Ammoniak-Immissionen und Stickstoffeinträge

Abklärungen der EKL zur Beurteilung der Übermässigkeit

Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL

Impressum

Herausgeber
Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL)
Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL ist eine vom Bundesrat eingesetzte ausserparlamentarische Fachkommission mit Experten auf dem Gebiet der Luftreinhaltung. Sie berät das Departement für Umwelt Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) und das Bundesamt für Umwelt (BAFU) in wissenschaftlichen und methodischen Fragen der Luftreinhaltung und bei der Beurteilung, welche Auswirkungen die Luftverschmutzung auf die Gesundheit der Menschen und die Natur hat. Funktionell ist die EKL eine selbstständige und interdisziplinäre Verwaltungskommission, welche zur Behandlung von einzelnen Fragen auch weitere, der Kommission nicht angehörende Fachleute aus verschiedenen Bereichen zur Beratung beiziehen kann.

Mitglieder der Kommission
Nino Künzli, Präsident; Christof Ammann; Urs Baltensperger; Sabine Braun; Luca Colombo; Françoise Dubas; Alexandre Flückiger; Peter Gehr; Robert Gehrig; Hans Gygax; Peter Künzler; Bernhard Leikauf; Gerrit Nejedly; Nicole Probst

Autor
Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL)

Zitierung
Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL) 2014: Ammoniak-Immissionen und Stickstoffeinträge. Bern. 62 S.

Sekretariat EKL
Brigitte Gälli Purghart, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Gestaltung
Karin Nöthiger, 5443 Niederrohrdorf

Titelbild
© Beda Hanimann

PDF-Download
www.ekl.admin.ch/de/dokumentation/publikationen/index.html
(eine gedruckte Fassung liegt nicht vor)

Diese Publikation ist auch in französischer Sprache erhältlich.

© EKL 2014

Inhalt

Abstracts 4
Vorwort 5
Zusammenfassung 6

1 Problemstellung, Zielsetzung 8

2 Rechtslage, internationales Umfeld 10

2.1 Rechtslage in der Schweiz 10
2.2 Internationales Umfeld 12
2.2.1 Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung 12
2.2.2 Das Konzept der Critical Loads und Critical Levels 13
2.2.3 Critical Loads für Stickstoff 14
2.2.4 Critical Levels für Ammoniak 15

3 Analyse der Ökosystembelastungen in der Schweiz 18

3.1 Vorgehen und Datengrundlage 18
3.2 Immissionsdaten 18
3.3 Kartierung der Ökosysteme 22
3.4 Schutz für empfindliche Ökosysteme 25
3.4.1 Beurteilung der Empfindlichkeit 25
3.4.2 Überschreitung der Critical Levels für Ammoniak 27
3.4.3 Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff 28
3.4.4 Zusammenfassende Bewertung 30
3.5 Analyse der die Ökosysteme belastenden Ammoniakquellen 30
3.5.1 Distanzabhängigkeit der Beiträge zur Ökosystembelastung 31
3.5.2 Beiträge von Einzelbetrieben zur Ökosystembelastung 33
3.5.3 Detailanalyse ausgewählter Standorte 35
3.5.4 Zusammenfassende Bewertung 48

4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen 50

5 Literatur 56

6 Verzeichnisse 60

Abkürzungen 60
Masseinheiten 62

Abstracts

Air pollution from excess reactive nitrogen compounds harms semi-natural ecosystems and threatens biodiversity. Reactive nitrogen in the air arises primarily from agricultural ammonia emissions and nitrogen oxides emitted by combustion processes. The UNECE has set effect-based critical loads and critical levels within the framework of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. These can be considered as appropriate criteria for assessing the harmfulness of nitrogen deposition and ammonia air pollution in Switzerland. The Federal Commission for Air Hygiene (FCAH) recommends including these criteria explicitly in the Ordinance on Air pollution Control. Application of the best available techniques to agricultural emission sources offers a significant potential to reduce ammonia emissions. As a priority, precautionary measures to reduce these emissions should be enforced by the Cantonal authorities, to exploit the large potential of these techniques.

Keywords:
Nitrogen deposition, ammonia, critical level, critical load, agriculture, eutrophication, overfertilisation, sensitive ecosystems, forest, mires, species-rich meadows, biodiversity, Ordinance on Air Pollution Control

Übermässige Belastungen mit reaktiven Stickstoffverbindungen, welche hauptsächlich auf landwirtschaftliche Ammoniakemissionen und Stickoxide aus Verbrennungsprozessen zurückzuführen sind, schädigen naturnahe Ökosysteme und beeinträchtigen die Artenvielfalt. Die UNECE hat im Rahmen der internationalen Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung wirkungsorientierte Critical Loads und Critical Levels festgelegt. Sie können als geeignete Massstäbe zur Beurteilung der Schädlichkeit von Stickstoffeinträgen und Ammoniakimmissionen in der Schweiz herangezogen werden. Die EKL empfiehlt, dies explizit in der Luftreinhalte-Verordnung festzuhalten. Bei landwirtschaftlichen Anlagen besteht ein grosses Potential zur Ammoniakreduktion durch Anwendung des besten Standes der Technik. Die kantonalen Vollzugsbehörden sollen ein Schwergewicht auf die Anordnung vorsorglicher Massnahmen bei landwirtschaftlichen Quellen legen um dieses Potential auszuschöpfen.

Stichwörter:
Stickstoffeinträge, Ammoniak, Critical Level, Critical Load, Landwirtschaft, Eutrophierung, Überdüngung, empfindliche Ökosysteme, Wald, Moore, artenreiche Wiesen, Biodiversität, Luftreinhalte-Verordnung

Les charges excessives de composés azotés réactifs, imputables pour l'essentiel aux émissions d'ammoniac d'origine agricole et aux oxydes d'azote issus des processus de combustion, nuisent aux écosystèmes proches de l'état naturel et portent atteinte à la diversité des espèces. Dans le cadre de la Convention internationale sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, la CEE-ONU a défini des charges et des niveaux critiques fixés sur la base des effets induits, qui peuvent fournir des critères appropriés pour évaluer la nocivité des dépôts azotés et des immissions d'ammoniac en Suisse. La CFHA recommande de le mentionner dans l'ordonnance sur la protection de l'air. Les installations agricoles peuvent réduire considérablement leurs émissions d'ammoniac en recourant aux techniques les plus modernes. Pour exploiter ce potentiel, les autorités cantonales d'exécution doivent avant tout prendre des mesures préventives au niveau des sources agricoles.

Mots-clés:
Dépôts d'azote, ammoniac, niveau critique, charge critique, agriculture, eutrophisation, surfertilisation, écosystèmes sensibles, forêts, marais, prairies riches en espèces, biodiversité, ordonnance sur la protection de l'air

I carichi eccessivi di composti azotati reattivi provenienti principalmente dalle emissioni di ammoniaca nell'agricoltura e dagli ossidi di azoto generati dai processi di incenerimento danneggiano gli ecosistemi seminaturali e minacciano la diversità delle specie. Nel quadro della Convenzione sull'inquinamento atmosferico attraverso le frontiere a lunga distanza, l'UNECE ha fissato dei carichi e dei livelli critici in funzione degli effetti sull'ambiente. Questi criteri sono considerati adeguati e possono essere utilizzati per valutare la nocività degli apporti di azoto e delle immissioni di ammoniaca in Svizzera. La Commissione federale d'igiene dell'aria (CFIAR) raccomanda di sancire esplicitamente questo aspetto nell'ordinanza contro l'inquinamento atmosferico. Gli impianti agricoli dispongono di un grande potenziale di riduzione dell'ammoniaca se sono dotati delle tecnologie più avanzate. Le autorità esecutive cantonali dovranno focalizzare maggiormente l'attenzione sull'adozione di misure preventive per le fonti agricole che consentano di sfruttare questo potenziale.

Parole chiave:
apporti di azoto, ammoniaca, livello critico, carico critico, agricoltura, eutrofizzazione, ecosistemi sensibili, foreste, paludi, prati ricchi di specie, biodiversità, ordinanza contro l'inquinamento atmosferico

Vorwort

Die übermässige Belastung naturnaher Ökosysteme durch atmosphärische Stickstoff-Einträge ist nicht nur in Europa ein wissenschaftlich gut dokumentiertes Problem, sondern hat auch global an Bedeutung gewonnen. Reaktive Stickstoffverbindungen, die ihren Ursprung in den Emissionen von Ammoniak aus der Landwirtschaft und von Stickoxiden aus Verbrennungsprozessen haben, sind für die übermässigen Belastungen verantwortlich. Im kürzlich veröffentlichten umfassenden Bericht «European Nitrogen Assessment» wird auf alle Aspekte der Stickstoffproblematik eingegangen. Auf globaler Ebene hat die UNEP (United Nations Environment Programme) das Thema mit dem Bericht «Reactive Nitrogen in the Environment» ebenfalls aufgegriffen. Im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung hat die UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) wirkungsorientierte Bewertungskriterien festgelegt. Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen in empfindliche Ökosysteme werden anhand sogenannter Critical Loads beurteilt. Zur Bewertung der Direktwirkungen von Ammoniak auf die Vegetation dienen die sogenannten Critical Levels. Das unter der Konvention verabschiedete und im Jahre 2012 revidierte Göteborg-Protokoll enthält die Critical Loads und Levels als wirkungsorientierte Ziele. Um diese Ziele zu erreichen sieht das Protokoll eine schrittweise Verminderung der Emissionen von Ammoniak und von Stickoxiden vor.

Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL) hat sich bereits 2005 ausführlich mit der Problematik der stickstoffhaltigen Luftschadstoffe befasst und den Status-Bericht «Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz» veröffentlicht. Darin hat sie die Auswirkungen von reaktiven Stickstoffverbindungen auf empfindliche Ökosysteme hauptsächlich auf der Grundlage der Critical Loads für Stickstoff beurteilt. Angesichts der seither erfolgten Entwicklungen auf der Ebene der Wissenschaft und des internationalen Rechts hat sich die EKL vertieft mit der Frage befasst, inwieweit die Festlegung eines Immissionsgrenzwertes für Ammoniak in Anhang 7 der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) dazu beitragen könnte, die Auswirkungen reaktiver Stickstoffverbindungen auf nationaler Ebene besser zu beurteilen und die Anordnung ammoniakmindernder Massnahmen durch die kantonalen Vollzugsbehörden zu erleichten. Im vorliegenden Bericht werden die diesbezüglichen Abklärungen der EKL umfassend dokumentiert, entsprechende Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen zur optimalen Einbettung der wirkungsorientierten internationalen Kriterien ins nationale Recht abgegeben.

Die EKL empfiehlt, ihre Vorschläge bei anstehenden Revisionen der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) umzusetzen und so bestehende Lücken zu schliessen. Dies soll zu einer effizienten und raschen Minderung der schädlichen Auswirkungen durch reaktive Stickstoffverbindungen beitragen. Die Schweiz gehört im internationalen Vergleich zu den Ländern mit den höchsten atmosphärischen Stickstoffbelastungen. Die Verminderung dieser Belastungen ist sehr wichtig, um die Struktur und Funktion von naturnahen Ökosystemen zu schützen und insbesondere die Vielfalt der Arten, die auf nährstoffarme Standorte angewiesen sind, zu erhalten.

Ich möchte allen Mitgliedern der EKL und den weiteren beteiligten Expertinnen und Experten für die wertvolle Arbeit danken. Die EKL hat diesen Bericht und seine Ergänzungen anlässlich ihrer Sitzungen im November 2012 und im Mai 2014 einstimmig verabschiedet.

Prof. Dr. Nino Künzli
Präsident der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene

Zusammenfassung

Übermässige Belastungen mit stickstoffhaltigen Luftschadstoffen bewirken in vielen naturnahen Ökosystemen eine Überdüngung (Eutrophierung) und tragen wie die Schwefelbelastungen zur Versauerung der Böden bei. Zu den empfindlichen Ökosystemen gehören beispielsweise Wälder, artenreiche Wiesen, Hochmoore, Flachmoore und Heidelandschaften. Eutrophierung und Versauerung haben Auswirkungen auf die Struktur und Funktion solcher Ökosysteme. Dazu gehören z. B. Auswirkungen auf Bodenprozesse, Nährstoffhaushalt, Wachstum, Empfindlichkeit gegenüber Krankheitserregern bis hin zur Verarmung der Artenvielfalt.

Im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung hat die UNECE kritische Belastungsgrenzen für atmosphärische Stickstoff-Einträge in empfindliche naturnahe Ökosysteme festgelegt, die sogenannten Critical Loads für Stickstoff. Zur Beurteilung der Belastungsgrenzen bei Direkteinwirkungen von gasförmigem Ammoniak auf die Vegetation dienen die sogenannten Critical Levels.

Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL) hat sich im Rahmen des vorliegenden Berichts mit der Frage befasst, inwieweit die Festlegung eines Immissionsgrenzwertes (IGW) für Ammoniak in Anhang 7 der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) das Anordnen und den Vollzug von Massnahmen zur Minderung insbesondere der landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen erleichtern könnte.

Sie kommt dabei zum Schluss, dass die kritischen Belastungsgrenzen für atmosphärische Stickstoffeinträge das umfassendere und stärkere Schutzkriterium darstellen als die Critical Levels für gasförmiges Ammoniak. Zu den Auswirkungen übermässiger Stickstoffeinträge in naturnahe Ökosysteme gibt es eine insgesamt deutlich breitere wissenschaftliche Datengrundlage als zu den Direktwirkungen von gasförmigem Ammoniak auf die Vegetation. Die Critical Loads für Stickstoffeinträge in Hochmoore, Flachmoore, artenreiche Trockenwiesen und in Wälder werden in der Schweiz auf einem wesentlich höheren Anteil der Ökosystemflächen überschritten als die Critical Levels für Ammoniak. Aus gesamtschweizerischer Sicht wird der Handlungsbedarf zum Schutz empfindlicher Ökosysteme bei einer Beurteilung anhand der Stickstoffeinträge viel deutlicher sichtbar als bei einer Beurteilung anhand der Ammoniak-Immissionen.

Daher empfiehlt die EKL, zurzeit keinen Immissionsgrenzwert (IGW) für Ammoniak in Anhang 7 der LRV festzulegen. Ein IGW für Ammoniak würde aufgrund der Beziehung von Anhang 7 zu Artikel 2 Absatz 5 LRV dazu führen, dass die Critical Levels für Ammoniak gegenüber den Critical Loads für Stickstoff eine Vorrangstellung erhalten würden. Diese ist aus wissenschaftlicher Sicht nicht gerechtfertigt.

Hingegen schlägt die EKL vor, in Artikel 2 Absatz 5 LRV explizit auf die Möglichkeit hinzuweisen, dass in erster Linie die Critical Loads für Stickstoff, in begründeten Einzelfällen aber auch die Critical Levels für Ammoniak als Kriterien zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen herangezogen werden können. Mit einem solchen Vorgehen kann den Critical Loads für Stickstoff der ihnen gebührende hohe Stellenwert zugewiesen werden. Die Möglichkeit, in spezifischen Einzelfällen auf den Critical Level für Ammoniak zurückzugreifen, bleibt aber bestehen. Dieser Ansatz könnte sich insbesondere dann eignen, wenn bei bestimmten lokalen Situationen einzelne oder mehrere Quellen zusammen trotz vorsorglicher Emissionsbegrenzungen

eine erhebliche Überschreitung des Critical Level für Ammoniak in einem naturnahen Ökosystem verursachen. Bei derart hohen Ammoniakkonzentrationen sind hohe Stickstoffeinträge durch die Trockendeposition von Ammoniak zu erwarten, so dass auch der Critical Load für Stickstoff überschritten sein dürfte. Eine detaillierte Analyse der räumlichen Beziehungen zwischen den Ammoniakemissionen und den Immissionsbelastungen an Standorten mit empfindlichen Ökosystemen hat ergeben, dass meistens sehr viele Quellen in der näheren und weiteren Umgebung zur Gesamtbelastung an einem Ökosystemstandort beitragen. Werden die gesamten Ökosystemflächen von Hochmooren, Flachmooren, artenreichen Trockenwiesen und -weiden sowie Wäldern in der Schweiz betrachtet, so tragen die «lokalen» Ammoniakquellen, im Abstand von 0–1 km zu den untersuchten Ökosystemen, im gesamtschweizerischen Mittel knapp einen Viertel zur gesamten Ammoniakkonzentration an Ökosystem-Standorten bei. Die Quellen im Abstand von 1–4 km tragen einen weiteren Viertel bei, so dass den Quellen im Abstand von über 4 km im Mittel etwa die Hälfte der Immissionen angelastet werden muss. Bei einzelnen Standorten können diese Beiträge deutlich vom gesamtschweizerischen Mittel abweichen. Insgesamt bedeutet dies aber, dass es zum Abbau von übermässigen Immissionen in der Regel nicht genügt, nur die Emissionen der am nächsten zum Ökosystem gelegenen Emissionsquelle zu vermindern, sondern dass alle Quellen in der näheren und weiteren Umgebung mit einbezogen werden müssen.

Im Zusammenhang mit dem Vollzug von emissionsmindernden Massnahmen empfiehlt die EKL, bei Anlagen der Landwirtschaft das Hauptgewicht vorläufig auf die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen nach dem Stand der Technik zu legen. Das diesbezügliche Potenzial in der Schweiz ist bei weitem noch nicht ausgeschöpft. Angaben zum Stand der Technik finden sich in den Vollzugshilfen, die vom Bundesamt für Umwelt gemeinsam mit dem Bundesamt für Landwirtschaft herausgegeben wurden, aber auch im internationalen Leitfaden über Techniken zur Vermeidung und Verminderung von Ammoniak-Emissionen, der vom Exekutivorgan der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) verabschiedet wurde.

Weil davon auszugehen ist, dass auch künftig neue Erkenntnisse zu den Auswirkungen von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen gewonnen werden und dass der laufende Strukturwandel in der Landwirtschaft zu Veränderungen in den räumlichen Beziehungen zwischen Emissionsquellen und Belastungen an Standorten mit stickstoffempfindlichen Ökosystemen führen kann, schlägt die EKL vor, die vorliegende Analyse nach 5–10 Jahren zu wiederholen.

1 Problemstellung, Zielsetzung

Übermässige Belastungen mit stickstoffhaltigen Luftschadstoffen bewirken in vielen naturnahen Ökosystemen eine Überdüngung (Eutrophierung) und tragen wie die Schwefelbelastungen zur Versauerung bei. Zu den empfindlichen Ökosystemen gehören beispielsweise Wälder, artenreiche Wiesen, Hochmoore, Flachmoore und Heidelandschaften. Eutrophierung und Versauerung haben Auswirkungen auf die Struktur und Funktion solcher Ökosysteme. Dazu gehören z. B. Auswirkungen auf Bodenprozesse, Nährstoffhaushalt, Wachstum, Empfindlichkeit gegenüber Krankheitserregern bis hin zur Verarmung der Artenvielfalt. Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene ist in ihrem Status-Bericht «Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz» (EKL 2005) detailliert auf die Belastungssituation in der Schweiz und ihre Bedeutung eingegangen. Sie hat darin auch aufgezeigt, welche Belastungsgrenzen zur Beurteilung der Übermässigkeit der Belastung mit stickstoffhaltigen Luftschadstoffen herangezogen werden können. Dazu gehören insbesondere die im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) festgelegten Belastungsgrenzen für Stickstoff-Einträge in empfindliche naturnahe Ökosysteme, die sogenannten Critical Loads für Stickstoff.

Das Umweltschutzgesetz (USG) verpflichtet den Bundesrat, zur Beurteilung von schädlichen oder lästigen Einwirkungen für Luftverunreinigungen durch Verordnung Immissionsgrenzwerte festzulegen (Art. 13 Abs. 1 USG). Das Gesetz enthält auch einen verbindlichen Katalog von Kriterien, wie diese Immissionsgrenzwerte festzulegen sind (Art. 14 USG, Art. 13 Abs. 2 USG, Art. 8 USG). Danach müssen die Immissionsgrenzwerte wirkungsorientiert festgelegt werden. Der Schutzgedanke steht also im Vordergrund. Die Festlegung der Immissionsgrenzwerte hat somit unabhängig von wirtschaftlichen Überlegungen zu erfolgen.

In der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) sind die vom Bundesrat festgelegten Immissionsgrenzwerte für Luftschadstoffe im Anhang 7 aufgeführt. Im Zusammenhang mit stickstoffhaltigen Luftschadstoffen enthält der Anhang 7 einzig Immissionsgrenzwerte für Stickstoffdioxid (NO_2). Für den heute ebenfalls als wichtig eingestuften Luftschadstoff Ammoniak (NH_3) sowie für die Stickstoff-Depositionen, die im Zusammenhang mit dem Schutz von empfindlichen (halb)natürlichen Ökosystemen gegen Eutrophierung und Versauerung eine bedeutende Rolle spielen, wurden in Anhang 7 der LRV bisher keine Immissionsgrenzwerte festgelegt. Das für solche Fälle festgelegte Vorgehen zur Beurteilung von übermässigen Immissionen ist in Art. 2 Abs. 5 der LRV beschrieben.

Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL) befasst sich im Rahmen des vorliegenden Berichts mit der Frage, inwieweit die Festlegung eines Immissionsgrenzwertes (IGW) für Ammoniak in der LRV das Anordnen und den Vollzug von Massnahmen zur Minderung insbesondere der landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen erleichtern könnte. Zur Bearbeitung dieser Fragestellung sind verschiedene Aspekte einer genaueren Betrachtung zu unterziehen. Dazu gehören:

- die Rechtslage auf nationaler Ebene und ihr Bezug zu internationalem Recht, das sich aufgrund von völkerrechtlich verbindlichen Verträgen ergibt wie z. B. der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung von 1979 (UNECE) und den dazu gehörenden Schadstoffprotokollen (z. B. Göteborg-Protokoll von 1999 und dessen Revision von 2012);

- die Beurteilung der Immissionssituation auf der Grundlage der wirkungsorientierten Kriterien des USG unter Einbezug von international verfügbaren konzentrations- und depositionsbasierten Belastungsgrenzen, die den Kriterien des USG entsprechen;
- die Analyse der Immissionssituation in der Schweiz in Bezug auf die räumlichen Beziehungen zwischen Emissionsquellen und empfindlichen Rezeptoren;
- die Abklärung, ob verfügbare konzentrations- und/oder depositionsbasierte Belastungsgrenzen im Falle ihrer Aufnahme als Immissionsgrenzwerte in Anhang 7 der LRV die Anordnung von verschärften Emissionsbegrenzungen bei einzelnen Anlagen nach Art. 5 und Art. 9 LRV und für den Fall von mehreren Anlagen nach Art. 31–34 LRV durch die Vollzugsbehörde erleichtern könnten;
- die Diskussion möglicher Folgen für die Beurteilung der Übermassigkeit von Stickstoffeinträgen: Welchen Einfluss hätte die Festlegung eines IGW für gasförmiges Ammoniak im Anhang 7 der LRV auf die Anwendung von Art. 2 Abs. 5 LRV (Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen für Schadstoffe ohne Immissionsgrenzwert) bezüglich Stickstoffeinträge?
- die Formulierung von Empfehlungen, wie das Vorgehen unter Berücksichtigung der erwähnten verschiedenen Teilaspekte optimal ausgestaltet werden kann.

In den nachfolgenden Kapiteln wird auf die verschiedenen Teilaspekte näher eingegangen. Dabei ist festzuhalten, dass sich die Analysen, Ergebnisse, Schlussfolgerungen und Empfehlungen auf aktuelle Verhältnisse in der Schweiz betreffend die naturräumlichen Gegebenheiten, die Lage und Stärke der Ammoniak-Emissionsquellen sowie die Belastungen mit stickstoffhaltigen Luftschadstoffen beziehen. Demzufolge sind sie nicht unbesehen auf andere Länder übertragbar.

2 Rechtslage, internationales Umfeld

2.1 Rechtslage in der Schweiz

Gemäss Umweltschutzgesetz (USG) soll die Begrenzung der Emissionen von Luftverunreinigungen in zwei Stufen erfolgen (Art. 11 USG). In einer ersten Stufe sind die Emissionen unabhängig von der bestehenden Umweltbelastung so weit zu begrenzen, als dies technisch und betrieblich möglich und wirtschaftlich tragbar ist (Art. 11 Abs. 2 USG). Die Emissionsbegrenzungen sind in einer zweiten Stufe zu verschärfen, wenn feststeht oder zu erwarten ist, dass die Einwirkungen unter Berücksichtigung der bestehenden Umweltbelastung schädlich oder lästig werden (Art. 11 Abs. 3 USG). Bei dieser zweiten Stufe steht somit der Schutz des Menschen und der Umwelt über den wirtschaftlichen Überlegungen. Auch die Frage nach der Übermässigkeit von Umweltbelastungen (Immissionen) stellt sich erst bei der zweiten Stufe, weil – wie oben erwähnt – die erste Stufe, das heisst die vorsorgliche Emissionsbegrenzung, unabhängig von der bestehenden Umweltbelastung zu erfolgen hat.

In der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) ist das zweistufige Konzept des Immissionsschutzes konkretisiert. Die vorsorgliche Begrenzung hat für neue Anlagen gemäss Artikel 3 mit den Anhängen 1–4 der LRV sowie gemäss Artikel 4 zu erfolgen, für bestehende Anlagen gemäss Artikel 7 der LRV. Verschärfte Emissionsbegrenzungen sind von der Behörde für einzelne Neuanlagen gemäss Artikel 5 LRV zu verfügen, für einzelne bestehende Anlagen gemäss Artikel 9 LRV, falls trotz vorsorglicher Emissionsbegrenzung übermässige Immissionen auftreten. Falls trotz vorsorglicher Emissionsbegrenzung übermässige Immissionen durch mehrere Anlagen verursacht werden, richtet sich das Vorgehen nach den Artikeln 31–34 LRV (Massnahmenplan).

Das zweistufige Konzept des Immissionsschutzes gilt auch für die Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft. Die Rechtslage im Zusammenhang mit der Minderung der Ammoniak-Emissionen bei der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung ist ausführlich in den Mitteilungen zur Luftreinhalte-Verordnung Nr. 13 dargestellt (BUWAL 2002) sowie in der Vollzugshilfe «Baulicher Umweltschutz in der Landwirtschaft» (BAFU und BLW 2011). Darin wird auch erläutert, wie übermässige Immissionen im Falle von Stickstoff-Belastungen zu beurteilen sind. Gemäss Artikel 2 Absatz 5 LRV sind Immissionen dann übermässig, wenn einer oder mehrere Immissionsgrenzwerte (IGW) nach Anhang 7 überschritten werden. In Artikel 2 Absatz 5 LRV wird aber auch festgelegt, wie vorzugehen ist, falls für einen Schadstoff keine IGW bestehen. Dann gelten mit Bezug zu Artikel 14 des Umweltschutzgesetzes die Immissionen als übermässig, wenn:

a) sie Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften oder ihre Lebensräume gefährden;
b) aufgrund einer Erhebung feststeht, dass sie einen wesentlichen Teil der Bevölkerung in ihrem Wohlbefinden erheblich stören;
c) sie Bauwerke beschädigen oder
d) sie die Fruchtbarkeit des Bodens, die Vegetation oder die Gewässer beeinträchtigen.

Weil für Ammoniak in Anhang 7 LRV kein IGW festgelegt ist, muss gestützt auf Artikel 2 Absatz 5 LRV im Einzelfall beurteilt werden, ob die Immissionen übermässig sind. Für diese Beurteilung können gemäss BUWAL (2002) sowie BAFU und BLW (2011) international anerkannte Beurteilungswerte beigezogen werden. Im Rahmen der

Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) sowie durch das Regionalbüro der Weltgesundheitsorganisation für Europa (WHO Regional Office for Europe) sind solche Werte festgelegt worden.

Nach UNECE heissen die Werte zur Beurteilung der Immissionen kritische Belastungsgrenzen (Critical Loads und Critical Levels). Sie sind im UNECE «Mapping Manual» (UNECE 2004) detailliert beschrieben. Sie sind wie die schweizerischen IGW ebenfalls rein wirkungsorientiert festgelegt worden und somit von der Bedeutung her mit den IGW gleichwertig. Critical Loads sind kritische Belastungsgrenzen für Luftschadstoffeinträge (z. B. Schwefel, Stickstoff, Schwermetalle) in empfindliche Ökosysteme, Critical Levels sind kritische Belastungsgrenzen für Luftschadstoff-Konzentrationen in Bezug auf ihre direkten Auswirkungen auf empfindliche Rezeptoren wie zum Beispiel Menschen, Vegetation und Materialien. Im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) sollen die Emissionen gemäss den neueren Schadstoffprotokollen (z. B. Göteborg-Protokoll) schrittweise so verringert werden, dass die Einträge der Luftschadstoffe und die Konzentrationen die Critical Loads und Critical Levels längerfristig nicht mehr überschreiten (vgl. Kapitel 2.2).

In BUWAL (2002) sowie BAFU und BLW (2011) wird festgehalten, dass im Zusammenhang mit Ammoniak und Ammoniumverbindungen die Critical Loads für Stickstoffeinträge in empfindliche Ökosysteme die massgeblichen Belastungsgrenzen sind, oberhalb welcher mit schädlichen Auswirkungen gerechnet werden muss und bei deren Überschreitung demnach die Immissionen als übermässig beurteilt werden müssen. Dies ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass im Göteborg-Protokoll (UNECE 1999) die Critical Loads für eutrophierende Luftschadstoffeinträge als eines der wirkungsorientierten Ziele aufgeführt sind. Die Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff waren überdies die Grundlage zur Herleitung des gesamtschweizerischen Handlungsbedarfs zur Minderung der Ammoniak-Emissionen im Bericht «Konzept betreffend lufthygienische Massnahmen des Bundes» des Bundesrats vom 11. September 2009 (BBl 2009). Auch die Herleitung der Umweltziele Landwirtschaft für den Bereich Ammoniak wurde auf der Grundlage der Critical Loads für Stickstoff vorgenommen (BAFU und BLW 2008).

In der BUWAL-Schriftenreihe Nr. 180 zur Bedeutung der Immissionsgrenzwerte der Luftreinhalte-Verordnung (BUWAL 1992) finden sich auch Angaben zum örtlichen Geltungsbereich der IGW. Demnach müssen die IGW überall dort eingehalten werden, wo Schutzobjekte vorhanden sind. Keine rechtliche Geltung beanspruchen IGW in Innenräumen und innerhalb von Anlagen. Gemäss BUWAL (2002) sowie BAFU und BLW (2011) zählen im Bereich Landwirtschaft die emittierenden Bauten wie z. B. Ställe, Silos, Güllelager, aber auch Geräte und Maschinen wie z. B. die Vorrichtungen zur Gülleausbringung zu den stationären Anlagen nach Art. 2 Abs. 1 LRV. Anlagen sind demnach meist einzelne Teile des landwirtschaftlichen Betriebs. Nicht dazu gehören hingegen bewirtschaftete Äcker und Felder, welche zur landwirtschaftlichen Nutzfläche gehören und somit ebenfalls Bestandteil des landwirtschaftlichen Betriebs sind. Weil Critical Loads für Stickstoff nach UNECE nicht für bewirtschaftete Äcker und Felder festgelegt sind, sondern für sensitive Ökosysteme ausserhalb der intensiv genutzten landwirtschaftlichen Nutzfläche, haben sie ihren Geltungsbereich ausschliesslich ausserhalb dieser Nutzfläche, obschon die landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen nicht als Anlage gelten und man sich demzufolge in der landwirtschaftlichen Nutzfläche bereits ausserhalb der Anlage befindet. Für die Critical Levels für Ammoniak nach UNECE gilt dasselbe (vgl. Kap. 2.2.4).

Vor diesem Hintergrund muss diskutiert werden, inwieweit mit der Festlegung eines Critical Level bzw. eines IGW für Ammoniak in Anhang 7 LRV dem vom USG geforderten Schutz für Ökosysteme genügend Rechnung getragen würde. Dabei muss insbesondere auch geklärt werden, inwieweit durch die Festlegung eines IGW für Ammoniak die Situation eintreten könnte, dass der zweite Teil von Artikel 2 Absatz 5 LRV, nach welchem beim Fehlen eines IGW andere Kriterien zur Beurteilung von übermässigen Immissionen herangezogen werden können, Einschränkungen in seiner Anwendung erfahren würde. Denn nach geltender Rechtslage kann Artikel 2 Absatz 5 LRV nur dann zur Anwendung gelangen, wenn für einen Schadstoff keine IGW in Anhang 7 LRV bestehen.

2.2 Internationales Umfeld

2.2.1 Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung

Die Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE LRTAP Convention) bildet das Rahmenabkommen für die Entwicklung von Strategien zur Minderung der Emissionen von Luftschadstoffen im ECE-Raum und somit auch für die Verhandlung von international verbindlichen Protokollen zur schrittweisen Umsetzung dieser Strategien durch die Vertragsparteien.

Die Critical Loads und Levels bilden bei den neueren Schadstoffprotokollen unter der Konvention (z. B. Göteborg-Protokoll von 1999 und dessen Revision von 2012) die wirkungsorientierten Zielwerte für maximal tolerierbare Immissionen. Mit Hilfe einer schrittweisen Verringerung der Emissionen soll erreicht werden, dass die Critical Loads und Critical Levels längerfristig nicht mehr überschritten werden. Weil insbesondere die Ökosysteme je nach Typ und Region unterschiedliche Empfindlichkeiten gegenüber Schadstoffeinträgen aufweisen und weil sich die Luftschadstoffemissionen der einzelnen Vertragsparteien der Konvention sowohl hinsichtlich ihrer Mengen als auch ihrer räumlichen Ausbreitung unterscheiden, führt dies im Falle eines ECE-weiten schutzoptimierten Ansatzes zur Situation, dass nicht alle Vertragsparteien dieselben Verpflichtungen zur Emissionsminderung haben. Dies ist zum Beispiel im Göteborg-Protokoll von 1999 der Fall, das als wirkungsorientierte Ziele die Critical Loads für Einträge von versauernden Luftschadstoffen, die Critical Loads für Einträge von eutrophierendem Stickstoff und die Critical Levels für Ozon enthält. Im revidierten Göteborg-Protokoll, das von den Vertragsparteien im Mai 2012 verabschiedet wurde, wird im Falle der Critical Levels für Ozon auch auf den Ozonfluss-Ansatz verwiesen (vgl. Kapitel 1.1.1), und neu wurden auch Critical Levels für Feinstaub (PM2.5 gemäss Air Quality Guidelines der WHO), Critical Levels für Ammoniak sowie Acceptable Levels zum Schutz von Materialien und kulturellem Erbe als wirkungsorientierte Ziele aufgenommen. Für die Critical Loads und Critical Levels werden jedoch nicht konkrete Werte im Protokoll angegeben, sondern es wird auf die Vorgaben im UNECE «Mapping Manual» verwiesen (UNECE 2004). Bevor das revidierte Göteborg-Protokoll in Kraft tritt, muss es von den Vertragsparteien noch ratifiziert werden.

2.2.2 Das Konzept der Critical Loads und Critical Levels

Das Konzept der Critical Loads und Critical Levels wurde im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) zum Schutz von empfindlichen Rezeptoren (menschliche Gesundheit, Ökosysteme, Materialien) entwickelt. Dabei sind vor allem die wissenschaftlichen Arbeiten von Bedeutung, die von der «Working Group on Effects» durchgeführt wurden. Zwischen 1988 und 2010 haben zahlreiche internationale Experten-Workshops zur Frage der Festlegung von Belastungsgrenzen stattgefunden. Dabei ging es um die Beurteilung der Empfindlichkeit von sensitiven Ökosystemen gegenüber den Einträgen (Depositionen) von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen, aber auch um die Festlegung von Belastungsgrenzen in Bezug auf die Direktwirkungen erhöhter Konzentrationen von gasförmigen und partikulären Luftschadstoffen wie Schwefeldioxid, Ozon, Stickoxide, Ammoniak und Feinstaub, soweit bekannt unter Berücksichtigung der kombinierten Wirkungen mehrerer Schadgase. Die ökosystemspezifischen Belastungsgrenzen bei Luftschadstoffeinträgen werden als Critical Loads, jene in Bezug auf die Direktwirkungen von Luftschadstoff-Konzentrationen bei sensitiven Rezeptoren (Mensch, Umwelt) als Critical Levels bezeichnet.

Im Zusammenhang mit der laufenden Anpassung des Konzepts der Critical Loads und Critical Levels an den Stand des Wissens hat sich aber auch gezeigt, dass es bei der Beurteilung der Auswirkungen oft schwierig ist, zwischen der direkten Wirkung eines Luftschadstoffs auf die Vegetation und dem Eintrag in ein Ökosystem (Deposition) zu unterscheiden, da jeder in der Luft enthaltene Schadstoff schliesslich deponiert wird. So wurde zum Beispiel der konzentrationsbasierte «Critical Level»-Ansatz bei den Auswirkungen auf die Vegetation im Falle des Ozons zu einem Ansatz weiterentwickelt, bei welchem die stomatäre Ozonaufnahme der Pflanzen im Vordergrund steht und mit den Auswirkungen in Beziehung gesetzt wird. Der Ozonfluss in die Vegetation stellt somit die entscheidende Grösse dar und die kritischen Belastungsgrenzen werden in der Folge als «Critical Ozone Fluxes» oder «Phytotoxic Ozone Doses (POD)» bezeichnet (UNECE 2004, updated chapter 3.3). Dies zeigt, dass Luftschadstoff-Konzentrationen immer auch zu Schadstoff-Flüssen in Richtung von empfindlichen Rezeptoren und somit zu Einträgen führen.

Die Critical Loads dienen wie erwähnt dem Schutz empfindlicher Ökosysteme gegen Schadstoffeinträge. Zur Beurteilung der Auswirkungen des Schadstoffeintrags werden zum Beispiel im Falle der Stickstoffeinträge mehrere Stickstoffkomponenten als Summe in die Beurteilung einbezogen. Dazu gehören die trockene Deposition des gasförmigen Ammoniaks, der gasförmigen Stickoxide und der Salpetersäure, die trockene Deposition der ammonium- und nitrathaltigen Aerosole sowie die nasse Deposition von Ammonium und Nitrat mit den Niederschlägen. Dabei wird angenommen, dass die einzelnen Komponenten der trockenen und nassen N-Einträge in Bezug auf die Auswirkungen des Stickstoffs gleichwertig sind. Es gibt jedoch Hinweise, dass diese Annahme nicht immer zutrifft, sondern dass die reduzierten N-Verbindungen (Ammoniak und Ammonium) bei gleicher Eintragsrate stärkere Auswirkungen zeigen (Bobbink & Hettelingh 2011). Neueren Untersuchungen zufolge kann sich zudem die trockene Deposition von Ammoniak im Vergleich zur nassen Deposition von Ammonium schneller und stärker auf die Vegetationszusammensetzung auswirken (Sheppard et al. 2011).

Im gesamtschweizerischen Mittel trägt die trockene Deposition des gasförmigen Ammoniaks rund einen Drittel zur N-Gesamtdeposition bei (EKL 2005, vgl. auch Tab. 2 in diesem Bericht). Mit den Ammoniak-Konzentrationen wird also nur ein Teil der N-Belastungsproblematik abgedeckt. Dieser Anteil variiert räumlich stark und kann je nach lokaler Situation auch sehr hoch sein, zum Beispiel in unmittelbarer Nähe von Ammoniak-Emissionsquellen (vgl. Kapitel 3.5).

2.2.3 Critical Loads für Stickstoff

Im Zusammenhang mit der Stickstoffproblematik werden die Critical Loads für Stickstoffeinträge (CLN) in empfindliche Ökosysteme wie folgt definiert: «Quantitative Beurteilung der Deposition von Stickstoff (als NH_y-N und/oder NO_y-N, z. B. in kg N ha^{-1} a^{-1}), unterhalb welcher nach heutigem Stand des Wissens keine schädlichen Auswirkungen auf Struktur und Funktion des Ökosystems auftreten (UNECE 2004).

Die Methoden zur Festlegung von Critical Loads sind im UNECE «Mapping Manual» detailliert beschrieben (UNECE 2004). Zur Bestimmung der Critical Loads für Stickstoffeinträge in empfindliche Ökosysteme kommen zwei Methoden in Frage:

a) Massenbilanzansatz: für Ökosysteme mit quantifizierbaren oder quantifizierten Stickstoffflüssen (z. B. bewirtschaftete Wälder). Dabei wird bei einem als kritisch bewerteten Stickstofffluss (z. B. N-Auswaschung aus dem Boden) eine kritische Grenze (Critical Limit) gesetzt. Der maximal tolerierbare Stickstoffeintrag ins Ökosystem bzw. der Critical Load wird aus der Massenbilanz so abgeleitet, dass der Critical Limit für den als kritisch eingestuften N-Fluss nicht verletzt wird.
b) Empirischer Ansatz: Publizierte und ausreichend dokumentierte Untersuchungen zu den Auswirkungen von Stickstoffeinträgen in empfindliche Ökosysteme werden gesichtet und im Hinblick auf die Festlegung von Critical Loads ausgewertet. Im Vordergrund stehen dabei Felduntersuchungen mit Stickstoffgaben in umweltrelevanten Dosierungen, die über mehrere Jahre durchgeführt wurden, aber auch Felduntersuchungen bei Ökosystemen oder innerhalb von Ökosystemen, bei welchen die Stickstoffdeposition entlang eines Gradienten variiert. Zusätzlich werden auch die Ergebnisse von experimentellen Untersuchungen mit abgestuften Stickstoffgaben beigezogen (z. B. Mesokosmos-Studien).

Critical Loads für Stickstoffeinträge sind heute für eine Vielzahl von empfindlichen Ökosystemen verfügbar (u.a. Hochmoore, Flachmoore, artenreiche Wiesen, Heidelandschaften, Wälder). Sie sind wissenschaftlich breit abgestützt und dokumentiert (UNECE 2010; Bobbink & Hettelingh 2011). Als Wirkungsparameter werden N-Akkumulation in den Ökosystemen, N-induzierte Veränderungen bei Bodenprozessen, N-induzierte Nährstoffungleichgewichte bei Pflanzen, Erhöhung in der Anfälligkeit gegenüber Parasiten und Pathogenen, Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum (z. B. Spross-Wurzel-Verhältnis) sowie N-induzierte Veränderungen bei der Artenzusammensetzung in die Auswertungen einbezogen. Gemäss Bobbink & Hettelingh (2011) werden heute die empirischen Critical Loads für Stickstoffeinträge bei den in Tab. 1 aufgeführten Ökosystemen aus wissenschaftlicher Sicht wie folgt beurteilt:

Tab. 1 > Bereiche der empirischen Critical Loads für Stickstoff für ausgewählte Ökosystemtypen

Ökosystemtyp	Critical Load Bereich (kg N ha^{-1} a^{-1})	Zuverlässigkeitsstufe
Hochmoore	5–10	zuverlässig
Flachmoore	10–15	ziemlich zuverlässig
Alpines/subalpines Grasland	5–10	ziemlich zuverlässig
Oligotrophe Feuchtwiesen	15–25	Expertenbeurteilung
(Sub)alpine Zwergstrauchheiden	5–15	ziemlich zuverlässig
Montane Heuwiesen	10–20	Expertenbeurteilung
Laubwälder	10–20	zuverlässig
Nadelwälder	5–15	zuverlässig
Seichte, oligotrophe Gewässer	3–10	zuverlässig

Diese Auswahl der Ökosysteme zeigt jene, die für die Schweiz von Bedeutung sind und die zuhanden der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung kartiert wurden (Achermann et al. 2011). Mit neueren Untersuchungen in der Schweiz zur Beziehung zwischen atmosphärischen Stickstoffeinträgen und Veränderungen bei der Artenvielfalt von montanen Heuwiesen konnte gezeigt werden, dass der empirische Critical Load für Stickstoff eher noch etwas tiefer als gemäss der Angabe in Tab. 1 festgelegt werden müsste, um den Schutz von Arten zu gewährleisten, die auf nährstoffarme Standorte angewiesen sind (Roth et al. 2013).

Empirische Critical Loads für Stickstoff wurden aber auch für zahlreiche weitere Ökosysteme festgelegt, die im ECE-Raum vorkommen (UNECE 2010, Bobbink & Hettelingh 2011).

Zur Beurteilung der Risiken werden die Critical Loads für Stickstoff dem Gesamteintrag (trocken und nass) von reduzierten und oxidierten Stickstoff-Komponenten gegenübergestellt und so die Überschreitungen der Critical Loads ermittelt.

2.2.4 Critical Levels für Ammoniak

Critical Levels sind wie folgt definiert (UNECE 2004): «Konzentrationen von Luftschadstoffen in der Atmosphäre, oberhalb derer nach dem heutigen Stand des Wissens direkte schädliche Auswirkungen auf Rezeptoren wie Menschen, Pflanzen, Ökosysteme oder Materialien zu erwarten sind».

Im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) wurden die Critical Levels für Ammoniak zum Schutze der Vegetation im Jahre 2006 anlässlich eines Ammoniak-Workshops in Edinburgh (UK) dem Stand des Wissens angepasst (UNECE 2007a). Die Grundlagen zur Festlegung der revidierten Critical Levels sind als Beitrag von Cape et al. (2009) in den Proceedings zum Workshop enthalten (Sutton et al. 2009). Diese Critical Levels wurden von der «Working Group on Effects» der Konvention verabschiedet und haben danach Eingang ins «Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends» gefunden (UNECE 2004, updated chapter 3.2.3).

Die Critical Levels für Ammoniak betragen 1 µg NH_3 m^{-3} (Jahresmittel) zum Schutze von Flechten und Moosen sowie 3 µg NH_3 m^{-3} (Jahresmittel) zum Schutz von höheren Pflanzen (Unsicherheitsbereich 2–4 µg NH_3 m^{-3}). Mit der Begrenzung der Belastung in Form eines maximalen Jahresmittelwerts sollen die direkten schädlichen Auswirkungen von chronisch erhöhten Ammoniak-Expositionen vermieden werden, die über mehrere Jahre bis Jahrzehnte andauern. Es wird im Mapping Manual explizit darauf hingewiesen, dass Langzeitwirkungen bedeutender sind als kurzzeitige Einwirkungen und dass die Critical Levels nicht für intensiv genutzte Landwirtschaftsflächen gelten, sondern für sensitive Ökosysteme ausserhalb der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Ein wesentliches Argument zur Anpassung der Critical Levels an den Stand des Wissens im Jahre 2006 war die Feststellung, dass mit der Einhaltung des im Jahre 1993 festgelegten Critical Level von 8 µg NH_3 m^{-3} (Jahresmittel) schon allein die Trockendeposition von Ammoniak zu massiven Überschreitungen der Critical Loads für N-Einträge in Ökosysteme führt (Cape et al. 2009). Der damalige Critical Level gewährte also keinen Schutz gegenüber übermässigen N-Depositionen.

Die im Rahmen der Revision des Critical Level durchgeführte Evaluation der verfügbaren Expositions-Wirkungs-Beziehungen hat aber auch gezeigt, dass gerade für höhere Pflanzen die Datenlage recht schmal ist. Die Studien zu den höheren Pflanzen decken Untersuchungen bei einzelnen Pflanzen ab, die in Grasland, Heiden und als Teil der Waldbodenvegetation vorkommen. Insgesamt standen Cape et al. (2009) für die Auswertung drei Studien zur Verfügung, mit Ergebnissen zum N-Gehalt in fünf Arten von höheren Pflanzen, davon zwei Gräser (*Lolium perenne, Deschampsia flexuosa*), ein Heidekraut (*Calluna vulgaris*), ein Farn (*Dryopteris dilatata*) und ein Strauch (*Sambucus nigra*). Wirkungsparameter wie Veränderungen in der Artenzusammensetzung und ökosystemrelevante Parameter wie Stickstoff-Akkumulation sowie damit im Zusammenhang stehende Veränderungen bei Bodenprozessen werden hingegen nicht dokumentiert. Studien zu Direkteinwirkungen von Ammoniak in umweltrelevanten Konzentrationen auf Bäume standen keine zur Verfügung. Nach Cape et al. (2009) ist die Evidenz bezüglich Auswirkungen bei Flechten und Moosen besser, werden doch neben der Zunahme der Gehalte an Stickstoff und Aminosäuren in den Pflanzen bei zunehmender Ammoniak-Konzentration auch Veränderungen bei der Artenzusammensetzung nachgewiesen. Der Critical Level zum Schutz der Flechten und Moose kann nach Cape et al. (2009) auch zum Schutz von Ökosystemen herangezogen werden, bei welchen Flechten und Moose eine bedeutende Rolle spielen wie zum Beispiel bei Hochmooren.

Die erwähnten Untersuchungen wurden meist entlang von Ammoniak-Konzentrationsgradienten im Umkreis von grösseren Tierhaltungsanlagen der Landwirtschaft durchgeführt. Der Beobachtungszeitraum betrug jeweils einige Wochen oder Monate bis mehrere Jahre. Bei solchen Feldstudien und teilweise auch im Falle von experimentellen Untersuchungen, die über einen längeren Zeitraum angelegt sind, ist es jedoch recht schwierig oder gar unmöglich, die Direktwirkung des gasförmigen Ammoniaks von der Wirkung des N-Eintrags abzugrenzen und so eine «Load»-unabhängige Wirkung des «Levels» zu bestimmen. Daraus – und angesichts der wenigen verfügbaren Studien zu Direktwirkungen erhöhter Ammoniak-Konzentrationen – muss geschlossen werden, dass die Critical Levels für Ammoniak weniger breit abgestützt sind als die Critical Loads für N-Einträge in empfindliche Ökosysteme (UNECE 2010; Bobbink & Hettelingh 2011).

Zur Beurteilung der Risiken werden die Critical Levels den gemessenen oder modellierten Ammoniak-Konzentrationen gegenübergestellt und so die Überschreitungen der Critical Levels ermittelt. Zusätzlich kann ausgehend von den Ammoniak-Konzentrationen der Beitrag der Trockendeposition des Ammoniaks zum gesamten Stickstoffeintrag in ein empfindliches Ökosystem abgeschätzt werden.

3 Analyse der Ökosystembelastungen in der Schweiz

3.1 Vorgehen und Datengrundlage

Zur Analyse der Ökosystembelastungen in der Schweiz werden vorhandene Inventare von empfindlichen Ökosystemen verwendet sowie die verfügbaren Daten zu den Belastungen mit stickstoffhaltigen Luftschadstoffen (Konzentrationen, Depositionen). Zur Beurteilung der Immissionssituation in Bezug auf Übermässigkeit werden die Critical Levels für Ammoniak und die Critical Loads für Stickstoff herangezogen, die im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung festgelegt wurden (UNECE 2004; UNECE 2007a, UNECE 2010).

Dabei wird insbesondere auf die nachstehenden Fragen eingegangen:

- Was bedeutet es für den Schutz empfindlicher Ökosysteme, falls Critical Levels für Ammoniak-Konzentrationen in der Luft ($CLeNH_3$) zur Anwendung kommen?
- Was bedeutet es für den Schutz empfindlicher Ökosysteme, falls Critical Loads für Stickstoff (CLN), das heisst kritische Eintragswerte, zur Anwendung kommen?
- Analyse der räumlichen Beziehung zwischen Emissionsquellen von Ammoniak und empfindlichen Rezeptoren. Inwieweit sind die Überschreitungen von $CLeNH_3$ und CLN auf einzelne landwirtschaftliche Quellen im Nahbereich von empfindlichen Ökosystemen zurückzuführen? Oder trägt eine Vielzahl von Quellen zu den Überschreitungen bei, welche demzufolge im Rahmen eines Massnahmenplanes behandelt werden müssten, falls trotz vorsorglicher Emissionsbegrenzung übermässige Immissionen auftreten?

Für die Abklärungen werden gemessene und modellierte Immissionsdaten (NH_3-Konzentrationen, N-Depositionen) sowie Karten der empfindlichen Ökosysteme verwendet, für welche Critical Loads für Stickstoff (CLN) und Critical Levels für Ammoniak ($CLeNH_3$) zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen herangezogen werden können.

3.2 Immissionsdaten

Die verwendeten Immissionsdaten beziehen sich auf das Jahr 2007. Bei der Berechnungsmethodik hat sich gegenüber dem Status-Bericht «Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz» der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene (EKL 2005) wenig geändert, jedoch wurden die Emissionen und Immissionen mit neueren Datengrundlagen und Modellresultaten aktualisiert.

Die Methodik zur Kartierung der Ammoniak-Emissionen wird im Bericht zur Neuberechnung der Ammoniak-Emissionen in der Schweiz mit dem Modell AGRAMMON vom Mai 2013 beschrieben (Kupper et al. 2013). Die wichtigsten Inputdaten sind die geokodierte landwirtschaftliche Betriebszählung 2007 des BFS (Hektarkoordinaten, Tierzahlen) und stratifizierte Emissionsfaktoren aus dem Projekt AGRAMMON (Bonjour 2010). Die Emissionsfaktoren sind schweizerische Mittelwerte für 24 Tierkategorien; sie sind differenziert in 32 Schichten, welche durch die Kriterien Höhenlage, Region und Betriebstyp definiert wurden. Die Emissionen werden pro Betrieb separat für die vier Stufen Stall, Hofdüngerlager, Hofdüngerausbringung und Weidegang be-

rechnet. Für die Erstellung der Emissionskarte wurde angenommen, dass die Emissionen aus Stall und Lager am Betriebsstandort auftreten, während die Emissionen der Ausbringung und der Weide über die landwirtschaftlichen Flächen innerhalb des Gemeindegebietes verteilt sind. Die nicht-landwirtschaftlichen Emissionen werden mit Hilfe von top-down Methoden kartiert. Das heisst, dass die Emissionen des Verkehrs gemäss Verkehrsmodell den Verkehrsflächen zugeordnet werden, jene der Haushalte gemäss Arealstatistik den Siedlungsflächen und jene der Quellengruppe Industrie/Gewerbe den Industrie- und Gewerbeflächen.

Die Ammoniak-Konzentration in der Luft wird mit einem einfachen Ausbreitungsmodell (Thöni et al. 2004, mit Modifikationen) auf dem Hektarraster berechnet (Abb. 1). Dabei werden Punkt- und Flächenquellen gleich behandelt, nämlich als Punktquelle auf 3 m Höhe in der Mitte der Rasterzelle. Die verwendete Ausbreitungsfunktion zur Bestimmung der Ammoniak-Konzentration in Abhängigkeit der Distanz zur Emissionsquelle wurde von Asman und Jaarsveld (1990) entwickelt. Sie wurde in verschiedenen Ländern angewendet (Holland, England, Belgien, Dänemark, Schweden) und getestet.

Für die Berechnung der Emissionen und der Ausbreitung werden keine jahresspezifischen Meteodaten verwendet. Das Modell kann also witterungsbedingte Schwankungen der gemessenen Jahresmittelwerte nicht nachbilden. Bei einem Vergleich der modellierten und der gemessenen Werte (Abb. 1 und Abb. 2) sollten darum Mittelwerte über mehrere Jahre verwendet werden, z. B. 2000–2008; die (berechneten) Emissionsfrachten von Ammoniak veränderten sich in dieser Periode nur geringfügig (FOEN 2011).

Abb. 2 zeigt, dass das Modell die Immissionssituation im Vergleich mit den Ammoniakmessungen (Thöni und Seitler 2011) insgesamt gut wiedergibt; standortspezifische Bedingungen und Effekte (z. B. komplexe Topographie und von mittleren Verhältnissen abweichende Windrichtungen), die im Modell nicht berücksichtigt sind, sind grösstenteils für die verbleibende Streuung der Daten verantwortlich. Dazu kommt auch, dass die Höhe der Emissionsquellen über Boden in diesem gesamtschweizerischen Modell nicht differenziert werden konnte, weil die diesbezüglichen Angaben für die einzelnen Betriebe fehlen. Vor allem für die Immissionen in Quellennähe spielt es eine Rolle, ob Ammoniak in Bodennähe (z. B. aus einem offenen Laufstall) oder aus einem Kamin auf 12 m Höhe (z. B. bei einem belüfteten Schweinestall) entweicht. Bei einer Ausstosshöhe von 12 m sind die Immissionen in 100 m Abstand im Mittel rund 60 % tiefer als bei bodennahen Emissionen, wie ein Vergleich der für NO_x verwendeten Ausbreitungsmatrizen (FOEN 2011a) gezeigt hat. Mit 3 m Ausstosshöhe liegt das verwendete Ammoniakmodell in einem Zwischenbereich.

Abb. 1 > Modellierte Ammoniak-Konzentration 2007

(in µg NH_3 m^{-3}, gemäss Farbskala).
Die Messstandorte sind mit dem Mittelwert der Messungen 2000–2008 eingetragen.

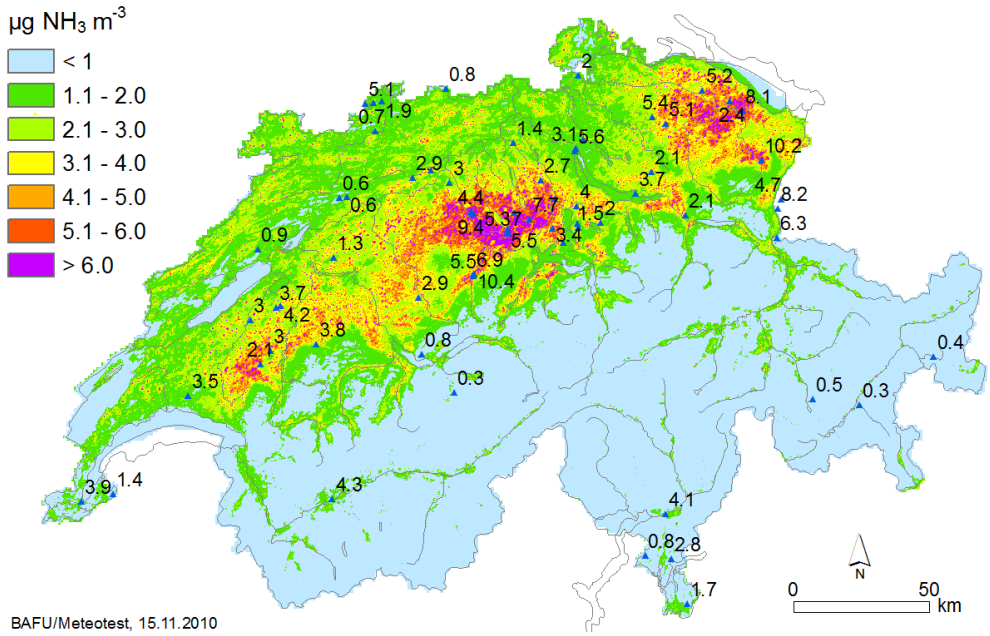
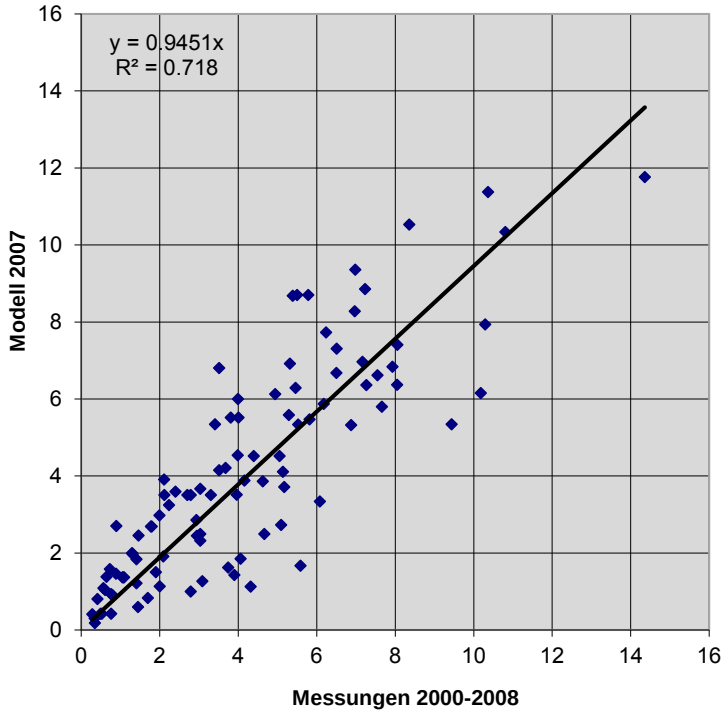


Abb. 2 > Vergleich der gemessenen (Mittelwerte 2000–2008) mit modellierten (2007) Ammoniak-Konzentrationen

Einheit: µg NH_3 m^{-3}.



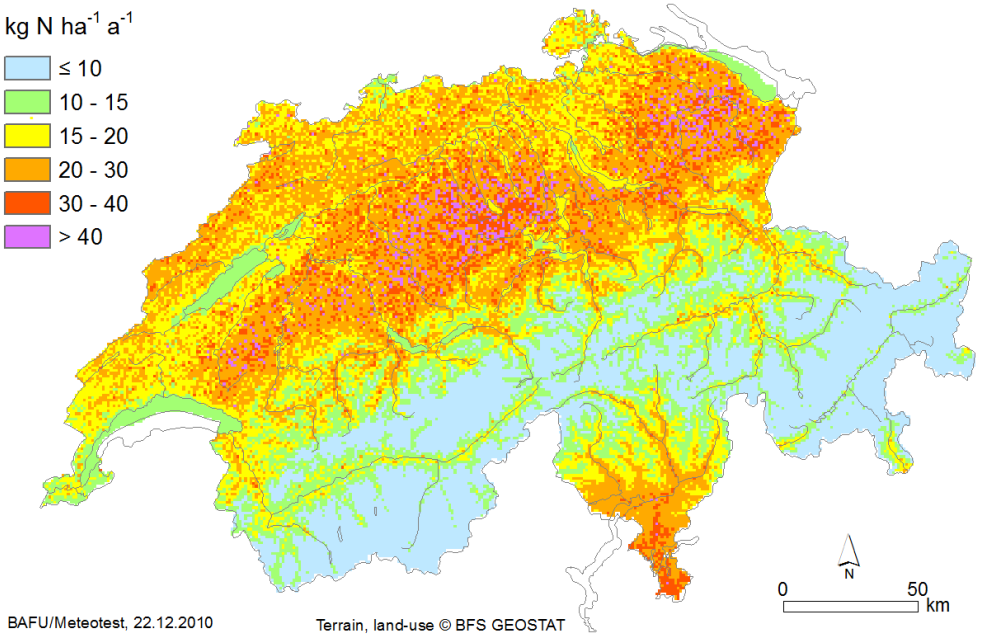
Die Gesamtdeposition von Stickstoff an einem Standort wird näherungsweise durch Aufsummieren der einzelnen Eintragskomponenten berechnet. Die wichtigsten Komponenten sind die nasse Deposition von Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+), die gasförmige Deposition von Ammoniak (NH_3), Stickstoffdioxid (NO_2) und Salpetersäure (HNO_3) sowie die staubförmige Deposition von Nitrat und Ammonium. Die Nassdeposition wurde bestimmt, indem die Nitrat- und Ammonium-Konzentration im Niederschlag als Funktion der Meereshöhe und der Region kartiert und anschliessend mit der Niederschlagsmenge aus dem Hydrologischen Atlas multipliziert wurde. Der Beitrag der gas- und staubförmigen N-Komponenten zur N-Deposition wurde als Produkt von Konzentration und Depositionsgeschwindigkeit berechnet. Die N-Komponenten haben je nach Landnutzung unterschiedliche Depositionsgeschwindigkeiten, welche der Fachliteratur entnommen sind (FOEFL 1996, Asman 2002, Rihm et al. 2009, Cape et al. 2009, Loubet et al. 2009).

Depositionsgeschwindigkeiten (V_{dep}) beschreiben die vertikale Entfernung eines Schadstoffes aus der Atmosphäre durch Ablagerung auf der Vegetation oder am Boden. Sie werden entweder mithilfe von Widerstandsanalogie-Modellen berechnet oder direkt im Feld durch Eddy-Korrelations-Messungen bestimmt. V_{dep} sind das integrierte Resultat verschiedener Prozesse, die durch die Turbulenz der Atmosphäre, die Oberflächenrauigkeit, die Oberflächenfeuchtigkeit und andere Faktoren beeinflusst werden. Die hier verwendeten V_{dep} stellen Jahresmittelwerte dar, die den verschiedenen Landnutzungsklassen zugeordnet werden. Die Depositionsgeschwindigkeiten von NH_3 sind deutlich höher als jene von NO_2. Deshalb sind die lokalen und regionalen Depositionen von NH_3 vergleichsweise höher als jene von NO_2.

Die Gesamtdeposition für das Jahr 2007 wurde mit aktualisierten Immissionskarten für NH_3, NO_2 und Nassdeposition jeweils für die ausgewählten Rezeptorpunkte berechnet. Abb. 3 zeigt eine Karte, bei welcher für alle Schnittpunkte auf dem 1x1 km-Netz in Abhängigkeit der Landnutzung ein Eintragswert berechnet wurde. Die jährliche gesamte N-Deposition in der Schweiz beträgt somit rund 74 kt N.

Abb. 3 > N-Deposition 2007

(in kg N ha^{-1} a^{-1}) auf dem 1x1 km Raster.



Die Beiträge der einzelnen Komponenten zur Gesamtdeposition gehen aus Tab. 2 hervor. Der Anteil des gasförmigen Ammoniaks beträgt rund einen Drittel. Die Beiträge der einzelnen Komponenten an einem bestimmten Standort sind abhängig von der lokalen Immissionssituation; in Kapitel 3.5.3 werden vier Beispiele gezeigt.

Tab. 2 > Gesamte Deposition von N-haltigen Luftschadstoffen in der Schweiz

berechnet mit einer Auflösung von 1x1 km. Jahresmittel 2007.

Komponenten		Total, 41 049 km² kt N a^{-1}	Mittelwert pro Hektare kg N ha^{-1} a^{-1}
nass:	NH_4^+	21,1	5,2
trocken:	NH_4^+ Aerosol	2,9	0,7
	NH_3 Gas	24,8	6,0
Total NH_y-N:		**48,9**	**11,9**
nass:	NO_3^-	15,7	3,8
trocken:	NO_3^- Aerosol	1,2	0,3
	NO_2 Gas	5,8	1,4
	HNO_3 Gas	2,0	0,5
Total NO_y-N:		**24,7**	**6,7**
Total N		**73,6**	**17,9**

3.3 Kartierung der Ökosysteme

Für die vorliegende Studie wurden die gleichen Critical-Loads-Werte wie bei der Daten-Submission an die Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung vom März 2011 (Achermann et al. 2011) verwendet. In der Submission wurden die neuen empirischen Critical Loads für Stickstoff, die am Experten-Workshop vom Juni 2010 in Noordwijkerhout, Holland (UNECE 2010, Bobbink & Hettelingh 2011) festgelegt wurden, bereits für die Schweiz umgesetzt. Für die Waldstandorte wurde wie bisher die 'simple mass balance' Methode (SMB) angewendet (UNECE 2004).

Die Submission zuhanden der Konvention umfasst ausgewählte empfindliche Ökosysteme aus folgenden Inventaren:

- Hochmoor-Inventar (HM), EDI 1991
- Flachmoor-Inventar (FM), WSL 1993
- Inventar der Trockenwiesen und -weiden (TWW), FOEN 2007
- Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen, Hegg et al. 1993
- Landesforstinventar (LFI), LFI 1990/92, sowie 260 weitere Waldstandorte aus verschiedenen Quellen.

Für die Submission zuhanden der Konvention wurden diese Inventare soweit nötig auf ein 1x1 km Raster generalisiert, da es dort in erster Linie darum geht, die Empfindlichkeit der schweizerischen Ökosysteme im europäischen Kontext darzustellen.

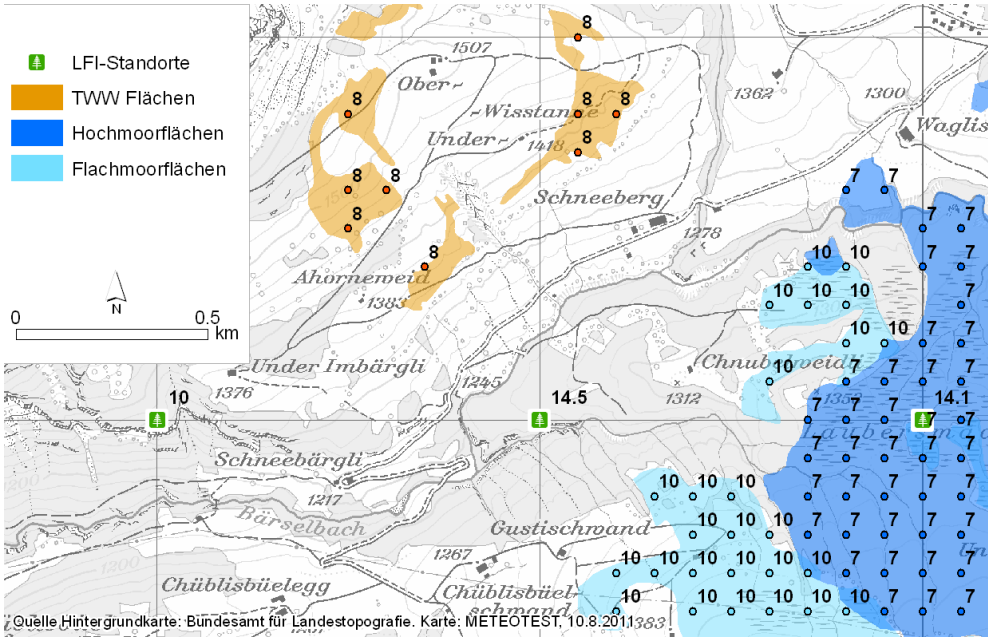
Für die folgenden Analysen, bei welchen die räumlichen Beziehungen zwischen emittierenden Anlagen und Immissionen am Standort von empfindlichen Rezeptoren detaillierter untersucht werden sollen, wäre dies eine zu grobe räumliche Generalisierung. Deshalb wurden die Flachmoore (FM), Hochmoore (HM) und Trockenwiesen und -weiden (TWW), welche als Polygone vorliegen, auf ein 100x100 m Stichproben-

raster umgelegt (siehe Beispiel in Abb. 4). Das erste Landesforstinventar (LFI 1990/92) besteht bereits aus einem 1x1 km Punktraster mit total 11 863 terrestrischen Aufnahmen (neuere LFI-Erhebungen haben ein weniger dichtes Netz). Davon werden hier 10 608 Standorte in die Auswertung einbezogen.

Diesen Stichprobenpunkten sind also sowohl die Critical Loads für Stickstoff (CLN) zugeordnet wie auch die für den betreffenden Standort modellierten Immissionen (Ammoniak-Konzentrationen, Stickstoff-Depositionen).

Abb. 4 > Kartenausschnitt mit den Hektarraster-Punkten

für die Flächen mit Trockenwiesen und –weiden (TWW), Hochmooren und Flachmooren sowie den Stichprobenpunkten des Landesforstinventars (LFI) auf dem 1x1 km Netz für Waldstandorte. Die Punkte sind mit den ökosystemspezifischen Werten für die Critical Loads (kg N ha^{-1} a^{-1}) angeschrieben.



Bei den Ökosystemen, die im Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen (Hegg et al. 1993) aufgeführt sind, ist dieses Vorgehen nicht möglich, da dieses Inventar pro 1x1 km Rasterzelle nur eine statistische Angabe über das Vorkommen der Vegetationstypen gibt, aber der genaue Standort nicht bekannt ist. Deshalb wird der «Hegg-Atlas» in dieser Untersuchung nicht mit einbezogen; damit können insbesondere die arktisch-alpinen und subalpinen Zwergstrauchheiden («arctic alpine and subalpine scrub habitats») nicht berücksichtigt werden.

Die Werte für CLN können je nach Vegetationstyp und Standorteigenschaften variieren. Abb. 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der CLN innerhalb der verwendeten Inventare.

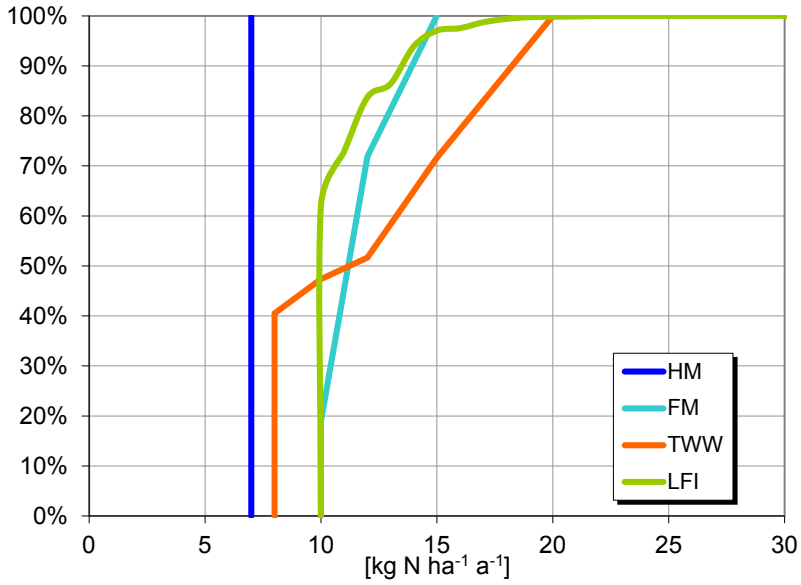
Für Wald wurden die Critical Loads mit der sogenannten SMB-Methode berechnet. Dabei werden die langfristigen Stickstoffsenken im Ökosystem bei einer nachhaltigen Bewirtschaftung bilanziert: Netto N-Entzug über die Baumernte, N-Verluste über die Denitrifikation, N-Immobilisierung im Boden und N-Auswaschung. Um Nährstoffungleichgewichte und Eutrophierung zu vermeiden, wird gefordert, dass die N-Auswaschung ein als akzeptabel eingestuftes Ausmass (Critical Limit) nicht übersteigt

und der Stickstoffeintrag nicht höher ist als der so über die Bilanzierung berechnete Critical Load (UNECE 2004). Rein rechnerisch ergeben sich dabei auch CLN-Werte von weniger als 10 kg N ha^{-1} a^{-1}. Diese wurden jedoch auf eine Untergrenze von 10 gesetzt, weil in der Schweiz keine Nachweise existieren, dass unterhalb dieser Grenze schädliche Auswirkungen wie z. B. übermässige N-Auswaschung stattfinden. Die meisten der mit der SMB berechneten CLN-Werte liegen somit zwischen 10 und 20 kg N ha^{-1} a^{-1}, in seltenen Fällen bei 30 kg N ha^{-1} a^{-1}.

Für die übrigen Ökosysteme kam die empirische Methode zur Anwendung. Für die Hochmoore beträgt der Bereich der empirischen CLN 5–10 kg N ha^{-1} a^{-1}; für die Schweiz wurde jedoch ein konstanter Wert von 7 kg N ha^{-1} a^{-1} angenommen. Die Flachmoore liegen im Bereich von 10–15 und die Trockenwiesen und -weiden im Bereich von 8–20 kg N ha^{-1} a^{-1}. Bei den Flachmooren umfasst der angegebene Bereich der Critical Loads in der Schweiz 3 Ökosystemtypen, bei den Trockenwiesen und -weiden 18 Ökosystemtypen gemäss Klassierung nach der europäischen Einteilung EUNIS (Achermann et al. 2011). Für die Differenzierung der Critical Loads innerhalb der angegebenen Bereiche wurden die diesbezüglichen Empfehlungen des Kartierungshandbuchs der UNECE verwendet (UNECE 2004).

Abb. 5 > Kumulierte Häufigkeitsfunktionen der Critical Loads für Stickstoff

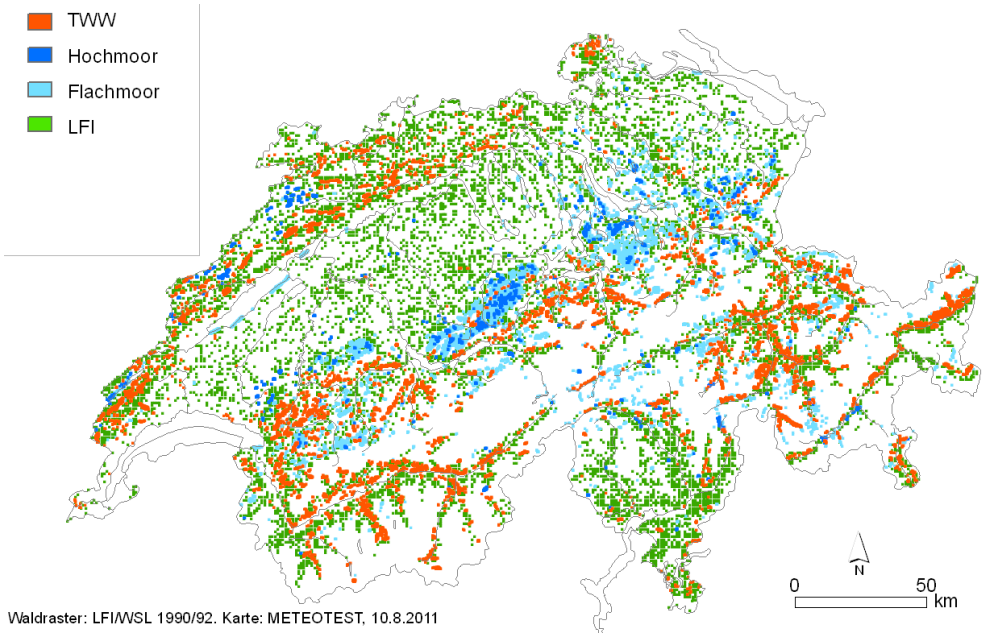
(CLN, in kg N ha^{-1} a^{-1}) für die Stichprobenpunkte der Hochmoore (HM), Flachmoore (FM), Trockenwiesen und -weiden (TWW) und der Waldstandorte (Landesforstinventar LFI und 260 weitere Standorte).



Die Anzahl der Stichprobenpunkte beträgt 5192 für Hochmoore, 18 846 für Flachmoore, 20 039 für Trockenwiesen und -weiden und 10 608 für den Wald. Ihre räumliche Verteilung ist in Abb. 6 zu sehen.

Abb. 6 > Übersicht der Stichprobenpunkte

für Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen und -weiden (TWW) und für Waldstandorte (Landesforstinventar LFI und 260 weitere Standorte).



3.4 Schutz für empfindliche Ökosysteme

3.4.1 Beurteilung der Empfindlichkeit

Sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene wird die Empfindlichkeit von Rezeptoren (Menschen, Tiere, Pflanzen, Ökosysteme, Materialien) gegenüber Luftschadstoffen einerseits in Bezug auf die direkte Einwirkung von Luftschadstoff-Konzentrationen als auch in Bezug auf den Eintrag (Deposition) beurteilt (vgl. Kapitel 2). Die Luftreinhalte-Verordnung (LRV) enthält konzentrations- und depositionsbasierte Immissionsgrenzwerte, ebenso die Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) mit den Critical Levels (konzentrations- und flussbasierte Belastungsgrenzen) und den Critical Loads (depositionsbasierte Belastungsgrenzen). Die Critical Loads für Stickstoffeinträge in empfindliche Ökosysteme sind wissenschaftlich breit abgestützt und gut dokumentiert (UNECE 2010; Bobbink & Hettelingh 2011, UNECE 2004). Die Critical Levels für Ammoniak beruhen auf einer weniger breiten Datengrundlage und wurden kürzlich dem Stand des Wissens angepasst (UNECE 2007a, Cape et al. 2009; Sutton et al. 2009; vgl. Kapitel 2.2).

Auch mit den revidierten Critical Levels für Ammoniak (1 µg NH_3 m^{-3} für Flechten und Moose, 3 µg NH_3 m^{-3} für höhere Pflanzen) stellt sich aber die Frage, inwieweit bei ihrer Anwendung der Schutz geringer, gleich oder besser wäre als beim Critical Load für Stickstoff. Dazu muss die Beziehung zwischen NH_3-Konzentration und NH_3-N-Trockendeposition etwas genauer beleuchtet werden, ebenso die Beziehung zwischen der NH_3-N-Trockendeposition und der N-Gesamtdeposition.

In Tab. 3 wird aufgezeigt, wie viel 1 µg NH_3 m^{-3} bzw. 3 µg NH_3 m^{-3} zur N-Trockendeposition in Abhängigkeit des Vegetationstyps beitragen. Bei den verwendeten Depositionsgeschwindigkeiten handelt es sich um geschätzte Jahresmittelwerte und um mittlere Werte für verschieden Landnutzungsklassen, die von Messungen bei unterschiedlichen Jahreszeiten und standörtlichen Bedingungen abgeleitet sind (vgl. Kapitel 3.2). Im Falle von 1 µg NH_3 m^{-3} beträgt die resultierende N-Trockendeposition bei einem Nadelwald etwa 7,8 kg N ha^{-1} a^{-1} und im Freiland auf Trockenwiesen etwa 3,1 kg N ha^{-1} a^{-1}, für 3 µg NH_3 m^{-3} liegen die entsprechenden Werte bei 23,4 bzw. 9,3 kg N ha^{-1} a^{-1}. Die Trockendeposition von Ammoniak allein kann also zu einer recht hohen Stickstoffdeposition führen. Die von NH_3 resultierende Trockendeposition macht im gesamtschweizerischen Mittel rund einen Drittel der N-Gesamtdeposition aus (EKL 2005, Tab. 2 in diesem Bericht), weist wegen der Variation der Ammoniakkonzentrationen (Abb. 1) jedoch starke räumliche Unterschiede auf. Die N-Gesamtdeposition liegt in grossen Teilen des Mittellandes, des Juras und der Südschweiz über 20 kg N ha^{-1} a^{-1} (Abb. 3).

Vergleicht man die beim Erreichen des Critical Level für NH_3 resultierende N-Trockendeposition mit den empirischen Critical Loads für Stickstoff (UNECE 2010), die für Nadelwald 5–15 kg N ha^{-1} a^{-1} und z. B. für ein Hochmoor 5–10 kg N ha^{-1} a^{-1} betragen, und berücksichtigt man überdies, dass die N-Gesamtdeposition an einem Standort immer höher ist als die NH_3-bedingte N-Trockendeposition allein, so wird ersichtlich, dass Critical Loads für Stickstoff für empfindliche Ökosysteme trotz Einhaltung eines Critical Level für NH_3 deutlich überschritten werden können.

Tab. 3 > Beitrag von NH_3 zur N-Trockendeposition in Abhängigkeit des Vegetationstyps

Vegetationstyp	Depositionsgeschwindigkeit[1] von NH_3 (mm s^{-1})	N-Trockendeposition (kg N ha^{-1} a^{-1}) hervorgerufen durch 1 µg NH_3 m^{-3} bzw. 3 µg NH_3 m^{-3}
Nadelwald	30	7,8 / 23,4
Laubwald	22	5,7 / 17,1
Unproduktive Vegetation (inkl. Moore)	20	5,2 / 15,6
Wies- und Ackerland, (inkl. Trockenwiesen und -weiden)	12	3,1 / 9,3

[1] Bemerkung: Die angegebenen Werte für die Depositionsgeschwindigkeit sind aufgrund von Literaturangaben für Verhältnisse im schweizerischen Mittelland festgelegt (FOEFL 1996, Asman 2002, Rihm et al. 2009). Nach Cape et al. (2009) betragen sie unter englischen Bedingungen für Ökosysteme mit niedrigem Vegetationsbewuchs 16–32 mm s^{-1}, für Ökosysteme mit hohem Vegetationsbewuchs 33–48 mm s^{-1}.

In den folgenden Kapiteln 1.1.1 und 3.4.3 wird unter Berücksichtigung dieser Aspekte das Ausmass des Schutzes für wichtige Ökosysteme gesamtschweizerisch analysiert.

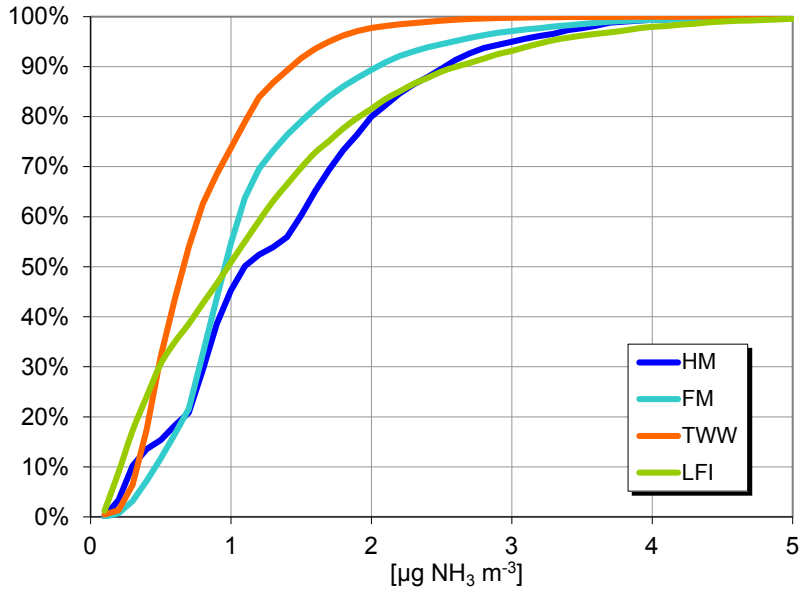
3.4.2 Überschreitung der Critical Levels für Ammoniak

In Abb. 7 ist die Häufigkeitsverteilung der Ammoniak-Konzentrationen auf den Stichprobenpunkten der verschiedenen Ökosysteme ersichtlich (vgl. Kap. 3.3 zur Bedeutung der Stichprobenpunkte). Diese Belastungswerte können direkt mit den Critical Levels für Ammoniak ($CLeNH_3$) gemäss Mapping Manual der UNECE verglichen werden (UNECE 2004, updated chapter 3.2.3). Die Critical Levels betragen ausgedrückt als Jahresmittelwerte:

- 1 µg NH_3 m^{-3} für Flechten und Bryophyten (Moose) oder Ökosysteme, wo diese Organismen eine Schlüsselrolle spielen;
- 3 µg NH_3 m^{-3} für höhere Pflanzen, wie Heideland, halb-natürliche Grasvegetation und Waldbodenvegetation. Der Unsicherheitsbereich wird mit 2–4 µg m^{-3} angegeben. Der Bereich kann und soll je nach Kontext der Anwendung (z. B. Vorsorgeprinzip) ausgenutzt werden.

Abb. 7 > Kumulierte Häufigkeitsfunktion der Ammoniak-Immissionen (2007)

auf den Stichprobenpunkten für Hochmoore (HM), Flachmoore (FM), Trockenwiesen und -weiden (TWW) und für Waldstandorte (Landesforstinventar LFI und 260 weitere Standorte).

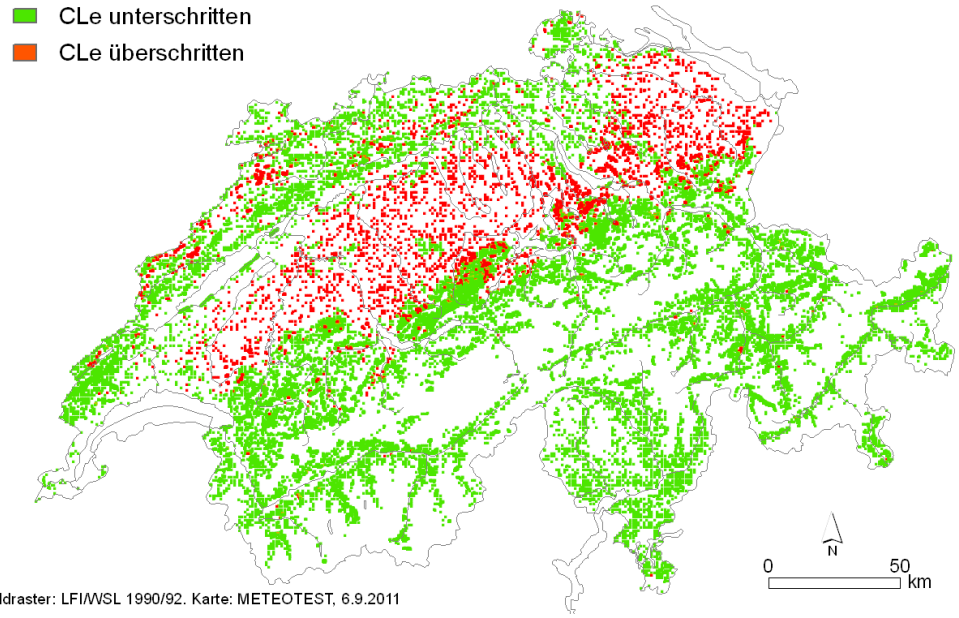


Der $CLeNH_3$ für Hochmoore kann also auf 1 µg NH_3 m^{-3} gesetzt werden, da dort die Torfmoose relevant sind. Gemäss Abb. 7 ist der $CLeNH_3$ also auf 55 % der Fläche überschritten.

Für Flachmoore (FM), Trockenwiesen und -weiden (TWW) und für Standorte des Landesforstinventars (LFI) kann bei einer maximalen Ausnutzung des Unsicherheitsbereiches im Sinne des Vorsorgeprinzips der $CLeNH_3$ auf 2 µg NH_3 m^{-3} gesetzt werden. Damit wäre der $CLeNH_3$ für FM auf 10 %, für TWW auf 2 % und für die LFI-Waldstandorte auf 18 % der Fläche überschritten. Die räumliche Verteilung der Überschreitungen der Critical Levels ist in Abb. 8 ersichtlich.

Abb. 8 > Überschreitung der Critical Levels von Ammoniak

($CLeNH_3$) für Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen und -weiden und für Waldstandorte im Jahr 2007.



3.4.3 Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff

Die Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff (ExCLN) wird pro Standort als Differenz zwischen N-Deposition und CLN berechnet. Abb. 9 zeigt die Häufigkeitsverteilung von ExCLN auf den Stichprobenpunkten der verschiedenen Ökosysteme (vgl. Kap. 3.3 zur Bedeutung der Stichprobenpunkte).

Bei den Hochmooren sind die CLN auf allen Flächen überschritten, beim Wald auf 95 %, bei den Flachmooren auf 84 % und bei den Trockenwiesen und -weiden auf 42 % der Fläche. Die räumliche Verteilung der Überschreitung der Critical Loads ist in Abb. 10 ersichtlich.

Abb. 9 > Kumulierte Häufigkeitsfunktion der Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff

für Stichprobenpunkte der Hochmoore (HM), Flachmoore (FM), Trockenwiesen und -weiden (TWW) und für Waldstandorte (Landesforstinventar LFI und 260 weitere Standorte) im Jahr 2007.

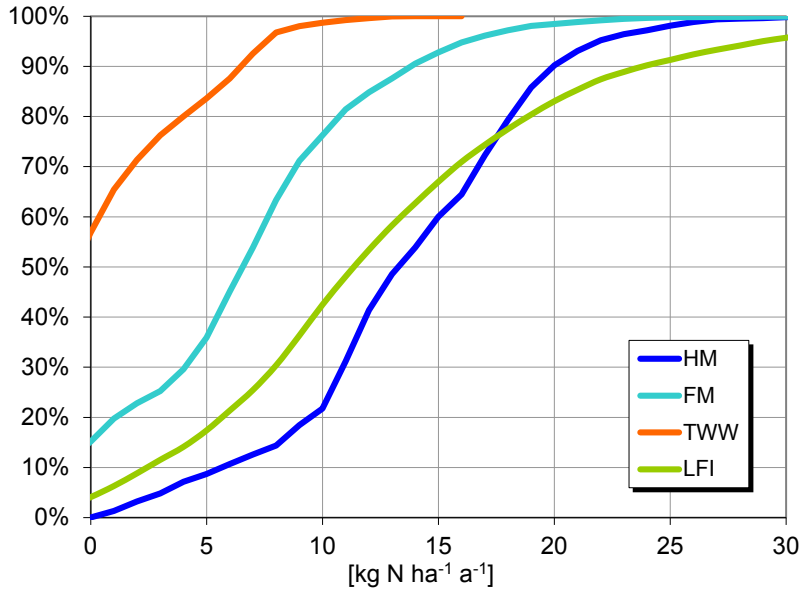
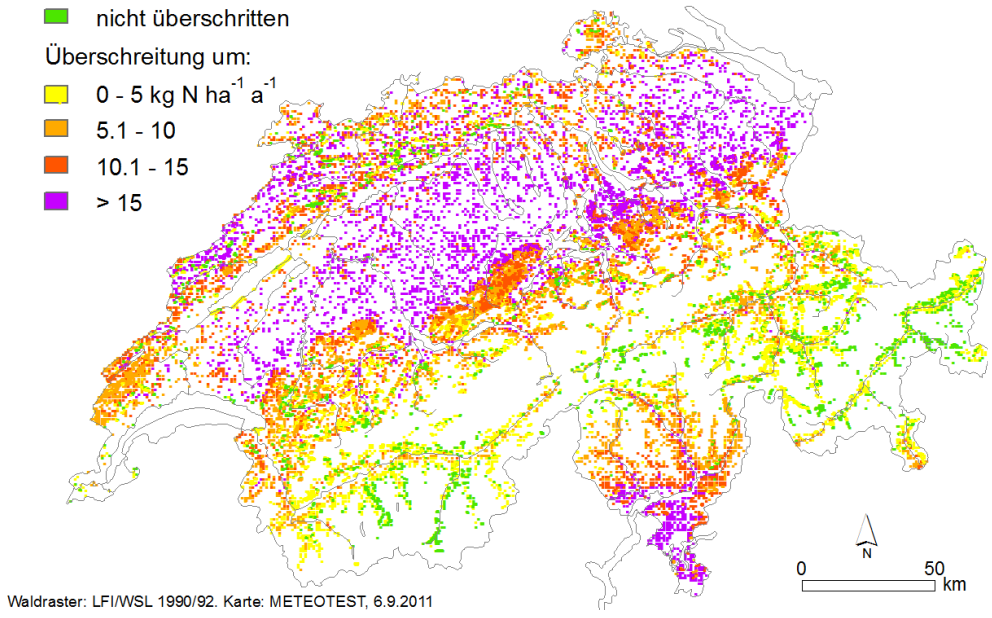


Abb. 10 > Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff

für Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen und -weiden und Waldstandorte im Jahr 2007. Einheit: kg N ha^{-1} a^{-1}.



3.4.4 Zusammenfassende Bewertung

Werden in der Schweiz die Critical Loads für Stickstoff (CLN) als wirkungsorientierte Kriterien zur Begrenzung der N-Belastung zugrundegelegt, so ergibt sich ein grösserer Handlungsbedarf zum Abbau übermässiger Immissionen als bei den Critical Levels für Ammoniak ($CLeNH_3$). Im Falle der CLN wird der Grenzwert auf einem grösseren Anteil der Ökosystem-Gesamtflächen überschritten als beim Zugrundelegen eines $CLeNH_3$, wie dies die Tab. 4 zeigt, welche die Ergebnisse aus den vorangehenden Kapiteln zusammenfasst. Damit wird deutlich, dass mit Emissionsminderungen, die ausschliesslich auf die Einhaltung der Critical Levels für Ammoniak ausgerichtet würden, das Problem der zu hohen Stickstoffbelastungen nur teilweise gelöst würde. Der Schutz der Ökosysteme wäre als Folge davon nicht genügend gewährleistet.

Tab. 4 > Anteil der Flächen an den Gesamtflächen der Ökosysteme in der Schweiz

auf welchen Critical Loads für Stickstoff (CLN) oder Critical Levels für Ammoniak ($CLeNH_3$) überschritten werden.

Ökosystem-Inventar	CLN überschritten	$CLeNH_3$ überschritten
Hochmoore (HM)	100 %	55 %
Flachmoore (FM)	84 %	10 %
Trockenwiesen (TWW)	42 %	2 %
Wald (LFI)	95 %	18 %

3.5 Analyse der die Ökosysteme belastenden Ammoniakquellen

In diesem Kapitel wird untersucht, in welchem Abstand zu den Ökosystemen sich die Ammoniakquellen befinden, welche für die Ammoniak-Konzentrationen an den betreffenden Ökosystemstandorten relevant sind, und wie viel sie dazu beitragen. Die Übermässigkeit der Belastung wird dabei nur aufgrund der Critical Levels für Ammoniak beurteilt.

Zu diesem Zweck wird in einer ersten Analyse *die gesamte Fläche* aller empfindlichen Ökosysteme angeschaut (Kapitel 3.5.1). Dazu werden die Stichprobenpunkte der Ökosysteme verwendet, die in Kapitel 3.3 beschrieben sind. Es wird untersucht, wie viel die Ammoniakquellen in verschiedenen Distanzbereichen zum Jahresmittel der Ammoniak-Konzentration am Stichprobenpunkt beitragen. Dabei werden alle Emissionsquellen berücksichtigt, die auch für die Erstellung der Immissionskarte (vgl. Abb. 1) verwendet wurden. Daraus resultiert eine gesamtschweizerische statistische Auswertung der Distanzabhängigkeit der Ammoniak-Konzentrationen.

In einer zweiten Analyse stehen nicht die Ökosystemflächen im Fokus, sondern die Landwirtschaftsbetriebe (Kapitel 3.5.2). Es wird berechnet, wie viele Betriebe es gibt, deren Emissionen von Ställen und Hofdüngerlagern allein im Jahresmittel eine übermässige Ammoniak-Konzentration bei einem empfindlichen Ökosystem bewirken können. Dabei wird *nicht die gesamte Fläche* der Ökosysteme angeschaut, sondern nur die am nächsten bei den Emissionsquellen liegenden Teile, welche am stärksten belastet werden, zum Beispiel ein Waldrand oder der äussere Rand eines Hochmoors.

Schliesslich wird zur Illustration die Belastungssituation bei vier ausgewählten Standorten im Detail dargestellt mit Berücksichtigung sämtlicher Emissionen, also inklusive Ausbringen der Hofdünger (Kapitel 3.5.3).

3.5.1 Distanzabhängigkeit der Beiträge zur Ökosystembelastung

Zur Bearbeitung der Frage, wie gross der Beitrag von nahen und fernen Ammoniak-Quellen zu den Ammoniak-Konzentrationen an den Stichprobenpunkten der ausgewählten Ökosystemflächen in der Schweiz ist, wurden folgende Immissionskarten berechnet:

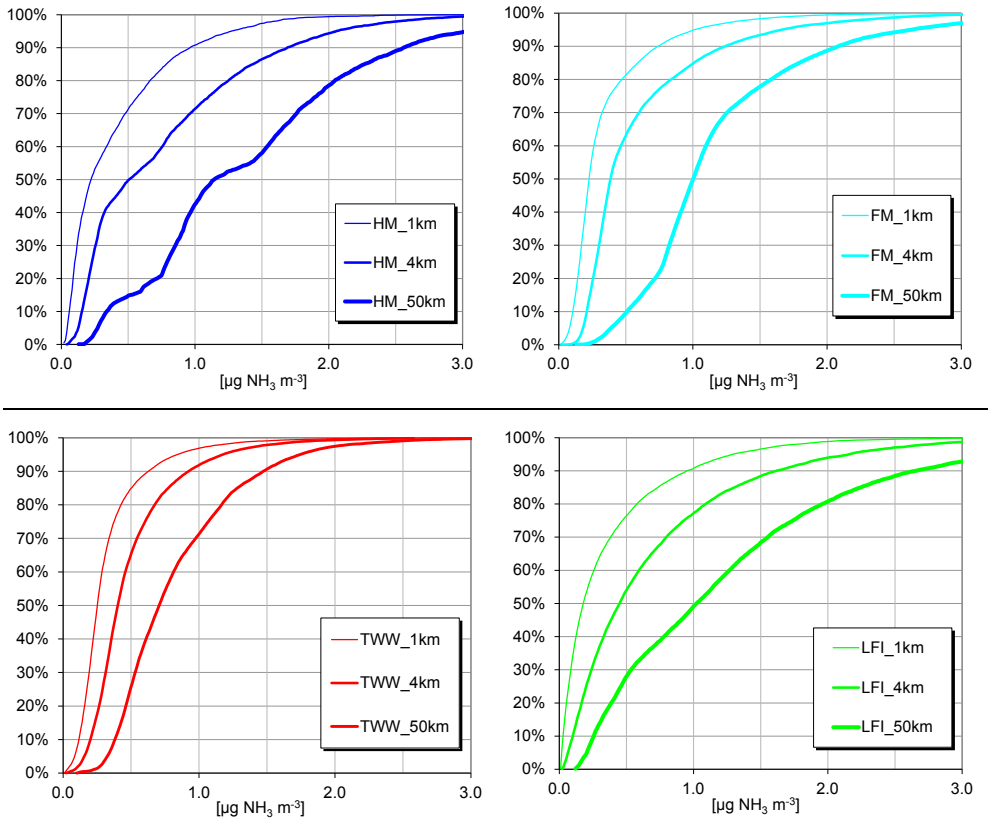
- CNH3_1km: Beitrag zum Jahresmittel der NH_3-Konzentration, welcher durch die NH_3-Quellen bis zu einem Abstand von maximal 1 km verursacht wird. Verallgemeinernd könnte man auch sagen, es ist die Ammoniakbelastung, welche auf «lokale Quellen» zurückzuführen ist.
- CNH3_4km: Beitrag zum Jahresmittel der NH_3-Konzentration, welcher durch die NH_3-Quellen bis zu einem Abstand von maximal 4 km verursacht wird. Verallgemeinernd könnte man auch sagen, es ist die Ammoniakbelastung, welche auf «regionale Quellen» zurückzuführen ist.
- CNH3_50km: NH_3-Konzentration, welche durch die NH_3-Quellen bis zu einem Abstand von maximal 50 km hervorgerufen wird. Diese Version entspricht der Gesamt-Immissionskarte gemäss Abb. 1, da das Ausbreitungsmodell die Emissionen von Quellen in mehr als 50 km Abstand nicht berücksichtigen kann.

Die Quellenabstände von 1 km bzw. 4 km wurden ausgewählt, um den Einfluss der lokalen bzw. regionalen Quellen auf die Gesamtimmission zu berechnen. Durch Überlagerung dieser Immissionskarten mit den Rezeptorpunkten der Ökosysteme entstand die statistische Auswertung in Abb. 12. Die Häufigkeitsfunktionen zeigen, dass die lokalen Quellen (bis 1 km Abstand) im Durchschnitt etwa einen Viertel und die regionalen Quellen (bis 4 km Abstand) etwa die Hälfte zur Gesamtimmission an Ökosystemstandorten beitragen.

So tragen zum Beispiel bei Wald (LFI) beim 50-Perzentil der Häufigkeitsverteilung (Median) die Quellen im Umkreis von 1 km (LFI_1km) mit 0,2 µg m^{-3} knapp ein Viertel, jene im Umkreis von 4 km (LFI_4km) mit rund 0,5 µg m^{-3} die Hälfte zur gesamten Ammoniak-Konzentration von 1,0 µg m^{-3} (LFI_50km) bei.

Abb. 11 > Kumulierte Häufigkeitsfunktion der Ammoniak-Konzentration auf den Stichprobenpunkten

der Hochmoore (HM, dunkelblau), Flachmoore (FM, hellblau), Trockenwiesen und -weiden (TWW, rot) und des Landesforstinventars (LFI, grün), welche durch Ammoniakquellen bis zu einem Abstand von 1 km, 4 km resp. 50 km vom Ökosystem verursacht werden.



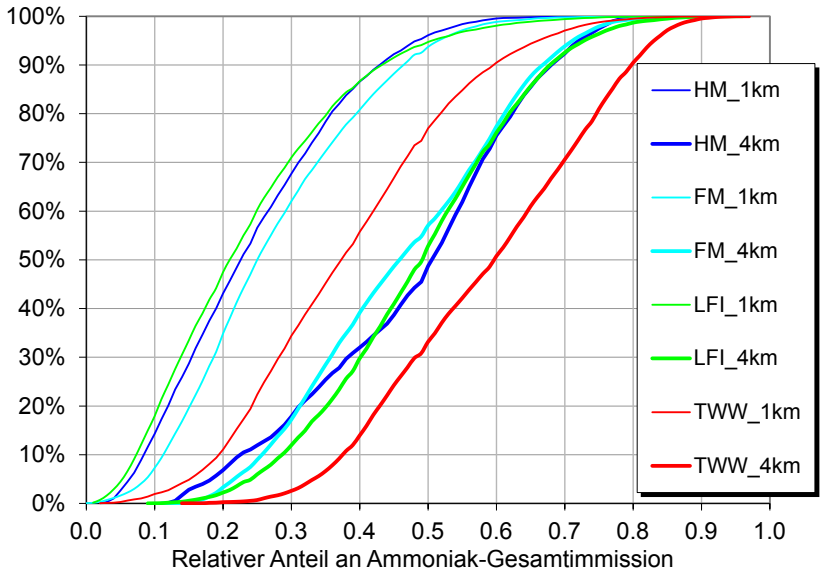
Dies wird noch etwas deutlicher in Abb. 12. Dazu wurden auf jedem Stichprobenpunkt von Hochmooren, Flachmooren, Trockenwiesen und -weiden und des Landesforstinventars die Verhältnisse von CNH3_1 km zu CNH3_50 km und von CNH3_4 km zu CNH3_50 km berechnet und anschliessend als kumulierte Häufigkeitsfunktion dargestellt. Für Hochmoore, Flachmoore und Waldstandorte des Landesforstinventars liegen die Mediane (50-Perzentil) für die lokalen Quellen (1 km) bei 0,20–0,25 und für die regionalen Quellen (4 km) bei 0,45–0,50. Für die Trockenwiesen und -weiden sind die relativen Beiträge der lokalen und regionalen Quellen etwas höher, jedoch ist die Gesamtimmission bei den Trockenwiesen und -weiden gemäss Abb. 11 tiefer als bei den übrigen Ökosystemen.

Im gesamtschweizerischen Mittel tragen somit die «lokalen» Ammoniak-Emissionen, deren Quellen sich im Abstand von 0–1 km zu den untersuchten Ökosystemen befinden, knapp einen Viertel zur gesamten Ammoniak-Konzentration an Ökosystemstandorten bei (50-Perzentil in Abb. 12). Die «regionalen» Emissionen im Abstand von 1–4 km tragen einen weiteren Viertel bei, so dass den Emissionen im Abstand von über 4 km im Mittel etwa die Hälfte der Immissionen angelastet werden muss.

Man erkennt aber auch, dass es enorme Unterschiede zwischen den Standorten gibt, so variiert z. B. der Anteil der lokalen Quellen zwischen 0,05 und über 0,8. Im Kapitel 3.5.3 werden exemplarisch einige typische Situationen detaillierter dargestellt.

Abb. 12 > Beiträge der Ammoniakquellen im Abstand von maximal 1 bzw. 4 km zur Gesamtimmission von Ammoniak

auf den Stichprobenpunkten der Hochmoore (HM), Flachmoore (FM), Trockenwiesen und -weiden (TWW) und des Landesforstinventars (LFI), dargestellt als kumulierte Häufigkeitsfunktionen.



3.5.2 Beiträge von Einzelbetrieben zur Ökosystembelastung

In Hinblick auf den Vollzug der Luftreinhalte-Verordnung bei Ammoniakquellen der Landwirtschaft kann aus gesamtschweizerischer Sicht die Frage gestellt werden, wie viele landwirtschaftliche Betriebe es gibt, welche aufgrund ihrer Emissionen aus Stall und Hofdüngerlager und ihrer Nähe zu einem Ökosystem allein eine Überschreitung des Critical Level beim nächstgelegenen Ökosystem verursachen können. Zur Abschätzung der Anzahl Betriebe wurde die räumliche Beziehung der insgesamt 61 764 Betriebe aus der Landwirtschaftlichen Betriebszählung 2007 (BFS 2011) zu den naturnahen Ökosystemen wie folgt analysiert:

- Suche des Ökosystems, welches am nächsten beim Betriebsstandort liegt, separat für Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen-/weiden (TWW) und Wald. Dabei wurde der Suchradius aus technischen Gründen auf 300 m beschränkt, was jedoch das Endergebnis kaum beeinflusst.
- Berechnung der Distanz zum Ökosystem. Dabei wurden drei verschiedene Methoden verwendet, wie nachfolgend beschrieben.
- Berechnung der Ammoniak-Konzentration aufgrund der Distanz und der Emissionen aus Stall und Hofdüngerlager des Betriebs. Dazu werden die in Kapitel 3.2 erwähnten durchschnittlichen Emissionsfaktoren sowie das einfache Ausbreitungsmodell verwendet.
- Vergleich der Ammoniak-Konzentration mit dem Critical Level des betreffenden Ökosystems zur Feststellung einer Überschreitung.

Eine Einschränkung für die Genauigkeit dieser Analyse ist, dass die Standorte der Betriebe nicht genau bekannt sind. Im Datensatz, der zur Verfügung stand (BFS 2011), sind die Standortkoordinaten x und y auf Hektometer gerundet (ha-Punkte), was zu einer Lage-Unsicherheit von bis zu 70 m führt. Dazu kommt, dass es pro Betrieb nur eine Koordinatenangabe gibt; einzelne Ställe und Lager werden also nicht differenziert.

In speziellen Fällen kann zum Beispiel ein ausgesiedelter Stall weit (mehr als 1 km) vom Betriebsstandort entfernt liegen.

Die durch eine Punktquelle erzeugte Konzentration ist sehr stark von der Distanz abhängig, besonders im Nahbereich bis 300 m. Durch die Lage-Ungenauigkeit der Quellen weisen auch die berechneten Distanzen zu den Ökosystemen eine grosse Ungenauigkeit auf. Deshalb wurden im Sinne einer Sensitivitätsanalyse drei verschiedene Methoden angewendet, um die Distanzen zu berechnen:

- *Methode «Polygone50»:* Bei dieser Methode wird die kürzeste Distanz vom Betriebsstandort bis zum Rand des Ökosystems gerechnet, wobei die in Abb. 4 als farbige Flächen dargestellten Vektordaten (Polygone) der Schutzinventare verwendet werden und nicht die Rasterpunkte. Für den Wald werden die Waldränder gemäss Landeskarte 1:25 000 verwendet (in Abb. 4 als graue Linien dargestellt). Durch die Lage-Unsicherheit des Betriebsstandortes kann es vorkommen, dass eine Distanz von 0 m resultiert. Bei der Methode «Polygone50» wurden alle resultierenden Distanzen, die kleiner als 50 m waren, auf 50 m gesetzt. 50 m ist die unterste Grenze, bei welcher sich die Konzentration mit dem einfachen Ausbreitungsmodell abschätzen lässt.
- *Methode «Polygone70»:* Diese Methode entspricht der Methode «Polygone50», wobei aber die minimale Distanz auf 70 m gesetzt wurde.
- *Methode «Punkte100»:* Hier werden die in Abb. 4 dargestellten Hektar-Rasterpunkte der Ökosysteme verwendet. Für den Wald wurden ebenfalls Rasterpunkte erzeugt, welche innerhalb der Waldfläche gemäss Landeskarte 1:25 000 (in Abb. 4 hellgrau dargestellt) liegen. Wenn die damit berechnete Distanz 0 m war (d. h. Betrieb und Ökosystem liegen in der gleichen ha-Rasterzelle), wurde ein minimaler Abstand von 100 m für die Ausbreitungsrechnung angenommen.

Die Ergebnisse der Analysen mit den drei Methoden sind in Tab. 5 zusammengefasst. Generell ist festzustellen, dass die Anzahl resultierender Betriebe, bei welchen mit Überschreitungen des Critical Level zu rechnen ist, stark von der verwendeten Distanz abhängt. Bei der Methode «Punkte100» wird die Distanz zum Ökosystem tendenziell zu hoch eingeschätzt, da für die Beurteilung der Immissionen nicht ein (Hektar-)Punkt innerhalb der Ökosystemfläche sondern ein Punkt am Rand der Fläche angeschaut werden sollte, wie es bei den Methoden «Polygone50» und «Polygone70» gemacht wird.

Tab. 5 > Anzahl Betriebe, die als Einzelquelle potentiell eine Ammoniak-Konzentration über dem Critical Level bewirken können

Angabe absolut und in Prozent (100 % = 61 764 Betriebe).

Ökosystem	Hochmoor	Flachmoor	TWW	Wald
Critical Level NH_3	1 µg m^{-3}	3 µg m^{-3}	3 µg m^{-3}	3 µg m^{-3}
Methode Polygone50	34 0,1 %	39 0,1 %	121 0,2 %	4464 7,2 %
Methode Polygone70	34 0,1 %	21 0,0 %	42 0,1 %	2 116 3,4 %
Methode Punkte100	11 0,0 %	2 0,0 %	1 0,0 %	295 0,5 %

Bei den Hoch- und Flachmooren werden je nach Methode zwischen 2 und 39 Betriebe (0,0 bis 0,1 %) identifiziert, welche allein zu einer übermässigen Ammoniak-Konzentration führen könnten. Die Unterschiede zwischen den Methoden «Polygone50» und «Polygone70» sind hier relativ klein, was auf ein robustes Ergebnis hinweist. Etwas mehr identifizierte Betriebe ergibt die Analyse für die Trockenwiesen und -weiden (TWW). Die maximale Anzahl Betriebe beträgt hier 121 (0,2 %). Man kann aber sagen, dass bei diesen drei Ökosystemtypen gesamtschweizerisch gesehen nur in Einzelfällen die Ställe und Hofdüngerlager eines Betriebs allein zu einer übermässigen Ammoniak-Konzentration führen.

Anders zeigt sich die Situation beim Wald, wo je nach Analysemethode bis zu mehrere Tausend Betriebe betroffen sein können (0,5 bis 7,2 % aller Betriebe). Der Grund dafür ist in erster Linie, dass Wald in der Schweiz viel stärker verbreitet ist als die übrigen Ökosysteme und daher eine Wald-nahe Lage von Betrieben häufig auftritt. Wenn man für jeden Waldrand die Einhaltung des Critical Level als Massstab setzt, so ergäbe sich ein Handlungsbedarf bei einer recht hohen Anzahl von Betrieben (ca. 2000 bis 4000 Betriebe, Emissionssituation 2007).

Bei den hier vorgestellten Auswertungen handelt es sich um eine grobe, gesamtschweizerische Abschätzung der Anzahl Betriebe, die als Einzelquelle aufgrund der Emissionen ihrer Ställe und Hofdüngerlager eine übermässige Ammoniak-Konzentration beim nächstgelegenen Ökosystem erzeugen können. Zu den bereits erwähnten Unsicherheiten bezüglich Lage kommen auch Unsicherheiten bei den Emissionen, welche ja mit durchschnittlichen Emissionsfaktoren berechnet werden und nicht unbedingt den Bedingungen des einzelnen Betriebs entsprechen. Ausserdem werden bei der Immissionsberechnung die lokalen Ausbreitungsbedingungen nicht berücksichtigt. Wenn also konkrete Einzelfälle beurteilt werden sollen, sind zwingend betriebsspezifische und weitere lokale Informationen zu erheben und zu berücksichtigen.

3.5.3 Detailanalyse ausgewählter Standorte

Die Berechnung der Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft beruht auf geokodierten Individualdaten des Bundesamtes für Statistik (BFS 2011). Aus Gründen des Datenschutzes werden die Standorte hier in anonymisierter Form dargestellt, so dass die beteiligten Landwirtschaftsbetriebe nicht erkennbar sind. Die Erkenntnisse aus den untersuchten Standorten lassen sich aber grundsätzlich auf andere Standorte übertragen.

Standort A – Flachmoor im Kanton Luzern

Der erste untersuchte Standort ist ein stark belastetes Flachmoor im Kanton Luzern. Sowohl die lokale, regionale wie auch die gesamte Ammoniak-Belastung sind hoch, wie die Kenndaten (Tab. 6) zeigen. Die gesamte Ammoniak-Belastung liegt mit 6,2 µg NH_3 m^{-3} deutlich über dem Critical Level für Flachmoore (2 µg NH_3 m^{-3}, unterer Wert des Unsicherheitsbereichs von 2–4 µg NH_3 m^{-3}).

Bei den aufgelisteten Gesamtemissionen sind auch die nicht-landwirtschaftlichen Quellen enthalten; diese liefern jedoch nur einen kleinen Beitrag von 6 % im schweizerischen Durchschnitt (davon sind 5 % anthropogene und 1 % natürliche Quellen, vgl. Kupper et al. 2013).

Tab. 6 > Kennzahlen des Standortes A (Flachmoor)

Parameter	Wert	Einheit
Landeskoordinaten x/y	6….. / 2…..	m
CNH3_1km (siehe Kapitel 3.5.1)	3,2	µg NH_3 m^{-3}
CNH3_4km (siehe Kapitel 3.5.1)	4,4	µg NH_3 m^{-3}
Gesamtimmission NH_3 (50 km)	6,2	µg NH_3 m^{-3}
Anzahl landw. Betriebe bis 1 km Distanz	14	--
Anzahl landw. Betriebe bis 4 km Distanz	195	--
Anzahl landw. Betriebe bis 50 km Distanz	20 508	--
Gesamte NH_3-Emission bis 1 km Distanz	12,5	t N a^{-1}
Gesamte NH_3-Emission bis 4 km Distanz	229,3	t N a^{-1}
Gesamte NH_3-Emission bis 50 km Distanz	15 564	t N a^{-1}
Nassdeposition NO_3^- und NH_4^+	3,6 / 4,9	kg N ha^{-1} a^{-1}
Staubförmige Deposition NO_3^- und NH_4^+	0,2 / 0,6	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gasförmige Deposition HNO_3 und NO_2	0,7 / 1,9	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gasförmige Deposition Ammoniak	32,3	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gesamte N-Deposition	44,2	kg N ha^{-1} a^{-1}

In Abb. 13 sind die Ammoniakquellen im der Umgebung des Flachmoor-Standortes A im Hektarraster dargestellt. Die roten Flächen enthalten Standorte von meist einem oder teilweise auch mehreren Landwirtschaftsbetrieben, d. h. die punktförmigen Quellen von Ställen und Hofdüngerlagerung. Landwirtschaftsflächen fallen in den meisten Fällen in die dunkelgrüne Klasse (10–50 kg N ha^{-1} a^{-1}).

Zur Illustration der Immissionssituation zeigt Abb. 14 die modellierte Ammoniak-Konzentration für das gleiche Gebiet.

Aus Abb. 15 sind die Abstände und Quellstärken der Landwirtschaftsbetriebe in der Umgebung des Flachmoor-Standortes A ersichtlich. Es wird deutlich, dass in der Nähe (bis 0,5 km Abstand) einige mittelgrosse Betriebe vorhanden sind.

Abb. 13 > NH_3-Emissionen in der Umgebung des Flachmoor-Standortes A

(hellblauer Punkt). Die blauen Kreise markieren Distanzen von 1 km bzw. 4 km vom Flachmoor-Standort A.

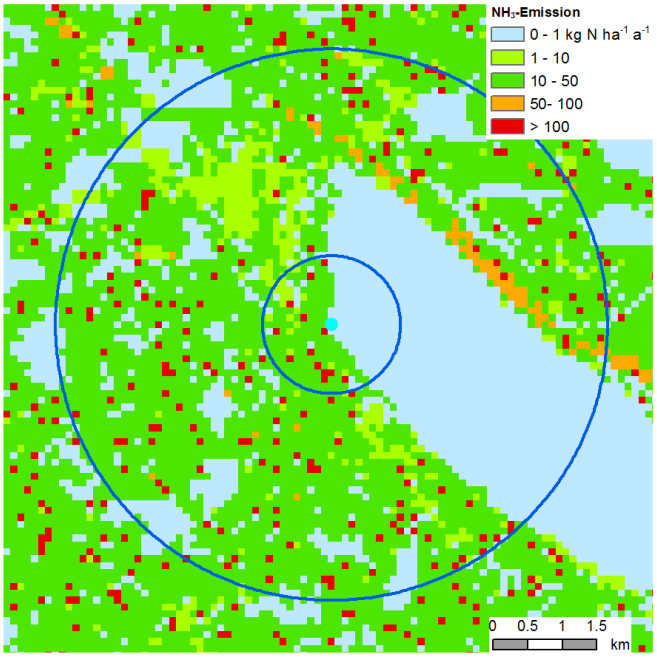


Abb. 14 > Modellierte NH_3-Konzentrationen in der Umgebung des Flachmoor-Standortes A

(hellblauer Punkt). Die blauen Kreise markieren Distanzen von 1 km bzw. 4 km vom Flachmoor-Standort A.

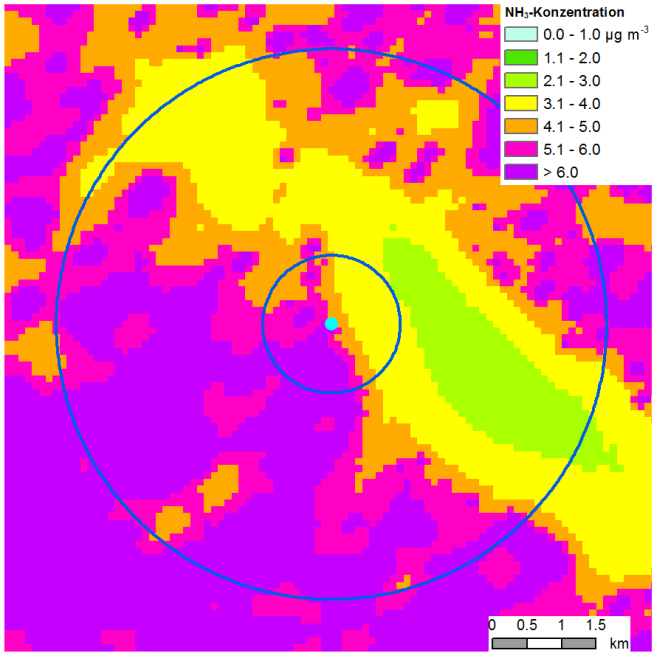


Abb. 15 > Anzahl und Emissionsfrachten der Landwirtschaftsbetriebe

klassiert nach der Distanz zum Flachmoor-Standort A (bis 4 km).

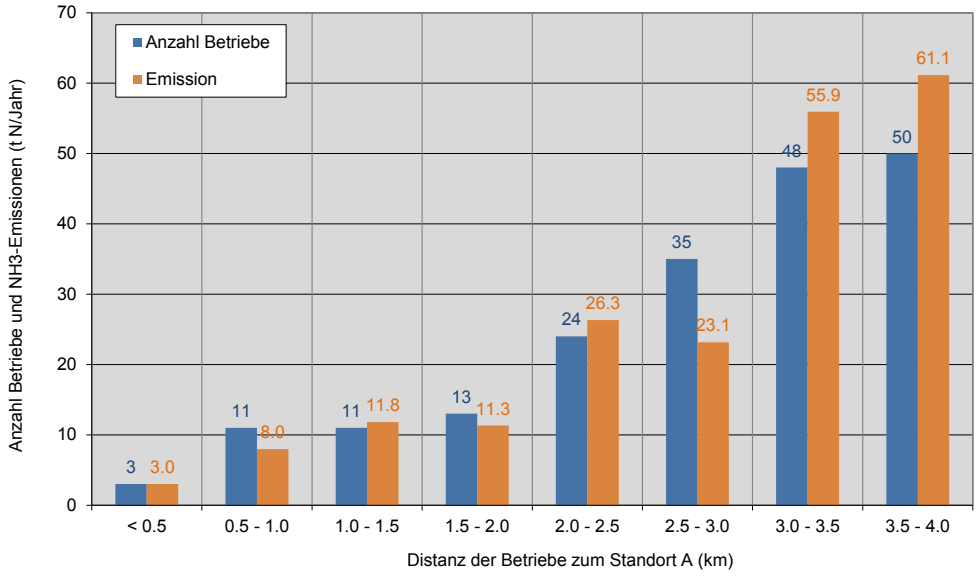


Abb. 16 > Kumulierter Beitrag der Quellen zur NH_3-Immission

(in µg m^{-3}) in Funktion der Distanz zum Flachmoor-Standort A.

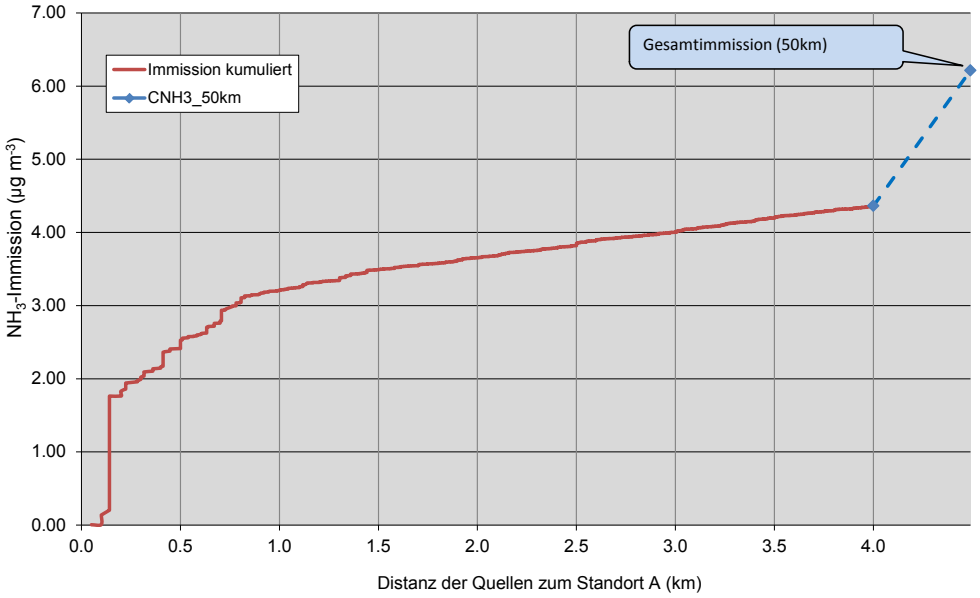


Abb. 16 zeigt den Einfluss der Ammoniakquellen (gemäss Abb. 13) in Funktion ihres Abstandes vom Flachmoor-Standort A. Man sieht, dass bereits die Quellen bis 250 m Distanz für eine Immission von total 2,0 µg m^{-3} verantwortlich sind, wobei eine Punktquelle (d. h. ein Betriebsstandort) den grössten Teil beiträgt. Die Quellen bis zu 1 km Distanz erzeugen zusammen eine Ammoniak-Konzentration von etwas mehr als 3 µg m^{-3} und tragen so etwa 50 % zur Gesamtbelastung von 6,2 µg m^{-3} bei.

Standort B – Hochmoor im Jura

Der zweite ausgewählte Standort ist ein Hochmoor im Jura. Die gesamte Ammoniak-Belastung ist mit 1,8 µg NH_3 m^{-3} zwar deutlich tiefer als bei Standort A, aber dennoch über dem Critical Level für Hochmoore von 1 µg NH_3 m^{-3}. Speziell ist hier der relativ grosse Anteil regional erzeugter Immission (Quellen zwischen 1 und 4 km Abstand), wie die Kenndaten (Tab. 7) zeigen.

Tab. 7 > Kennzahlen des Standortes B (Hochmoor)

Parameter	Wert	Einheit
Landeskoordinaten x/y	5..... / 2.....	m
CNH3_1km (siehe Kapitel 3.5.1)	0,4	µg NH_3 m^{-3}
CNH3_4km (siehe Kapitel 3.5.1)	1,1	µg NH_3 m^{-3}
Gesamtimmission NH_3 (50 km)	1,8	µg NH_3 m^{-3}
Anzahl landw. Betriebe bis 1 km Distanz	3	--
Anzahl landw. Betriebe bis 4 km Distanz	74	--
Anzahl landw. Betriebe bis 50 km Distanz	8 642	--
Gesamte NH_3-Emission bis 1 km Distanz	8,6	t N a^{-1}
Gesamte NH_3-Emission bis 4 km Distanz	108,4	t N a^{-1}
Gesamte NH_3-Emission bis 50 km Distanz	7 786	t N a^{-1}
Nassdeposition NO_3^- und NH_4^+	4,8 / 6,6	kg N ha^{-1} a^{-1}
Staubförmige Deposition NO_3^- und NH_4^+	0,3 / 0,7	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gasförmige Deposition HNO_3 und NO_2	0,6 / 0,9	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gasförmige Deposition Ammoniak	9,2	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gesamte N-Deposition	23,1	kg N ha^{-1} a^{-1}

In Abb. 17 sind die Ammoniakquellen in der Umgebung des Hochmoor-Standortes B im Hektarraster dargestellt. Die roten Flächen enthalten Standorte von meist einem oder teilweise auch mehreren Landwirtschaftsbetrieben, d. h. die punktförmigen Quellen von Ställen und Hofdüngerlagerung. Wälder und die Moore selber haben nur die natürlichen Emissionen (0,3 kg N ha^{-1} a^{-1}). Die Landwirtschaftsflächen haben eine Emission zwischen 34 und 44 kg N ha^{-1} a^{-1}.

Zur Illustration der Immissionssituation zeigt Abb. 18 die modellierte Ammoniakkonzentration für das gleiche Gebiet.

Abb. 17 > NH_3-Emissionen in der Umgebung des Hochmoor-Standortes B

(hellblauer Punkt). Die blauen Kreise markieren Distanzen von 1 km bzw. 4 km vom Hochmoor-Standort B.

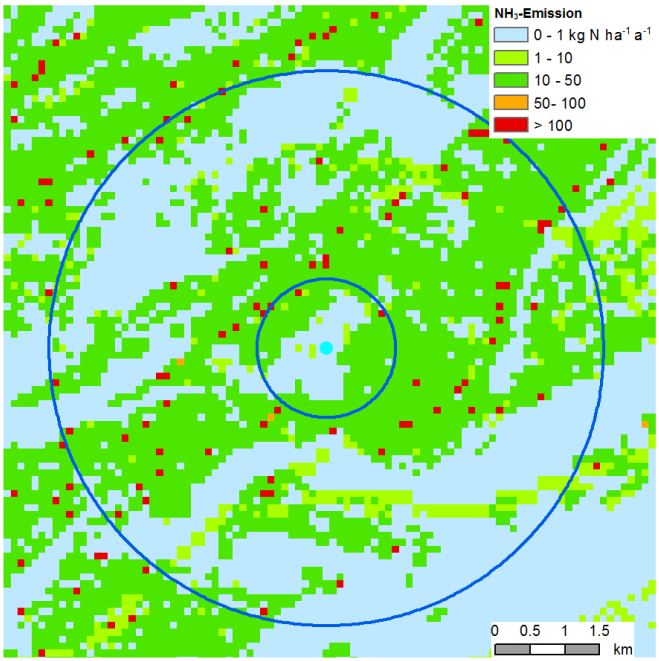


Abb. 18 > Modellierte NH_3-Konzentrationen in der Umgebung des Hochmoor-Standortes B

(hellblauer Punkt). Die blauen Kreise markieren Distanzen von 1 km bzw. 4 km vom Hochmoor-Standort B.

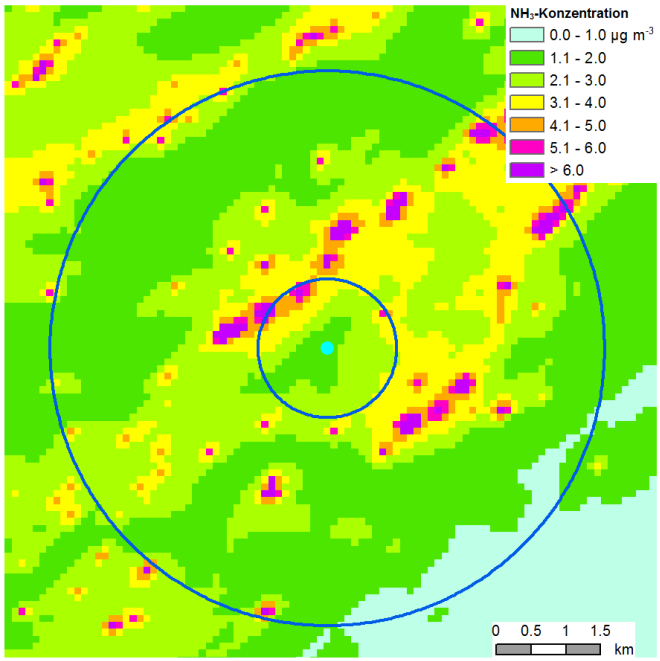


Abb. 19 > Anzahl und Emissionsfrachten der Landwirtschaftsbetriebe

klassiert nach der Distanz zum Hochmoor-Standort B (bis 4 km).

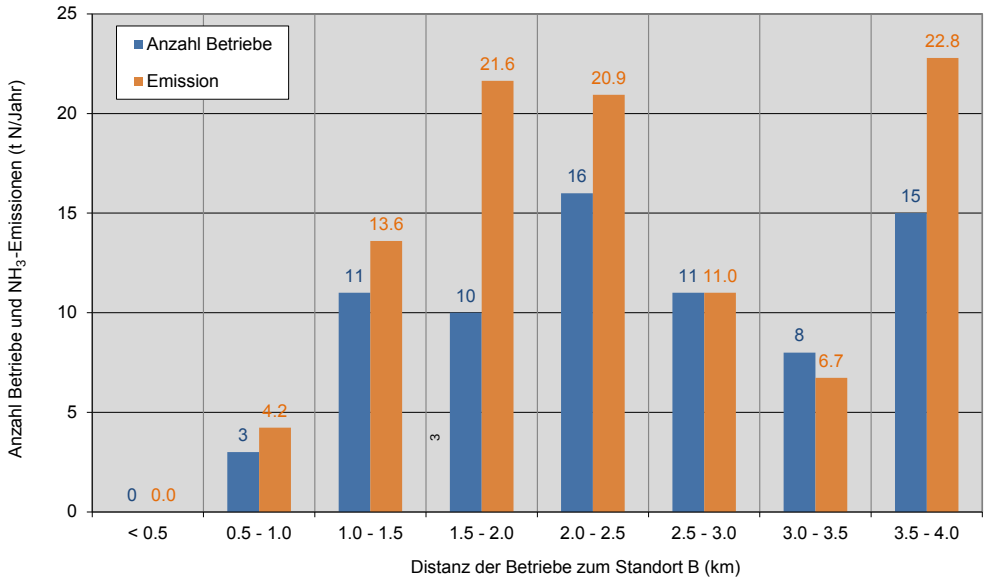
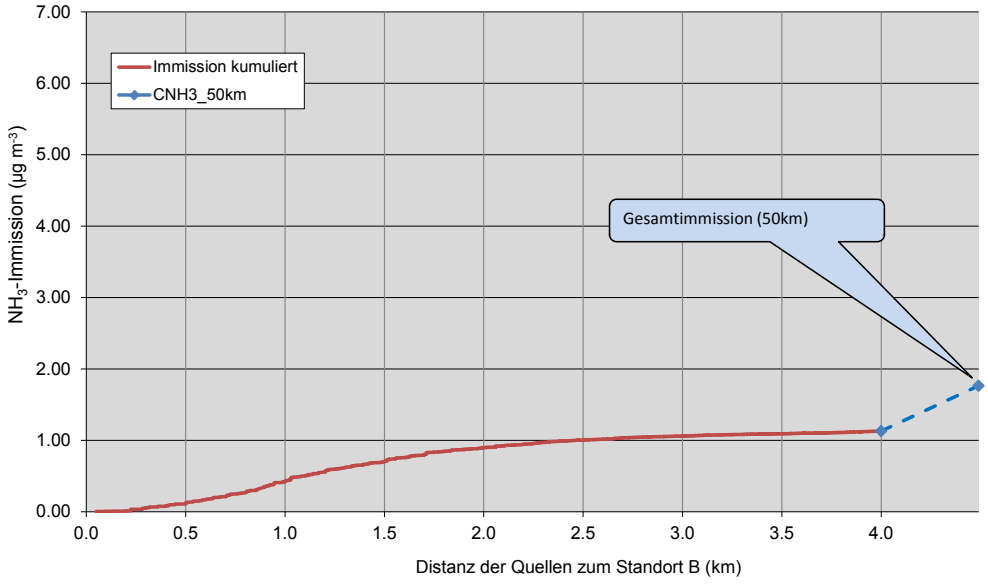


Abb. 20 > Kumulierter Beitrag der Quellen zur NH_3-Immission

(in µg m^{-3}) in Funktion der Distanz zum Hochmoor-Standort B.



Aus Abb. 19 sind die Abstände und Quellstärken der Betriebe in der Umgebung des Hochmoor-Standortes B ersichtlich. Sie zeigt, dass es bis 1 km Distanz drei Betriebsstandorte gibt; diese befinden sich (wie Abb. 18 verdeutlicht) in einer Distanz von ca. 900 m.

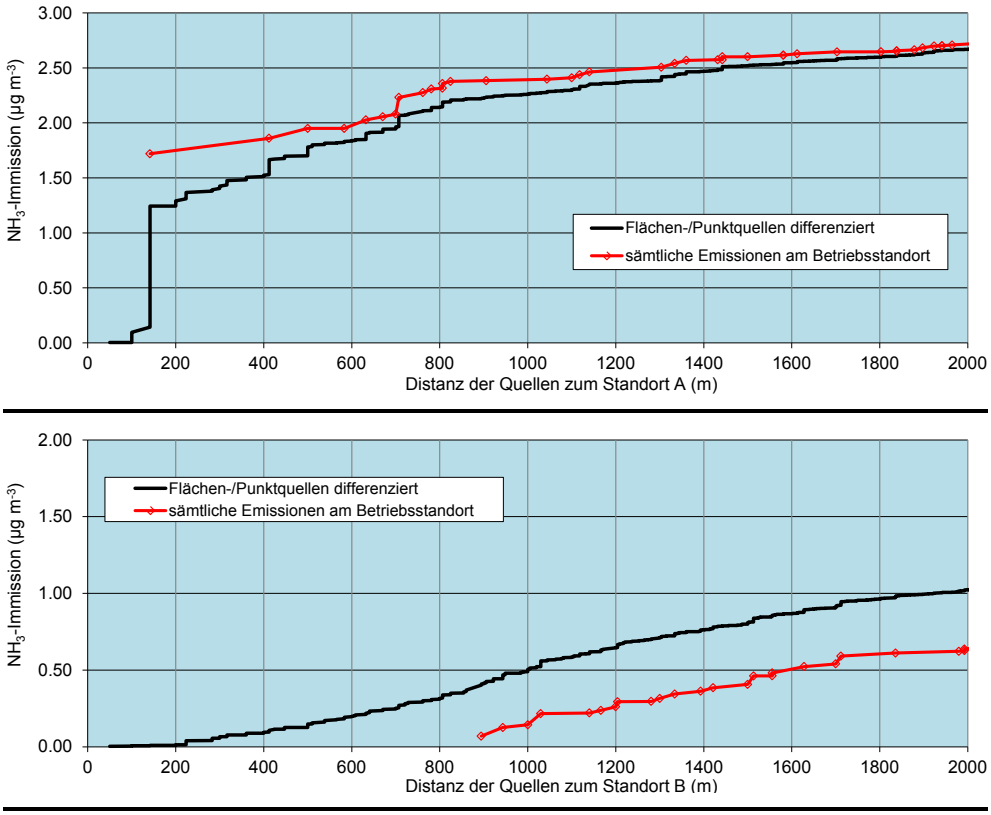
Abb. 20 zeigt aber, dass bereits die Flächenquellen (Landwirtschaftsfläche, dunkelgrüne Bereiche in Abb. 17) ab einer Distanz von 200 m eine Immission hervorrufen, die bei 900 m Abstand (also noch ohne Punktquellen der Betriebsstandorte) etwa 0,4 µg NH_3 m^{-3} erreicht.

Das Beispiel zeigt also, dass es in der Regel nicht sinnvoll ist, die landwirtschaftlichen Quellen als Punktquellen an den Betriebsstandorten zu approximieren, sondern dass für die Immissionsbetrachtung die Aufteilung zwischen Flächen- und Punktquellen, d. h. zwischen Ausbringung/Weide und Stall/Lagerung, vorgenommen werden muss.

Im Fall des Hochmoor-Standortes B würde die Annahme, dass sämtliche Emissionen (also auch Weide und Ausbringung) als Punktquelle am Betriebsstandort auftreten, zu einer starken Unterschätzung der Immission führen, wie die Gegenüberstellung in Abb. 21 zeigt. Im Fall des Flachmoor-Standortes A, wo einige sehr nahe Betriebsstandorte existieren (Abb. 15) würde die Immission hingegen überschätzt.

Abb. 21 > Vergleich der Immissionsberechnungen für die Ökosystem-Standorte

A (oben) und B (unten) mit Differenzierung der Flächen- und Punktquellen (schwarz) und unter der Annahme, sämtliche Emissionen (Stall, Hofdüngerlager, Hofdüngerausbringung) seien an den Betriebsstandorten punktförmig konzentriert (rot).



Standort C – Waldstandort im Kanton Aargau

Der dritte Standort ist ein Nadelwaldstandort im Mittelland. Die Ammoniak-Konzentration ist mit 2,3 µg NH_3 m^{-3} unter dem Critical Level von 3 µg NH_3 m^{-3}, der von der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE 2007a) für höhere Pflanzen festgelegt wurde bzw. über dem Wert von 2 µg NH_3 m^{-3}, falls der untere Wert des Unsicherheitsbereichs von 2–4 µg NH_3 m^{-3} zur Beurteilung herangezogen wird.

Die nächsten Punktquellen (Landwirtschaftsbetriebe) befinden sich in 700 m Abstand; sie sind jedoch nicht sehr stark. Zudem befindet sich der Waldstandort etwa 200 m im Waldesinnern, so dass die lokal erzeugten Immissionen (Quellen bis 1 km Abstand) relativ klein sind (Tab. 8).

Tab. 8 > Kennzahlen des Standortes C (Nadelwald)

Parameter	Wert	Einheit
Landeskoordinaten x/y	5..... / 2.....	m
CNH3_1km (siehe Kapitel 3.5.1)	0,4	µg NH_3 m^{-3}
CNH3_4km (siehe Kapitel 3.5.1)	1,2	µg NH_3 m^{-3}
Gesamtimmission NH_3 (50 km)	2,3	µg NH_3 m^{-3}
Anzahl landw. Betriebe bis 1 km Distanz	9	--
Anzahl landw. Betriebe bis 4 km Distanz	155	--
Anzahl landw. Betriebe bis 50 km Distanz	18 865	--
Gesamte NH_3-Emission bis 1 km Distanz	5,8	t N a^{-1}
Gesamte NH_3-Emission bis 4 km Distanz	151,3	t N a^{-1}
Gesamte NH_3-Emission bis 50 km Distanz	14 038	t N a^{-1}
Nassdeposition NO_3^- und NH_4^+	3,4 / 4,6	kg N ha^{-1} a^{-1}
Staubförmige Deposition NO_3^- und NH_4^+	0,6 / 1,4	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gasförmige Deposition HNO_3 und NO_2	0,8 / 4,9	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gasförmige Deposition Ammoniak	17,8	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gesamte N-Deposition	33,5	kg N ha^{-1} a^{-1}

In Abb. 22 sind die Ammoniakquellen im der Umgebung des Nadelwald-Standortes C im Hektarraster dargestellt. Die roten Flächen enthalten Standorte von meist einem oder teilweise auch mehreren Landwirtschaftsbetrieben, d. h. die punktförmigen Quellen von Ställen und Hofdüngerlagerung. Wälder selber haben nur die natürlichen Emissionen (0,3 kg N ha^{-1} a^{-1}). Die Landwirtschaftsflächen haben eine Emission zwischen 20 und 30 kg N ha^{-1} a^{-1}.

Zur Illustration der Immissionssituation zeigt Abb. 23 die modellierte Ammoniakkonzentration für das gleiche Gebiet.

Abb. 22 > NH_3-Emissionen in der Umgebung des Nadelwald-Standortes C

(hellblauer Punkt). Die blauen Kreise markieren Distanzen von 1 km bzw. 4 km vom Nadelwald-Standort C.

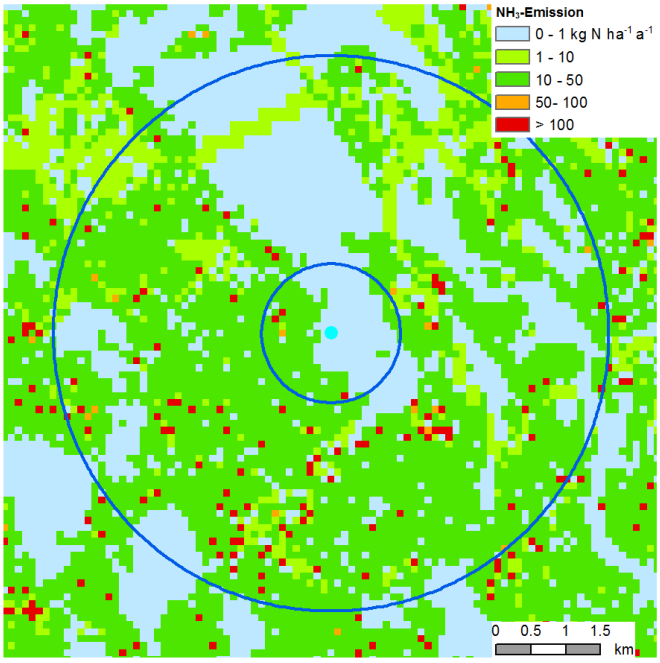


Abb. 23 > Modellierte NH_3-Konzentrationen in der Umgebung des Nadelwald-Standortes C

(hellblauer Punkt). Die blauen Kreise markieren Distanzen von 1 km bzw. 4 km vom Nadelwald-Standort C.

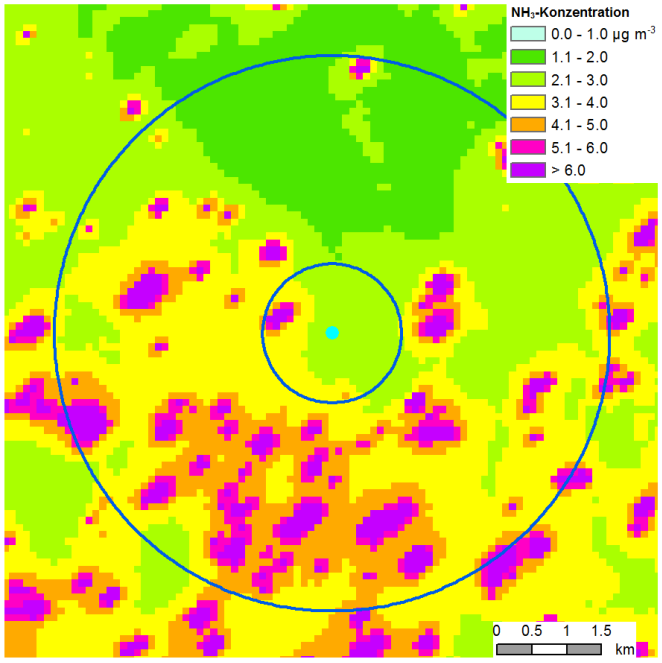


Abb. 24 > Anzahl und Emissionsfrachten der Landwirtschaftsbetriebe

klassiert nach der Distanz zum Nadelwald-Standort C (bis 4 km).

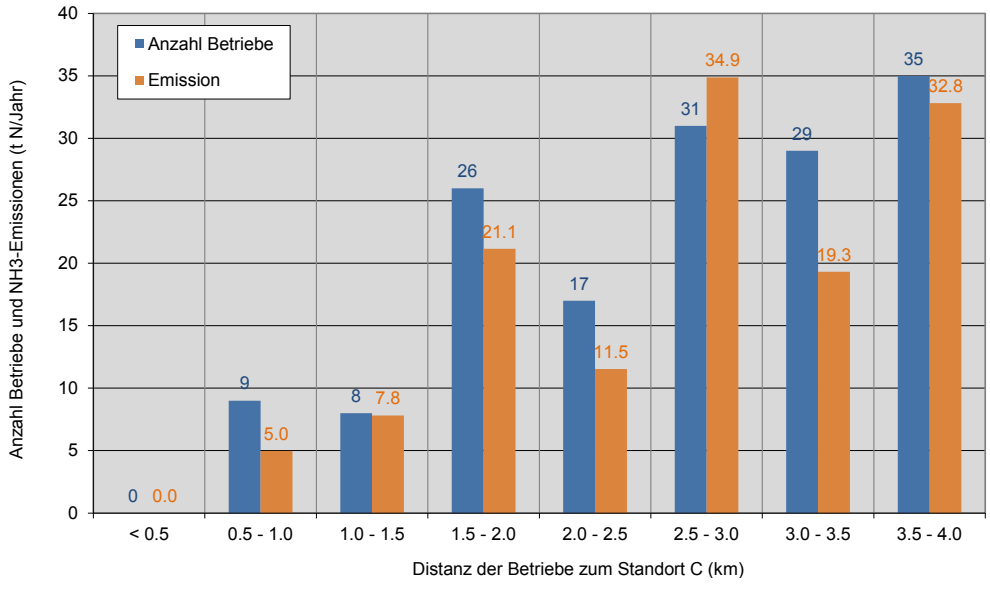
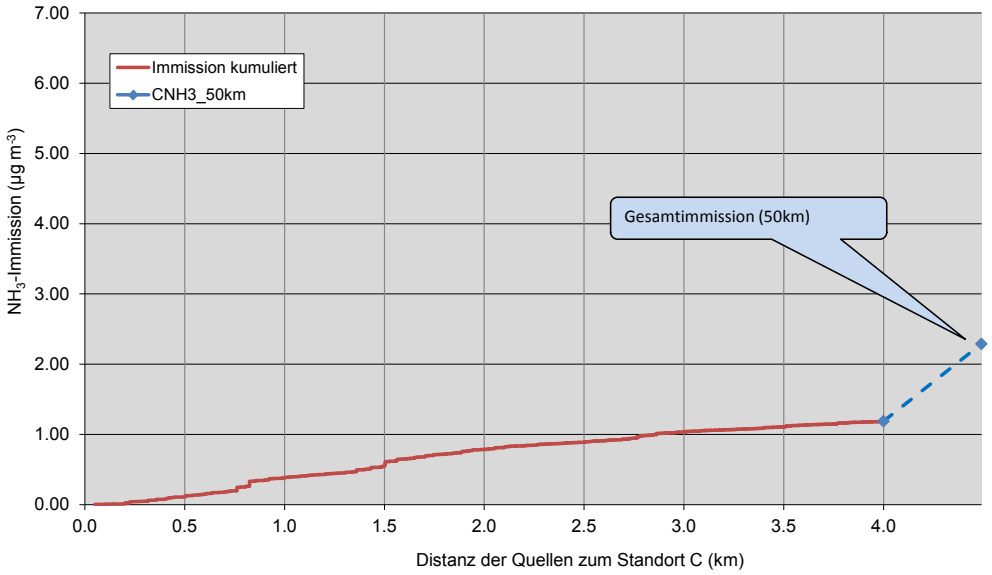


Abb. 25 > Kumulierter Beitrag der Quellen zur NH_3-Immission

(in µg m^{-3}) in Funktion der Distanz zum Nadelwald-Standort C.



Aus Abb. 24 sind die Abstände und Quellstärken der Betriebe in der Umgebung des Nadelwald-Standortes C ersichtlich. Sie zeigt, dass es bis 1 km Distanz neun Betriebsstandorte gibt; diese befinden sich (wie Abb. 22 verdeutlicht) in einer Distanz von ca. 700 m.

Abb. 25 zeigt die Beiträge der 155 Betriebe im Umkreis von 4 km des Nadelwaldstandortes zur Ammoniak-Konzentration an diesem Standort. Mit den Beiträgen der 155 Betriebe kann demnach nur etwa die Hälfte der modellierten Ammoniak-Konzentration von 2,3 µg NH_3 m^{-3} erklärt werden. Kein einzelner Betrieb verursacht demnach allein eine Belastung, die den Critical Level von 3 µg NH_3 m^{-3} (bzw. 2 µg NH_3 m^{-3}, falls der untere Wert des Unsicherheitsbereichs von 2–4 µg NH_3 m^{-3} zur Beurteilung herangezogen wird) übersteigen würde. Wie bei den Beispielen «Flachmoor-Standort A» und «Hochmoor-Standort B» muss der Radius um den Nadelwald-Standort C deutlich grösser als 4 km gewählt werden, um mit den Beiträgen der Emissionsquellen die Immissionskonzentration am Standort erklären zu können. Das Problem ergibt sich also durch die kumulierten Beiträge der Belastungen durch alle Quellen in einem grossen Umkreis und nicht in erster Linie durch einzelne Quellen in nächster Nähe des Standortes mit dem Schutzobjekt.

Der modellierte Stickstoff-Eintrag am Waldstandort beträgt 33,5 kg N ha^{-1} a^{-1} (siehe Tab. 8) und liegt damit deutlich über dem empirischen Critical Load für Stickstoff für Nadelwaldstandorte von 5–15 kg N ha^{-1} a^{-1} bzw. über dem mit der SMB-Methode berechneten Critical Load (11,6 kg N ha^{-1} a^{-1}). Aus der Tab. 8 geht hervor, dass allein schon die Trockendeposition des gasförmigen Ammoniaks (bei einer mittleren Depositionsgeschwindigkeit von 30 mm s^{-1}) mit einem Beitrag von 17,8 kg N ha^{-1} a^{-1} zu einer Überschreitung des Critical Load für Stickstoff führt.

Standort D – Mischwald im Kanton Thurgau

Der vierte Standort ist ein Waldstandort in der Ostschweiz. Er wurde als Beispiel für einen Waldrand ausgewählt, welcher durch einen sehr nahe gelegenen Betrieb so stark belastet wird, dass durch den einzelnen Betrieb allein eine Überschreitung des Critical Level verursacht wird (siehe Kapitel 3.5.2). Die Ammoniak-Konzentration ist mit 6,9 µg NH_3 m^{-3} weit über dem Critical Level von 3 µg NH_3 m^{-3} (Unsicherheitsbereich 2–4 µg NH_3 m^{-3}), der von der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) für höhere Pflanzen festgelegt wurde.

Die nächstgelegene Punktquelle, ein grösserer Landwirtschaftsbetrieb, ist weniger als 100 m entfernt, so dass die lokal erzeugten Immissionen (Quellen bis 1 km Abstand) dominieren und einen Beitrag von 5,4 µg NH_3 m^{-3} zu den insgesamt modellierten 6,9 µg NH_3 m^{-3} liefern (Tab. 9).

Tab. 9 > Kennzahlen des Standortes D (Mischwald)

Parameter	Wert	Einheit
Landeskoordinaten x/y	7..... / 2.....	m
CNH3_1km (siehe Kapitel 3.5.1)	5,4	µg NH_3 m^{-3}
CNH3_4km (siehe Kapitel 3.5.1)	6,4	µg NH_3 m^{-3}
Gesamtimmission NH_3 (50 km)	6,9	µg NH_3 m^{-3}
Anzahl landw. Betriebe bis 1 km Distanz	3	--
Anzahl landw. Betriebe bis 4 km Distanz	170	--
Anzahl landw. Betriebe bis 50 km Distanz	11 530	--
Gesamte NH_3-Emission bis 1 km Distanz	6,0	t N a^{-1}
Gesamte NH_3-Emission bis 4 km Distanz	173,4	t N a^{-1}
Gesamte NH_3-Emission bis 50 km Distanz	8 981,8	t N a^{-1}
Nassdeposition NO_3^- und NH_4^+	3,0 / 4,2	kg N ha^{-1} a^{-1}
Staubförmige Deposition NO_3^- und NH_4^+	0,5 / 1,2	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gasförmige Deposition HNO_3 und NO_2	0,7 / 4,5	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gasförmige Deposition Ammoniak	54,0	kg N ha^{-1} a^{-1}
Gesamte N-Deposition	68,1	kg N ha^{-1} a^{-1}

In Abb. 26 sind die Ammoniakquellen im der Umgebung des Mischwald-Standortes D im Hektarraster dargestellt. Die roten Flächen können die punktförmigen Quellen von Ställen und Hofdüngerlagerung von einem oder mehreren Landwirtschaftsbetrieben enthalten. Der Mischwald-Standort D befindet sich am südlichen Rand eines grösseren Waldgebietes, wo nur die natürlichen Emissionen (0,3 kg N ha^{-1} a^{-1}) kartiert wurden (blaue Schattierung). Die Landwirtschaftsflächen haben eine Emission zwischen 25 und 35 kg N ha^{-1} a^{-1}.

Zur Illustration der Immissionssituation zeigt Abb. 27 die modellierte Ammoniak-Konzentration für das gleiche Gebiet.

Abb. 26 > NH_3-Emissionen in der Umgebung des Mischwald-Standortes D

(hellblauer Punkt). Die blauen Kreise markieren Distanzen von 1 km bzw. 4 km vom Mischwald-Standort D.

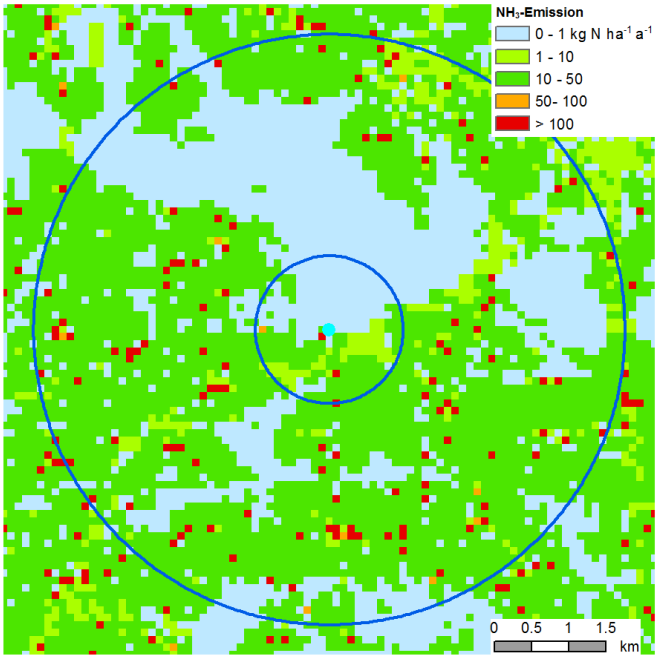


Abb. 27 > Modellierte NH_3-Konzentrationen in der Umgebung des Mischwald-Standortes D

(hellblauer Punkt). Die blauen Kreise markieren Distanzen von 1 km bzw. 4 km vom Mischwald-Standort D.

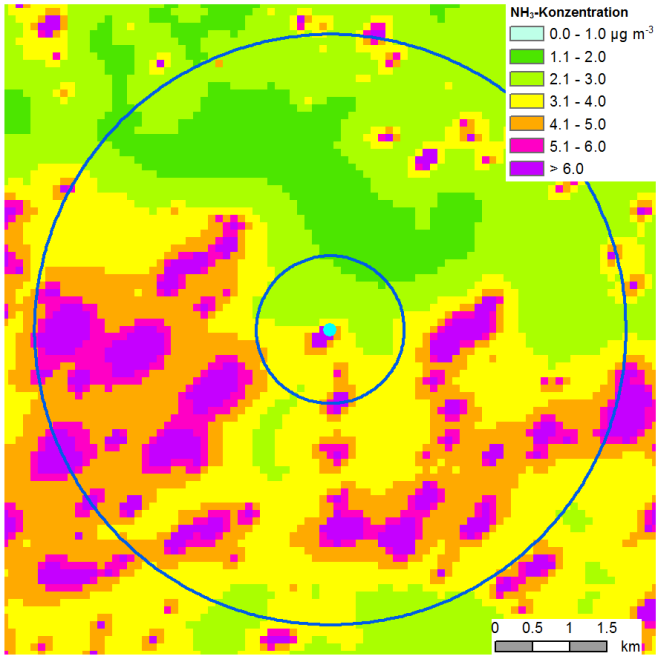


Abb. 28 > Anzahl und Emissionsfrachten der Landwirtschaftsbetriebe

klassiert nach der Distanz zum Mischwald-Standort D (bis 4 km).

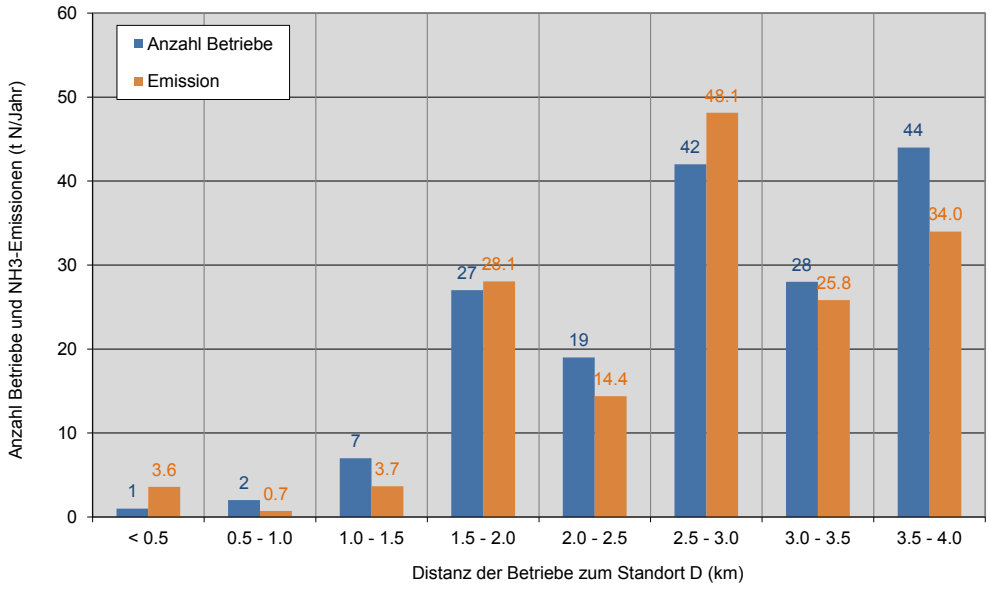
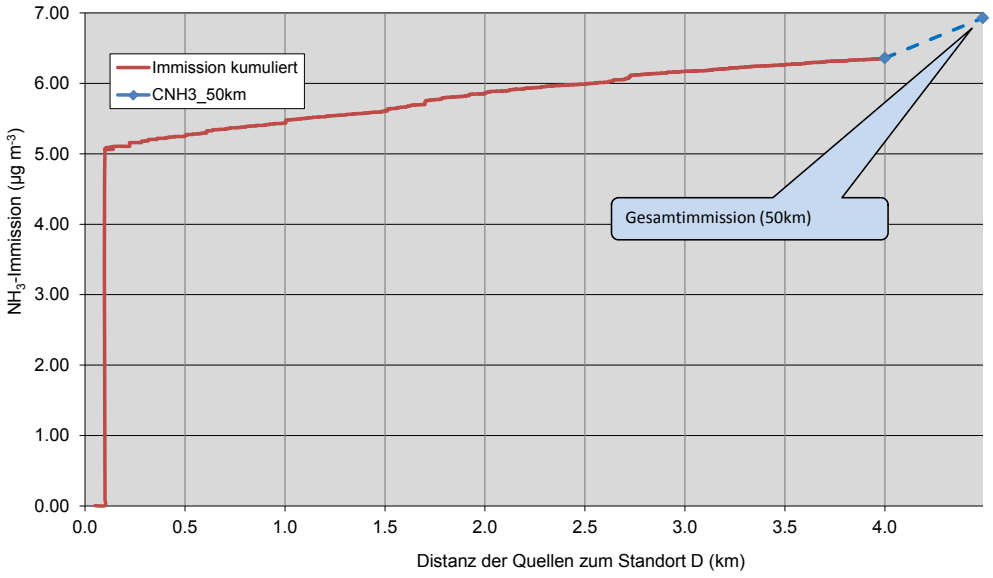


Abb. 29 > Kumulierter Beitrag der Quellen zur NH_3-Immission

(in µg m^{-3}) in Funktion der Distanz zum Mischwald-Standort D.



Aus Abb. 28 sind die Abstände und Quellstärken der Betriebe in der Umgebung des Mischwald-Standortes D ersichtlich. Sie zeigt, dass es bis 1 km Distanz zwar nur drei Betriebsstandorte gibt; einer davon befindet sich aber (wie Abb. 26 und Abb. 29 verdeutlichen) in einer Distanz von nur rund 100 m.

Abb. 29 zeigt die Beiträge der 170 Betriebe im Umkreis von 4 km des Waldstandortes zur Ammoniak-Konzentration an diesem Standort. Mit den Beiträgen der 170 Betriebe können demnach etwa 90 % der modellierten Ammoniak-Konzentration von 6,9 µg NH_3 m^{-3} erklärt werden. Der am nächsten gelegene Betrieb verursacht allein eine Belastung von rund 5 µg NH_3 m^{-3}, die somit den Critical Level von 3 µg NH_3 m^{-3} (bzw. 4 µg NH_3 m^{-3}, falls der obere Wert des Unsicherheitsbereichs von 2–4 µg NH_3 m^{-3} zur Beurteilung herangezogen wird) übersteigt. Im Gegensatz zum Beispiel «Nadelwald-Standort C» wird die Immissionssituation somit vorwiegend durch einzelne Quellen in nächster Nähe des Standortes geprägt.

Der modellierte Stickstoff-Eintrag am Waldstandort D beträgt 68 kg N ha^{-1} a^{-1} (siehe Tab. 9) und liegt damit deutlich über dem empirischen Critical Load für Stickstoff für Mischwald von 10–20 kg N ha^{-1} a^{-1}. Allein schon die Trockendeposition des gasförmigen Ammoniaks führt (bei einer mittleren Depositionsgeschwindigkeit von 30 mm s^{-1}) mit einem Beitrag von 54 kg N ha^{-1} a^{-1} zu einer sehr deutlichen Überschreitung des Critical Load für Stickstoff. Ihr Anteil an der Gesamtdeposition beträgt rund 80 % und liegt somit deutlich über dem durchschnittlichen Anteil in der Schweiz von einem Drittel (vgl. Kapitel 3, Tab. 2).

3.5.4 Zusammenfassende Bewertung

Im gesamtschweizerischen Mittel tragen die «lokalen» Ammoniak-Emissionen, deren Quellen sich im Abstand 0–1 km zu den untersuchten Ökosystemen befinden, knapp einen Viertel zur gesamten Ammoniak-Konzentration an Ökosystemstandorten bei (50-Perzentil in Abb. 12). Die «regionalen» Emissionen im Abstand 1–4 km tragen einen weiteren Viertel bei, so dass den Emissionen im Abstand von über 4 km im Mittel etwa die Hälfte der Immissionen angelastet werden muss.

Naturgemäss variieren die Immissionssituationen stark, sowohl zwischen den betrachteten Ökosystemtypen (Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen und -weiden, Waldstandorte des Landesforstinventars) wie auch innerhalb dieser Typen in Abhängigkeit der geografischen Lage (Abb. 11). Zur Illustration wurden vier Ökosystem-Standorte genauer untersucht.

Beim Standort A, am Rande eines Flachmoors, machen die lokalen Quellen (v. a. Standorte einzelner Landwirtschaftsbetriebe unter 500 m Distanz) einen grossen Teil der Immissionen aus. Auch die weiter entfernten zahlreichen Quellen tragen aber wesentlich zur Gesamtbelastung bei, wodurch der Standort insgesamt weit überdurchschnittlich belastet wird. In einem solchen Fall ist es nicht möglich, die Belastung allein durch Massnahmen bei den lokalen Quellen, z. B. den drei nächstgelegenen Betrieben, auf das gewünschte Mass zu reduzieren. Es würde sicher auch regionale Massnahmen brauchen, allenfalls sogar das Instrument des Massnahmenplans nach Art. 31–34 LRV, falls trotz vorsorglicher emissionsmindernder Massnahmen übermässige Immissionen auftreten. Die Ammoniak-Konzentrationen infolge der «lokalen» Emissionen (Abstand 0–1 km) sind aber so hoch (über 3 µg NH_3 m^{-3}), dass mit speziellen Massnahmen bei diesen Quellen eine wesentliche Entlastung für das nahe gelegene Ökosystem erreicht werden könnte.

Beim Standort B in einem Hochmoor liegt kein Betrieb näher als 900 m, die Ammoniak-Konzentration wird stark durch regionale Quellen geprägt. Dies kann man wohl als typische Situation bezeichnen, bei welcher mit regionalen Massnahmen eine Lösung angestrebt werden muss, die alle Emissionsquellen im regionalen Bereich in die Betrachtung einbezieht.

Beim Standort C, im Innern eines Nadelwaldes, kann mit der recht grossen Anzahl Betriebe im Umkreis von 4 km nur etwa die Hälfte der gemessenen Ammoniak-Konzentration erklärt werden. Kein einzelner Betrieb führt allein zu einer Immissionsbelastung, die den Critical Level gemäss UNECE übersteigen würde. Das Problem ergibt sich vielmehr durch die kumulierten Beiträge der Belastungen durch alle Quellen in einem recht grossen Umkreis. Somit handelt es sich auch hier um eine Situation mit übermässigen Immissionen, die in erster Linie mit dem Instrument Massnahmenplan gelöst werden müsste, falls die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen bei den einzelnen Betrieben zur Absenkung der Belastung unter den Critical Level nicht ausreichen sollten.

Das Beispiel D, ein Standort am Rand eines Mischwaldes, zeigt, dass Betriebe, die sehr nahe bei einem Ökosystem liegen, allein eine übermässige Ammoniak-Konzentration und eine übermässige Stickstoffdeposition erzeugen können, insbesondere wenn man als Beurteilungspunkt den Rand und nicht den Mittelpunkt des Ökosystems heranzieht. Während selbst in solchen Situationen übermässige Immissionen bei Mooren oder Trockenwiesen/-weiden nur selten durch eine einzelne Quelle verursacht werden dürften, kann das beim Wald in vielen Fällen (je nach Modellansatz bei einigen Hundert bis mehreren Tausend Einzelbetrieben) zutreffen.

Bei der Modellierung der Immissionen sollten die landwirtschaftlichen Quellen in der Regel nach Flächenquellen (Ausbringung, Weide) und Punktquellen (Ställe, Lager) differenziert werden, da es sonst zu relevanten Unter- oder Überschätzungen der Immissionen kommen kann (Abb. 21). Falls es um die Beurteilung von lokalen Immissionen, insbesondere eines Einzelbetriebes, geht, sind zwingend detailliertere Informationen zu Quellen (Emissionen, Lage, Höhe) und Ausbreitungsbedingungen zu verwenden, als dies hier für die gesamtschweizerische Auswertung möglich war.

4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Luftreinhalte-Verordnung (LRV) enthält bisher in Anhang 7 keinen Immissionsgrenzwert für Ammoniak. Aus rechtlicher Sicht können deshalb nach Artikel 2 Absatz 5 LRV zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen die Critical Loads und Critical Levels herangezogen werden, die im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) wirkungsorientiert festgelegt wurden und somit von ihrer Bedeutung her mit den nach den Kriterien des Umweltschutzgesetzes (USG) ebenfalls wirkungsorientiert festgelegten Immissionsgrenzwerten gleichwertig sind.

Im Zusammenhang mit der kürzlich im Rahmen der UNECE-Konvention durchgeführten Revision der Critical Levels für Ammoniak sowie vor dem Hintergrund, dass die Ammoniak-Emissionen insbesondere der Landwirtschaft einen überwiegenden Beitrag zur Stickstoffbelastung von naturnahen Ökosystemen leisten, hat sich die Frage gestellt, inwieweit die Festlegung eines Immissionsgrenzwertes für Ammoniak in Anhang 7 LRV den Vollzug von verschärften Emissionsbegrenzungen bei einzelnen Anlagen der Landwirtschaft nach Artikel 5 und Artikel 9 LRV und für den Fall von mehreren Anlagen nach Art. 31–34 LRV erleichtern könnte.

Zur Bearbeitung dieser Fragestellung sind verschiedene Teilaspekte im Zusammenhang mit der Beurteilung der Immissionen sowie den räumlichen Beziehungen zwischen den Emissionen und Immissionen analysiert worden. Daraus können folgende ***Schlussfolgerungen*** gezogen werden:

1. ***Unterschiedliches Ausmass bei Überschreitungen von Critical Loads für Stickstoff und Critical Levels für Ammoniak***
   Die Critical Loads für Stickstoffeinträge in Hochmoore, Flachmoore, artenreiche Trockenwiesen und in Wälder werden auf einem deutlich höheren Anteil der Ökosystemflächen überschritten als die Critical Levels für Ammoniak. Aus gesamtschweizerischer Sicht ist deshalb der Handlungsbedarf zum Schutz empfindlicher Ökosysteme grösser, wenn die Critical Loads für Stickstoffeinträge zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen verwendet werden.

2. ***Beziehungen zwischen Überschreitungen der Critical Levels für Ammoniak und Critical Loads für Stickstoff***
   Je nach Ökosystemtyp können allein schon Ammoniak-Konzentrationen im Bereich des Critical Level zu Überschreitungen des Critical Load für Stickstoff führen. In der Regel tragen auch noch weitere Schadstoffe zum N-Eintrag bei. Die tatsächliche N-Belastung und das Mass einer allfälligen Überschreitung des Critical Load liegen daher deutlich höher, als sich aus der Beurteilung ausschliesslich anhand der Ammoniak-Konzentration ergibt.

3. ***Beiträge der Emissionsquellen zur Ammoniak-Konzentration an einem Ökosystemstandort in Abhängigkeit ihrer Distanz zum Standort***
   Die räumliche Analyse der Emissions-Immissions-Beziehungen zwischen Emissionsquellen (einzelne Anlagen der Landwirtschaft) und Standorten mit empfindlichen Ökosystemen zeigt, dass die Immissionskonzentration von Ammoniak am Ökosystemstandort das Ergebnis von kumulierten Beiträgen der Emissionen aller Quellen in einem grossen Umkreis ist und nicht allein durch die Emissionen einer einzigen oder einzelner Quellen in nächster Nähe zum Standort des Schutzobjekts verursacht wird. Je nach Grösse der Quelle und deren Nähe zum Ökosystemstandort kann es aber

vorkommen, dass eine einzelne landwirtschaftliche Anlage allein einen Beitrag zur Ammoniak-Konzentration an einem Ökosystemstandort liefert, der höher ist als der Critical Level für Ammoniak. Waldstandorte sind diesbezüglich deutlich mehr betroffen als Standorte von Hochmooren, Flachmooren und Trockenwiesen- und weiden (vgl. Schlussfolgerung Nr. 5).

4. ***Beiträge der Emissionsquellen zu den Ammoniak-Konzentrationen an Ökosystemstandorten aus gesamtschweizerischer Sicht***
   Werden die gesamten Ökosystemflächen betrachtet, so tragen die «lokalen» Ammoniak-Emissionen, deren Quellen sich im Abstand 0–1 km zu den untersuchten Ökosystemen befinden, im gesamtschweizerischen Mittel knapp einen Viertel zur gesamten Ammoniak-Konzentration an Ökosystem-Standorten bei. Die Emissionen im Abstand 1–4 km tragen einen weiteren Viertel bei, so dass den Emissionen im Abstand von über 4 km im Mittel etwa die Hälfte der Immissionen angelastet werden muss. Bei einzelnen Standorten können diese Beiträge deutlich vom gesamtschweizerischen Mittel abweichen.

5. ***Analyse zur Anzahl von Landwirtschaftsbetrieben, deren Emissionen allein potentiell zur Überschreitung des Critical Level für Ammoniak führen***
   Werden die am nächsten zu den Emissionsquellen gelegenen Ränder der Ökosysteme betrachtet, so zeigt eine gesamtschweizerische Analyse der heutigen Situation unter Einbezug aller Landwirtschaftsbetriebe (rund 61 000, Jahr 2007), dass unter der Annahme von durchschnittlichen Emissionsfaktoren in seltenen Fällen die Ställe und Lager von Landwirtschaftsbetrieben in unmittelbarer Nähe zu Hochmooren, Flachmooren sowie Trockenwiesen und -weiden einen Beitrag zur Ammoniak-Konzentration am Ökosystemstandort liefern können, der allein schon höher ist als der Critical Level für Ammoniak. Dies kann je nach Wahl der Bedingungen zur Festlegung des Abstandes einige wenige bis etwas über hundert Betriebe betreffen.
   Bei Landwirtschaftsbetrieben in unmittelbarer Nähe zu Waldstandorten können solche Fälle in Abhängigkeit der Betriebsgrösse häufiger auftreten. Dies betrifft vor allem Betriebe, die in einem Abstand von weniger als 100 Metern zu einem Waldrand liegen. Aufgrund der gesamtschweizerischen Analyse mit beschränkter räumlicher Auflösung (1 Hektare), welche ebenfalls alle Landwirtschaftsbetriebe umfasst, können je nach Wahl der Bedingungen zur Festlegung des Abstandes die Ställe und Hofdüngerlager von ein paar hundert bis ein paar tausend Betrieben einen Beitrag zu den Ammoniak-Konzentrationen am nächstgelegenen Waldstandort liefern, der für sich allein betrachtet höher ist als der Critical Level für Ammoniak.
   Auch für diese Fälle gilt aber, dass die gesamte Ammoniak-Konzentration am Ökosystemstandort nur mit den Beiträgen von allen Quellen in einem grossen Umkreis erklärt werden kann. Bei den Angaben zur möglichen Anzahl von betroffenen Betrieben handelt es um eine grobe gesamtschweizerische Abschätzung, der zahlreiche Unsicherheiten betreffend genaue Lage der Betriebe, genaue Emissionen und lokale Ausbreitungsbedingungen zugrundeliegen. Aufgrund dieser Analyse können somit keine Einzelfälle beurteilt werden. Dazu müssten zwingend betriebsspezifische und lokale Informationen erhoben und berücksichtigt werden.

6. ***Bedeutung der landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen Quellen bei Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff und der Critical Levels für Ammoniak***
   In Bezug auf die Überschreitung des Critical Level für Ammoniak sind in erster Linie die Beiträge der landwirtschaftlichen Quellen von Bedeutung, während zur Überschreitung des Critical Load für Stickstoff auch die Quellengruppen Verkehr,

Industrie/Gewerbe und Haushalte mit den Stickoxidemissionen aus Verbrennungsprozessen beitragen.
Vor diesem Hintergrund und unter Berücksichtigung der Schlussfolgerungen Nr. 3 und 4 ergibt sich somit, dass der Vollzug von Artikel 5 und Artikel 9 LRV (verschärfte Emissionsbegrenzungen bei einzelnen neuen und bestehenden Anlagen, falls trotz vorsorglicher Emissionsbegrenzungen übermässige Immissionen auftreten) durch die Einführung eines Immissionsgrenzwerts für Ammoniak nur in spezifischen Einzelfällen erleichtert werden könnte, weil sowohl beim Zugrundelegen der Critical Levels für Ammoniak als auch der Critical Loads für Stickstoff die Übermässigkeit der Immissionen in den allermeisten Fällen durch eine Vielzahl von Quellen in jeweils grosser Umgebung zum empfindlichen Ökosystem verursacht wird.
Somit ist in beiden Fällen (Überschreitung des Critical Load für Stickstoff, Überschreitung des Critical Level für Ammoniak) das Instrument des Massnahmenplans nach den Artikel 31–34 LRV in der Regel das geeignetere Instrument zum Abbau der übermässigen Immissionen, falls trotz vorsorglicher Emissionsbegrenzungen übermässige Immissionen durch eine Vielzahl von Quellen verursacht werden.

7. Mögliche Folgen für den Stellenwert der Critical Loads für Stickstoff, falls in Anhang 7 der LRV ein Immissionsgrenzwert für Ammoniak festgelegt würde

Die Festlegung eines Immissionsgrenzwerts (IGW) für Ammoniak in Anhang 7 LRV könnte dazu führen, dass seitens der Vollzugsbehörden das Augenmerk ausschliesslich auf das gasförmige Ammoniak gerichtet und dadurch die Problematik der erhöhten N-Flüsse in empfindliche Ökosysteme in den Hintergrund treten würde. Dies könnte sich für den Ökosystemschutz nicht zuletzt deshalb nachteilig auswirken, weil als Folge der alleinigen Ausrichtung des Vollzugs auf die Einhaltung eines konzentrationsbasierten Immissionsgrenzwertes nur schon eine Erhöhung des Abstandes der Emissionsquelle zum Schutzobjekt die erforderliche Absenkung der Belastung bewirken könnte, ohne dass Emissionsminderungen vorgenommen werden müssten. So würde aber der Fluss von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt insgesamt nicht reduziert.
Durch eine Priorisierung des Level-Ansatzes könnte somit die umfassende Anwendung von Artikel 2 Absatz 5 LRV eingeschränkt werden, weil als Folge der Festlegung eines Immissionsgrenzwerts für Ammoniak in Anhang 7 LRV sowie der Beziehung von Anhang 7 zu Artikel 2 Absatz 5 LRV die Übermässigkeit von Immissionen u.U. nicht mehr unter Berücksichtigung weiterer Kriterien wie der Critical Loads vorgenommen würde.
Dies wäre gleichbedeutend mit einer Abschwächung des Ökosystemschutzes, weil die Critical Loads für Stickstoff auf einem grösseren Anteil der Ökosystemflächen überschritten sind als die Critical Levels für Ammoniak. Zudem beruhen die Critical Levels für Ammoniak insgesamt auf einer weniger breiten wissenschaftlichen Datengrundlage als die Critical Loads für Stickstoff.

Vor dem Hintergrund dieser Schlussfolgerungen können folgende ***Empfehlungen*** formuliert werden, die sich an die Bundesbehörden und an die kantonalen Behörden richten, aber auch die weiteren Arbeiten der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene (EKL) betreffen:

Empfehlungen an die Bundesbehörden

1. ***Die Stickstoff-Belastung von naturnahen Ökosystemen prioritär anhand der Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff beurteilen***
   Zurzeit soll kein Immissionsgrenzwert (IGW) für Ammoniak in Anhang 7 der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) festgelegt werden. Vielmehr soll Ammoniak prioritär aufgrund seines hohen Anteils an den Stickstoffeinträgen in empfindliche Ökosysteme beurteilt werden. Im Zusammenhang mit Ammoniak und Ammoniumverbindungen sind die Critical Loads für Stickstoffeinträge in empfindliche Ökosysteme die prioritär zu berücksichtigenden Belastungsgrenzen, oberhalb welcher mit schädlichen Auswirkungen auf Struktur und Funktion der Ökosysteme gerechnet werden muss und bei deren Überschreitung demnach die Immissionen als übermässig eingestuft werden müssen.

2. ***Stellenwert der Critical Loads für Stickstoff stärken, aber auch die Möglichkeit schaffen, den Critical Level für Ammoniak zur Beurteilung der Immissionssituation in spezifischen Fällen beiziehen zu können***
   Die Feststellung in den Mitteilungen zur Luftreinhalte-Verordnung Nr. 13 (BUWAL 2002) und in der Vollzugshilfe zum «Baulichen Umweltschutz in der Landwirtschaft» (BAFU und BLW 2011), dass aus rechtlicher Sicht die Critical Loads und Critical Levels (UNECE) zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen herangezogen werden können, falls kein Immissionsgrenzwert in Anhang 7 LRV besteht, könnte «sichtbarer» gemacht werden, indem bei Artikel 2 Absatz 5 LRV explizit auf diese Möglichkeit hingewiesen würde. Im Rahmen einer allfälligen kommenden Revision der LRV sollte eine diesbezügliche Erweiterung von Artikel 2 Absatz 5 geprüft werden.
   Mit einem solchen Vorgehen könnte den Critical Loads für Stickstoff der ihnen gebührende hohe Stellenwert zugewiesen werden, aber auch Critical Levels für Ammoniak könnten im Bedarfsfall zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen herangezogen werden. Weil die Ammoniak-Konzentrationen vielerorts erheblich zum gesamten Stickstoffeintrag in naturnahe Ökosysteme beitragen, könnte mit der Einhaltung der Critical Levels für Ammoniak in zahlreichen Fällen bereits wesentlich zur Minderung der Einträge beigetragen werden. Es muss aber deutlich festgehalten werden, dass allein mit der Einhaltung des Critical Level für Ammoniak das Problem der zu hohen Stickstoffeinträge in der Regel nicht gelöst werden kann. Falls aber sowohl die Critical Loads für Stickstoff als auch die Critical Levels für Ammoniak zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen zur Verfügung stehen, kann aus der Sicht des Vollzugs im Einzelfall abgeklärt und entschieden werden, welches Beurteilungskriterium für einen adäquaten Ökosystemschutz vorrangig zugrundegelegt werden soll.
   Bei einer Aufnahme der Critical Levels für Ammoniak als IGW in Anhang 7 LRV würden hingegen die Critical Levels gegenüber den Critical Loads einen höheren Stellenwert erhalten. Aus wissenschaftlicher Sicht kann dies auf der Basis der vorliegenden Daten zu den Expositions-Wirkungs-Beziehungen nicht begründet werden.

Empfehlungen an die kantonalen Behörden

1. ***Zurzeit schwergewichtig die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen nach dem Stand der Technik vollziehen***
   Zurzeit soll das Schwergewicht bei der Ammoniak-Minderung auf die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen bei Anlagen der Landwirtschaft gelegt werden, weil für diese «erste Stufe» der Luftreinhaltung, bei welcher die Frage der Übermässigkeit von Immissionen noch nicht im Vordergrund steht, das Potenzial bei weitem noch nicht ausgeschöpft ist. Der für diesen Vollzug massgebliche Stand der Technik ist in den vom Bund herausgegebenen Vollzugshilfen für den Umweltschutz in der Landwirtschaft (u.a. BAFU und BLW 2011, BAFU und BLW 2012) beschrieben sowie im internationalen Leitfaden über Techniken zur Vermeidung und Verringerung von Ammoniakemissionen (UNECE 2007b) und in dessen revidierter Fassung (UNECE 2012), die vom Exekutivorgan der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung im Jahre 2012 verabschiedet wurde.
   Erst bei der «zweiten Stufe» mit verschärften Emissionsbegrenzungen – also wenn trotz vorsorglicher Emissionsbegrenzung übermässige Immissionen auftreten – tritt die Frage der Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen in den Vordergrund. Aus heutiger Sicht sind dazu die Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoffeinträge in empfindliche Ökosysteme nach wie vor die am besten begründeten Beurteilungskriterien. Weil gemäss vorliegender Analyse die übermässigen Immissionen an einem Ökosystemstandort kaum je durch eine einzelne Anlage, sondern durch eine Vielzahl von Quellen in der näheren und weiteren Umgebung verursacht werden, ist das Instrument des Massnahmenplans nach den Artikeln 31–34 LRV in der Regel das geeignete Instrument zum Abbau der übermässigen Immissionen.

2. ***Weiterführung der Messungen der Ammoniak-Konzentrationen***
   Falls kein Immissionsgrenzwert für Ammoniak in Anhang 7 LRV festgelegt wird, bedeutet dies nicht, dass Messungen der Ammoniak-Konzentrationen in der Luft zur Überwachung der Immissionssituation nicht mehr durchgeführt werden sollen. Vor dem Hintergrund, dass gasförmiges Ammoniak einen hohen Anteil am Stickstoffeintrag in Ökosysteme hat und dass Ammoniak gut gemessen werden kann, wird empfohlen, weiterhin an geeigneten Standorten lokal, regional und überregional die Ammoniak-Konzentrationen zu erheben und allenfalls mit Messungen der Summe von Ammoniak und ammoniumhaltigen Aerosolen zu ergänzen.
   Auch in anderen Ländern (z. B. Dänemark, Holland) hat sich gezeigt, dass die Ammoniak-Konzentrationen und auch die erwähnten Summenmessungen sehr gute Indikatoren für die zeitliche Entwicklung der Belastung sind. Werden wirksame Massnahmen zur Minderung der Ammoniak-Emissionen flächendeckend ergriffen, so zeigt sich dies auch im zeitlichen Verlauf der gemessenen Immissionen.
   Die Immissionsmessungen sind somit ein von den Emissionsberechnungen unabhängiges Kontrollinstrument. Falls die Messung zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen dienen soll, muss sie aber dort durchgeführt werden, wo Beurteilungskriterien wie Critical Levels und Critical Loads ihren Geltungsbereich haben, das heisst am Standort des empfindlichen Ökosystems. Bei Waldstandorten kann die Immissionsmessung als Annäherung an die realen Verhältnisse in der Nähe des Waldrandes durchgeführt werden, weil Messungen auf unterschiedlicher Höhe bei Türmen gezeigt haben, dass die Unterschiede zwischen Ammoniak-Konzentrationen in Bodennähe und auf Kronenhöhe nicht sehr gross sind. Keinesfalls sollen die Ammoniak-Immissionen aber innerhalb der Vegetation gemessen werden.

Empfehlung betreffend weitere Bearbeitung der Fragen durch die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL)

Im Sinne eines Ausblicks wird empfohlen, die vorliegende Analyse nach 5–10 Jahren zu wiederholen, weil davon ausgegangen werden muss, dass neue wissenschaftliche Erkenntnisse zu den Auswirkungen vorliegen werden und dass der laufende Strukturwandel in der Landwirtschaft zu deutlichen Veränderungen in der räumlichen Beziehung zwischen Emissionsquellen und Belastungen an Standorten mit empfindlichen Ökosystemen führen kann.

Danksagung

Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene dankt Beat Achermann, Dr. Christof Ammann, Dr. Sabine Braun, Prof. Dr. Jürg Fuhrer, Dr. Hans Gygax und Fritz Zürcher für die Mitarbeit in der Expertengruppe zur Erstellung dieses Berichts. Sie dankt auch Herrn Beat Rihm der Firma Meteotest für die Erstellung der Immissionskarten und die Durchführung der Analysen zu den Überschreitungen der Critical Loads und Critical Levels sowie zu den räumlichen Beziehungen zwischen Emissionsquellen und am Standort von Ökosystemen auftretenden Immissionen.

5 Literatur

Achermann B., Rihm B., Kurz D. 2011: National Focal Centre Report – Switzerland. In: Posch M., Slootweg J., Hettelingh J.-P. (eds.), Modelling Critical Thresholds and Temporal Changes of Geochemistry and Vegetation Diversity, CCE Status Report 2011. Coordination Centre for Effects (CCE), Bilthoven, The Netherlands. 186 pp. RIVM report 680359003. ISBN 978-90-6960-254-7. The report can be downloaded from the CCE-website: www.rivm.nl/en/thema-sites/cce/publications/CCE_Status_Report_2011/index.html.

Asman W.A.H., Jaarsveld H.A. 1990: A variable-resolution statistical transport model applied for ammonia and ammonium. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Report no. 228471007, Bilthoven, The Netherlands.

Asman W.A.H. 2002: Die Modellierung lokaler Ammoniak-Depositionen im Umfeld von Stallgebäuden. KTBL-Schrift 406, S. 295–319. In: KTBL (Ed.): Emissionen der Tierhaltung. KTBL/UBA-Symposium 3.–5. Dezember 2001. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt.

BAFU und BLW (eds.) 2008: Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Umwelt-Wissen Nr. 0820. Bundesamt für Umwelt, Bern. 221 S.

BAFU und BLW (eds.) 2011: Baulicher Umweltschutz in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft. Umwelt-Vollzug Nr. 1101. Bundesamt für Umwelt, Bern. 123 S.

BAFU und BLW (eds.) 2012: Nährstoffe und Verwendung von Düngern in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft. Umwelt-Vollzug Nr. 1225. Bundesamt für Umwelt, Bern. 62 S.

BBl 2009: Bericht des Bundesrats zum Konzept betreffend lufthygienische Massnahmen des Bundes vom 11. September 2009. Bundesblatt Nr. 40 vom 6. Oktober 2009, 6585–6616.

BFS 2011: Landwirtschaftliche Betriebszählung 2000, 2007. Lieferung von Einzeldaten, Bundesamt für Statistik (BFS), Neuchâtel.

Bobbink R., Hettelingh J.-P. (eds.) 2011: Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop held from 23–25 June 2010 in Noordwijkerhout, The Netherlands. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 680359002. ISBN 978-90-6960-251-6. The report can be downloaded from the CCE-website: www.rivm.nl/en/themasites/cce/publications/other-publications/Revemp.html.

Bonjour C. 2010: Stratifizierte mittlere Ammoniak-Emissionsfaktoren für 24 Tiergruppen, Resultate aus dem AGRAMMON-Projekt im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. Persönliche Mitteilung von Cyrill Bonjour, Bonjour Engineering GmbH, Lostorf, März 2010.

BUWAL 1992: Die Bedeutung der Immissionsgrenzwerte der Luftreinhalte-Verordnung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 180, Luft. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, Juli 1992. www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00275/index.html?lang=de.

BUWAL 2002: Ammoniak (NH_3)-Minderung bei der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. Mitteilungen zur Luftreinhalte-Verordnung LRV Nr. 13. Vollzug Umwelt, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. 10 S.

Cape J.N., van der Erden L.J., Sheppard L.J., Leith I.D., Sutton M.A. 2009: Reassessment of Critical Levels for Atmospheric Ammonia.
In: Sutton et al. (eds), Atmospheric Ammonia, Detecting emission changes and environmental impacts, Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Springer Science + Business Media B.V. 2009, 15–40. ISBN 978-1-4020-9120-9.

EDI 1991: Bundesinventar der Hoch- und Übergangsmoore von nationaler Bedeutung. (Federal Inventory of Raised and Transitional Bogs of National Importance). Appendix to the Federal Ordinance on the Protection of Raised Bogs. Eidgenössisches Departement des Innern (EDI), Bern

EKL 2005: Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Status-Bericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene (EKL). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Ed.), Schriftenreihe Umwelt Nr. 384, Bern. 168 S.

FOEFL 1996: Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances, Eutrophying Atmospheric Deposition. Environmental Series No. 275. Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL), Berne. 90pp. (out of print, reprint with updates in prep.)

FOEN 2007: Inventar der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung (TWW) [Inventory of dry grasslands of national importance]. Pers. comm. (GIS data) by Christophe Hunziker on behalf of the Federal Office for the Environment, 22. Oct. 2007. www.bafu.admin.ch/schutzgebiete-inventare/07849.

FOEN 2011: Switzerland's Informative Inventory Report 2011 (IIR). Submission under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Federal Office for the Environment FOEN, Berne.

FOEN 2011a: NO_2 ambient concentrations in Switzerland – Modelling results for 2005, 2010, 2015. Federal Office for the Environment FOEN, UW-1123-E, Bern. www.bafu.admin.ch/publikationen/publi-kation/01634/index.html?lang=en.

Hegg O., Béguin C., Zoller H. 1993: Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

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

LFI (1990/92) Schweizerisches Landesforstinventar (LFI), Datenbankauszüge vom 30. Mai 1990 und vom 8. Dezember 1992. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf.

Loubet B., Asman W.A.H., Theobald M.R., Hertel O., Sim Tang Y., Robin P., Hassouna M., Dämmgen U., Genermont S., Cellier P., Sutton M.A. 2009: Ammonia deposition Near Hot Spots: Processes, Models and Monitoring Methods. In: Sutton et al. (eds), Atmospheric Ammonia, Detecting emission changes and environmental impacts, Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Springer Science + Business Media B.V. 2009, 15–40. ISBN 978-1-4020-9120-9.

LRV 1985: Luftreinhalte-Verordnung (LRV) vom 16. Dezember 1985. SR 814.318.142.1. www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.318.142.1.de.pdf.

Rihm B., Urech M., Peter K. 2009: Mapping Ammonia Emissions and Concentrations for Switzerland. In: Sutton et al. (eds), Atmospheric Ammonia, Detecting emission changes and environmental impacts, Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Springer Science + Business Media B.V. 2009, 15–40. ISBN 978-1-4020-9120-9.

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 and Environment 178, 121–126.

Sheppard L.J., Leith I.D., Mizunuma T., Cape J.N., Crossley A., Leeson S., Sutton M.A., van Dijk N., Fowler D. 2011: Dry deposition of ammonia gas drives species change faster than wet deposition of ammonium ions: evidence from a long-term field manipulation. Global Change Biology 17, 3589–3607.

Sutton M.A., Reis S., Baker S.M.H. (eds.) 2009: Atmospheric Ammonia, Detecting emission changes and environmental impacts, Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Springer Science + Business Media B.V. ISBN 978-1-4020-9120-9. 464 pp.

Thöni L., Brang P., Braun S., Seitler E., Rihm B. 2004: Ammonia monitoring in Switzerland with passive samplers: patterns, determinants and comparison with modelled concentrations. Environmental Monitoring and Assessment, 98, 93–107.

Thöni L., Seitler E. 2011: Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 bis 2010. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, der OSTLUFT und verschiedener Kantone. www.bafu.admin.ch/luft/00649/01960/index.html?lang=de.

UNECE 1999: Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. Done at Gothenburg (Sweden) 30 November 1999. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) (www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.html)

UNECE 2004: Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, United Nations Economic Commission for Europe, version with updates downloadable at www.rivm.nl/en/themasites/icpmm/manual-and-downloads/manual-english/index.html.

UNECE 2007a: Report on the Workshop on Atmospheric Ammonia, Detecting Emission Changes and Environmental Impacts. United Nations Economic Commission for Europe, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Working Group on Strategies and Review, ECE/EB.AIR/WG.5/2007/3

UNECE 2007b: Leitfaden über Techniken zur Vermeidung und Verringerung von Ammoniakemissionen. Exekutivorgan für das Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung. Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa. ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13, 16. Juli 2007. Originalsprachen: Englisch, Französisch und Russisch. Deutschsprachige Version erstellt vom Bundesamt für Umwelt (BAFU).

UNECE (ed.) 2010: Empirical critical loads and dose-response relationships. Report on a workshop held from 23 to 25 June 2010 in Noordwijkerhout, The Netherlands, prepared by the Coordination Centre for Effects on behalf of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Working Group on Effects, 13 July 2010, ECE/EB.AIR/WG.1/2010/14.

UNECE 2012: Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. United Nations Economic Commission for Europe, Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. ECE/EB.AIR/120.

USG 1983: Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz [USG]) vom 7. Okt. 1983. SR 814.01. www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.01.de.pdf.

WSL 1993: Federal Inventory of Fenlands of National Importance. Pers. comm. from A. Grünig and P. Schönenberger, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf. The inventory was published in 1995 as an Appendix to the Federal Ordinance on the Protection of Fenlands.

6 Verzeichnisse

Abkürzungen

AGRAMMON	On-line Anwendung zur Berechnung der Ammoniakemissionen von einzelnen Landwirtschaftsbetrieben und von Regionen, www.agrammon.ch
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BFS	Bundesamt für Statistik
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
CLe	Critical Level. Kritische Konzentration eines Schadstoffes in der Luft gemäss UNECE. Belastungsgrenze zur Beurteilung der direkten Einwirkung von gasförmigen Luftschadstoffen auf empfindliche Rezeptoren.
$CLeNH_3$	Critical Level von Ammoniak
CLN	Critical Load für Stickstoff. Kritische Eintragsrate für stickstoffhaltige Luftschadstoffe gemäss UNECE. Belastungsgrenze zur Beurteilung des trockenen und nassen Eintrags von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen in empfindliche Ökosysteme.
CNH3_1km	NH_3-Konzentration, welche durch die NH_3-Emissionsquellen im Abstand von bis zu maximal 1 km erzeugt wird.
CNH3_4km	NH_3-Konzentration, welche durch die NH_3-Emissionsquellen im Abstand von bis zu maximal 4 km erzeugt wird.
CNH3_50km	NH_3-Konzentration, welche durch die NH_3-Emissionsquellen im Abstand von bis zu 50 km erzeugt wird.
Deposition	Flächenbezogener Stofffluss von der Atmosphäre auf die Erdoberfläche; für die Deposition von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen wird als Einheit häufig Kilogramm Stickstoff pro Hektare und Jahr (kg N ha^{-1} a^{-1}) verwendet.
ECE	(United Nations) Economic Commission for Europe.
Eintrag	gleichbedeutend wie Deposition
EKL	Eidgenössische Kommission für Lufthygiene
Emission	Schadstoffausstoss an der Quelle
EUNIS	European Nature Information System. Datenbank mit Angaben zu europäischen Spezies, Habitattypen und Standorten http://eunis.eea.europa.eu/index.jsp

ExCLN	Überschreitung (engl. Exceedance) des Critical Load für Stickstoff (CLN). Für stickstoffhaltige Luftschadstoffe ist sie definiert als Differenz zwischen Gesamt-Stickstoff-Deposition und CLN.
FM	Flachmoor-Inventar
HM	Hochmoor-Inventar
HNO_3	Salpetersäure
IGW	Immissionsgrenzwert. IGWs werden in der Schweizerischen Luftreinhalte-Verordnung (LRV) festgelegt.
Immissionen	Schadstoffe am Ort ihres Einwirkens. Kann als Konzentration in der Luft oder als Deposition relevant sein.
Konzentration	Schadstoffmenge pro Volumen Luft; als Einheit wird häufig µg m^{-3} verwendet. Für die Berechnung der Nassdeposition wird auch die Konzentration im Niederschlag verwendet.
LFI	Landesforstinventar der WSL
LRTAP	(UNECE Convention on) Long-range Transboundary Air Pollution (Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung)
LRV	Luftreinhalte-Verordnung (LRV) vom 16. Dezember 1985. SR 814.318.142.1. www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.318.142.1.de.pdf
N	Elementsymbol für Stickstoff
NH_3	Ammoniak
NH_4^+	Ammonium
NHy-N	Stickstoff in reduzierten Stickstoffverbindungen (Ammoniak und Ammonium)
NO_2	Stickstoffdioxid
NO_3^-	Nitrat
NO_x	Stickoxide (NO + NO_2)
NOy-N	Stickstoff in oxidierten Stickstoffverbindungen (Stickoxide, Salpetersäure und Nitrat)
SMB	simple mass balance, Methode zur Berechnung der Critical Loads für Stickstoff gemäss Mapping Manual der UNECE Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung.
TWW	Inventar der Trockenwiesen und -weiden
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe

USG	Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz [USG]) vom 7. Oktober 1983. SR 814.01. www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.01.de.pdf
V_{dep}	Depositionsgeschwindigkeit
WHO	Weltgesundheitsorganisation
WSL	Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft

Masseinheiten

kg N ha^{-1} a^{-1}	Kilogramm Stickstoff pro Hektare und Jahr (Eintrag, Deposition)
kt N a^{-1}	Kilotonne Stickstoff pro Jahr
µg NH_3 m^{-3}	Mikrogramm (Millionstel Gramm) Ammoniak pro Kubikmeter Luft (Konzentration)