

RESEARCH

Open Access

# Mapping background values of atmospheric nitrogen total depositions in Germany based on EMEP deposition modelling and the European Moss Survey 2005

## Kartierung der Hintergrundwerte atmosphärischer Stickstoff-Gesamtdepositionen in Deutschland anhand von Daten des EMEP-Messnetzes und des ICP Vegetation Moos-Monitoring 2005

Winfried Schröder<sup>1†</sup>, Marcel Holy<sup>1†</sup>, Roland Pesch<sup>\*1†</sup>, Harry Harmens<sup>2</sup> and Hilde Fagerli<sup>3</sup>

### Abstract

**Background** In order to map exceedances of critical atmospheric deposition loads for nitrogen (N) surface data on the atmospheric deposition of N compounds to terrestrial ecosystems are needed. Across Europe such information is provided by the international European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) in a resolution of 50 km by 50 km, relying on both emission data and measurement data on atmospheric depositions. The objective of the article at hand is on the improvement of the spatial resolution of the EMEP maps by combining them with data on the N concentration in mosses provided by the International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation) of the United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) Long-range Transboundary Air Pollution (LTRAP) Convention.

**Methods** The map on atmospheric depositions of total N as modelled by EMEP was intersected with geostatistical surface estimations on the N concentration in mosses at a resolution of 5 km by 5 km. The medians of the N estimations in mosses were then calculated for each 50 km by 50 km grid cell. Both medians of moss estimations and corresponding modelled deposition values were ln-transformed and their relationship investigated and modelled by linear regression analysis. The regression equations were applied on the moss kriging estimates of the N concentration in mosses. The respective residuals were projected onto the centres of the EMEP grid cells and were mapped using variogram analysis and kriging procedures. Finally, the residual and the regression map were summed up to the map of total N deposition in terrestrial ecosystems throughout Europe.

**Results and discussion** The regression analysis of the estimated N concentrations in mosses and the modelled EMEP depositions resulted in clear linear regression patterns with coefficients of determination of  $r^2 = 0.62$  and Pearson correlations of  $r_p = 0.79$  and Spearman correlations of  $r_s = 0.70$ , respectively. Regarding the German territory a nationwide mean of 18.1 kg / ha / a (standard deviation: 3.49 kg / ha / a) could be derived from the resulting map

<sup>†</sup>These authors contributed equally to this work

\*Correspondence: rpesch@iuw.uni-vechta.de

<sup>1</sup>Chair of Landscape Ecology, University of Vechta, P.O.B. 1553, 49364 Vechta, Germany

Full list of author information is available at the end of the article

on total N deposition in a resolution of 5 km by 5 km. Recent updates of the modelled atmospheric deposition of N provided a similar estimate for Germany.

**Conclusions** The linking of modelled EMEP data on the atmospheric depositions of total N and the accumulation of N in mosses allows to map the deposition of total N in a high resolution of 5 km by 5 km using empirical moss data. The mapping relies on the strong statistical relationship between both processes that are physically and chemically related to each other. The mapping approach thereby relies on available data that are both based on European wide harmonized methodologies. From an ecotoxicological point of view the linking of data on N depositions and those on N bioaccumulation can be considered a substantial progress.

**Keywords** EMEP; moss surveys; ICP Vegetation; atmospheric nitrogen depositions; biomonitoring; modelling

## Zusammenfassung

**Hintergrund** Für die Kartierung kritischer Eintragsraten (Critical Loads, CL) für Stickstoff (N) werden flächendeckende Depositionsdaten benötigt. Diese werden europaweit im EMEP-Programm und auf nationalstaatlicher Ebene in Forschungsprojekten zur Verfügung gestellt. Es handelt sich um Ergebnisse aus Modellierungen, die u.a. auf Messwerten der N-Emissionen und der atmosphärischen N-Deposition beruhen. Dieser Artikel stellt am Beispiel der Daten zur N-Deposition aus dem European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) dar, wie deren räumliche Auflösung durch Kombination mit Daten der N-Anreicherung in Moosen aus dem International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation) der United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) Long-range Transboundary Air Pollution (LTRAP) Convention erhöht werden kann.

**Methoden** Die in einer Auflösung von 50 km mal 50 km vorliegende EMEP N-Depositionskarte wurde mit geostatistisch validen Kriging-Karten über die Anreicherung von N in Moosen in einem Geografischen Informationssystem (GIS) verknüpft. Anschließend wurden die Mediane aller 5 km mal 5 km großen Rasterzellen der N-Anreicherungskarte innerhalb der jeweiligen 50 km mal 50 km abdeckenden EMEP-Rasterzellen berechnet. Die Mediane der geschätzten Elementkonzentrationen im Moos sowie die Depositionswerte wurden ln-transformiert und korrelations- und regressionsanalytisch untersucht. Sodann wurden die Regressionsfunktionen auf die Kriging-Flächenkarten der N-Anreicherungen in Moosen angewendet. Die Residuen der Regressionsfunktion wurden bestimmt, entlogarithmiert, auf die Mittelpunkte der entsprechenden EMEP-Rasterzellen projiziert, variogrammanalytisch auf räumliche Strukturen untersucht und mit Lognormal-Kriging flächenhaft interpoliert. Die Kriging-Karte der Residuen wurde abschließend mit der regressionsanalytisch berechneten N-Depositionsflächenkarte verrechnet.

**Ergebnisse und Diskussion** Die Regressionsanalyse zeigt, dass die N-Anreicherung in den Moosen aus Hintergrundgebieten mit der N-Gesamtdeposition europaweit mit Pearson Korrelationen von  $r_p = 0.79$  sowie Spearman Korrelationen von  $r_s = 0.70$  korreliert ist. Das Bestimmtheitsmaß des Regressionsmodells beträgt  $r^2 = 0.62$ . Die statistische Auswertung der auf dieser Grundlage berechneten Karte der N-Gesamtdeposition ergibt einen deutschlandweiten Mittelwert der von 18.1 kg / ha / a (Standardabweichung 3.49 kg / ha / a). Vergleicht man die Ergebnisse dieser Berechnungen mit Ergebnissen aus anderen Verfahren, so zeigen sich z.T. Unterschiede. Die am Ende des Jahres 2009 anlässlich eines Workshops zur Modellierung von Schadstoffeinträgen und ihren Wirkungen auf Ökosysteme veröffentlichten N-Gesamtdepositionsmodellierungen entsprechen allerdings ungefähr denen, die anhand der Daten aus dem EMEP und ICP Vegetation in dieser Untersuchung berechnet wurden.

**Schlussfolgerungen** Die Verknüpfung der Daten zur N-Gesamtdeposition (EMEP) und der N-Anreicherungen in Moosen (ICP Vegetation) ermöglicht eine empirisch validierte, räumlich differenzierte Kartierung der N-Gesamtdeposition. Die ausgeprägte, statistisch hoch signifikante Korrelation zwischen den beiden physikalisch und chemisch miteinander verbundenen Prozessen der atmosphärischen Deposition und der Bioakkumulation bilden die Grundlage der Kartierung. Die Karten nutzen vorhandenes Datenmaterial, das auf der Grundlage europaweit harmonisierter Methoden in zwei qualitätskontrollierten Messprogrammen erhoben wurde. Aus dem Blickwinkel der Ökotoxikologie ist die Verknüpfung von Daten über Stoffeinträge in terrestrische Ökosysteme und N-Anreicherungen in deren Moosbiomasse ein Fortschritt.

**Schlagwörter** EMEP; Moos-Monitoring; ICP Vegetation; Stickstoffdepositionen; Biomonitoring; Modellierung

## Hintergrund

Landwirtschaft, industrielle Produktion, Verkehr und Waldbrände sind bedeutende Emissionsquellen für N-haltige Verbindungen in der Atmosphäre [1,2]. Die oxidierten (NO<sub>x</sub>) und reduzierten (NH<sub>y</sub>) N-Komponenten gelangen nach bis zu 2000 km bzw. bis zu 500 km Transport mit Regen und Schnee als nasse Depositionen, mit Wolken bzw. Nebel als okkulte (feuchte) Deposition und partikulär oder gasförmig als trockene Deposition an die Erdoberfläche [3]. Solche N-Einträge können die Eutrophierung und Versauerung von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen sowie Veränderungen ihrer Biodiversität nach sich ziehen [4-8]. Umweltpolitische Maßnahmen zur Reduktion der N-Emissionen sind in Deutschland beispielsweise die Biodiversitätsstrategie und das Stickstoffminderungsprogramm und auf europäischer Ebene die Genfer Luftreinhaltekonvention (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, LRTAP). Neben der Überwachung der N-Emissionen und -Einträge muss die N-Anreicherung in der Umwelt räumlich differenzierend erfasst werden [9].

EMEP erfüllt für die LRTAP-Convention u.a. folgende Aufgaben: Erhebung von Emissionsdaten, Messung von Konzentrationen ausgewählter Stoffe in der Luft und in Niederschlägen (EMEP Chemical Coordinating Centre, EMEP-CCC) sowie Modelling des atmosphärischen Transports und der Deposition dieser Stoffe. Die Speicherung und Verteilung dieser Daten erfolgt durch das Centre on Emission Inventories and Projections (CEIP). Die Modellierung der Schwefel- und N-Verbindungen sowie der Photooxidantien erfolgt im Meteorological Synthesizing Centre West (MSC-W, Oslo), die Modellierung des Transports und der Deposition der Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber im Meteorological Synthesizing Centre East (MSC-ER, Moskau). Die Depositionsmessungen erfolgen je nach Komponente europaweit an bis zu 70 Orten, acht davon entfielen im Jahr 2000 auf Deutschland [10]. Die versauernden und eutrophierenden Depositionen sowie Ozon werden mit dem EMEP MSC-W Unified Eulerian Chemical Transport Model mit einer räumlichen Auflösung von 50 km × 50 km berechnet [11].

Die Modellergebnisse werden anhand der Messdaten aus dem EMEP-Netz validiert. Zusätzlich wird versucht, andere geeignete Daten zu nutzen. Dabei stellte sich heraus, dass aus sieben europäischen Ländern 160 der 860 Level II-Standorte des International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests) die von [10] herangezogenen Qualitätskriterien erfüllten und zur Validierung der N-Gesamtdeposition genutzt werden konnten. 26 der 89 deutschen ICP Forests Level II-Standorten lieferten zur Validierung der EMEP-Modellierungen brauchbare Daten. Ein Problem bestand auch

in der mangelnden Repräsentativität der ICP Forests Level II-Standorte für die Depositionsmodellierung [10]. Insbesondere mit Blick auf die Berechnung von CL wird die Einbeziehung weiterer Daten angestrebt, um zu einer höheren räumlichen Auflösung der Depositionsmodellierung zu gelangen. Ein Schritt, dieses Ziel zu erreichen, ist die Einbeziehung von Daten aus einem räumlich dichten Messnetz, in dem ein Phänomen erfasst wird, das physikalisch eng mit der Deposition verknüpft ist: die Stoffanreicherung an der Erdoberfläche.

Im ICP Vegetation werden Anreicherungen von Schwermetallen seit 1990 alle fünf Jahre und Stickstoff seit 2005 an bis zu 7000 bzw. rund 3000 Orten in bis zu 30 bzw. 16 europäischen Staaten erfasst [12-14]. Die gesammelten Moos haben sich zum Monitoring von Schwermetallanreicherung, mittlerweile aber auch zur Erfassung der N-Akkumulation bewährt [15-21]. Die Anreicherung von toxischen, eutrophierenden oder versauernden Stoffen ist ein wichtiger Gesichtspunkt der ökotoxikologischen Bewertung stofflicher Wirkungen.

Depositionsdaten erhalten einen Wirkungsbezug, wenn sie bei der Berechnung von Critical Loads (CL) [22,23] als Predicted Environmental Concentration (PEC) mit Predicted No Effect Concentrations (PNEC) von Ökosystemen verknüpft werden [24]. Die Aussagekraft von CL bemisst sich nach der Qualität des Modells, d.h. von seiner intrinsischen (Un)Sicherheit, der Qualität der Eingangsdaten (Emissionsdaten und Depositionsdaten) [25,26] und ihrer räumlichen Auflösung [23,27]. Die am Ende des Jahres 2009 anlässlich eines Workshops zur Modellierung von Schadstoffeinträgen und ihren Wirkungen auf Ökosysteme veröffentlichten Ergebnisse der N-Gesamtdepositionsmodellierungen liegen um durchschnittlich 35 % niedriger als die zuletzt von [28,29], bei den Schwermetallen Blei und Cadmium betragen die Unterschiede mindestens 200 % [30]. Um die räumliche Validität und damit die Aussagekraft von Depositionsmodellierungen empirisch zu untermauern, liegt es nahe, die statistischen Beziehungen zwischen Depositionsdaten und Daten aus dem räumlich dichten Messnetz des Europäischen Moos-Monitoring regressionsanalytisch zu quantifizieren und die Regressionsmodelle auf die Messpunkte des Moosmessnetzes oder die daraus abgeleiteten flächendeckenden und räumlich hoch aufgelösten Karten der N-Akkumulation in Moosen anzuwenden. Ziel dieses Artikels ist es, die dazu angewendete Methodik und die damit erzielten Ergebnisse für die N-Gesamtdeposition im Jahr 2005 für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland darzustellen.

## Methoden

### Moos-Monitoring

Ziel des ICP Vegetation Moos-Monitoring ist es, die großräumigen Muster und zeitlichen Entwicklungen der

Bioakkumulation von Schwermetallen (seit 1990 alle fünf Jahre) und Stickstoff (seit 2005/6) Staaten übergreifend zu kartieren. Dabei geht es in erster Linie um die Erfassung darum, sogenannte Hintergrundwerte zu erhalten und nicht darum, emittentenbezogene Aussagen zu gewinnen. Von potenziellen Emissionsquellen sind bestimmte Abstände einzuhalten, und an Orten mit sichtbaren technischen Emissionsquellen in der Umgebung werden keine Moosproben entnommen. In der Messkampagne 2005/6 wurden an 2781 Orten in Belgien, Bulgarien, Estland, Finnland, Frankreich, Deutschland, Großbritannien, Italien (Region Bolzano), Lettland, Österreich, Slowakei, Slovenien, Spanien (Navarra), Schweiz, der Tschechischen Republik sowie der Türkei Moosproben nach einer Richtlinie [31] entnommen und auf Stickstoff untersucht. Hierbei kamen auf 1000 km<sup>2</sup> mindestens 1,5 Moosentnahmestellen. In Deutschland führten Bund und Länder das Moos-Monitoring in den Jahren 1990, 1995, 2000 und 2005 gemeinsam durch. Die räumliche Dichte des Moosmessnetzes betrug mit 1,7 (1990), 2,9 (1995, 2000) und 2,0 (2005) Standorte pro 1000 km<sup>2</sup>. Die Messnetzausdünnung beim deutschen Monitoring in 2005 erfolgte ohne Einbußen der geostatistischen Validität und Landschaftsrepräsentanz des Messnetzes [32].

Von den an 2781 Orten Europas gesammelten Moosproben für N-Analysen entfielen 43,4 % auf *Pleurozium schreberi*, 20,0 % auf *Hylocomium splendens*, 19,0 % auf *Hypnum cupressiforme*, 11,1 % auf *Pseudoscleropodium purum* und 6,5 % auf weitere Arten. Die Moosproben wurden bei 40° C getrocknet, und die N-Gehalte nach der Methode von [33] oder mit der Elementaranalyse nach [34] quantitativ als %-Anteile der Moostrockenmasse bestimmt. Die Qualität der Messungen und Probenentnahmen wurde umfassend im Sinne von [35] gesichert und dokumentiert [12,13,24,36]. Die Qualitätskontrolle der Messdaten erfolgte anhand der Referenzmaterialien M2 und M3 [37]. Zusätzlich wurden zertifizierte Referenzmaterialien verwendet. Die Ergebnisse wiesen auf eine gute Übereinstimmung zwischen den beteiligten Laboratorien, den analytischen Verfahren und den Zielwerten der Referenzmaterialien hin [12,13]. Die Daten wurden im Programmzentrum des ICP Vegetation auf Plausibilität und Extremwerte untersucht. Die ggf. bereinigten Datensätze und erste Karten über die geographischen Muster der N-Gehalte in den Moosen wurden den ExpertInnen in den Teilnehmerstaaten zur Endkontrolle übergeben. Die räumlichen Muster der N-Gehalte in den Moosen wurden mit den EMEP-Daten über die N-Deposition (Abschnitt *Depositionsmodellierung*) regressionsanalytisch verknüpft (Abschnitt *Berechnung der Depositionskarten*).

#### **Depositionsmodellierung**

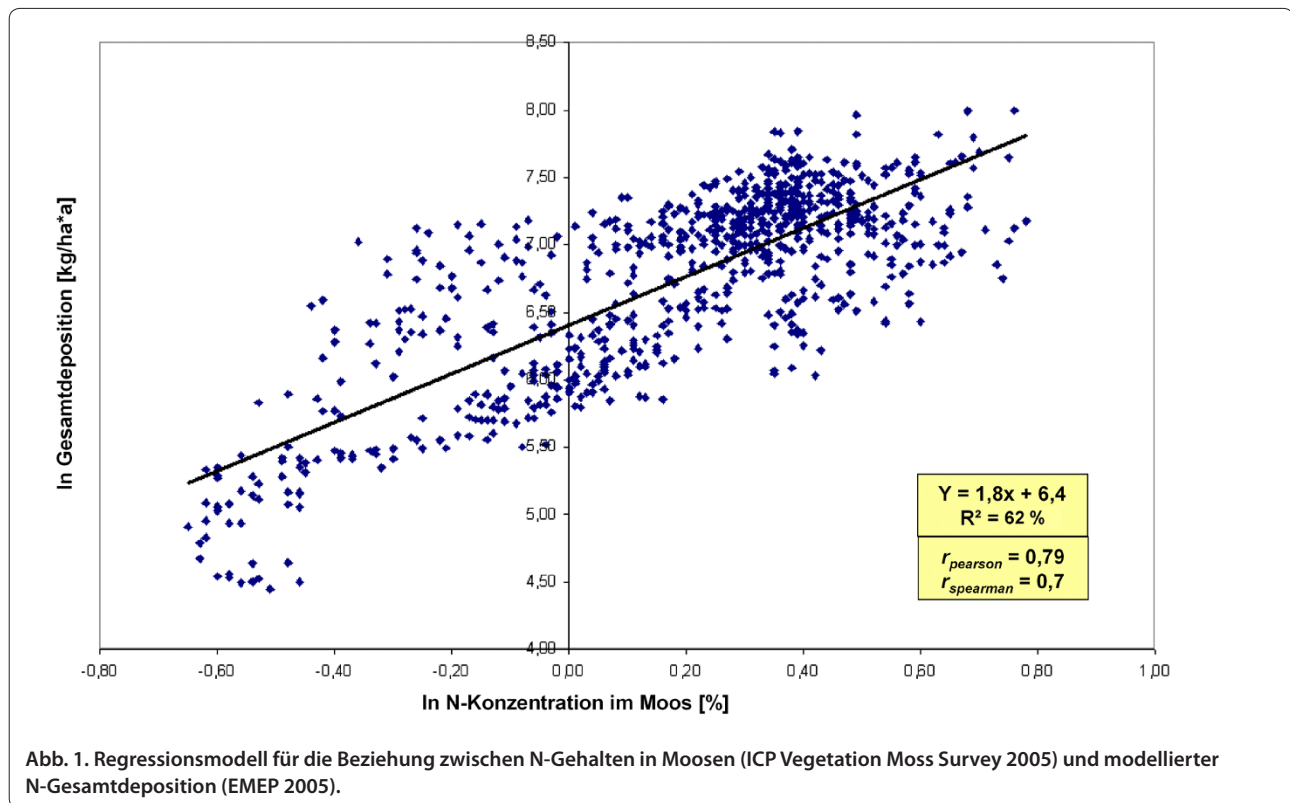
Das EMEP-Modell zur Berechnung der N-Deposition wurde im Norwegischen Institut für Meteorologie (Olso)

entwickelt. Es basiert auf früheren Modellentwicklungen [38,39] und wird umfassend von [40] und [41] erläutert. Die Validierungen der Modellergebnisse sind umfassend dargestellt [10,11,42-47]. Das EMEP Unified Eulerian Chemical Transport Model ist ein Mehrebenen Transport- und Depositionsmodell. Der von ihm geographisch abgedeckte Teil der Erdoberfläche, die EMEP model domain, umfasst Europa, den Nordatlantik und die Polarregion [40,41]. Das Modell ist auf 20 vertikale Layer und eine horizontale Auflösung von 50 km × 50 km (in 60° N) ausgelegt. Die Daten zu anthropogenen Emissionen sind nach Sektoren und Rasterzellen entsprechend der offiziellen Datenlieferungen im Rahmen der LRTAP Convention differenziert [48]. Das Modell berechnet rund 140 chemische Reaktionen zwischen 70 chemischen Komponenten.

#### **Berechnung der Depositionskarten**

Die Kartierung der N-Gehalte in Moosen erfolgte mit den geostatistischen Methoden Variogrammanalyse und Kriging-Interpolation. Die Qualität dieser Flächenschätzungen wurde durch Kreuzvalidierung ermittelt [24]. Sodann wurden die EMEP-Daten zur N-Gesamtdeposition 2005 mit der europaweit geostatistisch geschätzten Flächenkarte der N-Konzentration in den 2005 gesammelten Moosen verschnitten. Anschließend wurden die Mediane aller 5 km mal 5 km großen Rasterzellen der N-Anreicherungskarte innerhalb der jeweiligen 50 km mal 50 km EMEP-Rasterzellen berechnet. Die Mediane der geschätzten Elementkonzentrationen im Moos sowie die Depositionswerte wurden ln-transformiert und korrelations- und regressionsanalytisch untersucht. Sodann wurden die Regressionsfunktionen auf die Kriging-Flächenkarten der N-Anreicherungen in Moosen angewendet. Die Residuen der Regressionsfunktion wurden bestimmt, entlogarithmiert, auf die Mittelpunkte der entsprechenden EMEP-Rasterzellen projiziert, variogrammanalytisch auf räumliche Strukturen untersucht und mit Lognormal-Kriging flächenhaft interpoliert. Die Kriging-Karte der Residuen wurde abschließend mit der regressionsanalytisch berechneten N-Depositionsflächenkarte verrechnet, so dass die durch die beiden linearen Regressionsmodelle bedingten räumlich differenzierten Unter- bzw. Überschätzungstendenzen minimiert wurden. Aus dieser Europakarte der N-Gesamtdeposition des Jahres 2005 wurde das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland ausgestanzt. Diese Deutschlandkarte zeigt die räumliche Differenzierung der N-Gesamtdeposition als Vielfache der jeweiligen Standardabweichung vom Bundesdurchschnitt. Die dabei gewählte räumliche Auflösung orientiert sich an der Standardabweichung der Nachbarschaftsdistanzen der Beprobungspunkte in Europa und beträgt dementsprechend 5 km mal 5 km.





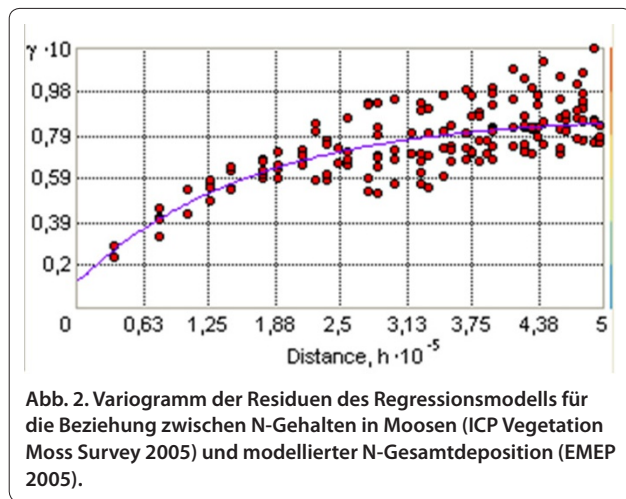
## Ergebnisse

Für die Validierung der EMEP-Modellierung lagen an den EMEP Messstationen nur Messungen zur nassen Deposition vor. Diesbezüglich wurde eine Abweichung der qualitätskontrollierten EMEP-Messwerte von den Modellierungen um ca. 30 % berechnet. Die Qualität der Messungen der N-Konzentrationen in den Moosen wurde anhand von Referenzmaterial kontrolliert. Die aus diesen Messwerten des Moos-Monitoring mit Kriging-Interpolation berechnete Europa-Karte der N-Anreicherung in Moosen gibt ausgeprägte räumliche Strukturen wieder und weist eine ausreichende Schätzqualitäten auf: Der mittlere (Median) korrigierte prozentuale Fehler beträgt 9,23 %, der Pearson Korrelationskoeffizient zwischen Mess- und Schätzwerten beläuft sich auf 0,72 für das Nugget / Sill-Verhältnis des der Schätzung zugrundeliegenden Variogramm-Modells wurde ein Wert von 64 %, und für die Aussagereichweite der punktuellen Messungen 312 km berechnet.

Die statistischen Beziehungen zwischen den N-Konzentrationen in Moosen und modellierter N-Gesamtdeposition wurden nach Verknüpfung der entsprechenden Karten im GIS regressionsanalytisch quantifiziert (Abb. 1). Korrelationsanalysen zeigen, dass die N-Anreicherung in den Moosen mit der N-Gesamtdeposition europaweit mit  $r_p = 0,79$  (Korrelation nach Pearson) bzw.  $r_s = 0,70$  (Korrelation nach Spearman)

korreliert ist. Das Bestimmtheitsmaß des Regressionsmodells beträgt  $r^2 = 0,62$ . Die statistische Auswertung der auf dieser Grundlage berechneten Karte der N-Gesamtdeposition ergibt einen deutschlandweiten Mittelwert der von 18,1 kg/ha/a (Standardabweichung 3,49 kg/ha/a). Die Karte zeigt die räumliche Differenzierung der N-Gesamtdeposition als Vielfache der Standardabweichung. Die dabei gewählte räumliche Auflösung orientiert sich an der Standardabweichung der Distanzen zwischen je zwei Beprobungspunkten innerhalb von Europa und beträgt dementsprechend 5 km mal 5 km (Abb. 1).

Die Residuen, also der nicht 'erklärte' Anteil der in dem linearen Regressionsmodell quantifizierten Beziehung zwischen modellierter N-Gesamtdeposition und N-Bioakkumulation wurden variogrammanalytisch auf räumliche Strukturen untersucht. Das resultierende Variogramm (Abb. 2) zeigt eine deutliche Autokorrelation der Residuen: Der Betrag der Semivarianz Betrag ( $\gamma$ ) wächst mit zunehmender Distanz ( $h$ ) der Moossammelorte voneinander an, und das Nugget / Sill-Verhältnis beträgt 12,8. Diese von den Regressionsmodellen nicht erfasste und in der regressionsanalytisch erzeugten Karte der N-Gesamtdeposition nicht abgebildete Information über die räumliche Struktur der Daten wird im nächsten Schritt dadurch eingebunden, dass anhand der Residuen-Variogramme eine Kriging-Karte berechnet wurde, die mit der

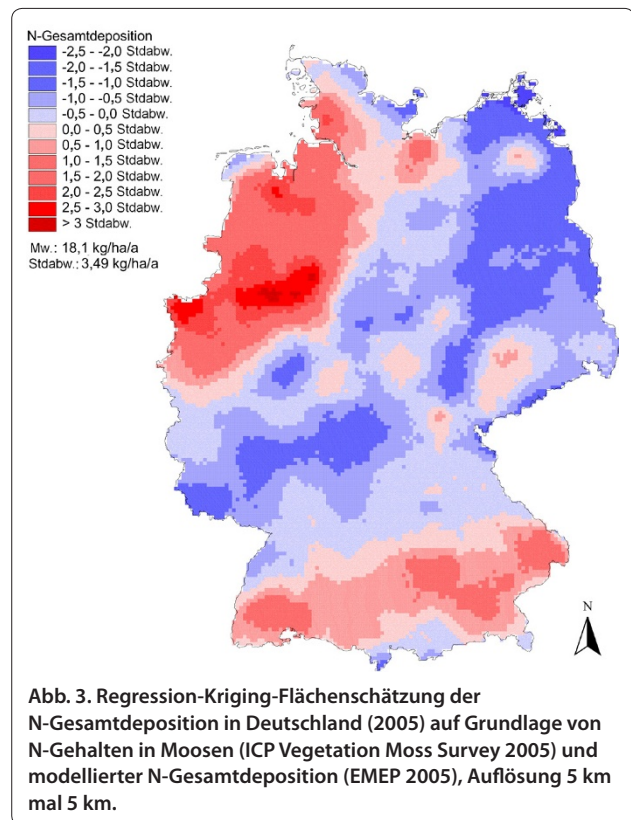


regressionsanalytisch erzeugten N-Gesamtdepositions-karte durch Addition zu einer GIS-Karte zusammen-gefügt wurde. Aus dieser Karte wurde das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland ausgestanzt (Abb. 3).

Tabelle 1 enthält statistische Maßzahlen, welche die Ergebnisse der Kartierung der N-Deposition zusammenfassend beschreiben. Zusammen mit der aus den Karte ersichtlichen räumlichen Differenzierungen der N-Gesamtdepositionen ergibt sich folgendes Bild: Die minimalen Hintergrundwerte der N-Gesamtdeposition betragen 9,6 kg / ha / a, die maximalen 29,4 kg / ha / a. Räumliche Schwerpunkte oberhalb des bundesweiten arithmetischen Mittelwertes der Hintergrundwerte der N-Deposition von 18,1 kg / ha / a sind im Wesentlichen in Nord- und Nordwestdeutschland, den westlichen Teil Mecklenburg-Vorpommerns sowie in Süddeutschland zu erkennen. Unterdurchschnittliche N-Einträge werden für das Saarland, Teile Hessens sowie die meisten Regionen der ehemaligen DDR mit Ausnahme einer Region im östlichen Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen berechnet.

### Diskussion

Vergleicht man die Ergebnisse dieser Berechnungen mit denen aus anderen Verfahren, so zeigt sich, dass die nach dem vorgestellten Ansatz kalkulierten N-Gesamtdepositions-mittelwerte für Hintergrundgebiete (18,1 kg / ha / a) um rund 34 % niedriger ist als die von [28,29] berechnen 27,9 kg / ha / a. Die am Ende des Jahres 2009 anlässlich eines Workshops zur Modellierung von Schadstoffeinträgen und ihren Wirkungen auf Ökosysteme veröffentlichten N-Gesamtdepositionsmodellierungen liegen um durchschnittlich 35 % niedriger als die oben genannten Berechnungsergebnisse [30]. Damit entsprechen sie ungefähr denen, die anhand der Daten aus dem EMEP und ICP Vegetation in dieser Untersuchung berechnet wurden. Die Aussagekraft der in dieser



**Tabelle 1. Deskriptiv-statistische Maßzahlen der mit Regression-Kriging aus EMEP-Depositionsdaten und Akkumulationsdaten aus dem Europäischen Moos-Monitoring berechneten Karte der N-Gesamtdeposition**

Statistische Maßzahl	N [kg / ha / a]
Minimum	9,6
Maximum	29,4
Arithmetischer Mittelwert	18,1
Standardabweichung	3,5
20. Perzentil	15,1
50. Perzentil	17,3
90. Perzentil	23,3
98. Perzentil	26,3

Untersuchung berechneten N-Depositionskarte sollte auch durch einen Abgleich mit Messdaten des in Deutschland betriebenen Depositionsmonitoring geprüft werden. Diese Daten waren im Rahmen der beiden letzten Moos-Monitoringprojekte weder über die Messnetzbetreiber noch über das Umweltbundesamt verfügbar, obwohl eine umfangreiche, die Depositionsdaten der Bundesländer umfassende Datenbank angelegt und in mehreren Forschungsvorhaben fortgeschrieben wurde [28,29,49-53]. In den genannten Forschungsberichten werden Schwierigkeiten beschrieben, die bei der

Zusammenführung der Daten aus mehreren Messnetzen und hinsichtlich ihrer Qualität bestehen. [49] berichtet über die Notwendigkeit, Daten aus Qualitätsgründen auszuschließen, was zur räumlichen Ausdünnung der Daten für geostatistische Modellierungen führt. Weitere Qualitätsprobleme, mit denen sich die Depositionsmodellierung auseinanderzusetzen hat, zeigen [49-53] eindrücklich auf.

Diese Probleme decken sich mit Erfahrungen, die auf europäischer Ebene bei der Auswertung und Modellierung von Depositionen auftreten: Von 860 ICP Forests Level II-Flächen standen [22] für Auswertungen Depositionsdaten (bulk, throughfall) 185 bzw. 249 mit maximal 30 fehlenden Messungen pro Jahr im Zeitraum 2000 bis 2005 zur Verfügung. [10] mussten Daten von 160 ICP-Forests Monitoring-Standorten in sieben europäischen Ländern von einer Untersuchung ausschließen, in der die im EMEP modellierten Depositionen anhand von Messwerten überprüft werden sollten. Dabei erfüllten von 89 deutschen ICP Level II-Standorten 26 die Qualitätsanforderungen der EMEP-Modellierer. Qualitätssicherung, die Harmonisierung der Messprogramme hinsichtlich räumlicher und zeitlicher Kriterien sowie die Methodenstandardisierung sind weiterhin Herausforderungen des Forst-Monitoring [54].

Die EMEP-Modellierer zogen aus diesen Problemen andere Konsequenzen als diejenigen Experten und Behörden, die in Deutschland mit der Depositionsmodellierung befasst sind: Es wurde vereinbart, die im Rahmen ICP Vegetation an bis zu 7000 Orten in Europa erhobenen Daten über die Schwermetall- und Stickstoffgehalte in Moosen mit den im EMEP modellierten Gesamtdepositionen zu verknüpfen und die statistischen Beziehungen zwischen den Datensätzen daraufhin zu überprüfen, ob die Moosdaten als statistische Hilfsvariable für die Berechnung von räumlich hoch aufgelösten Depositionskarten sein können, so wie dies in ähnlichen Zusammenhängen auch erfolgt [55-59]. Damit macht sich EMEP die Vorteile des Moos-Monitoring zunutze. Diese sind darin zu sehen, dass das experimentelle Design etwa im Vergleich zum Forst-Monitoring sehr viel weniger komplex angelegt ist und die Qualitätskontrolle vom Programmstart an von der Probenentnahme bis zur Datenauswertung reicht, also integraler Bestandteil des Monitoring-Konzeptes war. Damit ist eine zentrale Forderung von [25] an Umweltmonitoring-Programme erfüllt. ICP Forest bereitet die Qualitätssicherung insbesondere bei den Probeneinsammlungen und bei der Datenzusammenführung und Auswertung noch immer Probleme [26]. [60] weisen darauf hin, dass mit dem Moos-Monitoring ein höherer Anteil der Gesamtdeposition als über wet-only- und Bulk-Sammler gemessen werden kann. Im Gegensatz zu den Methoden auf Grundlage technischer

Sammler werden mit Moos-Monitoring auch rezeptorabhängige Einträge erfasst. Es können damit sowohl die feuchte Deposition (Nebel, Tau, Reif) als auch Anteile der trockenen Deposition (Sedimentation und Trägheitsabscheidung durch Filterwirkung, diffusiver Eintrag), die sich weder mit wet only-Sammlern noch mit bulk-Sammlern messen lassen, abgebildet werden. Die ermittelten Werte gelten für Rezeptoren mit ähnlicher Struktur und Oberfläche.

### Schlussfolgerungen

Der mit dem Critical Loads-Ansatz verfolgte Weg, PEC / PNEC-Verhältnisse für atmosphärische N-Einträge auf Ökosystemebene räumlich differenzierend zu berechnen, ist sinnvoll. Er sollte aufgrund einiger Probleme mit den Inputdaten für die Modellierung - Depositionsmessungen aus unterschiedlichen Messprogrammen in Deutschland, deren Designs in räumlicher und zeitlicher Hinsicht sowie in Bezug auf die gemessenen Komponenten und Messmethoden nicht hinreichend harmonisiert sind, Schwierigkeiten beim Zusammenführen der Daten für die Depositionsmodellierung sowie Probleme mit der räumlichen Dichte der Depositionsmessnetze – ergänzt werden durch die Nutzung der Daten über die N-Anreicherung infolge atmosphärischer Deposition. Dass sich diese Schwierigkeiten mindern lassen, wenn man die N-Bioakkumulation als physikalisch und chemisch mit ihrer atmosphärischen Deposition gekoppelten als Hilfsvariable bei der Berechnung der N-Deposition verwendet, wurde in dieser Arbeit mit positivem Ergebnis geprüft.

Die Modellierung der atmosphärischen N-Depositionen in Deutschland sollte dem Vorbild der Kooperation zwischen EMEP-Depositionsmodellierung und ICP Vegetation Moos-Monitoring folgen und die Ergebnisse der Depositionsmodellierung durch Kopplung mit den Daten aus dem Moos-Monitoring validieren. Hierzu wäre es zweckmäßig, die Depositionsdatenbank mit dem *WebGIS MossMet* [61] zu verknüpfen. Dabei wären auch die Informationen, mit denen die Standorte der Depositionsmessungen und die Messungen selbst beschrieben werden, einzupflegen. Solche Metadaten sind für die Moos-Monitoringkampagnen dokumentiert und werden in die statistischen Analysen einbezogen.

### Competing interests

The authors declare that they have no competing interests.

### Authors' contributions

WS wrote the text. MH and RP conducted the computations. HF and HH supported the work by dealing with the validity of experimental and modelling data.

### Danksagung

Wir danken dem United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra; contract AQ0810, LEP 0901), der UNECE (Trust Fund) und



dem Natural Environment Research Council (NERC) für die Finanzierung des Koordinationszentrums des ICP Vegetation Programms am Centre for Ecology and Hydrology (CEH) Bangor, UK. Ferner danken wir den Institutionen für die Bereitstellung der Ergebnisse der nationaler Moos-Monitoring-Kampagnen aus Italien (Renate Alber, Environmental Agency of Bolzano, Laives, Italien), der Türkei (Mahmut Coşkun, Canakkale Onsekiz Mart University, Faculty of Medicine Department of Medical Biology, Çanakkale), Belgien (Ludwig De Temmerman, Veterinary and Agrochemical Research Centre, Tervuren), Lettland (Marina Frolova, Latvian Environment, Geology and Meteorology Agency, Riga), Spanien (Laura González-Miqueo and Jesús M. Santamaría, Departamento de Química y Edafología, Universidad de Navarra, Navarra), Slowenien (Zvonka Jeran, Department of Environmental Sciences, Institut Jozef Stefan; Primož Simončič Slovenian Forestry Institute), Finnland (Eero Kubin and Juha Piispanen, Finnish Forest Research Institute, Muhos Research Station, Muhos), Frankreich (Sébastien Leblond, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris), Estland (Siiri Liiv, Tallinn Botanic Garden, Tallinn), der Slowakei (Blanka Maňková, Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Science, Bratislava), Tschechien (Ivan Suchara, Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening), Bulgarien (Lilyana Yurukova, Institute of Botany, Bulgarian Academy of Sciences, Sofia), der Schweiz (Lotti Thöni, FUB - Research Group for Environmental Monitoring, Rapperswil) und Österreich (Harald G. Zechmeister, Faculty of Life Sciences, University of Vienna, Vienna).

#### Author details

<sup>1</sup>Chair of Landscape Ecology, University of Vechta, P.O.B. 1553, 49364 Vechta, Germany. <sup>2</sup>Centre for Ecology & Hydrology, Environment Centre Wales, Deiniol Road, Bangor, Gwynedd, LL57 2UW, UK. <sup>3</sup>Meteorological Synthesizing Centre-West of EMEP, The Norwegian Meteorological Institute, P.O.Box 43-Blindern, N-0313 Oslo, Norway.

Received: 13 April 2011 Accepted: 18 May 2011  
Published: 18 May 2011

#### Zitierte Literatur

1. Bragazza L, Limpens J, Gerdol R, Grosvernier P, Hájek M, Hájek T, Hajkova P, Hansen I, Iacumin P, Kutnar L, Rydin H, Tahvanainen T: **Nitrogen concentration and  $\delta^{15}N$  signature of ombrotrophic Sphagnum mosses at different N deposition levels in Europe.** *Global Change Biol* 2005, **11**:106-114.
2. Jovan S, Carlberg T: **Nitrogen content of Letharia vulpina tissue from forests of the Sierra Nevada, California: Geographic patterns and relationships to ammonia estimates and climate.** *Environ Monit Assess* 2007, **129**:243-251.
3. Slanina S, Wayne D: **Air pollution emissions.** In *Encyclopedia of Earth*. First published in the Encyclopedia of Earth October 18, 2006; Last revised August 21, 2008. Edited by Cleveland CJ. [http://www.eoearth.org/article/Air\_pollution\_emissions]. Accessed 21 August 2009.
4. Bobbink R, Hicks K, Galloway JN, Spranger T, Alkemade R, Ashmore M, Bustamante M, Cindery S, Davidson E, Dentener F, Emmett B, Erisman JW, Fenn M, Gilliam F, Nordin A, Pardo L, De Vries W: **Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis.** *Ecol Appl* 2010, **20**:30-59.
5. Erisman JW, de Vries W: **Nitrogen deposition and effects on European forests.** *Environ Rev* 2000, **8**:65-93.
6. Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai Z, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA: **Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions.** *Science* 2008, **320**:889-892.
7. Gundersen P, Rasmussen L: **Nitrification in forest soils: Effects from nitrogen deposition on soil acidification and aluminium release.** *Rev Environ Contam Toxicol* 1990, **113**:1-45.
8. Pitcairn C, Leith I, Sheppard L, Sutton M, Fowler D, Munro R, Tang S, Wilson D: **The relationship between nitrogen deposition species composition and foliar nitrogen concentrations in woodland flora.** *Environ Pollut* 1998, **102** (S1):41-48.
9. Doyle U, Heiß C: **Bewertung von diffusen Stoffeinträgen im Rahmen der nationalen Biodiversitätsstrategie. Renaissance der integrierten Umweltbeobachtung.** *Umweltwiss Schadst Forsch* 2009, **21**:539-548.
10. Simpson D, Fagerli H, Hellsten S, Knulst JC, Westling O: **Comparison of modelled and monitored deposition fluxes of sulphur and nitrogen to ICP-forest sites in Europe.** *Biogeosci* 2006, **3**:337-355.
11. Simpson D, Butterbach-Bahl K, Fagerli H, Kesik M, Skiba U, Tang S: **Deposition and emissions of reactive nitrogen over European forests: A modelling study.** *Atmos Environ* 2006, **40**:5712-5726.
12. Harmens H, Norris D and the participants of the moss survey: **Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990-2005).** Programme Coordination Centre for the ICP Vegetation, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK; 2008. [http://icpvegetation.ceh.ac.uk]. Accessed 18 November 2009.
13. Harmens H, Norris D, Cooper D, Hall J and the Participants of the Moss Survey: **Spatial Trends in Nitrogen Concentrations in Mosses Across Europe in 2005/2006.** Programme Coordination Centre for the ICP Vegetation, Centre for Ecology and Hydrology, Environment Centre Wales, Bangor, UK; 2008. [http://icpvegetation.ceh.ac.uk]. Accessed 18 November 2009.
14. Harmens H, Norris DA, Steinnes E, Kubin E, Piispanen J, Alber R, Aleksiyenak Y, Blum O, Coşkun M, Dam M, De Temmerman L, Fernández JA, Frolova M, Frontasyeva M, González-Miqueo L, Grodzzińska K, Jeran Z, Korzekwa S, Krmar M, Kvietkus K, Leblond S, Liiv S, Magnússon SH, Maňková B, Pesch R, Rühling Å, Santamaría JM, Schröder W, Spiric Z, Suchara I, Thöni L, Urumov V, Yurukova L, Zechmeister HG: **Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial and temporal trends in Europe.** *Environ Pollut* 2010, **158**:3144-3156.
15. Harmens H, Mills G, Hayes F, Williams P, De Temmerman L and the participants of ICP Vegetation: **Air pollution and vegetation. ICP Vegetation Annual Report 2004/2005.** UNECE ICP Vegetation Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK; 2005. [http://icpvegetation.ceh.ac.uk]. Accessed 18 November 2009.
16. Pitcairn CER, Fowler D, Grace J: **Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and Calluna vulgaris (L.) Hull.** *Environ Pollut* 1995, **99**:193-205.
17. Pitcairn C, Fowler D, Leith I, Sheppard L, Tang S, Sutton M, Famulari D: **Diagnostic indicators of elevated nitrogen deposition.** *Environ Pollut* 2006, **144**:941-950.
18. Poikolainen J, Piispanen J, Karhu J, Kubin E: **Long-term changes in nitrogen deposition in Finland (1990-2006) monitored using the moss Hylocomium splendens.** *Environ Pollut* 2009, **157**:3091-3097.
19. Salemaa M, Mäkipää R, Oksanen J: **Differences in the growth response of three bryophyte species to nitrogen.** *Environ Pollut* 2008, **152**:82-91.
20. Solga A, Burkhardt J, Zechmeister HG, Frahm J-P: **Nitrogen content,  $^{15}N$  natural abundance and biomass of the two pleurocarpous mosses Pleurozium schreberi (Brid.) Mitt., and Scleropodium purum (Hedw.) Limpr. in relation to atmospheric nitrogen deposition.** *Environ Pollut* 2005, **134**:465-473.
21. Zechmeister HG, Hohenwallner D, Smidt S, Roder I, Maringer S, Richter A, Wanek W: **Total nitrogen content and  $\delta^{15}N$  signatures in moss tissue: Indicative value for nitrogen deposition patterns and source allocation on a nation-wide scale.** *Environ Sci Technol* 2008, **42**:8661-8667.
22. Lorenz M, Granke O: **Deposition measurements and critical loads calculations: monitoring data, results and perspective.** *iForest* 2009, **2**:11-14.
23. Spranger T, Kunze F, Gauger T, Nagel D, Bleeker A, Draaijers G: **Critical loads exceedances in Germany and their dependence on the scale of input data.** *Water Air Soil Pollut* 2001(Focus 1):335-351.
24. Schröder W, Pesch R, Matter Y, Göritz A, Dieffenbach-Fries H, Genßler L: **Trend der Schwermetall-Bioakkumulation 1990 bis 2005: Qualitätssicherung bei Probenahme, Analytik, geostatistischer Auswertung.** *Umweltwiss Schadst Forsch* 2009, **21**:549-574.
25. Ferretti M: **Forest health assessment and monitoring – Issues for consideration.** *Environ Monit Assess* 1997, **48**:45-72.
26. Ferretti M, König N, Rautio P, Sase H: **Quality assurance (QA) in international forest monitoring programmes: activity, problems and perspectives from East Asia and Europe.** *Ann For Sci* 2009, **66**:403/1-403/12.
27. Wuyts K, De Schrijver A, Verheyen K: **The importance of forest type when incorporating forest edge deposition in the evaluation of critical load exceedance.** *iForest* 2009, **2**:43-45.
28. Gauger T, Haenel H-D, Rösemann C, Dämmgen U, Bleeker A, Erisman JW, Vermeulen AT, Schaap M, Timmermanns RMA, Builtjes PJH, Duyzer JH: **National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects) Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends.** UBA-Texte 38/08. Dessau; 2008.
29. Gauger T, Haenel H-D, Rösemann C, Nagel H-D, Becker R, Kraft P, Schlutow A,



- Schütze G, Weigelt-Kirchner R, Anshelm F: *Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention. Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion*. UBA-Texte 38/08. Dessau, 2008.
30. UBA (Umweltbundesamt): *Workshop zur Modellierung von Schadstoffeinträgen und ihren Wirkungen auf Ökosysteme am 8.12.2009 im Umweltbundesamt*. Dessau, 2010. [http://www.umweltbundesamt.de/luft/infos/veranstaltungen/ws\_mapesi.htm]. Accessed 26 January 2010.
31. ICP Vegetation: *Heavy metals in European mosses: 2005/2006 survey. Monitoring manual*. ICP Vegetation Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK; 2005. [http://icpvegetation.ceh.ac.uk]. Accessed 26 January 2010.
32. Pesch R, Schröder W, Dieffenbach-Fries H, Genßler L, Kleppin L: **Optimierung des Moosmonitoring-Messnetzes in Deutschland**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 2008, **20**:49-61.
33. Kjeldahl J: **A new method for the determination of nitrogen in organic matter**. *Z Anal Chem* 1883, **22**:366.
34. Dumas JBA: **Procédes de l'Analyse Organique**. *Ann Chim Phys* 1831, **247**:198-213.
35. O'Connor P: **Monitoring – Quality assurance and quality control**. **Government of South Australia**. South Australian Murray-Darlin Basin. Natural Resources Management Board; 2009. [http://www.sambdnrm.sa.gov.au/Portals/7/Monitoring%20Quality%20Assurance%20and%20Quality%20Control%20(C).pdf]. Accessed 25 November 2009.
36. Mohr K, Holy M, Pesch R, Schröder W: **Bioakkumulation von Metallen und Stickstoff zwischen 1990 und 2005 in Niedersachsen**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 2009, **21**:459-464.
37. Steinnes E, Rühling Å, Lippo H, Mäkinen A: **Reference materials for large-scale metal deposition surveys**. *Accredit Qual Assur*, **2**:243-249.
38. Berge E, Jakobsen HA: **A regional scale multi-layer model for the calculation of long-term transport and deposition of air pollution in Europe**. *Tellus* 1998, **50**:205-223.
39. Jonson JE, Bartnicki J, Olendrzynski K, Jakobsen HA, Berge E: **EMEP Eulerian model for atmospheric transport and deposition of nitrogen species over Europe**. *Environ Pollut* **102**:289-298.
40. Fagerli H, Simpson D, Tsyro S: **Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe**. *EMEP Status Report 1/2004, Unified EMEP model*. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway, Updates; 2004:11-18.
41. Simpson D, Fagerli H, Jonson JE, Tsyro S, Wind P, Tuovinen J-P: **Transboundary acidification and eutrophication and ground level ozone in Europe: Unified EMEP Model Description**. *EMEP Status Report 1/2003 Part I, EMEP/MS-CW Report*. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway; 2003.
42. Fagerli H, Aas W: **Trends of nitrogen in air and precipitation: Model results and observations at EMEP sites in Europe, 1980-2003**. *Environ Pollut* **154**:448-461.
43. Fagerli H, Simpson D, Aas W: **Model performance for sulphur and nitrogen compounds for the period 1980 to 2000**. In *Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe*. *EMEP Status Report 1/2003, Part II Unified EMEP Model Performance*. Edited by Tarrasón L. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway; 2003:1-66.
44. Fagerli H, Legrand M, Preunkert S, Simpson D, Vestreng V, Cerqueira, M: **Modeling historical long-term trends of sulfate, ammonium and elemental carbon over Europe: A comparison with ice core records in the Alps**. *J Geophys Res* 2007, **112**:D23S13.
45. Jonson JE, Simpson D, Fagerli H, Solberg S: **Can we explain the trends in European ozone levels?** *Atmos Chem Phys* 2006, **6**:51-66.
46. Simpson D, Yttri KE, Klimont Z, Kupiainen K, Caseiro A, Gelencsér A, Pio C, Legrand M: **Modeling carbonaceous aerosol over Europe. Analysis of the CARBOSOL and EMEP EC/OC campaigns**. *J Geophys Res* 2007, **112**:D23S14.
47. Tsyro S, Simpson D, Tarrasón L, Klimont Z, Kupiainen K, Pio C, Yttri KE: **Modeling of elemental carbon over Europe**. *J Geophys Res* 2007, **112**:D23S19.
48. Vestreng V, Adams M, Goodwin J: *Inventory review 2004. Emission data reported to CLRTAP and under the NEC directive*. EMEP/EEA Joint Review Report, Tech. Rep. EMEP-MS-CW Report 1/2004. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway; 2004.
49. Gauger T: *Nationale Luftreinhaltestrategie – Umsetzung von EU-Anforderungen; Teilvorhaben 02: Aufbereitung, Nutzung und Weiterentwicklung nationaler, hochauflösender Datensätze zu Konzentrationen und Depositionen von Luftschadstoffen*. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 203 43 257/02. 23 S. Text + 54 S. Anhang. FAL-AOE, Braunschweig; 2005.
50. Gauger T, Anshelm F: *Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Part 2: Mapping Critical Levels exceedances*. Research Project 299 42 210 on behalf of Federal Environmental Agency. Final Report. Berlin, Stuttgart; 2002.
51. Gauger T, Anshelm F, Köble R: *Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme*. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU / UBA, FE-Nr. 297 85 079. Institut für Navigation, Universität Stuttgart. Teil 1: Deposition Loads. Berlin, Stuttgart; 2000.
52. Gauger T, Anshelm F, Köble R: *Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme*. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU / UBA, FE-Nr. 297 85 079. Institut für Navigation, Universität Stuttgart. Teil - Teil 2: Critical Levels. Berlin, Stuttgart; 2000.
53. Gauger T, Anshelm F, Schuster H, Draaijers GJ, Bleeker A, Erisman JW, Vermeulen AT, Nagel HD: *Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Part 1: Deposition Loads 1990-1999*. Research Project 299 42 210 on behalf of Federal Environmental Agency. Final Report. Berlin, Stuttgart; 2002.
54. Schaub M: **Future monitoring and research needs for forest ecosystems in a changing environment: an introduction**. *iForest*, 2009 **2**:54-55.
55. Bertino L, Wackernagel H: *Case studies of change-of-support problems*. Technical report N-21/02/G, ENSMP—ARMINES. Centre de Géostatistique, Fontainebleau, France; 2002.
56. Genikhovich E, Filatova E, Ziv A: **A method for mapping the air pollution in cities with the combined use of measured and calculated concentrations**. *Int J Environ Pollut* 2002, **18**:56-63.
57. Goovaerts P: **Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall**. *J Hydrol* 2000, **228**:113-129.
58. Pauly M, Drueke M: **Mesoscale spatial modelling of ozone immissions. An application of geostatistical methods using a digital elevation model**. *Gefahrstoffe - Reinhalt Luft* 1996, **56**:225-230.
59. Van de Kasstele J, Stein A, Dekkers ALM, Velders GJM: **External drift kriging of NOx concentrations with dispersion model output in a reduced air quality monitoring network**. *Environ Ecol Stat* 2009, **16**:321-339.
60. Knappe F, Möhler S, Ostermayer A, Lazar S, Kaufmann C: **Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade**. UBA-Texte 36/08. Dessau, 2008.
61. Kleppin L, Schröder W, Pesch R, Schmidt G: **Entwicklung und Erprobung einer Metadaten- und WebGIS-Applikation für das Expositionsmonitoring mit Moosen in Deutschland. Ein Beitrag zum LTER-Netzwerk**. *Umweltwiss Schadst Forsch* 2008, **20**:38-48.

doi:10.1186/2190-4715-23-18

**Cite this article as:** Schröder W, et al.: Mapping background values of atmospheric nitrogen total depositions in Germany based on EMEP deposition modelling and the European Moss Survey 2005. *Environmental Sciences Europe* 2011, **23**:18.