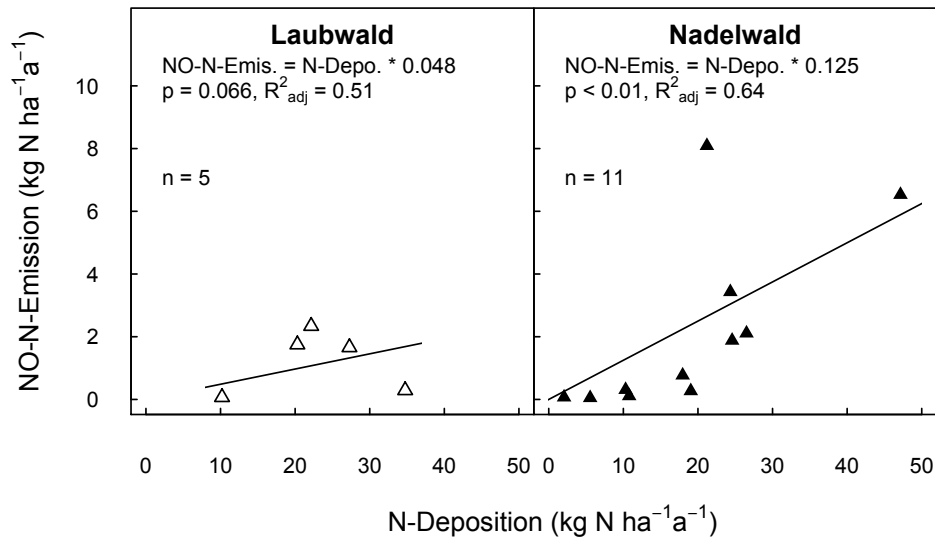


Abb. 9: Indirekte NO-N-Emissionen aus Laub- und Nadelwäldern in Abhängigkeit der N-Deposition.

3.5.2.1 Wälder

Bei Waldstandorten, an welchen NO- und N₂O-Emissionen gemessen wurden, hat sich gezeigt, dass sich die Emissionen stark unterscheiden können. Zum Beispiel emittiert ein holländischer Nadelwald mit einer N-Deposition von 47.2 kg N ha⁻¹ a⁻¹ 6.5 kg NO-N ha⁻¹ a⁻¹ jedoch nur 0.2 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ (Kesik et al., 2005).

N₂O

Sowohl in Laub- und Nadelwäldern steht die N₂O-Emission in einem statistisch signifikanten, linearen Zusammenhang (= Steigung) zur N-Deposition (Abb. 8). Wie erwartet, ist die Steigung der Regression für Laubwald steiler als diejenige für Nadelwald (Gasche und Papen, 2002). Bei den Datenpunkten im tiefen N-Depositionsbereich handelt es sich nicht um Ausreißer. Diese Werte verdeutlichen, dass bei tiefer N-Deposition sehr wenig N₂O emittiert wird. Da es in Europa nur sehr wenige Orte mit einer N-Deposition von weniger als 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gibt, sind entsprechend nur wenige Messdaten vorhanden.

Die beobachteten vier hohen N₂O-Emissionswerte im Laubwald bei relativ tiefer N-Deposition von unter 12 kg N ha⁻¹ a⁻¹ lassen sich nicht erklären. Es ist erstaunlich, dass diese Wälder, obwohl die N-Depositionen unterhalb des Critical Loads für Stickstoff (CLN) liegen, beträchtliche Mengen an N₂O emittieren.

NO

In Laubwäldern kann aufgrund der schlechten Datenlage kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen NO-Emission und N-Deposition gefunden werden, jedoch ist ein Trend ersichtlich (Abb. 9), weshalb die berechnete Emissionsrate trotzdem weiterverwendet wird.

In Nadelwäldern nimmt die NO-Emission mit zunehmender N-Deposition statistisch signifikant zu (Abb. 9). Der Zusammenhang zwischen der N-Deposition und den indirekten NO-Emissionen ist wie bereits unter 3.5.2 erwähnt bei Nadelwäldern stärker als bei Laubwäldern (Pilegaard et al., 2006).

3.5.2.2 (Semi-)natürliches Grasland und Nassstandorte

Für (semi-)natürliches Grasland und Nassstandorte sind in der Literatur nur N₂O-Emissionsmessungen vorhanden, aber keine NO-Werte. In (semi-)natürlichem Grasland zeigt sich wiederum ein signifikanter linearer Zusammenhang zwischen N-Deposition und N₂O-Emission, bei Nassstandorten hingegen nicht (Abb. 8). Da die Nassstandorte in der Schweiz eine kleine Fläche einnehmen (ca. 8000 ha) wird die hier berechnete Emissionsrate als grobe Näherung (da Beziehung nicht signifikant) für weitere Berechnungen benutzt. Da keine Langzeit-NO-Emissionsmessungen von diesen Ökosysteme vorliegen, wird für die Berechnung der indirekten NO-Emissionen auf die von EMEP/EAA vorgeschlagene „simpler methodology“ von Skiba et al. (1997) zurückgegriffen (siehe Kapitel 2.5.2).

3.5.3 Zusammenfassung der hergeleiteten Emissionsraten

Die hier mittels durch den Nullpunkt verlaufenden linearen Regressionen berechneten N₂O-, respektive NO-Emissionsraten sollten nur für N-Depositionsbereiche angewandt werden, welche die Literaturdaten abdecken (siehe Tab. 7). Werden sie ausserhalb dieser Bereiche angewandt, müssen sie als unsicher erachtet werden.

Tab. 7: Zusammenstellung der neu berechneten, depositionsabhängigen Emissionsfaktoren für N₂O-N und NO-N (semi-)natürlicher Ökosysteme.

	Laubwald	Nadelwald	Grasland	Nassstandorte
EF _{N₂O-N}	0.084	0.039	0.053	0.022
Depositionsbereich (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	2.2 - 34.9	0.1 - 47.2	5.6 - 10.7	1.4 - 15.0
EF _{NO-N}	0.052	0.123	NA ¹	NA ¹
Depositionsbereich (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	10.5 - 34.8	2.1 - 47.2	NA	NA

¹⁾ für die Berechnung der NO-N-Emissionen der Nassstandorte und des (semi-)natürlichen Graslandes in der Schweiz wird nach EMEP/EEA die „simpler methodology“ von Skiba et al. 1997 angewandt: indirekte NO-N-Emission = N-Deposition • 0.003 + 0.032 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (vgl. Kapitel 2.5.2).

3.6 Berechnung der Flächen, N-Depositionen und der indirekten N-Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme der Schweiz

3.6.1 Flächen und N-Deposition

Die Flächen für die in Kapitel 3.1 ausgewählten (semi-)natürlichen Ökosysteme wurden durch Aufsummieren der Flächen der Grundkategorien der Arealstatistik 1992/97 bestimmt (Tab. 8). Die N-Deposition für die verschiedenen Ökosysteme wurde auf den ausgewählten Arealstatistik-Punkten mit der in Kapitel 2.3 erwähnten Methodik berechnet. Jeder Hektare eines Ökosystems wurde somit ein N-Depositionswert zugeordnet. Für Waldstandorte musste die N-Deposition nach deren Laub- und Nadelwaldanteil gewichtet werden. Dazu wurde für jede einzelne Hektare Wald die N-Deposition einmal mit der Methode für Laubwald und einmal mit der Methode für Nadelwald berechnet. Diese N-Depositionswerte wurden anschliessend mit dem Waldmischungsgrad gewichtet (siehe Kapitel 3.1.3). Dadurch erhielt man für jede einzelne Hektare Wald einen N-Depositionswert für den Laubwaldanteil und den Nadelwaldanteil. Die Summe davon pro Hektare entspricht der N-Deposition in diese Waldfläche. Durch Aufsummieren der Hektarwerte der einzelnen Ökosysteme wurde die gesamte N-Deposition in die einzelnen Ökosysteme berechnet.

3.6.2 Berechnung der indirekten N-Emissionen

Die indirekten N₂O- und NO-Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme Wälder, (semi-)natürliches Grasland und Nassstandorte der Schweiz wurden mittels den aus der Fachliteratur verfügbaren Daten berechnet. Ähnlich wie in Kapitel 3.5 wurden lineare Modelle, welche durch den Nullpunkt verlaufen, verwendet und gleichzeitig eine Unsicherheitsanalyse durchgeführt. Um die Unsicherheiten der Berechnungen für die indirekten N₂O- und NO_x-Emissionen zu bestimmen, sollten die Schätzfehler, welche in die Berechnungen einfließen, ebenfalls bekannt sein. Es folgt eine kurze Beschreibung dieser Schätzfehler:

- Da die **Schätzfehler** der nachfolgend beschriebenen **linearen Modelle** zur Berechnung der indirekten N-Emissionen nicht normalverteilt und zudem sehr gross waren, konnte die Bestimmung dieser Unsicherheit nicht mittels konventioneller Fehlerrechnung durchgeführt werden, sondern erfolgte mittels Bootstrapping-Methoden (siehe unten und vgl. Abb. 10, 11).
- Der **Schätzfehler der N-Deposition** auf eine Hektarfläche kann als zufällig betrachtet werden, da dieser einerseits auf die unsichere Verortung und andererseits auf die unsichere Kenntnis der Quellenstärke zurückgeht. Systematische Unsicherheiten (z.B. eine generelle Überschätzung der N-Deposition) sind im Vergleich dazu klein. Damit wird der relative (zufällige) Schätzfehler der Summe der N-Deposition über die 1.5 Millionen Hektarflächen der (semi-)natürlichen Ökosysteme auch aufgrund des Gesetzes der grossen Zahlen verschwindend klein und muss deshalb in der Unsicherheitsanalyse nicht berücksichtigt werden.
- Zur Bestimmung des Laub-, respektive Nadelwaldanteils einer Waldfläche wurde der **Waldmischungsgraddatensatz WMG-100** beigezogen (siehe Kapitel 3.1.3). Dieser gibt den Laubwaldanteil in vier Kategorien mit einer Genauigkeit von rund 60 % an. Dabei handelt es sich ebenfalls um einen zufälligen Schätzfehler, der hier in der Unsicherheitsanalyse nicht berücksichtigt werden muss.

Zur Berechnung der indirekten N₂O- und NO-Emissionen der einzelnen (semi-)natürlichen Ökosysteme der Schweiz und deren Unsicherheiten, wurde ein nicht-parametrischer Bootstrap auf die Steigung von den linearen Regressionsmodellen, welche durch den Nullpunkt verlaufen, durchgeführt (siehe unten). Diese Bootstrappingmethode wurde gewählt, da sie nicht Extremwerte von Emissionsfaktoren widerspiegelt, sondern mittlere Emissionsfaktoren der einzelnen Ökosysteme und deren Unsicherheiten. Zudem muss davon ausgegangen werden, dass die Emissionsfaktoren bis zu einem gewissen Mass räumlich korreliert sind, d.h. es ist zu erwarten, dass z.B. zwei benachbarte Nadelwaldflächen nicht völlig andere Emissionsfaktoren aufweisen. Deshalb darf nicht auf den einzelnen Hektarflächen gebootstrapt werden. Durch den nicht-parametrischen Bootstrap auf die Steigung wird dies berücksichtigt, aber auch dass der Emissionsfaktor innerhalb eines (semi-)natürlichen Ökosystems schwanken kann.

Für jedes (semi-)natürliche Ökosystem wurden 10'000 Bootstrappingzyklen durchgeführt. Zum Bootstrappingzyklus: Es wurden mit Zurücklegen (Resampling) zufällig so viele gemessene N-Emissionswerte gezogen wie Originalbeobachtungen vorhanden waren. Auf diese zufällig gezogenen N-Emissionswerte wurde eine lineare Regression (durch den Nullpunkt) geschätzt.

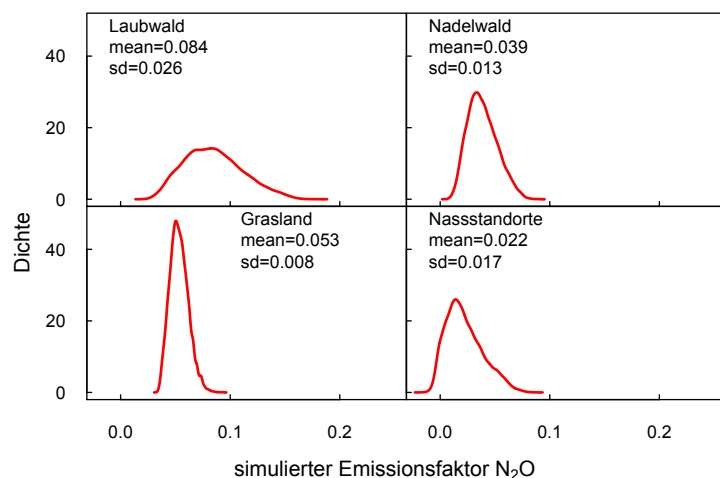


Abb. 10: Verteilung der simulierten Emissionsfaktoren für N₂O

Aus diesen 10'000 Bootstrappyklen wurden somit 10'000 Steigungen der linearen Modelle, also Emissionsfaktoren, abgeleitet (Abb. 10 und Abb. 11). Der Mittelwert davon entspricht dem mittleren Emissionsfaktor, welcher nahezu identisch mit den in Tab. 7 aufgeführten Emissionsfaktoren ist. Die Standardabweichung der 10'000 Steigungen entspricht dem Standardfehler des so berechneten mittleren Emissionsfaktors.

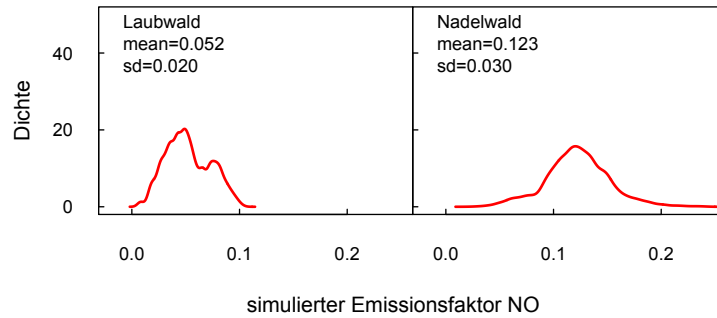


Abb. 11: Verteilung der simulierten Emissionsfaktoren für NO

3.6.2.1 Anwendung der mittels Bootstrapping ermittelten Emissionsfaktoren und Standardfehler

Um die totale indirekte N-Emission eines (semi-)natürlichen Ökosystems zu berechnen, wird der mittlere Emissionsfaktor mit der totalen N-Deposition für das entsprechende Ökosystem multipliziert. Durch Multiplizieren des Standardfehlers des mittleren Emissionsfaktors mit der totalen N-Deposition, erhält man den Standardfehler der indirekten N-Emission des (semi-)natürlichen Ökosystems. Für Wälder musste der Laubwaldanteil der N-Deposition (siehe 3.6.1) mit dem mittleren Emissionsfaktor für Laubwald multipliziert werden und der Nadelwaldanteil der N-Deposition mit dem mittleren Emissionsfaktor für Nadelwald. Die Summe entspricht der indirekten N-Emission des Waldes.

Da wie bereits unter 3.5.2 erwähnt keine Daten aus der Fachliteratur zu NO-Emissionen von Grasland und Nassstandorten zur Verfügung standen, musste, wie von EMEP vorgeschlagen, auf die Methode von Skiba et al. (1997) zurückgegriffen werden (vergleiche Kapitel 2.5.2). Es wurde die N-Deposition mit dem Faktor 0.003 multipliziert und eine Hintergrundemission von 0.032 kg NO-N ha⁻¹ a⁻¹ addiert und diese Werte aufsummiert. Der von EMEP angegebene Fehler von einem Faktor 5 bezogen auf die Summe der indirekten NO_x-Emissionen des Ökosystems wurde folgendermassen berücksichtigt: Um das 95%-Vertrauensintervall dieser Emission zu bestimmen, wurde die Summe der indirekten NO_x-Emissionen mit 5 multipliziert und durch 5 dividiert. Die Differenz zwischen diesen beiden Werten entspricht 4•σ (σ = Standardfehler), also muss diese durch 4 dividiert werden um den Standardfehler zu erhalten. Dieses Vorgehen weist auf die Grössenordnung des Standardfehlers hin, da die Ursprungsdaten von Skiba et al. (1997) log-normalverteilt sind, die hier gewählte Methode aber nur für Normalverteilungen exakte Resultate liefert.

Da die Summe der indirekten NO_x-Emissionen von Grasland und Nassstandorten nur rund 1.5 % der totalen indirekten NO_x-Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme der Schweiz ausmacht, spielen sie und ihr verhältnismässig kleiner (obwohl ungenauer Schätzfehler) keine Rolle für den totalen Schätzfehler dieser Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme.

Durch Aufsummieren der totalen indirekten N₂O-Emissionen der einzelnen Ökosysteme wurde die totale indirekte N₂O-Emission aller (semi-)natürlichen Ökosysteme der Schweiz bestimmt. Für die indirekten NO-Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme wurde gleich verfahren. Der Schätzfehler für die Summe konnte mittels konventioneller Fehlerrechnung berechnet werden, da die Emissionsfaktoren der Simulationszyklen nur eine leichte Rechtsschiefe aufwiesen (siehe Abb. 10 und Abb. 11).

Zur Überprüfung der totalen indirekten N₂O-, respektive NO-Emissionen wurde die vorhin beschriebene Bootstrap-Methode auf alle Daten ohne Trennung nach Ökosystemen durchgeführt (Ökosystem indifferent). Damit wurde ein mittlerer N₂O-Emissionsfaktor für alle ausgewählten (semi-)natürlichen Ökosysteme berechnet und ein mittlerer NO-Emissionsfaktor für Wälder (ohne Differenzierung nach Laub- und Nadelwald). Werden mit diesen mittleren

Emissionsfaktoren die totalen indirekten N-Emissionen berechnet, so unterscheiden sich diese um weniger als 3 % von denjenigen, welche mit der oben beschriebenen, nach Ökosystemen differenzierten Methode berechnet wurden. Dies stellt allerdings eher einen Zufall dar, denn wenn die Fläche der (semi-)natürlichen Ökosysteme oder die Verteilung der N-Deposition in der Schweiz anders wäre, so würde der „Ökosystem-indifferente“ Ansatz deutlich abweichende N₂O- und NO_x-Emissionen liefern.

Die Berechnungen wurden in der Statistiksoftware R (Version 3.0.2) durchgeführt (R Development Core Team, 2010).

4 Resultate

4.1 Berechnete indirekte N-Emissionen von (semi-)natürlichen Ökosystemen

Anhand der hergeleiteten Emissionsraten (Tab. 7) wurden die indirekten N₂O- und NO_x-Emissionen für die drei (semi-)natürlichen Ökosysteme Wald, (semi-)natürliches Grasland und Nassstandorte der Schweiz wie in Kapitel 3.6 beschrieben bestimmt. Die Resultate im ha-Raster zeigen, dass in Gebieten mit hoher N-Deposition die indirekten N-Emissionen am höchsten sind. Für die Darstellung auf den Karten wurden mit den mittleren Emissionsfaktoren die Emissionen pro Hektar berechnet und durch Mittelbildung auf ein Kilometerraster aggregiert. (Abb. 12 und Abb. 13, separate Karten für Wald und für Nassstandorte/Grasland im Anhang, siehe Kapitel 8.1 und 8.2). Die totalen indirekten N₂O-Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme im Jahr 2010 lagen bei 2.53 ± 0.50 Gg N₂O (Tab. 8). Dies ist mehr als dreimal mehr als die 0.79 Gg N₂O, die im EMIS als totale indirekte Emission angegeben werden (vergleiche Tab. 4). Die indirekte NO-N Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme sind etwa eineinhalbmal so hoch wie deren indirekte N₂O-N-Emissionen.

Tab. 8: Fläche, totale N-Deposition auf die Ökosystemflächen und mittlere flächenbezogene N-Deposition der (semi-)natürlichen Ökosysteme in der Schweiz, sowie deren neu berechnete indirekte N-Emissionen und deren Fehler (SE) für das Jahr 2010.

	Wald	(semi-)natürliches Grasland	Nassstandorte	Total
Fläche (ha)	1'073'262	489'173	7'931.00	1'570'366
N-Deposition (Gg N)	25.31	4.16	0.16	29.63
Mittlere N-Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	23.58	8.50	20.17	18.87
N ₂ O-N-Emission (Gg N)	1.38 ± 0.32	0.22 ± 0.03	0.004 ± 0.003	1.61 ± 0.32
N ₂ O-Emission (Gg)	2.17 ± 0.50	0.35 ± 0.05	0.006 ± 0.005	2.53 ± 0.50
NO-N-Emission (Gg N)	2.48 ± 0.53	0.03 ± 0.03	0.001 ± 0.001	2.51 ± 0.53
NO _x -Emission (Gg) ¹	8.15 ± 1.73	0.09 ± 0.11	0.002 ± 0.002	8.25 ± 1.73

¹⁾ NO-Emissionen bezeichnet als NO_x (ausgedrückt NO₂).

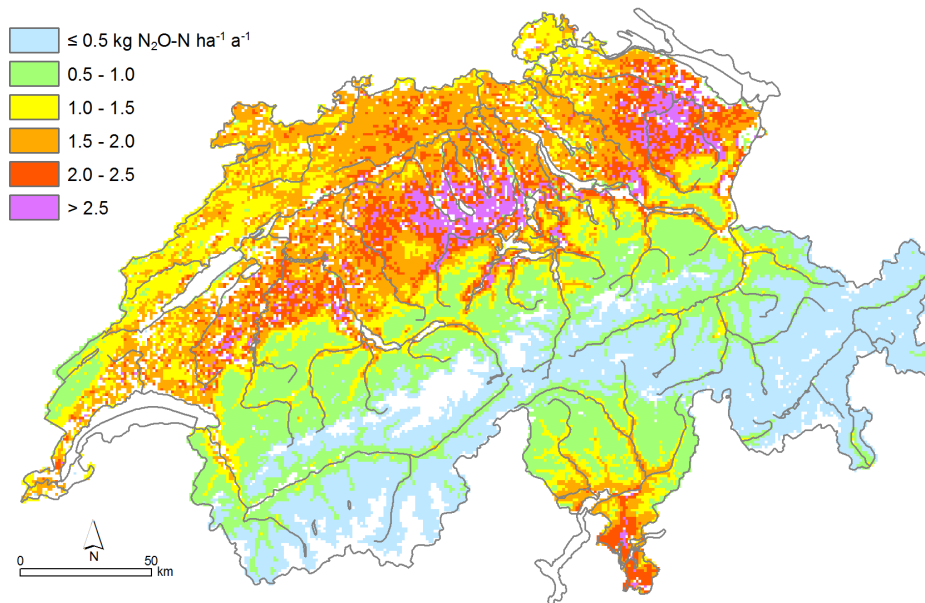


Abb. 12: Kartierung der indirekten N₂O-N-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen für das Jahr 2010 (BAFU, 2013a).

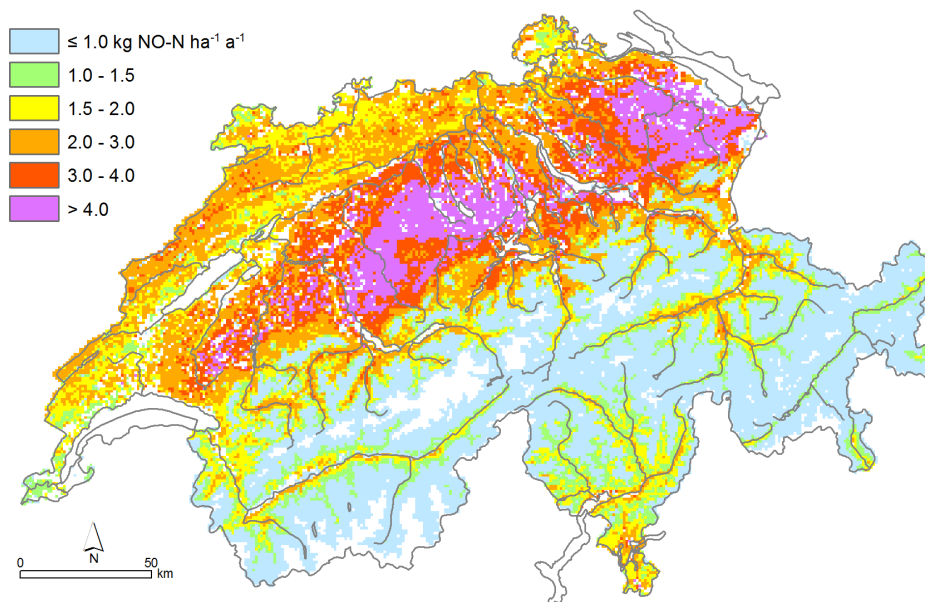


Abb. 13: Kartierung der indirekten NO-N-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen für das Jahr 2010 (BAFU, 2013a).

Die Reduktion der N-Deposition, welche hauptsächlich durch NO_x-Emissionsminderungen erzielt wurde, reduzierte den N-Eintrag in (semi-)natürliche Ökosysteme von 1980 bis 2010 um 28.5 %. Als Folge des tieferen N-Eintrages, sanken die indirekten N₂O- und NO-Emissionen um 28.5 % (Tab. 9 und Abb. 14). Zwischen 1985 und 1990 wurde bei der Berechnung keine Abnahme der indirekten N₂O- und NO-Emissionen von (semi-)natürlichen Ökosystemen festgestellt. Gründe dafür können zum einen meteorologische Bedingungen sein, welche in die Modellierung der N-Deposition durch EMEP auf europäischer Ebene einfließen, zum anderen sind die N-Depositionen vor 1990 mit einer anderen, vereinfachten Methode auf der Basis von Trenddaten des EMEP berechnet worden und sind deshalb als weniger genau einzustufen (siehe Kapitel 3.3.1.). Die Zeitreihe der N-Depositionen und indirekten N-Emissionen von 1980 – 2010 kann deshalb nur für die Periode 1990 – 2010 als homogen bezeichnet werden.

Tab. 9: Zeitreihe von 1980 bis 2010 für die N-Deposition in (semi-)natürliche Ökosysteme in der Schweiz, sowie für die dadurch ausgelösten indirekten NO- und N₂O-Emissionen und deren Fehler (SE) dieser Ökosysteme.

	1980	1985	1990	2000	2007	2010
N-Deposition in (semi-)natürliche Ökosysteme (Gg N)	41.45	36.78	36.93	31.15	29.80	29.63
N ₂ O-Emission (semi-)natürlicher Ökosysteme (Gg)	3.53 ± 0.70	3.14 ± 0.62	3.15 ± 0.62	2.66 ± 0.53	2.54 ± 0.51	2.52 ± 0.50
NO _x -Emission (semi-)natürlicher Ökosysteme (Gg) ¹⁾	11.48 ± 2.41	10.12 ± 2.12	10.15 ± 2.13	8.59 ± 1.80	8.30 ± 1.74	8.25 ± 1.73

¹⁾ NO-Emissionen bezeichnet als NO_x (angegeben als NO₂).

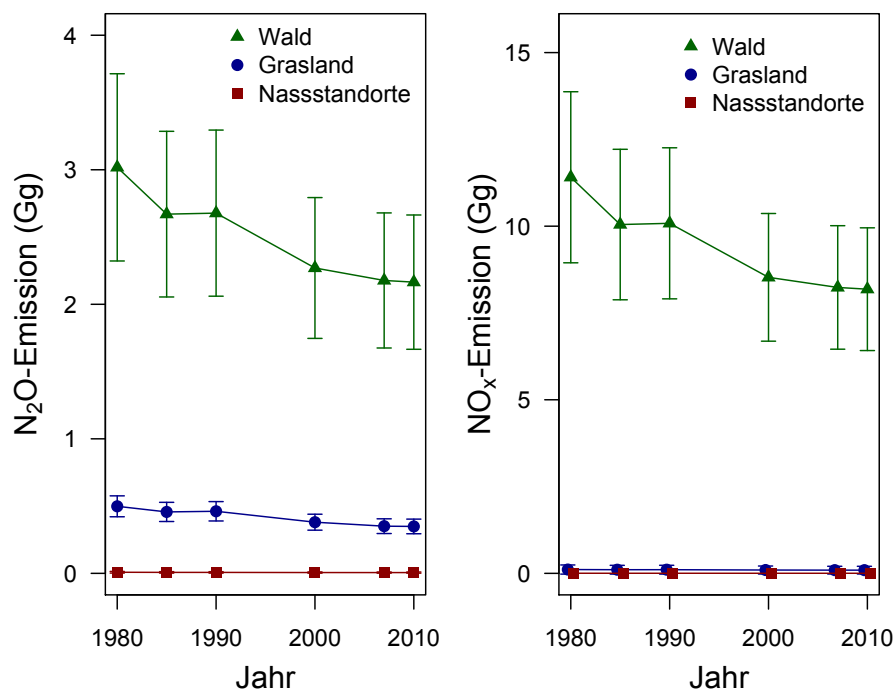


Abb. 14: Indirekte N₂O- und NO_x-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen der Schweiz für die Jahre 1980 bis 2010 und deren Standardfehler (SE). Die NO_x-Emissionen von Grasland und Nassstandorten wurden aus darstellerischen Gründen leicht versetzt dargestellt.

5 Vorschläge zur Umsetzung im EMIS

Wie bereits erwähnt, werden im schweizerischen Emissionsinventar EMIS natürliche und indirekte NO- und N₂O-Emissionen zum Teil berechnet, allerdings noch lückenhaft (vergleiche Kapitel 2.5.4). Im Folgenden werden Vorschläge präsentiert, wie die neu berechneten indirekten NO- und N₂O-Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme in Bezug auf die Summe der schweizerischen NH₃-N- und NO_x-N-Emissionen berechnet und ins EMIS integriert werden können. Doppelzählungen sollen dabei vermieden werden. Folglich wird hier auf indirekte N-Emissionen eingegangen, welche durch atmosphärische N-Deposition ausgelöst werden und bis anhin im EMIS mit dem IPCC Default-Emissionsfaktor EF₄ berechnet wurden. Indirekte N-Emissionen, welche durch N-Auswaschung in Gewässern entstehen, können mit EF₅ berechnet werden (siehe Kapitel 2.5.4).

5.1 Aktivitäten und Emissionsfaktoren indirekter NO- und N₂O-Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme

Da die Berechnung der indirekten NO- und N₂O-Emissionen wie in Kapitel 3.6 beschrieben aufwändig und nicht direkt im EMIS umsetzbar ist, wurde eine vereinfachte, „EMIS-kompatible“ Berechnungsmethode erarbeitet. Das Ziel ist, die indirekten NO- und N₂O-Emissionen mit „Aktivität • EF“ angeben zu können. Dabei soll der Emissionsfaktor auf die gesamten schweizerischen NO_x-N- und NH₃-N-Emissionen bezogen sein. Weiter muss dafür gesorgt werden, dass keine Doppelzählungen mit bisherigen Berechnungen vorkommen.

Die emissionsbezogenen EFs wurden aus dem Verhältnis der gemäss Kapitel 3.6 berechneten indirekten N₂O- respektive NO-Emission der (semi-)natürlichen Ökosysteme zu der Summe der totalen schweizerischen NH₃-N- und NO_x-N-Emissionen für die Jahre 1980, 1985, 1990, 2000, 2007 und 2010 bestimmt (Tab. 10). Um den Unsicherheitsbereich eines EFs anzugeben, wurde der relative Fehler des EFs mit klassischer Fehlerfortpflanzung berechnet, wofür die Fehler der NO_x- (11.1 %), NH₃- (24.7 %) und der indirekten Emissionen berücksichtigt wurden (BAFU, 2012b). Die hergeleiteten emissionsbezogenen EFs können dann mit der Summe der gesamtschweizerischen Emission von NH₃-N und NO_x-N des entsprechenden Jahres multipliziert werden, um wiederum die indirekten N-Emissionen zu erhalten (siehe Kapitel 5.2.1 und 5.2.2). Falls gewünscht, könnten die indirekten Emissionen für Wald und Grasland/Nassstandorte getrennt berechnet werden. Liegt für ein Jahr kein Emissionsfaktor vor, wird im EMIS automatisch linear zwischen zwei EFs interpoliert. Für die Jahre nach 2010 kann der EF von 2010 so lange verwendet werden bis neuere EFs zur Verfügung stehen. Der Emissionsfaktor der indirekten N₂O-Emissionen steigt von 1980 bis 2010 leicht an, da die nationalen N-Emissionen prozentual stärker abnehmen als die N-Depositionen, die auch durch N-Emissionen im Ausland beeinflusst wurden.

Bei dieser vereinfachten Berechnung der indirekten N-Emissionen wird ausgeblendet, dass ein Teil der N-Deposition aus dem Ausland stammt. Da die Schweiz aber nicht nur Luftschadstoffe importiert, sondern auch einen beachtlichen Teil ihrer Emissionen ins Ausland exportiert, wo ebenfalls indirekte Emissionen ausgelöst werden, wäre es nicht zulässig, bei den N-Depositionen auf die Schweiz nur den Anteil von schweizerischen N-Emissionen zu betrachten. Sollten sich in Zukunft die nationalen N-Emissionen und die N-Deposition auf die Schweiz mengenmässig stark unterscheiden, müsste vorzugsweise mit depositionsbezogenen EFs gerechnet werden. Die hier hergeleiteten Emissionsfaktoren dürfen nur in der Schweiz angewendet werden, da sie die räumliche Verteilung der N-Deposition und der (semi-)natürlichen Ökosysteme, sowie den Mischungsgrad von Laub- und Nadelwald für die Schweiz widerspiegeln.

Tab. 10: Emissionsbezogene N₂O- und NO_x-Emissionsfaktoren und deren Unsicherheitsbereich (= relativer Fehler in %) für (semi-)natürliche Ökosysteme in der Schweiz für den Zeitraum 1980 bis 2010 bezogen auf das Total der Summe der NO_x-N- und NH₃-N-Emissionen der Schweiz. Nassstandorte werden nicht aufgeführt, da deren indirekte N₂O- und NO_x-Emissionen vernachlässigbar klein sind.

Jahr	Wald		(semi-)nat. Grasland		Total	
	EF _{N₂O}	EF _{NO_x}	EF _{N₂O}	EF _{NO_x}	EF _{N₂O}	EF _{NO_x}
1980	0.026 (± 27 %)	0.097 (± 26 %)	0.004 (± 21 %)	0.001 (± 121 %)	0.030 (± 25 %)	0.097 (± 26 %)
1985	0.023 (± 27 %)	0.089 (± 26 %)	0.004 (± 21 %)	0.001 (± 121 %)	0.028 (± 25 %)	0.089 (± 26 %)
1990	0.026 (± 28 %)	0.098 (± 26 %)	0.004 (± 22 %)	0.001 (± 121 %)	0.030 (± 25 %)	0.098 (± 26 %)
2000	0.026 (± 28 %)	0.099 (± 26 %)	0.004 (± 22 %)	0.001 (± 121 %)	0.030 (± 25 %)	0.099 (± 26 %)
2007	0.027 (± 29 %)	0.105 (± 27.0 %)	0.004 (± 22 %)	0.001 (± 121 %)	0.032 (± 26 %)	0.105 (± 27.0 %)
2010	0.028 (± 29 %)	0.109 (± 27.0 %)	0.005 (± 23 %)	0.001 (± 121 %)	0.033 (± 26 %)	0.109 (± 27.0 %)

Die N-Deposition wird für die Schweiz voraussichtlich für das Jahr 2015 wieder neu berechnet. Dann müssen wie in Kapitel 3.6 beschrieben mit den aus der Fachliteratur hergeleiteten Emissionsraten die indirekten N₂O- und NO-Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme ak-

tualisiert werden. Idealerweise sollten dann die neuen Erhebungen der Arealstatistik 2004/09 zur Berechnung der Flächen der (semi-)natürlichen Flächen benutzt werden. Noch ist offen ob dann der Waldmischungsgrad-Datensatz ebenfalls aktualisiert vorliegen wird. Auf dieser Basis müssen dann die emissionsbezogenen EFs (Tab. 10) nach der oben beschriebenen Methode ebenfalls aktualisiert werden.

5.2 Berechnung der totalen indirekten N-Emissionen und Verhinderung von Doppelzählungen

Werden die hier vorgeschlagenen Berechnungen für die indirekten N-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen ins EMIS integriert, müssen dazu die indirekten N-Emissionen der restlichen Flächen addiert werden, um die totalen indirekten N-Emissionen zu ermitteln. Eine Doppelzählung mit bereits berechneten indirekten und natürlichen N-Emissionen muss verhindert werden.

5.2.1 Berechnung der totalen indirekten N₂O-Emissionen

Bis anhin werden indirekte N₂O-Emissionen im EMIS bezogen auf landwirtschaftliche NH₃-N- und NO_x-N-Emissionen berechnet (vgl. Kapitel 2.5.4). Um die totalen indirekten N₂O-Emissionen der gesamten Fläche der Schweiz unter Berücksichtigung der in dieser Studie vorgestellten Resultate zu berechnen, müssen die indirekten N₂O-Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme emissionsbezogen berechnet werden und zu denjenigen der restlichen Flächen addiert werden. Da die N-Emissionen die Ursache der N-Deposition sind und in der Schweiz momentan mengenmässig im Bereich der N-Deposition liegen, dürfen die indirekten N₂O-Emissionen auf die Summe der NH₃-N- und NO_x-N-Emissionen bezogen werden. Um die indirekten N₂O-Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme zu berechnen, muss die Summe der totalen schweizerischen NH₃-N- und NO_x-N-Emissionen (= Aktivität, ohne Berücksichtigung der indirekten NO_x-Emissionen) mit dem emissionsbezogenen Emissionsfaktor des entsprechenden Jahres für indirekte N₂O-Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme ($EF_{N_2O(semi)-nat. \text{ Ökosysteme}}$, siehe Tab. 10) multipliziert werden. Die indirekten N₂O-Emissionen der restlichen Flächen ($indEmis_{N_2O}(\text{restliche Flächen})$) werden wie folgt nach dem IPCC-Ansatz berechnet. In einem ersten Schritt werden die indirekten N₂O-Emissionen bezogen auf die gesamtschweizerischen NO_x-N- und NH₃-N-Emissionen mit dem IPCC-Emissionsfaktor EF₄ (1 %) berechnet: Davon wird nur ein Anteil von 54.3 % genommen, weil 45.7 % der N-Depositionen in der Schweiz auf die Flächen von (semi-)natürlichen Ökosystemen niedergehen und deren indirekte N₂O-Emissionen separat mit den in Tab. 10 wiedergegebenen EFs berechnet werden. Dies bedeutet, dass 54.3 % der gesamten N-Deposition der Schweiz, welche 2010 in die restlichen, also nicht (semi-)natürlichen Ökosysteme deponiert wurden, 54.3 % (= 0.543) der gesamtschweizerischen indirekten N₂O-Emissionen nach IPCC-Ansatz (= $indEmis_{N_2O}IPCC_{\text{ganze CH}}$) auslösten. Deshalb entsprechen 54.3 % der nach IPCC-Ansatz berechneten indirekten N₂O-Emissionen jenen der restlichen Flächen, wobei für die Jahre vor 2010 dieser Faktor angepasst werden muss (siehe unten). Dabei ist es wie bereits erwähnt am sinnvollsten, wenn die indirekten N₂O-Emissionen gemäss den aktuellen IPCC „Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006“ auf die gesamten NO_x-N- und NH₃-N-Emissionen bezogen werden und nicht wie bis anhin nur auf landwirtschaftliche, da sonst die indirekten Emissionen der restlichen Flächen unterschätzt werden.

Anhand folgender Gleichung kann die totale indirekte N₂O-Emission der Schweiz ins EMIS integriert werden. Dabei werden Nassstandorte nicht berücksichtigt, da deren indirekte N₂O-Emissionen vernachlässigbar klein sind. Um eine Doppelzählung mit natürlichen Hintergrundemissionen zu verhindern, müssen die Erklärungen in Kapitel 5.2.3 berücksichtigt werden.

$$\begin{aligned} \text{indEmisN}_2\text{O} &= \text{indEmisN}_2\text{O}_{(\text{semi-})\text{nat. Ökosysteme}} && + \text{indEmisN}_2\text{O}_{\text{restliche Flächen}} \\ &= \text{Aktivität}^{1)} * \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}(\text{semi-})\text{nat. Ökosysteme}} && + \text{indEmisN}_2\text{O}_{\text{IPCC ganze CH}} * 0.543^{3)} \\ &= \text{Aktivität}^{1)} * (\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}\text{Wald}} + \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}\text{Grasland}}) && + \text{Aktivität}^{1)} * \text{EF}_4^{2)} * 0.543^{3)} \end{aligned}$$

¹⁾ Aktivität = Summe der NH₃-N und NO_x-N Emissionen der Schweiz

²⁾ EF₄ bezieht sich wie die anderen EFs auf die gesamtschweizerischen N-Emissionen, gibt das Resultat aber als N₂O-N an. Die resultierende indirekte Emission muss deshalb mit dem Faktor 1.57 multipliziert werden, um die Emission als N₂O auszudrücken.

³⁾ Dieser Faktor muss für das entsprechende Jahr angepasst werden: 1980: 0.521, 1985: 0.575, 1990: 0.573, 2000: 0.575, 2007: 0.567, 2010: 0.543

Für die Jahre 2010 und 2011 ergeben sich die folgenden totalen indirekten N₂O-Emissionen:

$$\begin{aligned} \text{indEmis}_{\text{N}_2\text{O},2010} &= 75.42 \text{ Gg N} * (0.028 + 0.005) + (75.42 \text{ Gg N} * 0.01 * 1.57) * 0.543 = \mathbf{3.13 \text{ Gg N}_2\text{O}} \\ \text{indEmis}_{\text{N}_2\text{O},2011} &= 74.29 \text{ Gg N} * (0.028 + 0.005) + (74.29 \text{ Gg N} * 0.01 * 1.57) * 0.543 = \mathbf{3.09 \text{ Gg N}_2\text{O}} \end{aligned}$$

5.2.2 Berechnung der totalen indirekten NO_x-Emissionen

Indirekte Emissionen von Stickoxiden werden im EMIS noch nicht berücksichtigt. Um die totale indirekte NO_x-Emission aller Flächen der Schweiz ins EMIS zu integrieren, müssen die in dieser Studie berechneten indirekten NO-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen zu denjenigen der restlichen, also nicht (semi-)natürlichen Flächen addiert werden. Um die indirekte NO_x-Emissionen der (semi-)natürlichen Ökosysteme zu berechnen, muss die Summe der schweizerischen NH₃-N- und NO_x-N-Emissionen (= Aktivität) mit dem emissionsbezogenen Emissionsfaktor (indEmisNO_{x (semi-)}nat. Ökosysteme) des entsprechenden Jahres multipliziert werden (Tab. 10).

Um die indirekten NO-Emissionen der restlichen Flächen miteinzubeziehen, können diese nach dem EMEP/EEA „Emission Inventory Guidebook 2013“ (EMEP/EEA, 2013) nach der „simpler methodology“ von Skiba et al. (1997) depositionsabhängig berechnet werden (siehe Kapitel 2.5.2). Wird diese Methode angewandt, bedeutet dies, dass im Jahr 2010 aus den restlichen Flächen (2'558'125 ha) insgesamt 0.65 Gg NO_x (als NO₂ ausgedrückt) indirekt emittiert wurden. Die so berechnete indirekte NO-Emission kann wiederum auf die totale NO_x-N- und NH₃-N-Emission (= Aktivität) der Schweiz bezogen werden: Die 0.65 Gg NO_x entsprechen 0.86 % (= EF_{NO_x restliche Flächen}) davon. Für die Jahre 1980, 1985, 1990, 2000 und 2007 wurden wie für das Jahr 2010 EFs berechnet (Tab. 11).

Tab. 11: Emissionsfaktoren der indirekten NO_x-Emissionen (ausgedrückt als NO₂) der restlichen Flächen für die Jahre 1980 bis 2010.

Jahr	EF _{NO_x restliche Flächen (%)}
1980	0.69
1985	0.66
1990	0.73
2000	0.78
2007	0.83
2010	0.86

Anhand folgender Gleichung, kann die totale indirekte NO_x-Emission ins EMIS integriert werden. Dabei werden Nassstandorte nicht berücksichtigt, da deren indirekte N₂O-Emissionen vernachlässigbar klein sind. Um eine Doppelzählung mit natürlichen Hintergrundemissionen zu verhindern, müssen die Erklärungen in Kapitel 5.2.3 berücksichtigt werden.

$$\begin{aligned} \text{indEmisNO}_x &= \text{indEmisNO}_x \text{ (semi)-nat. Ökosysteme} + \text{indEmisNO}_x \text{ restliche Flächen} \\ &= \text{Aktivität}^{1)} * \text{EF}_{\text{NO}_x \text{ (semi)-nat. Ökosysteme}} + \text{Aktivität}^{1)} * \text{EF}_{\text{NO}_x \text{ restliche Flächen}} \\ &= \text{Aktivität}^{1)} * (\text{EF}_{\text{NO}_x \text{ Wälder}} + \text{EF}_{\text{NO}_x \text{ Grasland}} + \text{EF}_{\text{NO}_x \text{ restliche Flächen}}) \end{aligned}$$

¹⁾ Aktivität = Summe der NH₃-N- und NO_x-N-Emissionen der Schweiz

Für die Jahre 2010 und 2011 ergeben sich somit die folgenden, totalen indirekten NO_x-Emissionen (als NO₂ ausgedrückt):

$$\text{indEmisNO}_{x,2010} = 75.42 \text{ Gg N} * (0.109 + 0.001 + 0.009) = \mathbf{8.97 \text{ Gg NO}_x}$$

$$\text{indEmisNO}_{x,2011} = 74.29 \text{ Gg N} * (0.109 + 0.001 + 0.009) = \mathbf{8.84 \text{ Gg NO}_x}$$

5.2.3 Vermeidung von Doppelzählungen bei „natürlichen“ NO_x- und N₂O-Emissionen

Wie bereits erwähnt werden im EMIS natürliche Hintergrundemissionen zum Teil berücksichtigt, allerdings beruhen sie auf einer schmalen Datenlage (siehe Kapitel 2.5.5). In der Schweiz gibt es keine Flächen, die keinen N-Eintrag via N-Deposition oder landwirtschaftliche Düngung erhalten (vergleiche N-Depositionskarte, Abb. 3). Deshalb können die N-Emissionen aus den Böden nirgends als rein natürlich bezeichnet werden. Es kann nicht zwischen natürlicher (Hintergrund-)Emission und induzierter Emission unterschieden werden. Es wird somit immer die totale N-Emission aus dem Boden gemessen. Bei den Daten, welche hier zusammengetragen wurden, handelt es sich also um totale NO_x- und N₂O-Emissionen. Deshalb beinhaltet die vorgeschlagene neue Berechnung sowohl die natürliche als auch die durch Deposition induzierte N-Emission. Die Daten zeigen, dass im tiefen Depositionsbereich die NO_x- und N₂O-Emissionen aus Böden vernachlässigbar sind und somit die natürlichen Emissionen irrelevant sind. Deshalb müssen die natürlichen NO_x- und N₂O-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen, also Laubwald, Nadelwald, (semi-)natürliches Grasland und Nassstandorte, im EMIS gelöscht werden, da es sonst zu einer Doppelzählung kommt.

6 Diskussion

6.1 N₂O

Obwohl die Entstehung der N₂O-Emissionen durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird und diese räumlich und zeitlich stark variieren, wurde bei allen (semi-)natürlichen Ökosystemen, mit der Ausnahme von Nassstandorten, ein signifikanter Zusammenhang zwischen der N-Deposition und der N₂O-Emission aus Böden gefunden. Dieser Zusammenhang wird von Skiba et al. (2012) und Machefert et al. (2002) bestätigt. Es können also mit depositionsabhängigen Emissionsraten indirekte N₂O-Emissionen berechnet werden, die schliesslich auch emissionsbezogen formuliert werden können. Die Stickstoffverfügbarkeit hat nach Matson et al. (2002) den stärksten Einfluss auf N-Emissionen aus Böden, denn ohne verfügbaren N kann es auch nicht zu einer N-Emission kommen (Carter et al., 2012). Die atmosphärische N-Deposition hat also den grössten Einfluss auf N-Emissionen aus Böden, ist jedoch nicht die einzige Grösse, welche die N₂O-Emissionen beeinflusst. Neben der Bodenfeuchtigkeit und der Bodentemperatur beeinflusst der verfügbare Kohlenstoff die N₂O-Emission (Machefert et al., 2002; Pilegaard et al., 2006). Dies konnte in dieser Analyse nicht

berücksichtigt werden, da diese Bodenparameter in den ausgewählten Studien nicht vorliegen. Die hier hergeleiteten N₂O-Emissionsfaktoren beziehen sich einerseits auf die atmosphärische N-Deposition, andererseits auf die gesamtschweizerischen NH₃-N- und NO_x-N-Emissionen. Die Emissionsraten der (semi-)natürlichen Ökosysteme unterscheiden sich deutlich, deshalb wurden indirekte N₂O-Emissionen nach Ökosystemen getrennt berechnet. Groffman et al. (2000) fanden ebenfalls Unterschiede in den N₂O-Emissionen verschiedener Ökosysteme und folgern deshalb, dass die N₂O-Emissionen ökosystemspezifisch berechnet werden sollten.

Die neu berechneten Emissionsraten für indirekte N₂O-Emissionen liegen deutlich über dem IPCC EF₄ von 1 %, welcher von IPCC entsprechend dem EF₁ für direkte N₂O-Emissionen aus Landwirtschaftsböden gewählt wurde, da angenommen wird, dass in vielen Ländern der Hauptanteil der indirekten N₂O-Emissionen aus Landwirtschaftsböden stammt. Besonders Laubwälder weisen deutlich höhere indirekte N₂O-Emissionen auf, Nadelwälder liegen im Vergleich zu Laubwäldern tiefer. Dies wird durch Denier van der Gon und Bleeker (2005) bestätigt: Sie fanden für Laubwald einen depositionsabhängigen EF von 6 % und für Nadelwald einen von 1.4 %. Mögliche Gründe für den Unterschied zwischen Laub- und Nadelwald sind nach Papen und Butterbach-Bahl (1999) die verschiedene Streuqualitäten: Das tiefere C/N-Verhältnis im Streu des Laubwaldes führt zu einem schnelleren Abbau, was den Umsatz von N erhöht. Die in der vorliegenden Studie berechneten depositionsabhängigen Emissionsraten für Nassstandorte und Grasland liegt ebenfalls deutlich über dem EF₄. Vergleichswerte liegen in der Literatur keine vor. Insgesamt liefern die berechneten Emissionsfaktoren deutlich höhere indirekte N₂O-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen als der Emissionsfaktor für direkte N₂O-Emissionen aus Landwirtschaftsböden (EF₁, IPCC), welcher auf breit abgestützter Literatur basiert (Stehfest und Bouwman, 2006): Die gleiche Menge der N-Deposition löst also in einem (semi-)natürlichen Ökosystem deutlich mehr N₂O-Emissionen aus als auf Landwirtschaftsland. Grund dafür ist, dass (semi-)natürliche Ökosysteme weniger N aufnehmen können als Agrarsysteme. Es hat sich gezeigt, dass in einem mittleren Depositionsbereich von 15 bis 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ bis zu 40 % des eingetragenen N aus Europäischen Wäldern verloren gehen und bei höherer Deposition (40 bis 100 kg N ha⁻¹ a⁻¹) sind es sogar zwischen 30 und 100 % (De Vries et al., 2006). Da in den „Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006“ (IPCC, 2006) der EF₄ entsprechend dem EF₁ für direkte N₂O-Emissionen aus Landwirtschaftsflächen gewählt wurde, führt der IPCC-Ansatz zu einer Unterschätzung der indirekten N₂O-Emissionen in (semi-)natürlichen Ökosystemen und somit zu einer Unterschätzung der totalen indirekten N₂O-Emissionen der Schweiz.

In der Schweiz wurden nach den Berechnungen dieser Studie im Jahr 2010 total 2.53 ± 0.50 Gg N₂O aus (semi-)natürlichen Ökosystemen emittiert (Tab. 12). Würde man die gesamtschweizerischen, indirekten N₂O-Emissionen nach dem IPCC-Ansatz unter Verwendung von EF₄ (1 %) bestimmen und davon jenen ökosystemspezifischen Anteil nehmen, welcher dem Anteil der Deposition in dieses Ökosystem entspricht, so würde insgesamt die indirekte Emission der (semi-)natürlichen Ökosysteme um einen Faktor drei unterschätzt. Zum selben Schluss kamen Denier van der Gon und Bleeker (2005): Sie schlugen einen emissionsbezogenen EF von 2.5 % vor. Die mit dem prozessorientierten Modell „PnET-N-DNDC“ berechneten Emissionen für Schweizer Wälder liegen ebenfalls deutlich über den Resultaten, welche nach dem IPCC-Ansatz berechnet wurden (Kesik et al., 2005). Jedoch sind sie 1.8 mal tiefer als die Berechnungen dieser Studie. Grund für diesen Unterschied dürfte die tiefe fräumliche Auflösung der Input-Daten des „PnET-N-DNDC“ Modells sein: Bodenparameter und N-Deposition (nass, trocken ist nicht im Modell integriert) werden im 50 x 50 km Raster verwendet. In topographisch homogenen Gebieten waren die Resultate des „PnET-N-DNDC“ Modells gut. Jedoch führt die tiefe Auflösung dazu, dass in gewissen Rasterpixeln Berge und Flachland vorkommen. Da in den Schweizer Bergen die N-Deposition um einiges tiefer ist als im Flachland, unterschätzt ein Mittelwert über diese grossen Rasterpixel die Deposition im Flachland und überschätzt sie im Berggebiet. Da Wälder in Gebieten mit einer hohen Deposition liegen, wird mit dem „PnET-N-DNDC“ Modell der N-Eintrag und somit auch die indirekte N₂O-Emission wahrscheinlich unterschätzt.

Tab. 12: Vergleich der Resultate der verschiedenen Berechnungsmethoden für indirekte N₂O-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen für das Jahr 2000, nach der Berechnung dieser Studie, dem angepassten IPCC-Ansatz und den modellierten Werten von Kesik et al. (2005)

	N ₂ O _{neu} (Gg)	N ₂ O _{IPCC} (Gg)	N ₂ O _{Kesik} (Gg)
Wälder	2.17 ± 0.50	0.49	1.18
(semi-)natürliches Grasland, Nassstandorte	0.35 ± 0.05	0.09	NA
Total (semi-)natürlicher Ökosysteme	2.53 ± 0.50	0.58	NA

6.2 NO_x

Für NO-Emissionen ist die Datenlage deutlich schlechter als für N₂O-Emissionen. Zudem variieren NO-Emissionen ebenfalls räumlich und zeitlich sehr stark. Trotzdem konnte für Nadel- und Laubwälder ein signifikanter Zusammenhang zwischen der NO-Emission und der N-Deposition, also dem stärksten Treiber der N-Emissionen, gefunden werden, wie dies auch bei Ludwig et al. (2001) der Fall war. Die NO-Emissionsrate der Laubwälder liegt tiefer als für Nadelwälder. Grund dafür könnte sein, dass Nadelwälder häufig eine tiefere Bodenfeuchtigkeit und eine gut belüftete Streuschicht aufweisen, was die Nitrifikation und somit die NO-Produktion begünstigt (Pilegaard et al., 2006). Für Grasland und Nassstandorte standen keine Daten zur Verfügung, daher wurde nach EMEP/EEA Manual auf die „simpler methodology“ von Skiba et al. (1997) zurückgegriffen. Diese Methode wird für die Berechnung der indirekten NO_x-Emissionen von (semi-)natürlichen Ökosystemen vorgeschlagen, wurde aber ursprünglich für gedüngte Agrarsysteme entwickelt (Skiba et al., 1997). Die mit dieser Methode berechneten indirekten NO_x-Emissionen von (semi-)natürlichen Ökosystemen müssen deshalb als unsicher betrachtet werden. Es muss angenommen werden, dass wie bei den indirekten N₂O-Emissionen die indirekten NO-Emissionen aus Agrarsystemen tiefer sind als aus (semi-)natürlichen Ökosystemen. Würde die „simpler methodology“ auch für Nadel- und Laubwälder angewandt, wären die NO-Werte rund 18 mal tiefer, als die in der vorliegenden Studie berechneten NO-Emissionen. Die indirekten NO-Emissionen würden also mit der „simpler methodology“ massiv unterschätzt (Tab. 13). Die von Kesik et al. (2005) modellierten NO_x-Emissionen aus Schweizer Wäldern sind ebenfalls deutlich höher als die Werte, die mit der „simpler methodology“ von Skiba et al. 1997 berechnet wurden. Ein weiterer Grund für die grossen Unterschiede zwischen den von Kesik et al. (2005) modellierten Werten und den Resultaten dieser Studie, neben der unterschiedlichen Auflösung der Inputdaten, ist wohl, dass es erst sehr wenige NO-Emissionsmessungen gibt. Die Resultate zeigen aber deutlich, dass mit der „simpler methodology“ die NO_x-Emissionen aus Wäldern deutlich unterschätzt werden, dass sie nicht vernachlässigbar sind und somit ins EMIS aufgenommen werden sollten.

Tab. 13: Vergleich der Resultate der verschiedenen Berechnungsmethoden für indirekte NO-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen für das Jahr 2000, nach der Berechnung dieser Studie, gemäss EMEP/EEA Manual und den modellierten Werten von Kesik et al. (2005).

	NO _x neu (Gg)	NO _x EMEP/EEA (Gg)	NO _x Kesik (Gg)
Wälder	8.15 ± 1.73	0.37	1.90
(semi-)natürliches Grasland, Nassstandorte	0.10 ± 0.11	0.10	NA
Total (semi-)natürlicher Ökosysteme	8.25 ± 1.73	0.47	NA

¹⁾ NO_x ausgedrückt als NO₂

6.3 Zusammenhänge zwischen N-Emissionen und Einflussgrößen

In wenigen Studien wurde sowohl die N_2O - als auch die NO -Emission aus (semi-)natürlichen Ökosystemen am selben Standort gemessen. An manchen Standorten lagen diese Emissionen in einem ähnlichen Bereich, bei anderen gab es deutliche Unterschiede. So kann z.B. ein Standort eine hohe N_2O - und eine sehr tiefe NO -Emission aufweisen. Ebenso können N-Verluste aus Böden in Form von N_2 oder NO_3^- von Bedeutung sein. So verschieben sich entlang eines Bodenfeuchtigkeitsgradienten von trocken nach nass die N-Emissionen in die Atmosphäre von HNO_2 und NO zu NO und N_2O und schlussendlich zu N_2O und N_2 (Oswald et al., 2013). Da in den berücksichtigten Studien nur sehr wenige Daten zur Bodenfeuchtigkeit vorhanden waren, konnte der Faktor Bodenfeuchtigkeit nicht berücksichtigt werden. In der vorliegenden Analyse konnten NO - und N_2O -Emissionen berücksichtigt werden, nicht aber die gesamten N-Verluste. Vor allem die NO_3^- -Auswaschung kann mengenmässig um ein Vielfaches grösser sein als die gasförmigen Verluste (Matson et al., 2002). Aufgrund des starken Treibhausgaspotenzials von N_2O sind aber schon kleine Mengen von N_2O sehr bedeutend. Das Ziel dieser Studie ist es, die N-Emissionen aus Böden integral zu betrachten. Bei einem Standort im hohen N-Depositionsbereich, der z.B. eine tiefe N_2O -Emission und dafür eine hohe NO -Emission aufweist, darf der tiefe N_2O -Emissionswert nicht als Ausreisser betrachtet werden, sonst müsste konsequenterweise der hohe NO -Emissionswert auch ausgeschlossen werden. Durch Ausschluss solcher Messwerte könnte die natürliche Variation der N-Emissionen nicht abgebildet werden. Der Einfluss der vorhandenen Niederschlags- und Lufttemperaturmessungen auf N-Emissionen wurde multivariat getestet, jedoch konnten diese Faktoren den Erklärungsgrad der Modelle für die indirekten N-Emissionen nicht erhöhen.

6.4 Fazit

Die Emissionsfaktoren der untersuchten (semi-)natürlichen Ökosysteme unterscheiden sich stark. Die Unsicherheit der Gesamtsumme der indirekten N-Emissionen kann reduziert werden, wenn ökosystemspezifische und depositionsabhängige Emissionsfaktoren (EF) angewendet werden. Mit den in der vorliegenden Studie vorgeschlagenen, ökosystemspezifischen Berechnungen konnte gezeigt werden, dass in der Schweiz bis anhin die indirekten NO - und N_2O -Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen deutlich unterschätzt werden (Tab. 12 und Tab. 13), weshalb auch die totalen indirekten N-Emissionen der Schweiz unterschätzt werden (Tab. 14). Die neu berechneten Werte liegen grösstenteils im Bereich der N-Verluste durch Denitrifikation, wie sie für die Massenbilanzansätze zur Bestimmung der Critical Loads für Stickstoff verwendet werden (CLRTAP, 2004). Zusätzlich weisen die indirekten N_2O -Emissionen der Wälder berechnet durch das prozessorientierten Multilayermodell von Kesik et al. (2005) ebenfalls in die Richtung von höheren Emissionen. Die indirekten N-Emissionen tragen also deutlich mehr zu den totalen Emissionen bei als bisher angenommen: 20.9 % der totalen N_2O -Emissionen der Schweiz waren im Jahr 2010 durch atmosphärische N-Deposition induzierte, indirekte Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen. Die Umwandlung der N-Deposition in den (semi-)natürlichen Ökosystemen zu einem der stärksten Treibhausgase, also N_2O , gefährdet die Umwelt durch Klimaerwärmung und stratosphärischen Ozonabbau stärker als vermutet. Die indirekten N_2O -Emissionen sind deshalb von grosser Tragweite für die Treibhausgasbilanz der Schweiz. Die induzierten NO_x -Emissionen machten 10.1 % der totalen schweizerischen NO_x -Emissionen im Jahr 2010 aus. Die N-Verluste aus den Böden durch Denitrifikation (= NO -, N_2O - und N_2 -Emissionen) sind also sehr bedeutend, wie dies auch im Rahmen einer weltweiten Analyse gezeigt wurde (Seitzinger et al., 2006)

Tab. 14: Totale indirekte N₂O- und NO_x-Emissionen im EMIS (Stand 10.2013), verglichen mit der Abschätzung nach den aktuellen Manuals und der neuen Abschätzung dieser Studie jeweils für das Bezugsjahr 2010.

Indirekte Emissionen:	EMIS aktuell (Gg)		Abschätzung nach aktuellen Manuals (Gg)		Neue Abschätzungen (Gg)	
	nur landwirtschaftsbezogen		auf alle Emittenten bezogen		auf alle Emittenten bezogen, inkl. neue Berechnungen für (semi-) natürliche Ökosysteme	
N ₂ O _{atmosphärischer Deposition}	0.79	} 2.29	1.18	} 1.63	3.13	} 3.58
N ₂ O _{Auswaschung}	1.50		0.45		0.45	
NO _x (als NO ₂)	-		1.11		8.97	

Da die N-Emissionen am Ort der Deposition wiederum zu einer indirekten N-Emission führen, haben wir einen direkten Einfluss auf N-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen. Die Reduktion der NH₃- und NO_x-Emissionen der letzten 30 Jahre führte zu einer substantiellen Reduktion der N-Einträge in (semi-)natürliche Ökosysteme, wodurch die indirekten NO- und N₂O-Emissionen deutlich verringert wurden. Mit weiteren Minderungen der NH₃- und NO_x-Emissionen kann erwartet werden, dass auch die indirekten N-Emissionen aus (semi-)natürlichen Ökosystemen weiter abnehmen werden. Dies kann ebenfalls als Beitrag betrachtet werden, international vereinbarte Ziele zur Emissionsminderung zu erreichen.

7 Literaturverzeichnis

- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P., Melillo, J.M., 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* 39, 378-386.
- Ambus, P., Christensen, S., 1995. Spatial and seasonal nitrous-oxide and methane fluxes in Danish forest-ecosystems, grassland-ecosystems, and agroecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24, 993-1001.
- Ambus, P., Robertson, G.P., 2006. The effect of increased N deposition on nitrous oxide, methane and carbon dioxide fluxes from unmanaged forest and grassland communities in Michigan. *Biogeochemistry* 79, 315-337.
- Anderson, I.C., Levine, J.S., 1986. Relative Rates of Nitric Oxide and Nitrous Oxide Production by Nitrifiers, Denitrifiers, and Nitrate Respirers. *Applied and Environmental Microbiology* 51, 938-945.
- BAFU, 2009. Fläche der naturüberlassenen Gebiete. Basisdaten aus dem Biodiversitäts-Monitoring Schweiz, Einfluss-Indikator E3. Datenblatt Stand April 2009. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU, 2011. NO₂ ambient concentrations in Switzerland, Modelling results for 2005, 2010, 2015. UW-1123-E, 72.
- BAFU, 2012a. Switzerland's greenhouse gas inventory 1990–2010: National Inventory Report 2012, Including reporting elements under the Kyoto Protocol, Submission of 13 April 2012 under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Federal Office for the Environment FOEN.
- BAFU, 2012b. Switzerland's Informative Inventory Report 2012 (IIR): Subission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Subission of March 2012 to the United Nations ECE Secretariat. Federal Office for the Environment FOEN.
- BAFU, 2013a. Erstellt von Meteotest (Beat Rihm) im Auftrag des BAFU.
- BAFU, 2013b. Switzerland's greenhouse gas inventory 1990–2011: National Inventory Report 2013, Including reporting elements under the Kyoto Protocol, Submission of 15 April 2013 under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Federal Office for the Environment FOEN.
- BAFU, 2013c. Switzerland's Informative Inventory Report 2013 (IIR): Subission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Subission of March 2013 to the United Nations ECE Secretariat. Federal Office for the Environment FOEN.
- BBI, 2009. Bericht des Bundesrates zum Konzept betreffend lufthygienischen Massnahmen des Bundes vom 11. September 2009. Bundesblatt (BBI) Nr. 40 vom 6. Oktober 2009. 6585-6616.
- BFS, 2004. Waldmischungsgrad der Schweiz. Bundesamt für Statistik, GEOSTAT, Neuchâtel.
- BFS, 2008. Arealstatistik Schweiz 1992/97 - 74 Grundkategorien nach Nomenklatur 1992 (NOAS92), Hektarraster. Bundesamt für Statistik (BFS) GEOSTAT, Neuchâtel.
- Bobbink, R., Braun, S., Nordin, A., Power, S., Schütz, K., Strengbom, J., Weijters, M., Tomassen, H., 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships, Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. UNECE Coordination Centre for Effects (CCE), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- Bowden, R.D., Melillo, J.M., Steudler, P.A., Aber, J.D., 1991. Effects of nitrogen additions on annual nitrous-oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United-States. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 96, 9321-9328.
- Braun, S., Thomas, V.F.D., Quiring, R., Flückiger, W., 2010. Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. *Environmental Pollution* 158, 2043-2052.
- Butler, T.J., Likens, G.E., 1995. A direct comparison of throughfall plus stemflow to estimates of dry and total deposition for sulfur and nitrogen. *Atmospheric Environment* 29, 1253-1265.
- Butterbach-Bahl, K., Breuer, L., Gasche, R., Willibald, G., Papen, H., 2002. Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N-deposition. *Forest Ecology and Management* 167, 123-134.
- Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Huber, C., Kreutzer, K., Papen, H., 1998. Impact of N-input by wet deposition on N-trace gas fluxes and CH₄-oxidation in spruce forest ecosystems of the temperate zone in Europe. *Atmospheric Environment* 32, 559-564.
- Cantarel, A.A.M., Bloor, J.M.G., Deltroy, N., Soussana, J.F., 2011. Effects of climate change drivers on nitrous oxide fluxes in an upland temperate grassland. *Ecosystems* 14, 223-233.
- Carter, M.S., Larsen, K.S., Emmett, B., Estiarte, M., Field, C., Leith, I.D., Lund, M., Meijide, A., Mills, R.T.E., Niinemets, U., Penuelas, J., Portillo-Estrada, M., Schmidt, I.K., Selsted, M.B., Sheppard, L.J., Sowerby, A., Tietema, A., Beier, C., 2012. Synthesizing greenhouse gas fluxes across nine European peatlands and shrublands - responses to climatic and environmental changes. *Biogeosciences* 9, 3739-3755.
- CCE, 2012. Swiss Depositions of Sulphur and Nitrogen on the EMEP 50km-Grid; Historic, Natural Background and Gothenburg Protocol. Data supplied by the UNECE Coordination Center for Effects, 15. Nov. 2012.
- <http://wge-cce.org>.
- CLRTAP, 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends, ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution; accessed on [date of consultation] at the websites of the ICP Mapping & Modelling and at the website of the Coordination

Centre for Effects.

Czóbel, S., Horvath, L., Szirmai, O., Balogh, J., Pinter, K., Nemeth, Z., Urmos, Z., Grosz, B., Tuba, Z., 2010. Comparison of N₂O and CH₄ fluxes from Pannonian natural ecosystems. *European Journal of Soil Science* 61, 671-682.

De Vries, W.I.M., Reinds, G.J., Gundersen, P.E.R., Sterba, H., 2006. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology* 12, 1151-1173.

Denier van der Gon, H., Bleeker, A., 2005. Indirect N₂O emission due to atmospheric N deposition for the Netherlands. *Atmospheric Environment* 39, 5827-5838.

Dentener, F., Drevet, J., Lamarque, J.F., Bey, I., Eickhout, B., Fiore, A.M., Hauglustaine, D., Horowitz, L.W., Krol, M., Kulshrestha, U.C., Lawrence, M., Galy-Lacaux, C., Rast, S., Shindell, D., Stevenson, D., Van Noije, T., Atherton, C., Bell, N., Bergman, D., Butler, T., Cofala, J., Collins, B., Doherty, R., Ellingsen, K., Galloway, J., Gauss, M., Montanaro, V., Müller, J.F., Pitari, G., Rodriguez, J., Sanderson, M., Solomon, F., Strahan, S., Schultz, M., Sudo, K., Szopa, S., Wild, O., 2006. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* 20, GB4003.

EKL, E.K.f.L., 2005. Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz, Bundesamt für Umwelt.

EMEP, 2013. Meteorological Synthesizing Centre - West (MSC-W). EMEP.

EMEP/EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013, Denmark.

Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R., Richner, W., 2009. GRUDAF, AgrarForschung.

Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., Vorosmarty, C.J., 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153-226.

Gasche, R., Papen, H., 2002. NO, NO₂ and N₂O, in: Rennenberg, H. (Ed.), *Trace Gas Exchange in Forest Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers.

Groffman, P.M., Brumme, R., Butterbach-Bahl, K., Dobbie, K.E., Mosier, A.R., Ojima, D., Papen, H., Parton, W.J., Smith, K.A., Wagner-Riddle, C., 2000. Evaluating annual nitrous oxide fluxes at the ecosystem scale. *Global Biogeochemical Cycles* 14, 1061-1070.

Gundersen, P., Emmett, B.A., Kjonaas, O.J., Koopmans, C.J., Tietema, A., 1998. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management* 101, 37-55.

Hartmann, A.A., Barnard, R.L., Marhan, S., Niklaus, P.A., 2013. Effects of drought and N-fertilization on N cycling in two grassland soils. *Oecologia* 171, 705-717.

Holtgrieve, G.W., Schindler, D.E., Hobbs, W.O., Leavitt, P.R., Ward, E.J., Bunting, L., Chen, G., Finney, B.P., Gregory-Eaves, I., Holmgren, S., Lisac, M.J., Lisi, P.J., Nydick, K., Rogers, L.A., Saros, J.E., Selbie, D.T., Shapley, M.D., Walsh, P.B., Wolfe, A.P., 2011. A Coherent Signature of Anthropogenic Nitrogen Deposition to Remote Watersheds of the Northern Hemisphere. *Science* 334, 1545-1548.

IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.

Johansson, C., 1984. Field-measurements of emission of nitric-oxide from fertilized and unfertilized forest soils in Sweden. *Journal of Atmospheric Chemistry* 1, 429-442.

Kesik, M., Ambus, P., Baritz, R., Brüggemann, N.B., Butterbach-Bahl, K., Damm, M., Duyzer, J., Horvath, L., Kiese, R., Kitzler, B., Leip, A., Li, C., Pihlatie, M., Pilegaard, K., Seufert, G., Simpson, D., Skiba, U., Smiatek, G., Vesala, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2005. Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils. *Biogeosciences* 2, 353-375.

Klemetsson, L., Klemetsson, A.K., Moldan, F., Weslien, P., 1997. Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition. *Biology and fertility of soils* 25, 290-295.

Kupper, T., Bonjour, C., Achermann, B., Rihm, B., Zaucker, F., Menzi, H., 2013. Ammoniakemissionen in der Schweiz 1990-2010 und Prognose bis 2020. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Mai 2013. Verfügbar auf <http://www.agrammon.ch>.

Lohila, A., Aurela, M., Hatakka, J., Pihlatie, M., Minkkinen, K., Penttilä, T., Laurila, T., 2010. Responses of N₂O fluxes to temperature, water table and N deposition in a northern boreal fen. *European Journal of Soil Science* 61, 651-661.

Ludwig, J., Meixner, F.X., Vogel, B., Forstner, J., 2001. Soil-air exchange of nitric oxide: An overview of processes, environmental factors, and modeling studies. *Biogeochemistry* 52, 225-257.

Machefert, S.E., Dise, N.B., Goulding, K.W.T., Whitehead, P.G., 2002. Nitrous oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 325-337.

Martikainen, P.J., Nykanen, H., Crill, P., Silvola, J., 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366, 51-53.

Matson, P., Lohse, K.A., Hall, S.J., 2002. The globalization of nitrogen deposition: Consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio* 31, 113-119.

Mogge, B., Kaiser, E.A., Munch, J.C., 1998. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from forest soils in the Bornhöved Lake Region (Northern Germany). *Soil Biology & Biochemistry* 30, 703-710.

- Oswald, R., Behrendt, T., Ermel, M., Wu, D., Su, H., Cheng, Y., Breuninger, C., Moravek, A., Mougin, E., Delon, C., Loubet, B., Pommerening-Roser, A., Sorgel, M., Poschl, U., Hoffmann, T., Andreae, M.O., Meixner, F.X., Trebs, I., 2013. HONO emissions from soil bacteria as a major source of atmospheric reactive nitrogen. *Science* 341, 1233-1235.
- Papen, H., Butterbach-Bahl, K., 1999. A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany - 1. N₂O emissions. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 104, 18487-18503.
- Phoenix, G.K., Emmett, B.A., Britton, A.J., Caporn, S.J.M., Dise, N.B., Helliwell, R., Jones, L., Leake, J.R., Leith, I.D., Sheppard, L.J., Sowerby, A., Pilkington, M.G., Rowe, E.C., Ashmore, M.R., Power, S.A., 2012. Impacts of atmospheric nitrogen deposition: responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments. *Global Change Biology* 18, 1197-1215.
- Pilegaard, K., Skiba, U., Ambus, P., Beier, C., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Dick, J., Dorsey, J., Duyzer, J., Gallagher, M., Gasche, R., Horvath, L., Kitzler, B., Leip, A., Pihlatie, M.K., Rosenkranz, P., Seufert, G., Vesala, T., Westrate, H., Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Nitrogen load and forest type determine the soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). *Biogeosciences Discuss.* 3, 837-869.
- R Development Core Team, 2010. R: A Language and Environment for Statistical Computing, 2.15.0 ed. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reed, S.C., Cleveland, C.C., Townsend, A.R., 2011. Functional Ecology of Free-Living Nitrogen Fixation: A Contemporary Perspective, in: Futuyma, D.J., Shaffer, H.B., Simberloff, D. (Eds.), *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 42, pp. 489-512.
- Roth, T., Kohli, L., Rihm, B., Achermann, B., 2013. Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 178, 121-126.
- Seitzinger, S., Harrison, J.A., Böhlke, J.K., Bouwman, A.F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C., Drecht, G.V., 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications* 16, 2064-2090.
- Skiba, U., Fowler, D., Smith, K.A., 1997. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. *Nutr Cycl Agroecosyst* 48, 139-153.
- Skiba, U., Jones, S.K., Dragosits, U., Drewer, J., Fowler, D., Rees, R.M., Pappa, V.A., Cardenas, L., Chadwick, D., Yamulki, S., Manning, A.J., 2012. UK emissions of the greenhouse gas nitrous oxide. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 367, 1175-1185.
- Skiba, U., McTaggart, I.P., Smith, K.A., Hargreaves, K.J., Fowler, D., 1996. Estimates of nitrous oxide emissions from soil in the UK. *Energy Conversion and Management* 37, 1303-1308.
- Southon, G.E., Field, C., Caporn, S.J.M., Britton, A.J., Power, S.A., 2013. Nitrogen deposition reduces plant diversity and alters ecosystem functioning: field-scale evidence from a nationwide survey of UK heathlands. *Plos One* 8.
- Stehfest, E., Bouwman, L., 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr Cycl Agroecosyst* 74, 207-228.
- Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O., Gowing, D.J., 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303, 1876-1879.
- Swisstopo, 2011. Karten-Signaturen. Bundesamt für Landestotografie swisstopo, Swiss.
- Thimonier, A., Schmitt, M., Waldner, P., Rihm, B., 2005. Atmospheric deposition on Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots. *Environmental Monitoring and Assessment* 104, 81-118.
- von Arnold, K., Nilsson, M., Hanell, B., Weslien, P., Klemedtsson, L., 2005. Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 1059-1071.

8 Anhang

8.1 Karten indirekter N₂O-Emissionen (semi-)natürliche Ökosysteme

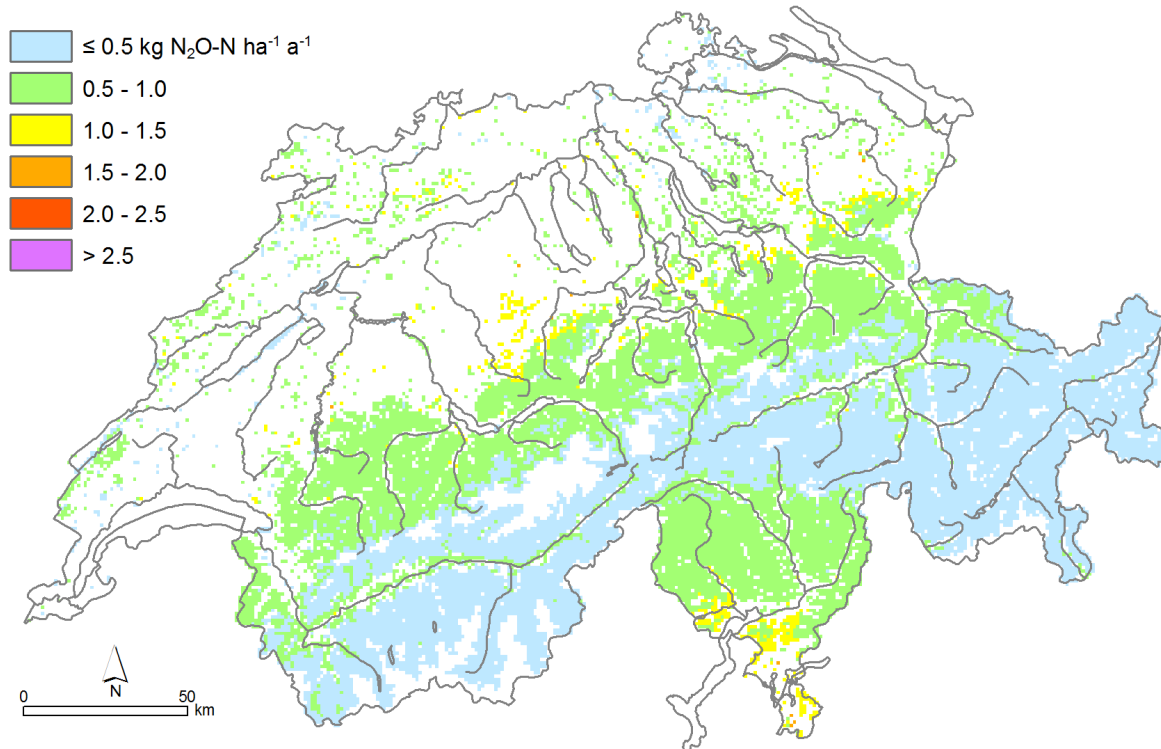


Abb. 15: Indirekte N₂O-N-Emissionen aus Nasstandorten und (semi-) natürlichem Grasland für das Jahr 2010 (BAFU, 2013a).

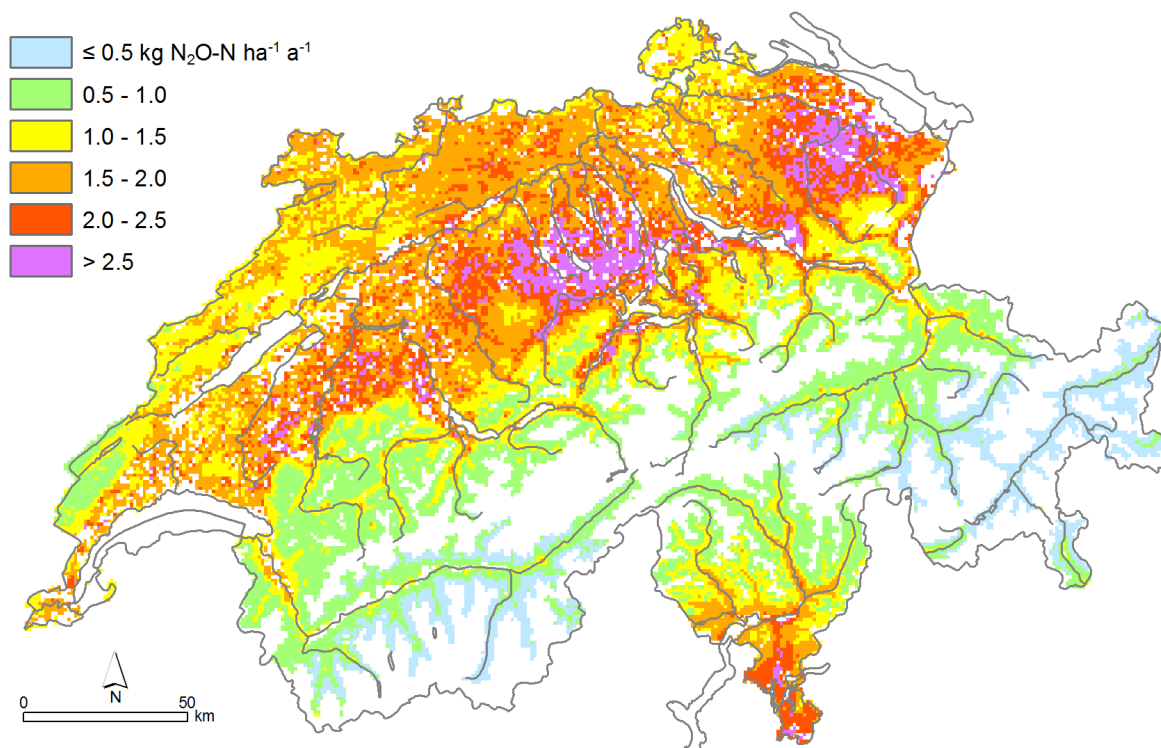


Abb. 16: Indirekte N₂O-N-Emissionen aus Laub- und Nadelwäldern für das Jahr 2010 (BAFU, 2013a).

8.2 Karten indirekter NO-Emissionen (semi-)natürlicher Ökosysteme

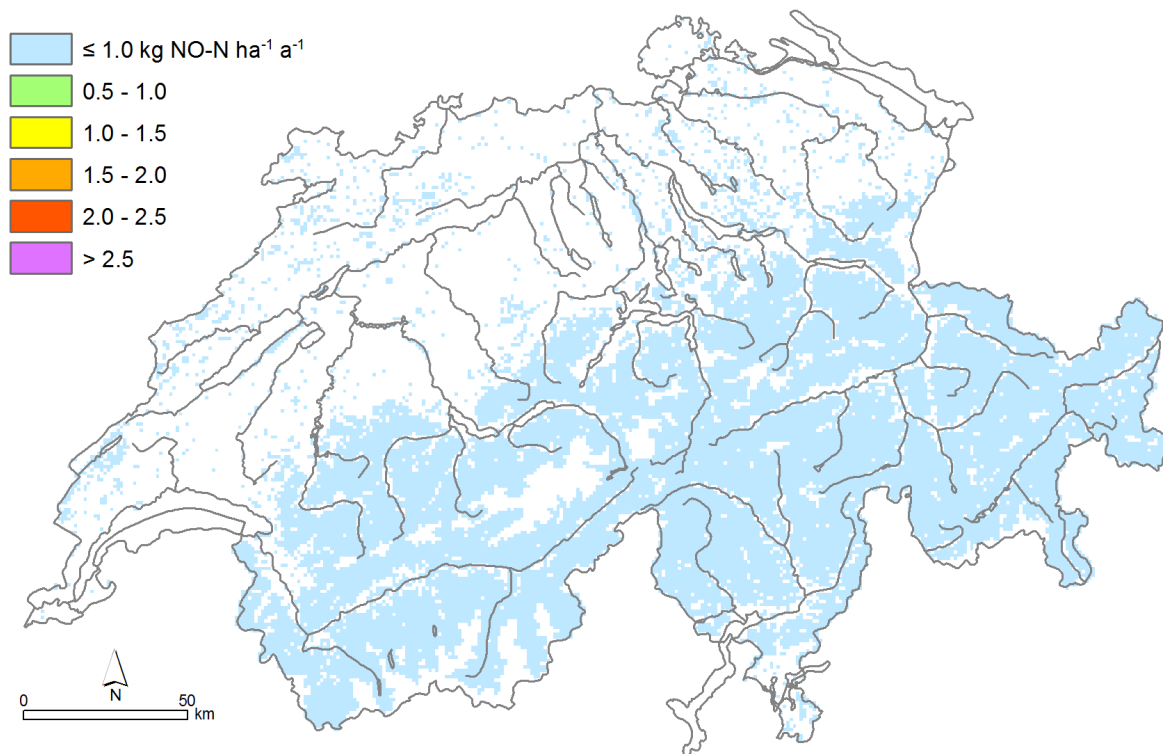


Abb. 17: Indirekte NO-N-Emissionen aus Nassstandorten und Grasland für das Jahr 2010 (BAFU, 2013a).

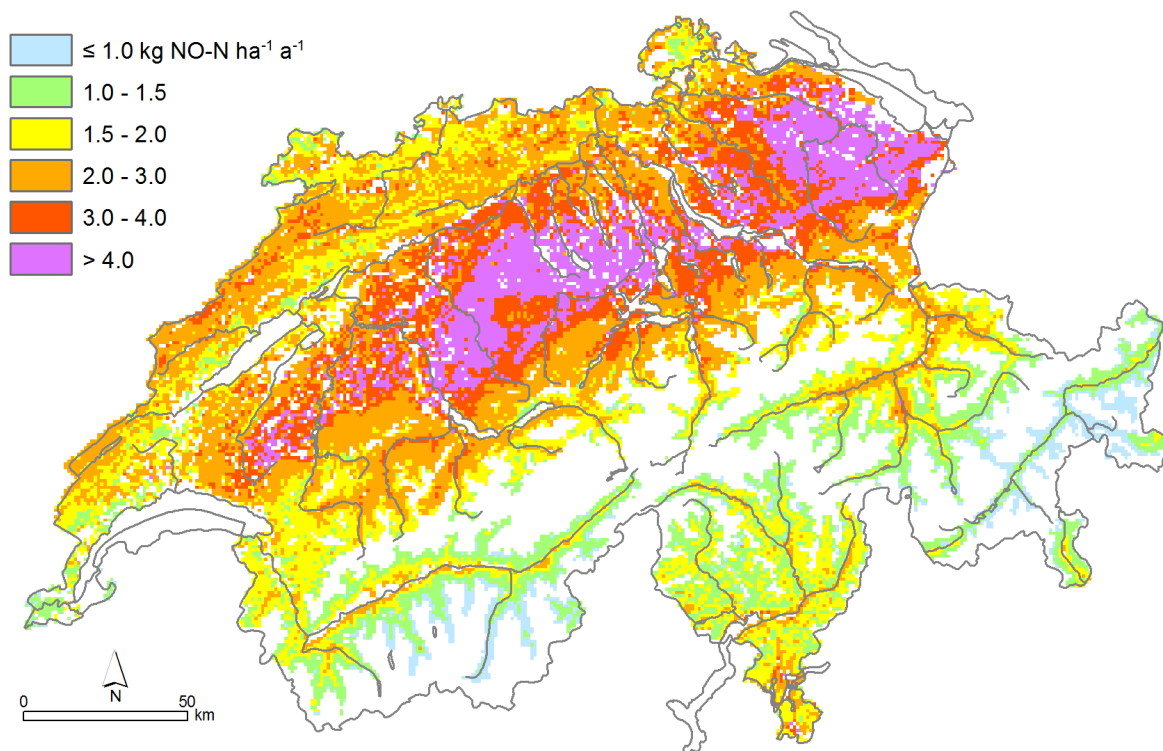


Abb. 18: Indirekte NO-N-Emissionen aus Laub- und Nadelwäldern für das Jahr 2010 (BAFU, 2013a).