

TEXTE

07/2010

Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention

Teilbericht I: Simulationen ökosystemarer Stoffumsetzungen und Stoffausträge aus Waldökosystemen in Deutschland unter Berücksichtigung geänderter Stoffeinträge und Klimabedingungen

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Förderkennzeichen 205 85 239
UBA-FB 001341

Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoff- einträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention

**Teilbericht I: Simulationen ökosystemarer Stoff-
umsetzungen und Stoffausträge aus Waldöko-
systemen in Deutschland unter Berücksichtigung
geänderter Stoffeinträge und Klimabedingungen**

von

**Sandra Wochele
Dr. Ralf Kiese**

unter Mitwirkung von

**Prof. Dr. Klaus Butterbach-Bahl
Dr. R. Grote**

Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Meteorologie
und Klimaforschung, Bereich Atmosphärische Umweltforschung
(IMK-IFU), Garmisch- Partenkirchen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennnummer&Suchwort=3908
verfügbar. Hier finden Sie auch die weiteren drei Teilberichte zu
diesem Forschungsvorhaben:

Teilbericht II: Das BERN-Modell - ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität

Teilbericht III: Modellierung der Wirkung der Stickstoff-Deposition auf die biologische Vielfalt der
Pflanzengesellschaften von Wäldern der gemäßigten Breiten

Teilbericht IV: Der Einfluss anthropogener Stickstoffeinträge auf die Diversität und Funktion von
Bodenorganismen

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Teile dieser Studie sind Bestandteil der
Doktorarbeit der Autorin Sandra Wochele.

ISSN 1862-4804

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Email: info@umweltbundesamt.de
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 4.3 Wirkungen von Luftverunreinigungen auf terrestrische
Ökosysteme
Gudrun Schütze
Birgit Mohaupt-Jahr

Dessau-Roßlau, März 2010

Zusammenfassung der vier Teilberichte

Naturnahe Ökosysteme sind seit mehreren Jahrzehnten hohen atmosphärischen Fremdstoffeinträgen ausgesetzt. Im Gegensatz zu den Schwefeleinträgen, welche durch Maßnahmen zur internationalen Luftreinhaltung in den letzten Dekaden drastisch reduziert werden konnten, bleiben die luftgebundenen Einträge von reduziertem und oxidiertem Stickstoff weiterhin auf einem sehr hohen Niveau mit im Mittel $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ für Waldstandorte in Deutschland. Das FuE-Vorhaben „Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention“ wurde gemeinschaftlich von vier Partnern bearbeitet, mit der zentralen Fragestellung, wie sich atmosphärische Stoffeinträge in Waldökosysteme gemeinsam mit der Klimaänderung auf die physiko-chemischen Eigenschaften von Waldböden, Nährstoffspeicherung und -austrag (Karlsruher Institut für Technologie, IMK-IFU) sowie auf die Biodiversität von Pflanzen (ÖKO-DATA und Waldkundeinstitut Eberswalde) und Bodentieren (Universität Gießen) auswirken.

Im Rahmen der Arbeiten, die am IMK-IFU durchgeführt wurden, musste zunächst das Versauerungsmodell SAFE in die am IMK-IFU bereits entwickelte biogeochemische Modellumgebung MoBiLE implementiert werden. Auf Grundlage verschiedener Depositions- und Klimaszenarien wurden mit Hilfe des biogeochemischen Forest-DNDC-SAFE Modells (realisiert aus der Modellumgebung MoBiLE) Prognosen für das Kohlenstoff/Stickstoff (C/N) Verhältnis des Bodens, sowie für die Austräge von Stickstoff in die Atmosphäre in Form des Treibhausgases N_2O als auch für den Nitrataustrag in die Hydrosphäre erstellt. Außerdem wurde die Veränderung der Basensättigung und des pH-Wertes für den Zeitraum 1920-2060 d.h. sowohl retrospektiv als auch prognostisch simuliert. Die Ergebnisse der Modellanwendung für 62 Level II Standorte Deutschlands zeigen, dass mit Rückgang der SO_4 Deposition die Versauerungsproblematik weitgehend entschärft werden konnte, jedoch erholen sich Standorte mit hoher N-Deposition ($> 40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) vergleichsweise langsamer. Der Rückgang der N-Deposition hat an den meisten Standorten noch zu keiner Erholung der Waldökosysteme bezüglich des Nährstoffstatus (signifikante Änderung des C/N Verhältnis) und des Stoffaustrags (NO_3^- und N_2O) geführt. Sensitivitätsstudien mit verschiedenen N-Depositionsszenarien zeigen, dass bei einem Rückgang auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (entspricht im Mittel dem Maximum Feasible Reduction = MFR Szenario von IIASA, Stand 2003) eine mäßige Erholung einiger, bei einem Rückgang auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ eine schnellere Erholung aller untersuchter Waldstandorte zu verzeichnen ist.

Zur Erfassung der durch atmosphärische Stoffeinträge möglichen Veränderung der Pflanzenbiodiversität wurden die Ergebnisse der biogeochemischen Modellsimulationen (Zeitreihen der Basensättigung, pH-Wert sowie C/N Verhältnis und Wasserverfügbarkeit)

nachfolgend an zwei verschiedene Bewertungsmodelle für die oberirdische Biodiversität weitergegeben. Die hierzu verwendeten Modelle BERN (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions, ÖKO-DATA) und das Modell des Waldkundeinstitutes Eberswalde (W.I.E.) sind in der Lage, aufgrund umfangreicher empirischer Erhebungen und statistischer Auswertung, die zukünftige Entwicklung der Vegetation in Abhängigkeit veränderter abiotischer Parameter, wie Boden und Klima, zu prognostizieren. Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden beide Biodiversitätsmodelle weiterentwickelt und präzisiert. Im Rahmen des Modellansatzes des W.I.E. wurden vier verschiedene Klassen der Gefährdung der pflanzlichen Biodiversität in Wäldern und Forsten abgeleitet. Mit Hilfe eines neu entwickelten statistisch abgesicherten Zeigerwertmodells wurden für die wichtigsten Wald- und Forstökosystemtypen im grundwasserfreien Standortsbereich des ostdeutschen Tieflandes Grenzwerte für eintragsinduzierte Veränderungen im Oberbodenzustand abgeleitet. Mit den gekoppelten Simulationen des biogeochemischen Forest-DNDC-SAFE Modells und den Vegetationsmodellen lassen sich Aussagen bezüglich der Gefährdung der Vegetationsvielfalt treffen und daraus Critical Loads für Stickstoff ableiten. Neu in dem Forschungsvorhaben ist, dass sich neben dem Schutzgut Biodiversität auch Aussagen zur Gefährdung anderer Schutzgüter wie der Atmosphäre (Treibhausgase) und Hydrosphäre (Eutrophierung) treffen lassen. Dies ist wichtig, da die Simulationen zeigen, dass höhere N-Austräge mit einer Verengung des Boden-C/N d.h. der Zunahme der N-Verfügbarkeit teilweise antikorrelieren, woraus sich, je nach Eigenschaften der Standorte, bei gleicher Deposition unterschiedliche Wirkungen auf die Schutzgüter Atmosphäre, Hydrosphäre und Biodiversität ergeben. Neben den stofflichen Auswirkungen auf die Biodiversität wird zukünftig auch mit klimatisch induzierten (Zunahme von Trockenstress, Verlängerung der Vegetationsperiode) Veränderungen der Artenzusammensetzung von terrestrischen Ökosystemen zu rechnen sein. Wie ausgeprägt die Änderungen der Temperatur und/ oder der Wasserverfügbarkeit aber auch die Zunahme von Extremereignissen sein werden, hängt stark vom gewählten Klimaszenario ab. Hier besteht zukünftig erheblicher Forschungsbedarf insbesondere auch im Hinblick auf die Frage, wie sich Änderungen der Umweltbedingungen wie z.B. Temperatur und Feuchte, aber auch Extremereignisse auf die Vegetation und die mikrobiell getriebenen C- und N- Umsetzungsprozesse und damit auf die Nährstoffverfügbarkeit und den Stoffaustausch in terrestrischen Ökosystemen auswirken. Wie die Studie der Universität Gießen zeigt, sollte in diese Betrachtungen zukünftig auch der Zusammenhang zwischen Strukturen und Funktionen von Ökosystemen und Diversität des Bodenlebens inklusive Rückkopplungen auf z.B. Bodenfunktionen wie die Mineralisierung mit eingeschlossen werden. Jedoch ist in diesem Forschungsfeld verglichen zur Pflanzenbiodiversität noch wenig bekannt. Dennoch zeigt die Auswertung der derzeit verfügbaren Daten, dass eine

negative Auswirkung der Stickstoffdeposition auf die Diversität einiger Bodenorganismen bereits absehbar ist. Eine mangelnde Datengrundlage, sowie die nicht immer optimale Qualität der vorhandenen Studien, lassen aber allgemeine Schlüsse über die Auswirkung auf die Bodenfauna noch nicht zu.

Im Rahmen der Weiterentwicklung der verwendeten Modellen zeigt das Forschungsvorhaben auch auf, dass die Verfügbarkeit von Daten aus dem forstlichen Umweltmonitoring teilweise limitiert ist und hier insbesondere Verbesserungen bezüglich der Abstimmung von gemessenen und den von Modellen nachgefragten Input- und Validierungsdaten dringend notwendig erscheint. Aus der Unsicherheit der Datenlage, insbesondere auch im Hinblick auf die zeitliche Rekonstruktion der atmosphärischen Stoffeinträge, und der sich hieraus ergebenden eingeschränkten Modellvalidierung, ergibt sich weiterer Forschungsbedarf, um eine regionale und letztendlich auch deutschlandweite Anwendung des gekoppelten Modellansatzes zwischen dem biogeochemischen Forest-DNDC-SAFE Modell und den Bewertungsmodellen zur Biodiversität wie BERN (ÖKO-DATA) und dem Modell auf der Grundlage des Ökosystemtypenkonzeptes (W.I.E) zu verwirklichen. Prinzipiell wird jedoch nachgewiesen, dass sich aus den Ergebnissen der Modellkopplung sowohl im nationalen Rahmen (BERN) als auch auf regionaler Ebene (BERN, W.I.E) die aktuellen Regenerierungspotenziale von Vegetation und Standort ablesen, Zielzustände bestimmen sowie der Abweichungsgrad der aktuellen Zustände zu diesen Zielzuständen für spezifische Waldstandorte darstellen lassen. Ebenso wie bei den Schutzgütern Atmosphäre und Hydrosphäre kann der Verlauf des Gefährdungspotentials auch für die pflanzliche Biodiversität und die Existenzmöglichkeiten von Arten oder Gesellschaften aufgezeigt werden.

Summary of the four parts of the report

Semi-natural ecosystems are exposed to high atmospheric deposition for decades. In contrary to sulphur deposition which could be significantly reduced due to international conventions on air pollution prevention during the last decades, deposition of both, reduced and oxidized nitrogen is still on a very high level in average $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in forest ecosystems in Germany. The FuE-Project "Modelling and mapping of spatial differentiated impacts of nitrogen input to ecosystems within the framework of the UNECE – Convention of Air Pollution Prevention" was jointly conducted by 4 partner institutions and studied impacts of atmospheric nitrogen deposition and climate change on physico-chemical properties of forest soils, nutrient storage and nutrient export (Karlsruhe Research Centre, IMK-IFU) as well as biodiversity of vegetation (ÖKODATA and Waldkundeinstitut Eberswalde) and soil organisms (Gießen University).

Work carried out at IMK-IFU initially concentrated at the implementation of the soil acidification model SAFE into the biogeochemical model framework MoBiLE already developed at IMK-IFU. Based on different deposition and climate scenarios prediction of the soil C/N ratio, nitrogen losses (N_2O emissions) into the atmosphere and via nitrate leaching into the hydrosphere were made using the biogeochemical Forest-DNDC-SAFE model (realized from the MoBiLE framework). Additionally changes in base saturation and pH values were simulated for the period 1920-2060. Simulation results for 62 Level II sites in Germany show, that with the decline of the SO_4^- deposition soil acidification could be mitigated, although sites with high nitrogen deposition ($> 40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) do recover slower than others with lower nitrogen deposition. At most sites the decline in nitrogen deposition did not yet lead to a regeneration concerning nutrient status (significant re-widening of the C/N ratio) and nitrogen losses (NO_3^- und N_2O).

Sensitivity studies regarding different nitrogen deposition scenarios show, that a decline of nitrogen deposition to $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (it averages the maximum feasible reduction = MFR deposition scenario, IIASA 2003) show a moderate, a decline of nitrogen deposition to $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ show a faster recovery of the forest sites investigated.

For assessing impacts of nitrogen deposition on plant biodiversity time series of base saturation, pH value, C/N ratio and water availability provided by the biogeochemical model served as input in two different plant biodiversity models. In dependency of changes in abiotic parameters i.e. soil and climate the biodiversity model BERN (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions, ÖKO-DATA) and the model of the Waldkundeinstitut Eberswalde (W.I.E.) are able to predict future vegetation development based on extensive empirical data collection and derived statistical relations.

In the framework of this project both biodiversity models were further developed and specified. For the model approach of the W.I.E. four different classes of endangerment of plant biodiversity in forests were derived. Due to the help of a newly developed statistical verified indicator value system, thresholds for deposition induced changes of top soil conditions for the most important forest ecosystems of the East German Lowlands were derived.

Based on the coupled simulations of the biogeochemical Forest-DNDC-SAFE model and the biodiversity models predictions concerning the endangerment of vegetation diversity can be assessed and hence Critical Loads for nitrogen can be derived. A new aspect of this project is that not only predictions about the endangerment of plant biodiversity but also about other subjects of protection like the atmosphere and the hydrosphere can be made. This is of great importance, since simulations show that depending on specific site conditions higher N losses via N_2O or nitrate leaching partly anti-correlate with a narrowing of the soil C/N ratio i.e. increased N availability, resulting in different impacts on the subjects of protection atmosphere, hydrosphere and biodiversity.

In addition to the biogeochemical induced impacts on plant biodiversity, in the near future also impacts of climate change (increase of drought stress, extension of the vegetation period), on the species composition in terrestrial ecosystems have to be accounted for.

The climate induced changes highly depend on the chosen climate scenario. Further research is needed especially towards the question how changing environmental conditions, like temperature and moisture, as well as extreme weather events, do effect the vegetation and the microbial C and N transformation having impacts on ecosystem nutrient availability and nutrient losses. Furthermore, the study of Gießen University could demonstrate that the relation between structures and functions of ecosystems and biodiversity of soil organisms, including feedback mechanisms to soil functions e.g. decomposition, should be considered especially given that relatively little is known about this topic compared to plant biodiversity. Due to the information of available data a negative effect of nitrogen deposition on the diversity of several soil organisms can already be noticed. However, due to the lack of reliable data as well as the inferior quality of some studies general conclusions about effects of elevated nitrogen deposition on soil fauna composition can't be drawn at present.

In the framework of the further development of the applied models, the project also shows, that the data availability from forest monitoring programs is partly limited and that an improvement especially with regard to the coordination of field measurements and the demand of required model input and validation data is crucial.

Concerning the uncertainty and incompleteness of input (in particular site specific time series of atmospheric deposition) and validation data further research is needed especially with

regard to the combined model applications of Forest-DNDC-SAFE and BERN/ ecosystem type model of W.I.E on regional and national scale.

However, for specific forest sites the project demonstrates that the coupled model approach is capable to derive actual regeneration potentials of the vegetation, assign target states as well as the degree of deviations of the present situation on regional (BERN, W.I.E.) as well as on national (BERN) scale. Furthermore, changes of the risk potential over time for the subjects of protections like atmosphere and hydrosphere as well as for plant biodiversity and possible existence of plant species and communities could be demonstrated.

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 001341	2.	3.
4. Titel des Berichts Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention Teilbericht I: Simulationen ökosystemarer Stoffumsetzungen und Stoffausträge aus Waldökosystemen in Deutschland unter Berücksichtigung geänderter Stoffeinträge und Klimabedingungen		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Wochele, Sandra; Butterbach-Bahl, Klaus; Grote, Rüdiger; Kiese, Ralf		8. Abschlussdatum Dezember 2009
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Karlsruher Institut für Technologie (KIT) Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Bereich Atmosphärische Umweltforschung (IMK-IFU) Kreuzeckbahnstr. 19; 82467 Garmisch-Partenkirchen		9. Veröffentlichungsdatum März 2010
		10. UFOPLAN-Nr. 205 85 239
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau		11. Seitenzahl 115 (incl. Annex)
		12. Literaturangaben 112
		13. Tabellen und Diagramme 10
15. Zusätzliche Angaben .		14. Abbildungen 59+7(Annex)
16. Zusammenfassung Naturnahe Ökosysteme sind seit mehreren Jahrzehnten hohen atmosphärischen Fremdstoffeinträgen ausgesetzt. Im Gegensatz zu den Schwefeleinträgen, welche durch Maßnahmen zur internationalen Luftreinhaltung in den letzten Dekaden drastisch reduziert werden konnten, bleiben die luftgebundenen Einträge von reduziertem und oxidiertem Stickstoff weiterhin auf einem sehr hohen Niveau mit im Mittel $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ für Waldstandorte in Deutschland. Das FuE-Vorhaben „Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention“ wurde gemeinschaftlich von 4 Partnern bearbeitet mit der zentralen Fragestellung, wie sich atmosphärische Stoffeinträge in Waldökosysteme gemeinsam mit der Klimaänderung auf die physio-chemischen Eigenschaften von Waldböden, Nährstoffspeicherung und -austrag (Karlsruher Institut für Technologie, IMK-IFU) sowie auf die Biodiversität von Pflanzen (ÖKO-DATA und Waldkundeinstitut Eberswalde) und Bodentieren (Universität Gießen) auswirken. Im Rahmen der Arbeiten, die am IMK-IFU durchgeführt wurden, musste zunächst das Versauerungsmodell SAFE in die am IMK-IFU entwickelte biogeochemische Modellumgebung MoBiLE implementiert werden. Auf Grundlage verschiedener Depositions- und Klimaszenarien wurden mit Hilfe des biogeochemischen Forest-DNDC-SAFE Modells (realisiert aus der Modellumgebung MoBiLE) Prognosen für das Kohlenstoff/Stickstoff (C/N) Verhältnis des Bodens, sowie für die Austräge von Stickstoff in die Atmosphäre in Form des Treibhausgases N_2O als auch für den Nitrataustrag in die Hydrosphäre erstellt. Außerdem wurde die Veränderung der Basensättigung und des pH-Wertes für den Zeitraum 1920-2060, d.h. sowohl retrospektiv als auch prognostisch, simuliert. Die Ergebnisse der Modellanwendung für 62 Level II Standorte Deutschlands zeigen, dass mit Rückgang der SO_4 Deposition die Versauerungsproblematik weitgehend entschärft werden konnte, jedoch erholen sich Standorte mit hoher N-Deposition ($> 40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) vergleichsweise langsam. Der Rückgang der N-Deposition hat an den meisten Standorten noch zu keiner Erholung der		

Waldökosysteme bezüglich des Nährstoffstatus (signifikante Änderung des C/N-Verhältnis) und des Stoffaustrags (NO_3^- und N_2O) geführt. Sensitivitätsstudien mit verschiedenen N-Depositionsszenarien zeigen, dass bei einem Rückgang auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ eine mäßige Erholung einiger, bei einem Rückgang auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ eine schnellere Erholung aller untersuchter Waldstandorte zu verzeichnen ist. Zur Erfassung der durch atmogene Stoffeinträge möglichen Veränderung der Pflanzenbiodiversität wurden die Ergebnisse der biogeochemischen Modellsimulationen (Zeitreihen der Basensättigung, pH-Wert sowie C/N-Verhältnis und Wasserverfügbarkeit) nachfolgend an zwei verschiedene Bewertungsmodelle für die oberirdische Biodiversität weitergegeben. Die hierzu verwendeten Modelle BERN (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions, ÖKO-DATA) und das Modell des Waldkundeinstitutes Eberswalde (W.I.E.) sind in der Lage, aufgrund umfangreicher empirischer Erhebungen und statistischer Auswertung, die zukünftige Entwicklung der Vegetation in Abhängigkeit von veränderten abiotischen Parametern wie Boden und Klima, zu prognostizieren. Mit den gekoppelten Simulationen des biogeochemischen Forest-DNDC-SAFE Modells und den Vegetationsmodellen lassen sich Aussagen bezüglich der Gefährdung der Vegetationsvielfalt treffen und daraus Critical Loads für Stickstoff ableiten. Neu in dem Forschungsvorhaben ist, dass sich neben dem Schutzgut Biodiversität auch Aussagen zur Gefährdung anderer Schutzgüter wie der Atmosphäre (Treibhausgase) und Hydrosphäre (Eutrophierung) treffen lassen. Dies ist wichtig, da die Simulationen zeigen, dass höhere N-Austräge mit einer Verengung des Boden-C/N, d.h. der Zunahme der N-Verfügbarkeit, teilweise antikorrelieren. Je nach Eigenschaften der Standorte können sich bei gleicher Deposition unterschiedliche Wirkungen auf die Schutzgüter Atmosphäre, Hydrosphäre und Biodiversität ergeben. Neben den stofflichen Auswirkungen auf die Biodiversität wird zukünftig auch mit klimatisch induzierten (Zunahme von Trockenstress, Verlängerung der Vegetationsperiode) Veränderungen der Artenzusammensetzung von terrestrischen Ökosystemen zu rechnen sein. Wie ausgeprägt die Änderungen der Temperatur und/oder der Wasserverfügbarkeit, aber auch die Zunahme von Extremereignissen sein werden, hängt stark vom gewählten Klimaszenario ab. Hier besteht zukünftig erheblicher Forschungsbedarf insbesondere auch im Hinblick auf die Frage, wie sich Änderungen der Umweltbedingungen wie z.B. Temperatur und Feuchte, aber auch Extremereignisse auf die Vegetation und die mikrobiell getriebenen C- und N- Umsetzungsprozesse und damit auf die Nährstoffverfügbarkeit und den Stoffaustag in terrestrischen Ökosystemen auswirken. Im Rahmen der Weiterentwicklung der verwendeten Modelle zeigt das Forschungsvorhaben auch auf, dass die Verfügbarkeit von Daten aus dem forstlichen Umweltmonitoring teilweise limitiert ist und hier insbesondere Verbesserungen bezüglich der Abstimmung von gemessenen und den von Modellen nachgefragten Input- und Validierungsdaten dringend notwendig erscheint. Aus der Unsicherheit der Datenlage, insbesondere auch im Hinblick auf die zeitliche Rekonstruktion der atmosphärischen Stoffeinträge, und der sich hieraus ergebenden eingeschränkten Modellvalidierung, ergibt sich weiterer Forschungsbedarf, um eine regionale und letztendlich auch deutschlandweite Anwendung des gekoppelten Modellansatzes zwischen dem biogeochemischen Forest-DNDC-SAFE Modell und den Bewertungsmodellen zur Biodiversität wie BERN (ÖKO-DATA) und dem Modell auf der Grundlage des Ökosystemtypenkonzeptes (W.I.E.) zu verwirklichen.		
17. Schlagwörter Biogeochemische Stoffkreisläufe, Modellierung, Stickstoffdeposition, Bodenversauerung, Eutrophierung, Forest-DNDC-SAFE		
18. Preis		
		20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 001341	2.	3.
4. Report Title Modelling and mapping of spatial differentiated impacts of nitrogen input to ecosystems within the framework of the UNECE – Convention of Air Pollution Prevention PART I: Simulations of nutrient cycle and leaching from German forest ecosystems considering changes in deposition and climate		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Wochele, Sandra; Butterbach-Bahl, Klaus; Grote, Rüdiger; Kiese, Ralf	8. Report Date December 2009	
6. Performing Organisation (Name, Address) Karlsruhe Institute for Technology (KIT) Institute for Meteorology and Climate Research Atmospheric Environmental Research (IMK-IFU) Kreuzeckbahnstr. 19 D-82467 Garmisch-Partenkirchen, Germany	9. Publication Date March 2010	
	10. UFOPLAN-Ref. No. 205 85 239	
	11. No. of Pages 115 (incl. Annex)	
7. Funding Agency (Name, Address) Umweltbundesamt (Federal Environmental Agency) Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	12. No. of Reference 112	
	13. No. of Tables, Diagrams 10	
	14. No. of Figures 59+7 Annex	
	15. Supplementary Notes	

16. Abstract

Semi-natural ecosystems are exposed to high atmospheric deposition for decades. In contrary to sulphur deposition which could be significantly reduced due to international conventions on air pollution prevention during the last decades, deposition of both, reduced and oxidized nitrogen is still on a very high level in average $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in forest ecosystems in Germany. The FuE-Project "Modelling and mapping of spatial differentiated impacts of nitrogen input to ecosystems within the framework of the UNECE – Convention of Air Pollution Prevention" was jointly conducted by 4 partner institutions and studied impacts of atmospheric nitrogen deposition and climate change on physico-chemical properties of forest soils, nutrient storage and nutrient export (Karlsruhe Institute of Technology, IMK-IFU) as well as biodiversity of vegetation (ÖKO-DATA and Waldkunde Institute Eberswalde) and soil organisms (Gießen University).

Work carried out at IMK-IFU initially concentrated on the implementation of the soil acidification model SAFE into the biogeochemical model framework MoBiLE already developed at IMK-IFU. Based on different deposition and climate scenarios prediction of the soil C/N ratio, nitrogen losses (N_2O emissions) into the atmosphere and via nitrate leaching into the hydrosphere were made using the biogeochemical Forest-DNDC-SAFE model (realized from the MoBiLE framework). Additionally changes in base saturation and pH values were simulated for the period 1920-2060. Simulation results for 62 Level II sites in Germany show, that with the decline of the SO_4^- deposition soil acidification could be mitigated, although sites with high nitrogen deposition ($> 40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) do recover slower than others with lower nitrogen deposition. At most sites the decline in nitrogen deposition did not yet lead to a regeneration concerning nutrient status (significant re-widening of the C/N ratio) and nitrogen losses (NO_3^- und N_2O).

Sensitivity studies regarding different nitrogen deposition scenarios show, that a decline of nitrogen deposition to $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ show a moderate, a decline of nitrogen deposition to $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ show a faster recovery of the forest sites investigated.

For assessing impacts of nitrogen deposition on plant biodiversity time series of base saturation, pH value, C/N ratio and water availability provided by the biogeochemical model served as input in two different plant biodiversity models. In dependency of changes in abiotic parameters i.e. soil and climate the biodiversity model BERN (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions, ÖKO-

DATA) and the model of the Waldkunde Institute Eberswalde (W.I.E.) are able to predict future vegetation development based on extensive empirical data collection and derived statistical relations. Based on the coupled simulations of the biogeochemical Forest-DNDC-SAFE model and the biodiversity model predictions concerning the endangerment of vegetation diversity can be assessed and hence Critical Loads for nitrogen can be derived. A new aspect of this project is that not only predictions on the endangerment of plant biodiversity but also about other subjects of protection like the atmosphere and the hydrosphere can be made. This is of great importance, since simulations show that depending on specific site conditions higher N losses via N_2O or nitrate leaching partly anti-correlate with a narrowing of the soil C/N ratio i.e. increased N availability, resulting in different impacts on the subjects of protection atmosphere, hydrosphere and biodiversity. In addition to the biogeochemical induced impacts on plant biodiversity, in the near future also impacts of climate change (increase of drought stress, extension of the vegetation period), on the species composition in terrestrial ecosystems have to be accounted for.

The climate induced changes highly depend on the chosen climate scenario. Further research is needed especially towards the question how changing environmental conditions, like temperature and moisture, as well as extreme weather events, do effect the vegetation and the microbial C and N transformation having impacts on ecosystem nutrient availability and nutrient losses.

In the framework of the further development of the applied models, the project also shows, that the data availability from forest monitoring programs is partly limited. Therefore, an improvement especially with regard to the coordination of field measurements and the demand of required model input and validation data is crucial. Concerning the uncertainty and incompleteness of input (in particular site specific time series of atmospheric deposition) and validation data further research is needed especially with regard to the combined model applications of Forest-DNDC-SAFE and BERN as well as the ecosystem type model of W.I.E on regional and national scale.

17. Keywords
 biogeochemistry,modeling, nitrogen deposition, soil acidification, eutrophication, Forest-DNDC-SAFE

18. Price

		20.
--	--	-----

Inhaltsverzeichnis

ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	IX
----------------------------	----

TABELLENVERZEICHNIS	XVII
---------------------------	------

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XVIII
-----------------------------	-------

1 EINLEITUNG UND MOTIVATION FÜR DAS FORSCHUNGSPROJEKT	1
---	---

2 MATERIAL UND METHODEN	8
-------------------------------	---

2.1 MoBiLE	8
------------------	---

2.1.1 Mikroklima-Modul (DNDC).....	10
------------------------------------	----

2.1.2 Wasserhaushalts-Modul (DNDC).....	10
---	----

2.1.3 Biogeochemie-Modul (DNDC)	12
---------------------------------------	----

2.1.3.1 Mineralisierung	12
-------------------------------	----

2.1.3.2 Anaerobic-Balloon-Konzept.....	13
--	----

2.1.3.2.1 Nitrifikation.....	16
------------------------------	----

2.1.3.2.2 Denitrifikation.....	18
--------------------------------	----

2.1.4 Pflanzenwachstums-Modul (PnET).....	18
---	----

2.2 SAFE	20
----------------	----

2.2.1 Massenbilanz-Gleichungen	21
--------------------------------------	----

2.2.2 Zusammenhang zwischen pH-Wert und Säureneutralisationskapazität (ANC)	22
---	----

2.2.3 Kationenaustausch-Reaktionen.....	25
---	----

2.2.4 Diffusionsprozesse beim Kationenaustausch	25
---	----

2.2.5 Mineralverwitterung	26
---------------------------------	----

2.3 Implementierung von SAFE in MoBiLE	29
--	----

2.3.1 Aufnahme von basischen Kationen durch den Bestand im Pflanzenwachstums-Modul	30
--	----

2.3.2 Streufall.....	32
----------------------	----

2.3.3 Mineralisierung	33
-----------------------------	----

2.3.4 Deposition	34
------------------------	----

2.3.5 Auswaschung von SO_4^{2-} , Cl^- und Na^+	34
--	----

2.3.6 Programmabfolge der dynamischen Kopplung MoBiLE-SAFE	34
--	----

2.4	Initialisierung und Kalibrierung des Versauerungsmoduls	35
2.5	Eingangsdaten	38
2.5.1	Level II Monitoringprogramm	38
2.5.1.1	Boden- und Vegetationsparameter	40
2.5.2	Klimadaten	40
2.5.2.1	Beschreibung der eingesetzten Emissionsszenarien	40
2.5.2.2	Regionale Klimasimulationen mit CLM	42
2.5.2.3	Korrektur der Niederschlagsdaten aus den Klimasimulationen	42
2.5.3	Depositionsszenarien	44
2.5.4	Inputdateien für MoBiLE	47
2.5.4.1	SETUP- Datei	47
2.5.4.2	SITE-Datei	48
2.5.4.3	SAFE Inputdateien	51
3	ERGEBNISSE	54
3.1	Anwendung von Forest-DNDC-SAFE für Waldstandorte Deutschlands	54
3.2	Validierung des in C++ neucodierten SAFE Modells mit der Originalversion	57
3.3	Validierung von Forest-DNDC-SAFE auf Standortebene	58
3.3.1	Langzeitsimulationen von Forest-DNDC-SAFE an ausgewählten Waldstandorten Deutschlands	61
3.3.1.1	Versauerungsproblematik	62
3.3.1.2	Eutrophierungsproblematik	68
3.3.1.3	Klimaszenarien	76
3.3.1.4	Szenarien zukünftig reduzierter N-Deposition	77
4	DISKUSSION UND ZUKÜNFTIGER FORSCHUNGSBEDARF	85
5	LITERATURVERZEICHNIS	95
	ANNEX	109
	Regionale Modellanwendungen zur Abschätzung von N-Austrägen unter Waldökosystemen in Deutschland	109
	Nitrataustrag	109

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1:	Hypothetische Beziehung zwischen verschiedenen Stadien der N-Sättigung und deren Effekten in Waldökosystemen. Die zeitliche Dynamik der unterschiedlichen Reaktionen wird je nach Ökosystemeigenschaften (Vegetation, Boden) und Region (Klima-, Depositionscharakteristika) mehr oder weniger stark variieren. Verändert nach De Vries et al. (2007).	3
Abbildung 1.2:	Zusammenstellung der verfügbaren dynamischen Bodenbiogeochemiemodelle und ihrer korrespondierenden Biodiversitätsmodelle (nach De Vries et al., 2007). Farblich gekennzeichnet sind im Vergleich zu den anderen Modellen zusätzlichen Berechnungen des MoBiLE-SAFE Modellsystems.	6
Abbildung 2.1:	Schematische Darstellung von Forest-DNDC-SAFE	9
Abbildung 2.2:	Pools und Abbaukonstanten von organischer Substanz (Heinzeller, 2008).	12
Abbildung 2.3:	Einteilung der organischen Streu in Pools mit verschiedenen Abbaukonstanten und C/N-Verhältnissen (Li et al., 2000).	13
Abbildung 2.4:	Größe des aeroben und anaeroben Teilbereichs in der Bodenschicht in Abhängigkeit vom Sauerstoffpartialdruck im Boden (Stange, 2001). ...	14
Abbildung 2.5:	Darstellung des „hole in the pipe“ Modells. Die Nitrifikation sowie die Denitrifikation werden auf 2 Ebenen reguliert: Bewegung von N durch die Röhren und Diffusion durch die Löcher (Firestone und Davidson, 1989).	17
Abbildung 2.6:	Flowchart zur Beschreibung des Programmablaufs in SAFE (nach Belyazid, 2006).	29
Abbildung 2.7:	schematische Darstellung der Implementierung von SAFE in MoBiLE (Abbildung verändert nach Alveteg, 1998).	30
Abbildung 2.8:	Flowchart zur Implementierung des SAFE Modells in MoBiLE. Blau hinterlegt sind die Teilbereiche, die aus MoBiLE als Inputdaten in SAFE einfließen.	35
Abbildung 2.9:	Flowchart zur Kalibrierung der Basensättigung zu Beginn der Berechnung der Bodenversauerung (in Anlehnung an Belyazid, 2006).	37
Abbildung 2.10:	Programmabfolge des gekoppelten Modellsystems SAFE-MoBiLE.	38
Abbildung 2.11:	Lage der 89 Level II Standorte.	39

Abbildung 2.12:	Mittlere emissionsabhängige Temperaturentwicklung, gemittelt aus einem Multi-Model Ansatz und resultierende Spannbreite (IPCC, 2007).	41
Abbildung 2.13:	Mittlerer CLM-Jahresniederschlag für den 30- jährigen Zeitraum 1961-1990 ab. Die weißen Punkte zeigen die Lage der DWD Stationen.	43
Abbildung 2.14:	Korrigierter mittlerer CLM-Jahresniederschlag. Im Vergleich mit Abbildung 2.13 zeigt sich eine	43
Abbildung 2.15:	Relative historische Depositionskurve exemplarisch für den Standort 702. Die relativen historischen Depositionskurven sind räumlich differenziert erstellt und können damit je nach Standortlage voneinander abweichen. In der vorliegenden Arbeit wurden anstelle der gemessenen Level II Depositionsdaten - wegen Unterschätzung der trockenen Deposition - die simulierten Depositionsdaten (Bezugsjahr 2000 = 1.0) von Gauger et al. (2008) zur Skalierung eingesetzt.	46
Abbildung 2.16:	Sensitivitätsanalyse N- Deposition (beispielhaft am Standort 702). a) N-Deposition CLE, b) Reduktion auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (entspricht im Mittel der Reduzierung der N-Deposition nach dem MFR Szenario), c) Reduktion auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	47
Abbildung 3.1:	Lage der 62 simulierten Level II Standorte.....	55
Abbildung 3.2:	Vergleich der Simulationsergebnisse von SAFE-Original und SAFE C++ für den Standort 305. Symbole der Teilabbildungen stehen für 5 unterschiedliche Bodenschichten (12-0, 0-10, 10-15, 15-60, 60-105 cm), ideale Regressionslinie (1:1) ist als gepunktete Linie dargestellt.	57
Abbildung 3.3:	Aggregierte Darstellung über Jahre und Bodenschichten von simulierten und gemessenen Werten von pH-Wert und Basensättigung der Standorte 303, 305, 602, 903 und 1403.....	59
Abbildung 3.4:	Gegenüberstellung von simulierten und gemessenen Stoffkonzentrationen von Bc , SO_4^{2-} , NO_3^- und NH_4^+ in der Bodenlösung am Standort 305.....	59
Abbildung 3.5:	Gegenüberstellung von simulierten und gemessenen Stoffkonzentrationen von Bc , SO_4^{2-} , NO_3^- und NH_4^+ in der Bodenlösung am Standort 1403 für den Zeitraum 1995-2006. Schwarze Symbole basieren auf Simulationen mit normal rekonstruiertem Depositionsszenario; grüne Symbole basieren auf	

	Simulationen, bei denen das Depositionsgeschehen zeitlich um 7 Jahre verschoben wurde.....	60
Abbildung 3.6:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 303 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.....	63
Abbildung 3.7:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 305 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.....	63
Abbildung 3.8:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 603 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.....	64
Abbildung 3.9:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 706 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.....	64
Abbildung 3.10:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 804 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.....	65
Abbildung 3.11:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 1201 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.....	65
Abbildung 3.12:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 1403 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.....	66

Abbildung 3.13:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 1605 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.....	66
Abbildung 3.14:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort SC821 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.	67
Abbildung 3.15:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort SC806 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.	67
Abbildung 3.16:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 305, beruhend auf dem CLE Depositionsszenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	68
Abbildung 3.17:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 602, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	69
Abbildung 3.18:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 603, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	69
Abbildung 3.19:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 706, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	70
Abbildung 3.20:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 804, beruhend auf dem	

	CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	70
Abbildung 3.21:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 808, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	71
Abbildung 3.22:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 903, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	71
Abbildung 3.23:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 1201, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	72
Abbildung 3.24:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 1206, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	72
Abbildung 3.25:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 1403, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	73
Abbildung 3.26:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort SC806, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	73
Abbildung 3.27:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort SC813, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen	

	mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	74
Abbildung 3.28:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort SC821, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.	74
Abbildung 3.29:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 305 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).	78
Abbildung 3.30:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 602 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).	79
Abbildung 3.31:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 603 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).	79
Abbildung 3.32:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 702 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).	80
Abbildung 3.33:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 804 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).	80
Abbildung 3.34:	Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 1201 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).	81

Abbildung 3.35:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 305 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf 5 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (braune Linie), und auf 15 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.....	82
Abbildung 3.36:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 602 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf 5 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (braune Linie), und auf 15 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.....	82
Abbildung 3.37:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 603 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf 5 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (braune Linie), und auf 15 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.....	83
Abbildung 3.38:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 702 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf 5 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (braune Linie), und auf 15 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.....	83
Abbildung 3.39:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 804 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf 5 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (braune Linie), und auf 15 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.....	84
Abbildung 3.40:	Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 1201 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf 5 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (braune Linie), und auf 15 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.	84

Abbildung 4.1: Ampeldarstellung der Gefährdungspotentiale verschiedener Schutzziele für den Standort 602. A: gleichbleibend hohe N-Deposition ($25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) nach dem CLE Szenario; B: moderate ($15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$; entspricht im Mittel dem MFR Szenario) und C: signifikante ($5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) Reduzierung ab dem Jahr 2010. Grün: nicht gefährdeter Bereich, Gelb: gefährdeter Bereich, Rot: stark gefährdeter Bereich.87

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Überblick über die verschiedenen Module in MoBiLE (verändert nach Grote et al., 2009).....	8
Tabelle 2.2:	Gleichgewichtskonstanten (verändert nach Warfvinge und Sverdrup, 1992 und Alveteg, 1998).....	24
Tabelle 2.3:	Aufbau der SETUP – Datei (verändert nach Heinzeller, 2008).....	49
Tabelle 2.4:	Aufbau der SITE–Datei (verändert nach Heinzeller, 2008).....	50
Tabelle 2.5:	Struktur einer Klimadatei.....	51
Tabelle 2.6:	Struktur einer Depositionsdatei	51
Tabelle 2.7:	SAFE Inputdatei für MoBiLE: Bodenkonzentrationen	52
Tabelle 2.8:	SAFE Inputdatei für MoBiLE: Bodenparameter	52
Tabelle 2.9:	Mineralogie Datei.....	53
Tabelle 3.1:	Hauptcharakteristika der 16 Standorte, deren Simulationsergebnisse im Rahmen dieses Berichtes näher vorgestellt und diskutiert werden. Die Standorte bis zur Unterbrechung gehören zu den Level II Standorten, danach folgen die Standorte des Forstbezirks Eberswalde.....	56

Abkürzungsverzeichnis

ANC	Säureneutralisationskapazität
BÜK	Bodenübersichtskarte
CAFE	Clean Air For Europe
CL	Critical Load
CLE	current legislation Depositionsszenario
CLRTAP	Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution
CO₂	Kohlendioxid
COSMO-CLM	Consortium for Small-Scale Modeling, Climate Local Model
Bc²⁺	basische Kationen (Ca ²⁺ +Mg ²⁺ +K)
Bs	Basensättigung
DWD	Deutscher Wetterdienst
EMEP	European Monitoring and Evaluation Program
H⁺	Wasserstoff
MFR	most feasible reduction Depositionsszenario
MoBiLE	Modular Biosphere simuLation Environment
N₂	molekularer Stickstoff
N₂O	Distickstoffoxid
NH₃	Ammoniak
NH₄⁺	Ammonium
NO	Stickstoffmonoxid
NO₂⁻	Nitrat
NO₃⁻	Nitrit
O₂	molekularer Sauerstoff
PnET-N-DNDC	Photosynthesis-Evapotranspirations-Nitrifications-Decomposition Modell
RAINS	Regional Acidification and Information System
SAFE	Soil Acidification in Forest Ecosystems
SO₂	Schwefeldioxid
SO₄²⁻	Sulfat
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe

1 Einleitung und Motivation für das Forschungsprojekt

Mitte der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts erreichte der industrielle Ausstoß von SO₂ seinen Höhepunkt. Die erhöhten Schwefeleinträge führten zu starker Versauerung naturnaher Ökosysteme. Der durch die Schwefelemissionen gebildete „Saure Regen“ schädigte vor allem Waldökosysteme und führte zu Degeneration und Absterben von Bäumen. Internationale Vereinbarungen zur Luftreinhaltung durch die Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE), wie die Genfer Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP) von 1979 und deren nachgeordnete Protokolle sowie die rechtsverbindliche Festlegung von Emissionsobergrenzen für die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (NEC-Direktive der EU) wurden Grundlage für politische und wirtschaftliche Maßnahmen zur Minderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung.

Das vom Deutschen Bundestag 2004 ratifizierte (BGBL 2004 II S. 884) und 2005 international in Kraft getretene sogenannte Multikomponenten- oder Göteborg Protokoll (Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone) in Verbindung mit dem EU-Programm „Clean Air for Europe“ (CAFE) gaben der Reduzierung von Luftschadstoffemissionen und folglich auch deren Einträge in Mitteleuropa einen gesetzlichen Rahmen, indem sie u.a. nationale Höchstemissionsmengen festlegten. Die schon 20 Jahre zuvor beschlossene Genfer Konvention erreichte europaweit eine Reduzierung der Schwefeldioxidemission um 80% und von Stickoxid von 30%.

Nach dem Multikomponenten-Protokoll ist bis zum Jahr 2010 eine Reihe von Zielstellungen zur Verminderung der Luftbelastung zu erreichen. Abgeleitet werden diese von den beobachteten oder gemessenen Wirkungen im Naturhaushalt. Als Kriterium gilt die Einhaltung einer ökologischen Belastungsgrenze (Critical Load), unterhalb der nach derzeitigem Wissen eine nachhaltig stabile Umweltentwicklung angenommen werden kann. Die Zielstellung für Europa 2010 ist, die Fläche der versauerten Ökosysteme um nahezu 90 % zu vermindern, bei den überhöhten Nährstoffeinträgen (Eutrophierung) um ein Drittel zu entlasten und Pflanzenschäden infolge hoher Ozonwerte zu halbieren (alle Angaben nach UNECE, 2005).

Eine Trendanalyse der Critical Loads Überschreitungen macht deutlich, dass das Problem der Versauerung seit 1990 zurückgegangen ist, insbesondere in Folge der Reduktion der Schwefelemissionen. So ist hat sich die Fläche der Überschreitung von Critical Loads für Säure in Europa von 48% (1980) auf ungefähr 11% im Jahr 2000 reduziert. Sie wird bis 2020 auf 6% (nach bisher beschlossenen Maßnahmen der 27 Mitgliedsländer, CLE Szenario) bzw. 1% bei Anwendung aller technisch möglichen Maßnahmen sinken, das entspricht dem

MFR (maximum feasible reduction) Depositionsszenario (Hettelingh et al., 2008). Die Stickstoffemissionen sind jedoch nach wie vor auf hohem Niveau, besonders in Regionen mit hohen Ammoniak-Emissionen wie in den Niederlanden, Dänemark, UK und Deutschland. Dies führt weiterhin zu Bodenversauerung und Nährstoffungleichgewichten in Ökosystemen. Dieses anhaltend hohe Gefährdungspotential von Stickstoff auf terrestrische und aquatische Ökosysteme hat die Aufmerksamkeit von den Umweltbeeinflussungen der Schwefeleinträge in Richtung der Stickstoffeinträge verschoben. Die mit dem erhöhten Eintrag von Stickstoff verbundenen Risiken sind heute viel weiter verbreitet als das Risiko der weiteren Versauerung durch Schwefeleinträge. Gemäß derzeitiger Critical Loads Überschreitungen für Stickstoff ist der Flächenanteil von gefährdeten Ökosystemen in der EU27 nur leicht von 80% (1980) auf 74% im Jahr 2000 zurückgegangen.

Auch für die Jahre 2010 (69%) und 2020 (64%) ist nach bisher vorliegenden Plänen nur eine marginale Änderung zu erwarten. Erst die Anwendung aller technisch verfügbaren Maßnahmen könnte eine Reduzierung der Flächen mit Critical Load Überschreitungen auf 28% bringen (Hettelingh et al. 2008).

Davon betroffen sind insbesondere Ökosysteme, die klassisch nährstofflimitiert sind, wobei Stickstoff meist das limitierende Nährelement darstellt (Vitousek und Howarth, 1991).

Auch in Deutschland liegt die atmosphärische Deposition reduzierter (NH_4^+) und oxidierter (NO_3^-) Stickstoffverbindungen nach wie vor auf einem sehr hohen Niveau. Gauger et al. (2008) gehen für die Bundesrepublik von einem durchschnittlichen Gesamt-N-Eintrag von $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ aus, wobei die Einträge in Waldökosysteme im Mittel etwa bei $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ liegen (Spannweite $15 - >100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$).

Es gibt eine Vielzahl von zusammenfassenden Darstellungen, die die gefährdende Wirkung von Stickstoff in der Umwelt beschreiben. Hierzu zählen die Eutrophierung und Versauerung von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen und die damit verbundenen Auswirkungen auf die Diversität von Flora und Fauna, Beeinträchtigung von Oberflächen- und Grundwasser, sowie Rückkopplungen mit dem Klimawandel durch gesteigerte N-Emissionen insbesondere von N_2O (e.g. Vitousek et al., 1997; Galloway, 1998; Galloway und Cowling, 2002; Matson et al., 2002; Galloway et al., 2003; Butterbach-Bahl et al., 2002; Venterea et al., 2003; Pilegaard et al., 2006; Gundersen et al., 2006; Dise und Wright, 1995; MacDonald et al., 2002; Heinzeller, 2008; Wade et al., 2002). Diese unerwünschten „Kaskaden-Effekte“, d.h. die Verlagerung und das Wirken von reaktivem Stickstoff innerhalb terrestrischer und aquatischer Ökosysteme sowie der Atmosphäre (Galloway et al., 2008; Erisman et al., 2007; Erisman et al., 2008; Schlesinger, 2009) kommt erst dann zum Erliegen, wenn reaktiver Stickstoff letztlich durch Denitrifikation als inertes N_2 in die Atmosphäre zurückgelangt.

Aber et al. (1989) führten erstmals die Theorie der dynamischen Stickstoffsättigung von Waldökosystemen ein, die in der Vergangenheit immer wieder modifiziert und

weiterentwickelt wurde (Gundersen, 1991; Butterbach-Bahl und Kiese, 2005a; De Vries et al., 2007).

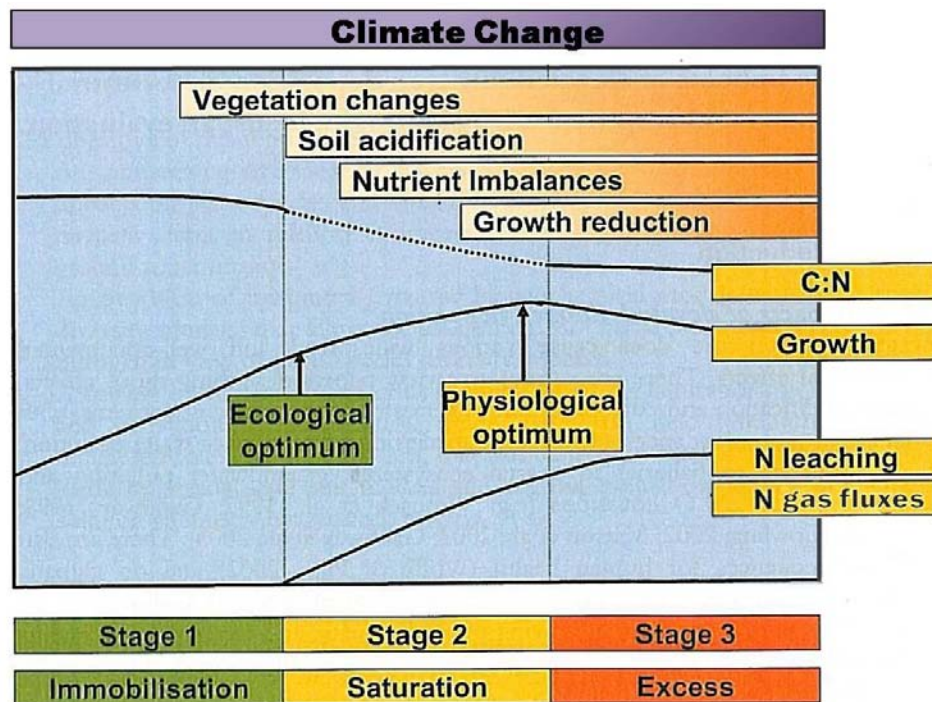


Abbildung 1.1: Hypothetische Beziehung zwischen verschiedenen Stadien der N-Sättigung und deren Effekten in Waldökosystemen. Die zeitliche Dynamik der unterschiedlichen Reaktionen wird je nach Ökosystemeigenschaften (Vegetation, Boden) und Region (Klima-, Depositionscharakteristika) mehr oder weniger stark variieren. Verändert nach De Vries et al. (2007).

Im Rahmen der Theorie werden unterschiedliche Stadien für verschiedenste Zielgrößen identifiziert, wie die Auswirkungen auf (i) biogeochemische Umsetzungsprozesse (Mineralisierung, Immobilisierung, Nitrifikation, Denitrifikation) mit assoziierten wassergebundenen (leaching) und gasförmigen (Treibhausgase, THG) Austrägen, (ii) Pflanzenernährung und -wachstum und (iii) die Artenvielfalt (Abbildung 1.1). Nahezu ungeklärt ist bisher, wie die Klimaänderung, d.h. geänderte Temperatur- und Niederschlagsregime, in Verbindung mit erhöhter N-Deposition auf Waldökosysteme einwirken.

In Europa und Deutschland sind diese weit reichenden ökologische Folgen von Stickstoffeinträgen für nahezu alle Ökosysteme beschrieben, wie z.B. Wälder, Grasländer, oligotrophe Moore, Heideländer, aber auch aquatische Habitate, Küstengewässer und marine Systeme (Achermann und Bobbink, 2003). Aus diesem Grund werden erhöhte N-Depositionen mittlerweile als der wichtigste Effekt der Luftverschmutzung auf die Biodiversität der Flora mit assoziierten Auswirkungen auf die Biodiversität der Fauna

angesehen (De Vries et al., 2007). Pflanzengesellschaften, die auf ehemals nitrophoben Standorten vorkommen, werden dabei zunehmend von nitrophilen Arten verdrängt (Hofmann, 1996; Anders und Hofman, 1998; Anders et al., 2002). Als wesentliche Gründe für diese Verdrängung wurden Änderungen in der der Reaktionseigenschaft des Bodens (pH-Wert und bzw. oder Basensättigung) sowie des C/N-Verhältnisses der organischen Bodensubstanz und/oder des oberen Mineralbodens identifiziert (Härdtle et al., 2004; Schlutow und Huebner, 2004; Jenssen und Hofmann, 2005).

Während die Problematik der Auswirkungen von Stickstoff auf die Diversität und Abundanz von Arten in den letzten Jahren in den Mittelpunkt der politischen und öffentlichen Diskussion gerückt ist (z.B. BMU: Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt), sind indirekte Auswirkungen wie die Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durch erhöhte NO_3^- -Austräge sowie gesteigerte Treibhausgasemissionen, insbesondere von N_2O und NO , weniger im öffentlichen Interesse, aber von ebenso großer Bedeutung. Während N_2O direkt zum Treibhauseffekt und damit zur anthropogen verursachten Klimaänderung beiträgt, ist biogen entstandenes NO als Vorläufersubstanz bei der Bildung von troposphärischem Ozon indirekt am Treibhauseffekt beteiligt und kann wegen des ausgeprägten Jahresganges der NO -Emissionen mit maximalen Flussraten in den Sommermonaten in ländlich geprägten Gebieten auch einen signifikanten Beitrag zum Sommersmog leisten (Butterbach-Bahl et al., 2009).

Studien über das Verhalten des N-Eintrages und N-Austrages (leaching) in temperaten Wäldern Europas zeigen, dass atmogene N-Einträge von $>10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ zu erhöhten Nitratausträgen unterhalb der Wurzelzone führen können. Dies gilt insbesondere für Standorte, in denen die C/N-Verhältnisse der organischen Substanz im Auflagehorizont oder im obersten Mineralboden Werte <25 aufweisen (MacDonald et al., 2002; Borken und Matzner, 2004), d.h. für Standorte mit erhöhter Nährstoffverfügbarkeit. Erhöhte NO_3^- -Austräge aus Waldgebieten sind insbesondere deswegen als kritisch zu bewerten, da sich die Trinkwasserversorgung in Deutschland zu einem beträchtlichen Teil auf Grundwasservorkommen unter Wald stützt, wobei bisher keine flächenhaften Beeinträchtigungen beobachtet worden sind. Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, dass ein beträchtlicher Teil des aus dem Wurzelraum ausgetragenen Nitrats in der wasserungesättigten Zone des Bodens bzw. auch im Grundwasserleiter selbst, über den Prozess der Denitrifikation abgebaut werden kann (Rothe et al., 2000; Well et al., 2005). Da die Nitratabbaukapazität an vielen Standorten begrenzt ist, kann auf längere Sicht ein "Nitratudurchbruch" nicht ausgeschlossen werden. Das bedeutet, dass es auch unter Wald zu potentiell schnellen Anstiegen der Nitratkonzentration im Grundwasser kommen kann (Tamm et al., 1995; Beudt, 1999; Aber et al., 2003; Corre et al., 2003). Erste Anhaltspunkte für eine Verschärfung der Situation zeigen Mellert et al. (2005) im Rahmen von Untersuchungen zu

Nitratkonzentrationen unter insgesamt 399 Waldbeständen in Bayern auf. Sie kommen zu dem Schluss, dass 37% der Wälder erste Anzeichen einer N-Sättigung zeigen, d.h. dass die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser im Bereich zwischen 2.5 und 10 mg l⁻¹ liegen. Bei 15% der Inventurbestände lag eine Überschreitung des ehemaligen EU-Richtwertes für Trinkwasser (25 mg l⁻¹) vor und bei 8% wurde sogar der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg l⁻¹ überschritten.

In Anbetracht der oben skizzierten Problematik, der Komplexität und der großen Bedeutung von Stickstoff in der Umwelt ergibt sich ein gesteigerter Bedarf, derzeitige Methoden zur Ableitung von Critical Loads für Stickstoff für terrestrische Ökosysteme in Bezug auf ihre direkten und indirekten Effekte auf den Boden, die Bodenlösung und die Biodiversität zu überprüfen. Mehrere internationale Programme und Initiativen versuchen deswegen mit unterschiedlicher Schwerpunktsetzung, den wissenschaftlichen Erkenntnisstand zum Wirkungskomplex Stickstoff - Klima - Biodiversität zusammenzufassen, zu erweitern und für die Politikberatung aufzubereiten. Zu nennen sind vor allem die Internationale Stickstoffinitiative (INI), das Forschungsnetzwerk der European Science Foundation zu Stickstoff in Europa (Nitrogen in Europe, NinE), die Genfer Luftreinhaltekonvention (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP), die europäischen Forschungsprojekte NitroEurope, die COST Action 729 und die pan-europäische Initiative „Streamlining European Biodiversity Indicators 2010, SEBI 2010. Die Überarbeitung der Critical Loads für Stickstoff sollte dabei nicht nur eine verbesserte Risikobewertung - also Überschreitung bzw. Nichtüberschreitung - erlauben, sondern auch Informationen zur zeitlichen Dynamik und Intensität der Schädigung bzw. Erholung ermöglichen. Diese für die politische Diskussion wichtigen Fragen können von den klassischen steady state Critical Loads nur unzureichend beantwortet werden (De Vries et al., 2007). Dynamische Modelle stellen derzeit das geeignetste Instrument dar, diese offenen Fragen zu beantworten, da sie in Kombination von Depositions- und Klimaszenarien eingesetzt werden können um einerseits zukünftige Werte biogeochemischer Indikatoren für Biodiversität aber auch indirekte Effekte wie den Stoffaustausch mit der Atmosphäre (Treibhausgase, z.B. Kesik et al., 2005) und der Hydrosphäre (Nitrataustrag; z.B. Heinzeller, 2008) zu prognostizieren und um andererseits daraus integrative Zielgrößen (Target Loads) für Stickstoff ableiten zu können. Gerade die indirekten Effekte der N-Deposition sind im Europäischen Modelling and Mapping im Rahmen der LRTAP Konvention bisher nur unzureichend berücksichtigt (UNECE, 2004, De Vries et al., 2007).

Zur Beschreibung dieses äußerst komplexen Wirkungsgefüges und zur Ableitung von Critical Loads für Stickstoff werden mittlerweile in Europa die verschiedensten Modelle eingesetzt, die sich in ihrer Struktur von einfachen Massenbilanzansätzen (SMB) bis hin zu komplexen prozessbasierten dynamischen Modellen unterscheiden. Dynamische integrierte

Ökosystemmodelle basieren dabei prinzipiell methodisch darauf, dass ein Boden-Vegetations-Modell Veränderungen biogeochemischer Parameter wie Boden-pH, Basensättigung, Konzentration von Anionen und Kationen in der Bodenlösung, C/N-Verhältnisse der Auflage und des oberen Mineralbodens simulieren (z.B. SMART2; MAGIC, VSD, ForSAFE) und statistische (z.B. NTM/ MOVE, BERN, Ökosystemtypenansatz W.I.E) oder prozessbasierte Modelle (SUMO, VEG) darauf aufsetzend Änderungen der Diversität und der Abundanz von Arten prognostizieren (Abbildung 1.2; De Vries et al., 2007; Schlutow und Huebner, 2004; Sverdrup et al., 1995; Kros et al., 1995; Schouwenberg et al., 2000; Latour et al., 1993; Wallman et al., 2005; Wamelink et al., 2005).

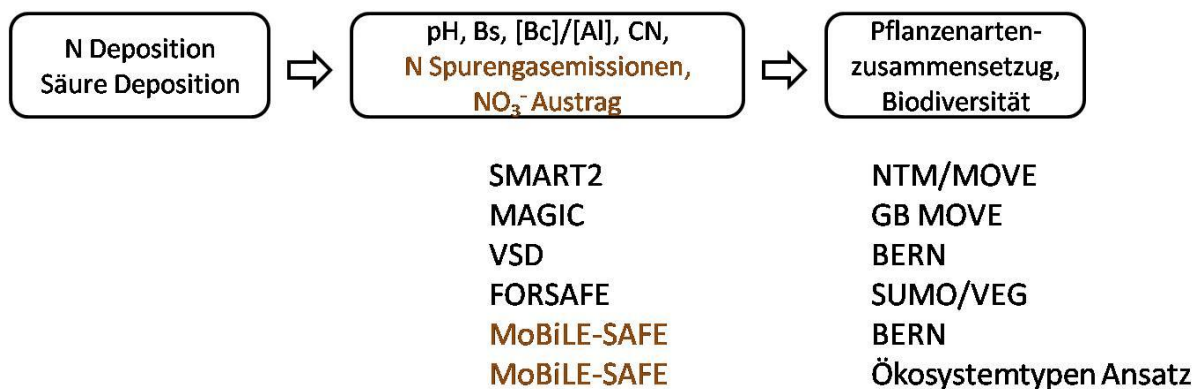


Abbildung 1.2: Zusammenstellung der verfügbaren dynamischen Bodenbiogeochemiemodelle und ihrer korrespondierenden Biodiversitätsmodelle (nach De Vries et al., 2007). Farblich gekennzeichnet sind im Vergleich zu den anderen Modellen zusätzlichen Berechnungen des MoBiLE-SAFE Modellsystems.

Im Rahmen des FuE-Vorhabens „Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention“ wurde das am IMK-IFU in Garmisch-Partenkirchen entwickelte Forest-DNDC Modell (Stange, 2001; Butterbach-Bahl und Kiese, 2005a; Kesik et al., 2005) eingebettet in das Modular Biosphere Simulation Environment (MoBiLE; Grote et al., 2009) weiterentwickelt und eingesetzt, um basierend auf Klima- und atmosphärischen Depositionszeitreihen (i) ökosystemare Stickstoff- und Kohlenstoffumsetzungen sowie assoziierte Austräge von Stickstoff in Form von Nitrat mit dem Sickerwasser oder in Form gasförmiger N-Verbindungen, insbesondere des Treibhausgases N₂O, zu quantifizieren und (ii) Prognosen über Änderungen des Nährstoff- (z.B. C/N-Verhältnis) und des Versauerungsstatus (z.B. Basensättigung, pH-Wert) von Böden in Folge erhöhter N-Depositionen zu treffen. Dabei wurden sowohl Langzeitsimulationen als auch für das Jahr 2000 eine Regionalisierung des Nitrataustrags und N-Spurengasemissionen für Deutschland durchgeführt (siehe Annex). Für die Simulation der Bodenversauerung wurde das

Versauerungsmodell SAFE (Warfvinge et al., 1993; Alveteg et al., 1995) in das Modellframework MoBiLE implementiert und so im Rahmen von integrierten Forest-DNDC-SAFE Applikationen auf Waldstandorte Deutschlands angewendet und über die Ausgabe von Zeitreihen der Parameter C/N, pH-Wert und Basensättigung bzw. Wasserverfügbarkeit mit dem dynamischen Vegetationsmodelle BERN (Schlutow und Huebner, 2004) und dem dynamischen Ökosystemtypenkonzept des Waldkunde-Instituts Eberswalde gekoppelt, um ökosystemspezifische Änderungen der floristischen Biodiversität zu prognostizieren (Abbildung 1.2). Zusätzlich wurde von der Universität Gießen in einer Pilotstudie das gegenwärtige Wissen über die Bodenfauna und ihr Reaktionspotential im Zusammenhang mit den Folgen anthropogener Stickstoffeinträge in Waldökosysteme zusammengetragen und bewertet. Dabei standen die räumlich und zeitlich differenzierten Auswirkungen von Schadstoffeinträgen auf die Diversität der Bodenfauna in Wäldern und mögliche funktionelle Konsequenzen im Vordergrund.

Das Gesamtprojekt besteht aus folgenden Teilprojekten, die in vier Teilberichten dokumentiert sind.

Teilbericht I:

Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Meteorologie und Klimaforschung, IMK-IFU, Garmisch-Partenkirchen: *Simulationen ökosystemarer Stoffumsetzungen und Stoffausträge aus Waldökosystemen in Deutschland unter Berücksichtigung geänderter Stoffeinträge und Klimabedingungen.*

Teilbericht II:

Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH - ÖKO-DATA, Strausberg: *Das BERN-Modell – ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität.*

Teilbericht III:

Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH – W.I.E.: *Modellierung der Wirkung der N-Deposition auf die biologische Vielfalt der Pflanzengesellschaften von Wäldern der gemäßigten Breiten.*

Teilbericht IV:

Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Tierökologie: *Der Einfluss anthropogener Stickstoffeinträge auf die Diversität und Funktion von Bodenorganismen.*

2 Material und Methoden

In diesem Abschnitt werden die verwendeten Modelle und deren Architektur beschrieben. Es wird zunächst das am IMK-IFU entwickelte MoBiLE (Modular Biospheric Simulation Environment) als auch das an der Universität Lund, Schweden entwickelte SAFE (Soil Acidification in Forest Ecosystems) vorgestellt. Im Folgenden wird die Implementierung des SAFE Modells als Teilmodul der MoBiLE Modellumgebung beschrieben, und auf die für die Berechnung der Versauerung essentielle Erweiterung des Bodenchemie- und des Pflanzenwachstum-Moduls um eine Routine für basische Kationen (vgl. Kapitel 2.3) eingegangen. Schließlich werden die Eingangsdaten, Eingangsparameter und Eingangsdateien beschrieben und exemplarisch dargestellt. Die Simulationen wurden für 62 von 89 Level II Standorten Deutschlands sowie für drei Standorte im Nordostdeutschen Tiefland (betrieben durch das Waldkundeinstitut Eberswalde) durchgeführt. In diesem Bericht werden Ergebnisse der Simulationen exemplarisch an 16 repräsentativ ausgewählten Standorten dargestellt und diskutiert. Eine Zusammenfassung der Bodencharakteristika, des Bewuchses, der Deposition und der lokalen klimatischen Verhältnisse dieser Standorte fasst Tabelle 3.1 zusammen.

2.1 MoBiLE

MoBiLE ist eine in C++ geschriebene Modellumgebung, die dem Anwender ermöglicht, je nach Fragestellung verschiedene Module zu kombinieren (Grote et al., 2009).

Der Ursprung von MoBiLE liegt im PnET-N-DNDC Modell (Photosynthesis-Evapotranspirations-Nitrifications-Decompositions Modell; Li et al., 2000; Stange 2001).

Tabelle 2.1: Überblick über die verschiedenen Module in MoBiLE (verändert nach Grote et al., 2009)

Module in MoBiLE			
Mikroklima	Biogeochemie	Hydrologie	Pflanzenwachstum
CANOAK ¹⁾	DNDC ²⁾	BROOK90 ⁶⁾	DNDC ²⁾
DNDC ²⁾	SAFE ⁴⁾	DNDC ²⁾	PnET ⁸⁾
OSU ³⁾	DNDC2 ⁵⁾	OSU ³⁾	PSIM ⁹⁾
		SWUF ⁷⁾	

1) Baldocchi, 1997 2) Li et al., 1992 3) Chen und Dudhia, 2001; Chen und Dudhia, 2001 4) Alveteg, 1998;

Warfvinge und Sverdrup, 1992 5) de Bruijn et al., 2009 6) Federer et al., 2003 7) Paul et al., 2003; Paul et al., 2003

8) Aber und Federer, 1992 9) Lehning et al., 1999; Grote und Pretzsch, 2002; Grote, 2007

Dieses Modell setzt den Schwerpunkt auf ökosystemare Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen und den assoziierten volatilen Austrag von Treibhausgasen (z. B. N_2O und NO) in die Atmosphäre sowie den wassergebundenen Stoffaustrag (z.B. NO_3^-) in die Hydrosphäre. Die in MoBiLE implementierten Module simulieren das Bodenklima (Temperatur, Feuchte, Sauerstoffsättigung), das Pflanzenwachstum und biogeochemische Prozesse wie Mineralisierung, Nitrifikation und Denitrifikation.

Die Simulationen in diesem Projekt wurden mit den farblich hervorgehobenen Modulen (Tabelle 2.1) durchgeführt und entsprechen damit - mit Ausnahme von SAFE - der Realisierung von Forest-DNDC (Kesik et al., 2005).

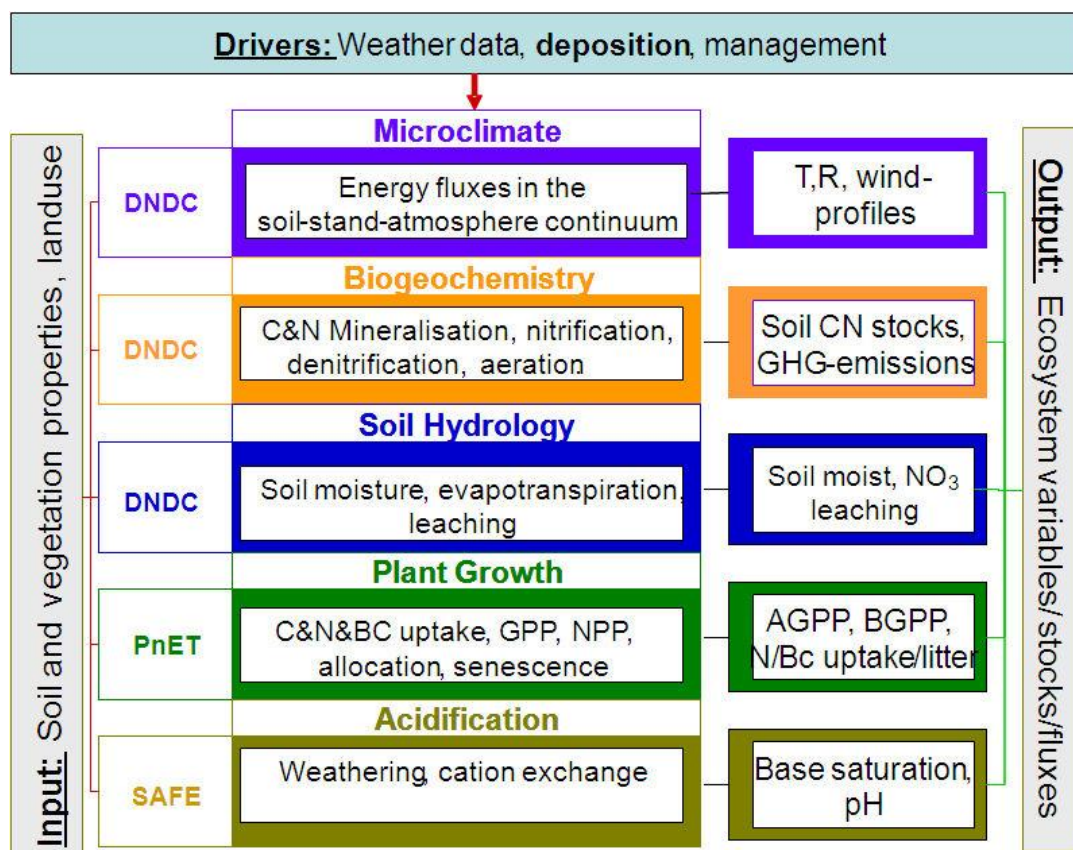


Abbildung 2.1: Schematische Darstellung von Forest-DNDC-SAFE

Abbildung 2.1 zeigt schematisch die Zusammensetzung des zur Beschreibung ökosystemarer Stoffumsätze und -austräge eingesetzten Forest-DNDC-SAFE Modells. Die Übersicht zeigt vereinfacht die in den Modulen Mikroklima, Biogeochemie, Bodenhydrologie, Pflanzenwachstum und Versauerung berücksichtigten Prozesse und Zustandsvariablen sowie die für die Modellanwendung notwendigen Eingangs-, Ausgabe-, und Antriebsdaten, die in den nachfolgenden Kapiteln im Detail beschrieben werden. Forest-DNDC-SAFE wird prinzipiell mit Klimadaten in täglicher Auflösung angetrieben. Während das Pflanzenwachstum und die Versauerung in Tagesschritten simuliert werden, finden die

Simulationen in den Modulen Mikroklima und Bodenhydrologie sowie Biogeochemie auf Basis von Stundenwerten statt. Hierzu werden die täglichen Klimainputgrößen Temperatur und Niederschlag, unter Verwendung von $T_{\min}$ und $T_{\max}$ sowie einer vorgegebenen Niederschlagsintensität von 5 mm/h, modellintern zu Stundenwerten umgerechnet.

Forest-DNDC-SAFE ist ein eindimensionales Schichtenmodell. Schichten der Vegetation und des Bodens (soil layer = sl) können je nach Standortscharakteristika variable Mächtigkeiten (m) aufweisen und sind vom Modellanwender zu definieren (siehe Kapitel 2.5.4.2).

2.1.1 Mikroklima-Modul (DNDC)

Ein eindimensionales Mikroklima-Modul beschreibt den Wärmefluss und den Feuchtigkeitsgradienten von der obersten Kronendachschicht bis zum Boden. Der Temperaturgradient wird in Abhängigkeit von der Wärmeleitfähigkeit der Kronendachschicht berechnet. Die Strahlung sowie das Dampfdruckdefizit werden aus der Baumart und der daraus folgenden artenspezifischen Durchlässigkeit für jede Blattschicht ermittelt. Die Windgeschwindigkeit wird nach Lalic und Mihailovic (2002) berechnet.

Der Wärmefluss im Boden wird durch die Temperaturdifferenz zweier angrenzender Bodenschichten in Abhängigkeit von der Bodenwärmeleitfähigkeit bestimmt. Die Wärmeleitfähigkeit berechnet sich anteilig aus den Einzelleitfähigkeiten der Bodenbestandteile, d.h. organische Substanz, Mineralboden, Bodenwasser und evtl. Bodeneis.

2.1.2 Wasserhaushalts-Modul (DNDC)

Im Wasserhaushalts-Modul wird der Bodenwasserhaushalt in stündlicher Auflösung berechnet. In Abhängigkeit von der Lufttemperatur fällt Niederschlag entweder als Regen ($T \geq 0^\circ\text{C}$) oder als Schnee, wobei eine Schneedecke akkumuliert wird, welche je nach Energieangebot wieder abschmilzt. Der Bestandsniederschlag wird über die Aufnahmekapazität des Interzeptionsspeichers der Vegetation als Funktion des Blattflächenindex (LAI) bestimmt. Ist die Speicherkapazität überschritten, erfolgt ein Abtropfen des Niederschlags, ansonsten wird der Interzeptionsspeicher durch Evaporation geleert.

Die Infiltration des Bestandsniederschlags in den Boden ist von der maximalen Aufnahmekapazität der obersten Bodenschicht abhängig. Wird diese überschritten, füllt sich der Oberflächenspeicher, aus dem in Abhängigkeit von der Hangneigung Oberflächenabfluss generiert wird. Innerhalb des Bodenprofils wird der Bodenwasserfluss über ein Kaskadenmodell beschrieben. Hierbei wird die Höhe des Bodenwasserflusses zwischen den

10

einzelnen Bodenschichten vom aktuellen Wassergehalt, dem Welkepunkt, der Feldkapazität sowie dem Gesamtporenvolumen bestimmt.

Der Bodenwasserspeicher wird über die Evaporation (f (Strahlung, Sättigungsdampfdruck)) und über die Transpiration (f (Wasserbedarf, Durchwurzelungstiefe)) entleert.

Der Aggregatzustand des Bodenwassers, ob Wasser oder Eis, wird wie beim Niederschlag über die Temperatur gesteuert. Nach Stange (2001) wird mit Hilfe der Schmelzenthalpie für Wasser die Differenz zwischen Bodentemperatur und der benötigten Eistemperatur die Menge zu gefrierenden Bodenwassers berechnet.

Der wassergebundene Stofftransport im Bodenprofil ist an den Bodenwasserfluss geknüpft. Prinzipiell ist der Stofftransport proportional zum Verhältnis der Menge an Wasser, die zwischen einzelnen Bodenschichten fließt, und zur Gesamtmenge an Wasser in der Bodenschicht. Dieses Verhältnis wird als *leach_fact* bezeichnet und errechnet sich aus Gleichung (2.1).

$$leach_fact = \frac{flux[sl]}{water[sl]} \quad (2.1)$$

mit

<i>leach_fact</i>	= Proportionalitätsfaktor	[-]
flux [sl]	= Wasserfluss aus Bodenschicht sl	[m Tag ⁻¹]
water [sl]	= Wassergehalt der Bodenschicht	[m/m]
sl	= Bodenschicht	

Der Proportionalitätsfaktor wird je nach Retentionseigenschaften (*retK*) des zu verlagernden Stoffes (NO_3^- , NH_4^+ , Na^+ , SO_4^{2-} , Bc^{2+} , DOC) modifiziert und der Stoffaustrag aus einer Schicht nach Gleichung (2.2) (exemplarisch für NO_3^-) berechnet.

$$leach_NO_3 = NO_3[sl] * \left(\frac{leach_fact}{retKNO_3 + leach_fact} \right) \quad (2.2)$$

mit

<i>leach_NO₃</i>	= verlagertes NO_3^- aus der Bodenschicht	[kg ha ⁻¹]
NO_3 [sl]	= Nitratkonzentration in der Bodenschicht	[kg ha ⁻¹]
<i>retKNO₃</i>	= Retentionskoeffizient	1

2.1.3 Biogeochemie-Modul (DNDC)

Im Bodenchemie-Modul werden primär die Prozesse Mineralisierung, Nitrifizierung und Denitrifizierung simuliert.

2.1.3.1 Mineralisierung

Der Abbau organischer Substanzen erfolgt im Teilmodul Mineralisierung des Bodenbiogeochemie-Moduls. Bei der mikrobiellen Zersetzung der Bestandesstreu im Boden entsteht gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Kohlendioxid (CO_2) und Ammonium (NH_4^+). Der Abbau der organischen Substanz wird dabei als eine Reaktion erster Ordnung beschrieben (Stange, 2001; Kirschbaum, 1995; Bottner et al., 1998). Die wichtigsten Steuergrößen für den Abbau sind Bodenfeuchte und -temperatur. Der Einfluss der Bodenfeuchte auf die Mineralisation wird durch eine Weibull-Funktion beschrieben. Diese Funktion ist streng monoton steigend, und somit nimmt auch die Mineralisation mit steigender Bodenfeuchte zu.

Eine O'Neill-Funktion, welche im unteren Temperaturbereich exponentiell ansteigt und ein Optimum erreicht, wurde zur Berechnung der Temperaturabhängigkeit gewählt (Stange, 2001).

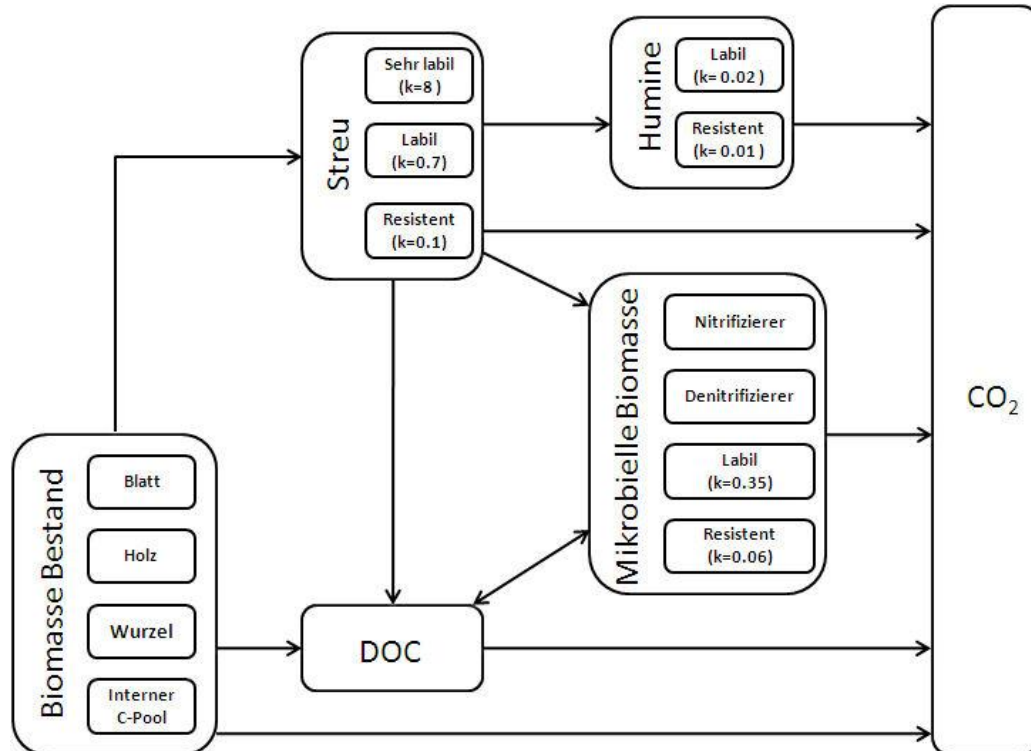


Abbildung 2.2: Pools und Abbaukonstanten von organischer Substanz (Heinzeller, 2008).

Die abzubauen organische Substanz wird in drei unterschiedliche Pools aufgeteilt: Sehr leicht abbaubar, leicht abbaubar und schwer abbaubar. Die Pools unterscheiden sich hinsichtlich ihrer unterschiedlichen Abbaukonstanten, den sogenannten k-Werten (Abbildung 2.2). Nach Li et al. (2000) wird die Einteilung der Bestandesstreu in die drei verschiedenen Pools durch deren C/N-Verhältnis gesteuert (Abbildung 2.3).

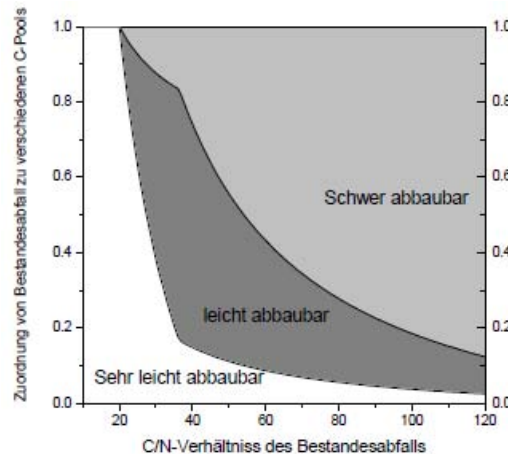


Abbildung 2.3: Einteilung der organischen Streu in Pools mit verschiedenen Abbaukonstanten und C/N-Verhältnissen (Li et al., 2000).

Bei der Zersetzung geht der Kohlenstoff der abgebauten organischen Substanz (DOC) teilweise in die mikrobiellen Pools (Assimilation) über bzw. wird als CO_2 (heterotrophe Atmung) freigesetzt. Das bei der Mineralisierung freigesetzte Ammonium steht für weitere Prozesse, wie z.B. der Nitrifikation, Pflanzenaufnahme oder mikrobielle Immobilisierung, zur Verfügung (Li et al., 1992).

2.1.3.2 Anaerobic-Balloon-Konzept

Basierend auf simulierten Sauerstoffkonzentrationen wird jede Bodenschicht über das Anaerobic-Balloon-Konzept in anaerobe und aerobe Bodenanteile unterteilt. Dies erlaubt das simultane Auftreten der mikrobiellen Prozesse Nitrifikation (aerob) und Denitrifikation (anaerob), d.h. je nach Mikrosite-Charakteristik Oxidation bzw. Reduktion von Stickstoff (Abbildung 2.4).

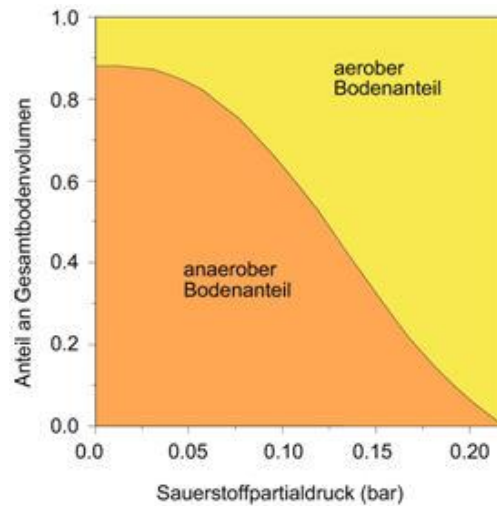


Abbildung 2.4: Größe des aeroben und anaeroben Teilbereichs in der Bodenschicht in Abhängigkeit vom Sauerstoffpartialdruck im Boden (Stange, 2001).

Die Berechnungen der Sauerstoffkonzentration in den Bodenschichten wird mittels eines eindimensionalen Diffusionsmodells, basierend auf dem 1. Fick'schen Gesetz durchgeführt. Die O_2 -Diffusion zwischen zwei Bodenschichten berechnet sich aufgrund des Konzentrationsgradienten sich überlagernder Schichten nach Gleichung (2.3).

$$\frac{\partial O_2}{\partial t} = \frac{\partial(D_{O_2_eff} [sl] * \partial O_2 [sl])}{\partial z^2} - O_{2_cons} [sl] \quad (2.3)$$

mit

$O_2 [sl]$	= Sauerstoffkonzentration in der Bodenschicht sl	$[kg\ m^{-3}]$
t	= Zeitschritt	[h]
z	= Mächtigkeit der Bodenschicht	[m]
$O_{2_cons} [sl]$	= Sauerstoffkonsumption der Bodenschicht sl	$[kg\ m^{-3}]$
$D_{O_2_eff} [sl]$	= effektiver Diffusionskoeffizient im Boden	$[m^2\ h^{-1}]$

Nach Gleichung (2.3) ist die Sauerstoffkonzentration abhängig von der Sauerstoffkonsumption O_{2_cons} (autotrophe und heterotrophe Atmung) und dem Diffusionskoeffizienten $D_{O_2_eff}$. Die Sauerstoffkonsumption berechnet sich nach Stange (2001) aus dem beim Abbau der organischen Substanz produzierten CO_2 . Der Diffusionskoeffizient hingegen beschreibt den Austausch zwischen den Bodenschichten, bzw. zwischen Boden und Atmosphäre. Aus Gleichung (2.4) geht hervor, dass neben der Temperatur auch eventuell vorhandenes Bodeneis berücksichtigt wurde.

Nach Stange (2001) wird Eis zu der festen Phase des Bodens gerechnet und verändert somit je nach Eismenge das Porenvolumen und damit die vorherrschenden Diffusionseigenschaften.

$$D_{O_2_eff}[sl] = D_{O_2} * poro_air^{K1} * poro_tot^{K2} * \left(\frac{temp[sl]}{TNORM} \right)^{EXPT} * ice_fact \quad (2.4)$$

mit

$D_{O_2_eff}$ [sl]	= effektiver Diffusionskoeffizient im Boden	[m ² h ⁻¹]
D_{O_2}	= Diffusionskoeffizient für Sauerstoff in Luft, 0.0724 [m ² h ⁻¹] ^{a)}	
$poro_air$	= Anteil der mit Luft gefüllten Poren	0-1 [%]
$K1$	= Exponent der mit Luft gefüllten Poren	1.75 ^{b)}
$poro_tot$	= Anteil des totalen Porenvolumens	0-1
$K2$	= Exponent des totalen Porenvolumens	1.25 ^{b)}
$temp$ [sl]	= Bodentemperatur der Schicht	[K]
$TNORM$	= Normierungstemperatur 20°C	293,2 [K] ^{c)}
$EXPT$	= Exponent der Temperaturfunktion	1.724 ^{c)}

und

$$ice_fact = \frac{K_ICE}{K_ICE + ice[sl]} \quad (2.5)$$

mit

ice_fact	= Reduktionsfunktion bei Bodenfrost	0-1
K_ICE	= Parameter der Reduktionsfunktion	0.75
ice [sl]	= Eismenge in der Bodenschicht	[m/m]

^{a)} Beisecker, 1994 ^{b)} Renault und Sierra, 1994 ^{c)} Rudolph et al., 1996

Basierend auf der O₂ Konzentration in den einzelnen Bodenschichten erfolgt eine dynamische Einteilung in aerobe und anaerobe Bodenanteile. Zusätzlich werden in diesem Modul Konzentrationen von CO₂, CH₄, NO, N₂O, N₂ und NH₃ und deren Diffusion im Boden berechnet (Heinzeller, 2008).

2.1.3.2.1 Nitrifikation

In der Nitrifikation oxidiert das aus der Mineralisation der organischen Substanz und der N-Deposition stammende Ammonium über das Zwischenprodukt Nitrit (NO_2) zu Nitrat (NO_3^-). Der Stickstoffumsatz wird dabei basierend auf dem Wachstum, Absterben sowie der Aktivität der Nitrifiziererpopulation und in Abhängigkeit von Umweltbedingungen wie z.B. der Substratverfügbarkeit (Gleichung (2.6) und Gleichung (2.7)), pH-Wert, Bodentemperatur und –feuchte simuliert (Gleichung (2.8)).

$$fact_NH_4 = \frac{NH_4[sl]}{KM_NH_4 * dayWater + NH_4[sl]} \quad (2.6)$$

mit

fact_NH ₄	= Anteil des nitrifizierten NH ₄ ⁺	[mg l ⁻¹]
KM_NH ₄	= Michaelis-Menten Konstante für NH ₄ ⁺	6.18 [mg l ⁻¹] ^{a)}
dayWater	= Wassergehalt in der Bodenschicht	[l]
NH ₄ [sl]	= NH ₄ ⁺ Konzentration in der Bodenlösung	[mg l ⁻¹]

^{a)} Stark und Firestone, 1996

und
$$\mu = KNIT * fact_pH * fact_NH_4 * microC[sl] * micro_act[sl] \quad (2.7)$$

mit

μ	= Bruttonitrifikationsrate pro sl	[kg N ha ⁻¹]
KNIT	= Nitrifikationskonstante	1
fact_pH	= Einfluss des Boden pH-Wertes	0-1
fact_NH ₄	= Einfluss der Nitrifizierer	0-1
microC [sl]	= Nitrifizierer in der Bodenschicht	[kg C ha ⁻¹]
micro_act [sl]	= Aktivität der Nitrifizierer	0-1

Die im Rahmen der Nitrifikation auftretende Produktion von N₂O und NO basiert auf dem „hole in the pipe“ Modell von Firestone und Davidson (1989).

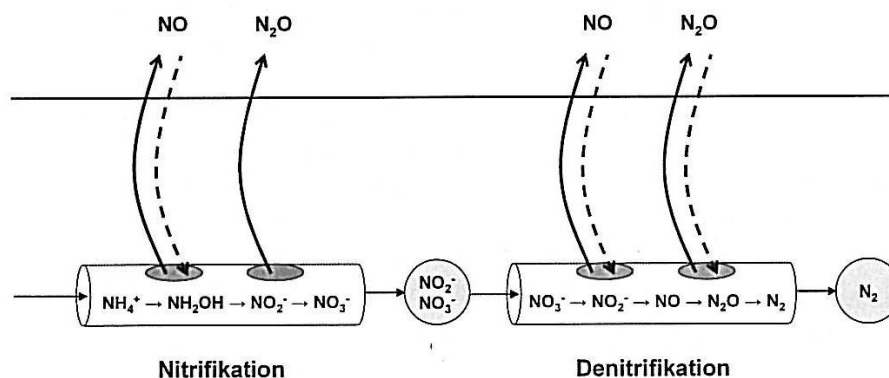


Abbildung 2.5: Darstellung des „hole in the pipe“ Modells. Die Nitrifikation sowie die Denitrifikation werden auf 2 Ebenen reguliert: Bewegung von N durch die Röhren und Diffusion durch die Löcher (Firestone und Davidson, 1989).

Dieses Modell beschreibt die Produktion und Konsumption von N_2O und NO während der Nitrifikation und Denitrifikation (siehe Kap. 2.1.3.4).

In Abbildung 2.5 ist zu erkennen, dass die Höhe der N-Spurengasfreisetzung nicht nur von der Nitrifikations- und Denitrifikationsrate abhängt (Substrat, das durch die Röhre=pipe geschoben wird), sondern auch von der Verlustrate (Größe der Löcher=hole) während der Umsetzungsprozesse. Im verwendeten Modell wurde dieser Ansatz jedoch noch um eine Temperatur- (O'Neill Funktion) und eine Feuchtefunktion (Weibull Funktion) erweitert (Stange 2001).

Mit Gleichung (2.8) wird die nitrifikatorisch induzierte N_2O und NO Spurengasproduktion unter aeroben Bedingungen berechnet.

$$Prod = KN * \mu * fact_m * fact_t * fact_pH \quad (2.8)$$

mit

Prod	= NO bzw. N_2O in aerober Umgebung	$[\text{kg N ha}^{-1}]$
KN	= maximale Verlustrate ($\text{KN}_{\text{NO}}=0.002$ bzw. $\text{KN}_{\text{N}_2\text{O}}= 0.005$)	
μ	= Bruttonitrifikationsrate	$[\text{kgN ha}^{-1}]$
fact_m	= Einfluss der Feuchtigkeit	0-1
fact_t	= Einfluss der Temperatur	0-1
fact_pH	= Einfluss des pH Wertes (untersch. für NO bzw. N_2O)	0-1

2.1.3.2.2 Denitrifikation

Die Denitrifikation ist die mikrobielle Reduktion von Nitrat (NO_3^-) über Nitrit (NO_2^-), NO, N_2O bis hin zu molekularem Stickstoff (N_2) unter anaeroben Bedingungen. Während der Denitrifikation können N_2O und NO sowohl produziert als auch konsumiert werden, was dazu führen kann, dass durch Nitrifikation entstandenes NO in anaeroben Bereichen weiter zu N_2O und N_2 reduziert werden kann.

Die Umsetzung der Stickoxide wird durch die Masse und Aktivität der denitrifizierenden Mikroorganismen bestimmt (Gleichung (2.9)). Es wird vereinfacht von einer Mikroorganismenpopulation ausgegangen, die alle Reaktionsschritte der Denitrifikation durch Enzyme katalysieren kann (Stange, 2001; Heinzeller, 2008). Das Wachstum, die Wachstumsatmung und die Respiration der Mikroorganismen sind für die Umsetzung bedeutend. Jeder der einzelnen Schritte der Denitrifikation wird als enzymatische Reaktion beschrieben und für jeden Schritt wird der gleiche Algorithmus benutzt, der hier allgemein für Stickoxide (N_xO_y) dargestellt ist. Für die Reduktion von Nitrat (NO_3^-) wird $x=1$ und $y=3$ gewählt, für N_2O ist $x=2$ und $y=1$.

$$\frac{dN_xO_y_an[sl]}{dt} = \left(\omega_{N_{x-1}O_{y-1}} + \beta_{N_{x-1}O_{y-1}} - \mu_{N_xO_y} - \omega_{N_xO_y} - \beta_{N_xO_y} \right) denitr_akt[sl] * denitr[sl] \quad (2.9)$$

mit

$dN_xO_x_an[sl]$	= Stickoxidkonzentration im anaeroben balloon	[kg m ⁻³]
$\omega_{N_{x-1}O_{y-1}}$	= Wachstumsatmung mit Substrat $N_{x-1}O_{y-1}$	[kg C h ⁻¹]
$\beta_{N_{x-1}O_{y-1}}$	= Respirationsrate der Denitrifizierer mit Substrat $N_{x-1}O_{y-1}$	[kg C h ⁻¹]
$\mu_{N_xO_y}$	= Wachstumsatmung mit Substrat N_xO_y	[kg C h ⁻¹]
$\omega_{N_xO_y}$	= Wachstumsatmung mit Substrat N_xO_y	[kg C h ⁻¹]
$\beta_{N_xO_y}$	= Respirationsrate der Denitrifizierer mit Substrat N_xO_y	[kg C h ⁻¹]
$denitr_akt[sl]$	= Aktivität der Denitrifizierer in der Bodenschicht	0-1
$denitr[sl]$	= Population der Denitrifizierer	[kg C ha ⁻¹]

2.1.4 Pflanzenwachstums-Modul (PnET)

Das Pflanzenwachstum und somit der Biomassezuwachs und das Biomasseabsterben wird im Pflanzenwachstumsmodul PnET basierend auf Aber und Federer (1992) in Abhängigkeit von Temperatur, Sonneneinstrahlung sowie Wasser- und Stickstoffverfügbarkeit in täglichen Simulationszeitschritten berechnet. Für verschiedene Vegetationsschichten (Baumbestand, Unterwuchs sowie Krautschicht) können dabei die Kohlenstoffassimilation durch die Photosynthese, die pflanzliche Respiration, die Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln sowie

die Allokation von Kohlenstoff und Stickstoff in die einzelnen Pflanzenkompartimente (Blattmasse, Äste und Zweige, Stamm, Grobwurzeln, Feinwurzeln) simuliert werden. Durch die Stickstoffaufnahme der Pflanzen beeinflussen diese in starkem Maße die N-Umsetzungen im Boden und haben damit einen entscheidenden Einfluss auf die N-Spurengasproduktion sowie auf die Menge des vorhandenen Ammoniums und Nitrats im Boden.

Bei dem im Modell implementierten Ansatz richtet sich der Stickstoffbedarf des Bestandes nach den in einem Jahr neu pflanzlich gebundenen Kohlenstoffmengen, die in den pflanzeninternen C-Pools gespeichert werden. Im darauf folgenden Jahr steht diese dann zum Wachstum der Stamm- und Blattbiomasse zur Verfügung (Wurzelbiomasse wird aus den aktuellen Assimilationen synthetisiert). Zusätzlich zu einem C-Pool gibt es einen N-Pool, dessen Größe nach Stange (2001) mit Hilfe eines optimalen artenspezifischen N/C Verhältnisses berechnet wird. Gleichung (2.10) berechnet die optimale Stickstoffmenge einer Pflanze.

$$n_{opt} = m_{Fol_vt} * NCFOL_{opt} + m_{Frt_vt} * NCFRT_{opt} + m_{Sap_vt} * NCSA_{opt} + m_{Bud_vt} * NCFOL_{opt} \quad (2.10)$$

mit

n_{opt}	= optimale Stickstoffmenge im internen Pflanzenpool	[kg N m ⁻²]
m_{Fol_vt}	= Biomasse pro Vegetationstyp	[kg C m ⁻²]
m_{Frt_vt}	= Feinwurzelbiomasse pro Vegetationstyp	[kg C m ⁻²]
m_{Sap_vt}	= Stammbiomasse pro Vegetationstyp	[kg C m ⁻²]
m_{Bud_vt}	= Knospenbiomasse pro Vegetationstyp	[kg C m ⁻²]
$NCFOL_{opt}$	= ideales N/C- Verhältnis im Blatt-Pool	[-]
$NCFRT_{opt}$	= ideales N/C - Verhältnis im Feinwurzel-Pool	[-]
$NCSA_{opt}$	= ideales N/C - Verhältnis im Stamm-Pool	[-]

Aus der Differenz der optimalen Stickstoffmenge (n_{opt}) im internen Pflanzenpool und der aktuellen, tatsächlichen Stickstoffmenge (n_{act}) im internen Pflanzenpool (Gleichung (2.11)) berechnet sich der Stickstoffbedarf des Bestandes. Die Berechnung der aktuellen Stickstoffmenge (n_{act}) folgt Gleichung (2.10), mit dem Unterschied, dass anstelle des optimalen N/C Verhältnisses ($NCFOL_{opt}$) das aktuelle N/C Verhältnis ($NCFOL_{act}$) berücksichtigt wird.

$$n_demand = n_{opt} - n_{act} * fR \quad (2.11)$$

mit

n_demand	= potentieller N Bedarf/Entzug	[kg N m ⁻²]
n_{opt}	= optimale Stickstoffmenge im internen Pflanzenpool	[kg N m ⁻²]
n_{act}	= aktuelle Stickstoffmenge im internen Pflanzenpool	[kg N m ⁻²]

Der Beginn des Blattaustriebes wird über die Temperatursumme (Tagesgrade) initiiert (Li et al., 2000). Der entstehende Bestandsabfall (Nadeln, Blätter, Wurzeln) wird entsprechend des C/N-Verhältnisses in verschiedene Pools der organischen Substanz in der Auflage zugeführt (siehe Kapitel 2.1.2.1).

2.2 SAFE

Das dynamische Bodenchemiemodell SAFE (Warfvinge et al., 1993; Alveteg et al., 1995) steht für *soil acidification in forest ecosystems* und wurde zur Berechnung der Bodenversauerung, resultierend aus atmosphärischer Deposition und spezifischen Standortscharakteristika (Klima, Vegetation, Boden), entwickelt (Jönsson et al., 1995). Die vorliegende Beschreibung des SAFE Modells folgt dem Manual von Alveteg (1998) und Becker (2002), basierend auf Warfvinge und Sverdrup (1992).

SAFE beschreibt folgende Prozesse:

- Nährstoffkreislauf der Nährelemente Kalzium, Magnesium, Kalium und Stickstoff
- Netto-Mineralisierung der basischen Kationen, des Stickstoffs und des Schwefels
- Kationen-Austauschreaktionen
- Chemische Mineralverwitterung
- Stoffverlagerung mit dem Sickerwasser
- Gleichgewichtsreaktionen der Bodenlösung unter Einbeziehung von CO₂, organischen Säuren und Aluminium
- Nitrifizierung

SAFE berücksichtigt dabei nicht die potentielle Veränderung der Kationenaustauschkapazität (KAK) des Bodens und die Veränderung der Mineralogie mit Auswirkungen auf die Verwitterungsrate basischer Kationen. Die Unterteilung der Bodenhorizonte folgt der tatsächlich vorliegenden Stratifizierung und jede Bodenschicht wird für sich als homogen angesehen.

Im Folgenden sollen nur die SAFE Routinen beschrieben werden, die in die Implementierung in MoBiLE mit eingeflossen sind, da insbesondere Routinen zur Beschreibung des N Kreislaufs in MoBiLE in höherem Detailgrad (siehe Modellbeschreibung) bereits vorhanden sind.

2.2.1 Massenbilanz-Gleichungen

Die Berechnungen in SAFE beruhen auf Massenerhaltungsgleichungen, welche innerhalb jeder Bodenschicht Veränderungen der Stoffgehalte in der Bodenlösung sowie der Belegung an den Kationenaustauschern bestimmen. Die Massenerhaltung muss Gleichung (2.12) gerecht werden.

$$\text{Input} + \text{Verwitterung} - \text{Output} - \text{Akkumulation} = 0 \quad (2.12)$$

Um die Bodenversauerung dynamisch zu berechnen, benötigt SAFE nicht nur sehr detaillierte Eingangsdaten, sondern enthält Routinen zur internen Berechnung der Mineralverwitterung, von Austauschprozessen im Boden, Simulationen des Stoffaustrages durch das Sickerwasser sowie Reaktion von Stickstoffkomponenten im Boden und letztlich die Aufnahme basischer Kationen und Stickstoff durch den Bestand. In SAFE werden die basischen Kationen (Kalzium, Magnesium und Kalium) zu Bc zusammengefasst. In den Simulationen wird Natrium nicht berücksichtigt, da es weder als Nährelement noch als austauschbares Element von signifikanter Bedeutung ist (Alveteg, 1998). Gleichung (2.13) beschreibt die Veränderung der Stoffkonzentration pro Bodenschicht mit der Zeit durch den Stoffeintrag aus der darüber liegenden Bodenschicht, der aktuellen Wassermenge in der Schicht und dem Stoffaustrag in die darunter liegende Schicht.

$$\frac{dY[sl]}{dt} = \frac{1}{z[sl] * \theta[sl]} * \left(Q[sl - 1] * Y[sl - 1] - \left(Q[sl] + z[sl] * \frac{d\theta[sl]}{dt} \right) * Y[sl] \right) + r_{y-[sl]} \quad (2.13)$$

mit

$$\begin{aligned} Y = \text{ANC:} \quad & r_{\text{ANC}}[sl] = 2 * WR_{\text{Bc}} + WR_{\text{Na}} + 2 * r_{\text{EBC}} - 2 * U_{\text{Bc}} + U_{\text{N}} + 2 * NM_{\text{Bc}} - NM_{\text{N}} \\ Y = \text{Bc:} \quad & r_{\text{Bc}}[sl] = WR_{\text{Bc}} + r_{\text{EBC}} - U_{\text{Bc}} + NM_{\text{Bc}} \\ Y = \text{NO}_3: \quad & r_{\text{NO}_3}[sl] = U_{\text{N}} - NM_{\text{N}} \\ Y = \text{Cl:} \quad & r_{\text{Cl}}[sl] = 0 \\ Y = \text{SO}_4 \quad & r_{\text{SO}_4}[sl] = NM_{\text{S}} \end{aligned}$$

$Y[sl]$	= Stoffkonzentration	$[keq\ m^{-3}\ Tag^{-1}]$
$z[sl]$	= Höhe der Bodenschicht	$[m]$
$\theta[sl]$	= volumetrischer Wassergehalt	$[m/m]$
$Q[sl]$	= Sickerwasserfluss	$[m\ Tag^{-1}]$
WR_{Bc}	= Verwitterungsrate basischer Kationen	$[keq\ Tag^{-1}]$
WR_{Na}	= Verwitterungsrate von Natrium	$[keq\ Tag^{-1}]$
r_{EBC}	= Fracht basischer Kationen aus dem Kationenaustausch	$[keq\ Tag^{-1}]$
NM_x	= Nettomineralisierung eines Stoffes X	$[keq\ Tag^{-1}]$
U_x	= Aufnahme eines Stoffes X durch den Bestand	$[keq\ Tag^{-1}]$

Ein additiver, stoffspezifischer Term ($r_Y[sl]$) beschreibt die zusätzlich ablaufenden biogeochemischen Prozesse. So werden die für die Berechnung der Säureneutralisationskapazität wichtigen Prozesse Verwitterung, Austauschfähigkeit basischer Kationen (Bc), Aufnahme von basischen Kationen und Stickstoff (N) durch die Vegetation sowie Mineralisierung von Bc und N in diesem Term zusammengefasst.

2.2.2 Zusammenhang zwischen pH-Wert und Säureneutralisationskapazität (ANC)

Die Pufferreaktionen in der Bodenlösung erfolgen über das CO_2 -Karbonat-System, Säure-Basen Reaktionen monovalenter organischer Säuren (R^-) sowie den Reaktionen zwischen verschiedenen geladenen Aluminium-Hydroxyl-Komplexen, die aus Auflösungs- und Auswaschungsprozessen von Aluminiumverbindungen stammen. Gleichung (2.14) fasst die verschiedenen Pufferungsprozesse zusammen.

$$[ANC] = [OH^-] + [R^-] + [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] - [H^+] - 3[Al^{3+}] - 2[Al(OH)^{2+}] - [Al(OH)_2^+] \quad (2.14)$$

Die Terme in der ANC Definition aus Gleichung (2.14) können mit Gleichungen zur Protolyse von Wasser, zum Karbonatsystem, zum Gesetz von Henry für das P_{CO_2} - H_2CO_3 Gleichgewicht, zu Gleichgewichtsreaktionen zwischen verschiedenen Al-Hydroxiden und zu einer quadratischen Funktion der Gibbssit-Löslichkeit (bestimmt die Al_3^+ -Konzentration) verlinkt werden (Warfvinge und Sverdrup, 1992; Alveteg, 1998).

$$[OH^-] = \frac{K_{H2O}}{[H^+]} \quad (2.15)$$

$$[HCO_3^-] = \frac{K_{H2CO_3^{2-}} * K_{Henry} * P_{CO2}}{[H^+]} \quad (2.16)$$

$$[CO_3^{2-}] = [HCO_3^-] \frac{K_{HCO_3^-}}{[H^+]} \quad (2.17)$$

$$[Al^{3+}] = K_G [H^+]^3 \quad (2.18)$$

$$[AlOH^{2+}] = K_{AlOH^{2+}} + K_G [H^+]^2 \quad (2.19)$$

$$[Al(OH)_2^+] = K_{Al(OH)_2^+} + K_G [H^+] \quad (2.20)$$

$$[R^-] = \alpha * [DOC] * \frac{K_R}{K_R + [H^+]} \quad (2.21)$$

mit

DOC = Dissolved Organic Carbon (gelöster org. Kohlenstoff) [mg l⁻¹]

P_{CO2} = CO₂ -Partialdruck [atm]

K_x = Gleichgewichtskonstanten siehe Tabelle 2.2

α = Umrechnungsfaktor 7.10⁻⁶ [kmol]

Tabelle 2.2: Gleichgewichtskonstanten (verändert nach Warfvinge und Sverdrup, 1992 und Alveteg, 1998).

Gleichgewichtsreaktion	Wert
$H_2O \leftrightarrow H^+ + OH^-$	$K_W = 10^{-(6.09 + \frac{4471}{T} + 0.0171 \cdot T)}$ a)
$CO_2 \leftrightarrow H_2CO_3$	$K_{Henry} = 10^{(-12.59 + \frac{2198}{T} + 0.0126 \cdot T)}$ a)
$H_2CO_3 + H_2O \leftrightarrow HCO_3^- + H_3O^+$	$K_{H_2CO_3^-} = 10^{(14.82 - \frac{3401}{T} - 0.0327 \cdot T)}$ a)
$HCO_3^- + H_2O \leftrightarrow CO_3^{2-} + H^+$	$K_{HCO_3^{2-}} = 10^{(6.53 - \frac{2906}{T} - 0.0238 \cdot T)}$ a)
$RH + H_2O \leftrightarrow R^- + H_3O^+$	$K_R = 10^{-0.96 - 0.9 \cdot pH + 0.039 \cdot pH^2}$ b)
$Al(OH)_3 + 3H^+ \leftrightarrow Al^{3+} + 3H_2O$	$K_g = \ln \approx 6.4 \text{ bis } 9.5 \text{ (Inputvariable)}$
$Al^{3+} + 2H_2O \leftrightarrow Al(OH)_2^+ + H^+$	$K_{Al(OH)_2^+} = 5 \cdot 10^{-10}$ c)
$Al^{3+} + H_2O \leftrightarrow Al(OH)^2 + H^+$	$K_{AlOH^{2+}} = 10^{-5}$ c)

a) Stumm und Morgan, 1983 b) Oliver et al., 1983 c) Schecher und Driscoll, 1987

Alternativ zu Gleichung (2.14) kann die Säureneutralisationskapazität jeder Bodenschicht (ANC_{sl}) auch in einer Massenbilanzgleichung dargestellt werden.

$$[ANC_{sl}] = 2[Ca^{2+}] + 2[Mg^{2+}] + [K^+] + [Na^+] + [NH_4^+] - [Cl^-] - 2[SO_4^{2-}] - [NO_3^-] \quad (2.22)$$

In SAFE wird die ANC_{sl} mit der nach Gleichung (2.14) berechneten ANC verglichen. Kommt es zu unterschiedlichen Werten, wird die ANC über eine Veränderung der H^+ Konzentration iterativ an die ANC_{sl} angenähert wobei sich aus Änderungen der Stoffkonzentrationen in Gleichung (2.22) letztlich über die Gleichgewichtsreaktionen (Gleichungen (2.15) – (2.21)) über Gleichung (2.14) ein neuer pH-Wert ergibt.

2.2.3 Kationenaustausch-Reaktionen

In SAFE beruht der Kationenaustausch auf der Gapon-Konvention. Dabei werden die Absorption von Al^{3+} , H^+ und Bc^{2+} an der Austauscheroberfläche - also drei verschiedene Gapon-Austausch-Reaktionen - berücksichtigt (Details siehe Alveteg, 1998). Die Austauschrate wird durch den Massentransfer von Bc limitiert und ist direkt proportional zum Unterschied zwischen der Bc Konzentration am Austauscher und in der Bodenlösung (Warfvinge et al., 1993; Thiffault et al., 2007). Unter der Annahme, dass Al^{3+} und H^+ über die Gibbsite Konstante (K_g) in Beziehung stehen (Gleichung (2.23)), berechnet sich der Gapon-Koeffizient in SAFE letztlich vereinfacht als Austausch zwischen Bc^{2+} , Basensättigung (Bs) und H^+ (Gleichung (2.24)).

Unter Annahme von

$$[Al^{3+}] = K_g * [H^+]^3 \quad (2.23)$$

folgt nach Umformung und Verknüpfung (Details siehe Alveteg, 1998)

$$k_{gapon} = \frac{[H^+] * Bs}{[Bc^{2+}]^{\frac{1}{2}} * (1 - Bs)} \quad (2.24)$$

2.2.4 Diffusionsprozesse beim Kationenaustausch

Der Kationenaustausch wird in SAFE als unbegrenzte, reversible chemische Reaktion beschrieben, welche durch einen Diffusionsprozess (1. Fick'sches Gesetz) begrenzt wird (Gleichung (2.25); Details siehe Warfvinge und Sverdrup, 1988).

$$\frac{dBs}{dt} = 2 * k_x * ([Bc^{2+}] - [Bc^{2+}]_{Austauscher}) \quad (2.25)$$

mit

Bs = Basensättigung

k_x = Massen-Transfer-Koeffizient

$Bc^{2+}_{Austauscher}$ = Konzentration von Bc am Austauscher

Der Fluss basischer Kationen zu den Austauschern ist proportional zu dem Konzentrationsgradienten zwischen Bodenlösung und Austauscher. Die Gapon Gleichung (2.24) beschreibt die Konzentration basischer Kationen am Austauscher, wenn man sie nach Gleichung (2.26) umstellt.

$$[Bc^{2+}]_{Austauscher} = \frac{[H^+]_{Austauscher}^2 * Bs^2}{k_{Gapon}^2 * (1 - Bs)^2} \quad (2.26)$$

mit

$H^+_{Austauscher}$ = Konzentration von H^+ am Austauscher

Die Konzentration von H^+ am Austauscher lässt sich aus Gleichung (2.22) ableiten. Bc^{2+} ist das einzige Ion, welches an den Austauschprozessen teilnimmt. Daher folgt

$$[ANC]_{Austauscher} - 2 * [Bc^{2+}]_{Austauscher} = [ANC]_{Bodenlösung} - 2 * [Bc^{2+}]_{Bodenlösung} \quad (2.27)$$

und mit Gleichung (2.26)

$$H^+_{Austauscher} = \frac{1 - Bs}{Bs} * k_{Gapon} * \left([Bc^{2+}]_{Bodenlösung} - \frac{[ANC]_{Bodenlösung} - [ANC]_{Austauscher}}{2} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (2.28)$$

Gleichung (2.28) wird über eine Regular-Falsi Iteration unter Verwendung der ANC iterativ gelöst.

Die ANC ergibt sich aus Gleichung (2.14) und ist somit abhängig von H^+ . Da auch Bc^{2+} über die ANC gelöst wird, besteht ein Zusammenhang zwischen der H^+ Konzentration im Boden und der Bc^{2+} Konzentration.

Die Basensättigung berechnet sich aus der Umstellung von Gleichung (2.28).

2.2.5 Mineralverwitterung

Eine weitere wichtige Quelle für basische Kationen stellt die Routine zur Berechnung der chemischen Mineralverwitterung dar. Während in anderen Versauerungsmodellen wie MAGIC und VSD (Very Simple Dynamic) die Verwitterung empirisch abgeschätzt wird, wird

sie in SAFE explizit auf Grundlage der Mineralogie, Verwitterungsoberfläche und in Abhängigkeit mit der H^+ , Al^{3+} und Bc^{2+} Konzentration in der Bodenlösung berechnet.

Sverdrup (1990) gibt dabei fünf Prozesse an, die für die Verwitterung maßgebend sind:

- Reaktion mit H^+
- Reaktion mit H_2O
- Reaktion mit OH^-
- Reaktion mit CO_2
- Reaktion mit organischen Säuren

Da die Reaktion von OH^- für pH-Werte unterhalb 7 irrelevant ist, wird sie vernachlässigt.

Durch Gleichung (2.29) werden die einzelnen Reaktionen zur Berechnung der Lösungsrate eines Minerals ($r_j[sl]$) beschrieben:

$$r_j[sl] = k_H * \frac{(H^+)^{n_H}}{f_H} + \frac{k_{H_2O}}{f_{H_2O}} + k_{CO_2} * P_{CO_2}^{n_{CO_2}} + k_R * \frac{(R^-)^{n_R}}{f_R} \quad (2.29)$$

mit

$r_j[sl]$ = Lösungsrate eines Minerals j [keq Tag⁻¹]

k_x = Verwitterungskoeffizient k der Reaktion y ^{a)}

f_x = Reduktionsfaktor der Mineralverwitterung f der Reaktion y 0-1 ^{a)}

H^+ ; R^- = Konzentration von H^+ bzw. von org. Säuren in der Bodenlösung [keq m⁻³]

P_{CO_2} = Partialdruck von CO_2

n_y = Reaktionsordnung n der Reaktion y

j = Mineral

^{a)} Sverdrup und Warfvinge, 1993

Gleichung (2.29) geht als Produktterm in die Berechnung der Verwitterungsrate der basischen Kationen (WR_{Bc}) ein.

$$WR_{Bc}[sl] = \sum_{j=1}^{Minerale} (1 - y_{Na_j}[sl]) * r_j[sl] * Aw[sl] * x_j[sl] * \theta[sl] * z[sl] \quad (2.30)$$

mit

$WB_{Bc}[sl]$ = Verwitterungsrate der basischen Kationen [keq Tag⁻¹]

$A_w[sl]$	= verwitterbare Oberfläche (Gleichung (2.32))	$[m^2/m^3]$
$y_{Na_j}[sl]$	= Natrium Gehalt des Minerals	0-1
$x_j[sl]$	= Anteil des Minerals an der Mineralogie	
$r_j[sl]$	= Lösungsrate des Minerals	$[keq\ Tag^{-1}]$
$z[sl]$	= Schichthöhe	$[m]$
$\theta_i[sl]$	= Bodenfeuchtesättigung aus σ abgeleitet (Gleichung (2.31))	
j	= Mineralindex	
sl	= Bodenschicht	

und

$$\theta[sl] = \frac{2650 * \sigma[sl]}{2650 + 1000 * \sigma[sl] - bd[sl]} \quad (2.31)$$

mit

σ	= volumetrischer Wassergehalt der Bodenschicht	$[m/m]$
bd	= Bodendichte	$[kg\ m^{-3}]$

und

$$A_w[sl] = \left(8 * \frac{Ton}{100} + 2.2 * \frac{Schluff}{100} + 0.3 * \frac{Sand}{100} \right) * \left(1 - \frac{Skelett}{100} \right) * \frac{bd}{100} * 10^6 \quad (2.32)$$

mit

$A_w[sl]$	= chemisch wirksame Mineraloberfläche	$[m^2\ m^{-3}]$
Ton, Schluff, Sand, Skelett	= Bodenfraktionen ($\Sigma=1$)	$[\%]$
bd	= Bodendichte	$[kg\ m^{-3}]$

Abbildung 2.6 gibt einen Überblick über die interne Programmapfolge von SAFE. Die blauen Kästen stehen für die Inputdaten, das grüne Kästchen für die Ausgabedatei, und das rot umrandete Kästchen markiert die Stickstoffroutine von SAFE, die aufgrund der detaillierteren Beschreibung des Stickstoffkreislaufs von Forest-DNDC ersetzt wird.

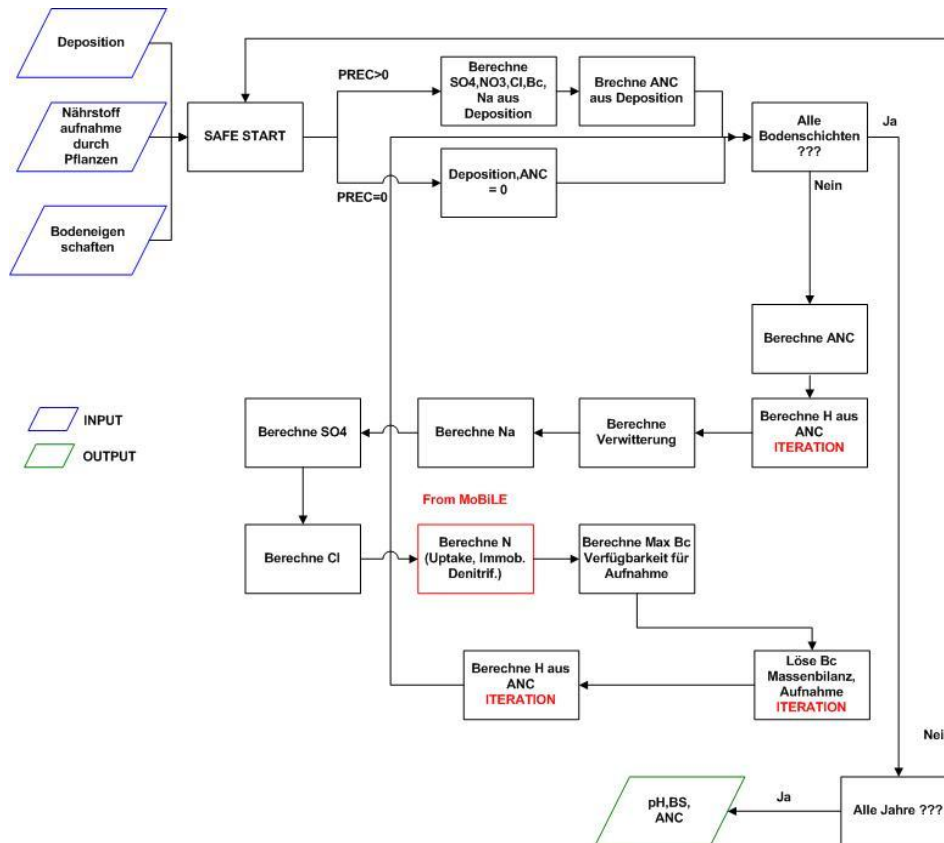


Abbildung 2.6: Flowchart zur Beschreibung des Programmlaufs in SAFE (nach Belyazid, 2006).

2.3 Implementierung von SAFE in MoBiLE

Da im Rahmen des Projektes eine dem ForSAFE (Belyazid, 2006) vergleichbare Modellanwendung angestrebt wurde, musste das SAFE Modell in MoBiLE implementiert und hierzu Schnittstellen zum Austausch von Variablen definiert werden. Der Implementierung von SAFE in MoBiLE ging zunächst eine Überführung des SAFE Codes von FORTRAN in ANSI C++ voraus. Nach erfolgreicher Validierung des originalen SAFE Programms mit der in C++ übersetzten Stand-alone Version (Abbildung 3.3) folgte die Implementierung des umgeschriebenen Modells in MoBiLE (ebenfalls in C++ kodiert).

Um Redundanz in den Modellen zu verhindern, wurden die vergleichsweise einfachen Routinen aus SAFE bezüglich des Stickstoffkreislaufs, Perkolation und wassergebundener Stofftransport im Bodenprofil, sowie die Aufnahme von Stickstoff durch die Vegetation nicht übernommen und auf die prozessbasierten Funktionen von MoBiLE zurückgegriffen (Details siehe Kapitel 2.1). Die Beschreibung des Umsatzes basischer Kationen in Waldökosysteme wurde teilweise direkt aus SAFE übernommen (Kationenaustausch, Verwitterung) bzw. neu entwickelt (Aufnahme basischer Kationen durch die Vegetation, Input basischer Kationen durch Streufall). Abbildung 2.7 zeigt, welche Module in MoBiLE für bestimmte, für SAFE wichtigen Variablen, verantwortlich sind. So werden z.B. der Streufall im Waldwachstums-

PnET Modul (Kapitel 2.1.4) und die N-Mineralisierung im Bodenchemie-DNDC Modul (Kapitel 2.1.3) berechnet. Die unterschiedlichen Farben kennzeichnen unterschiedliche Module von MoBiLE, die durch zusätzliche Funktionen erweitert wurden, welche für die Simulation der Bodenversauerung essentiell sind.

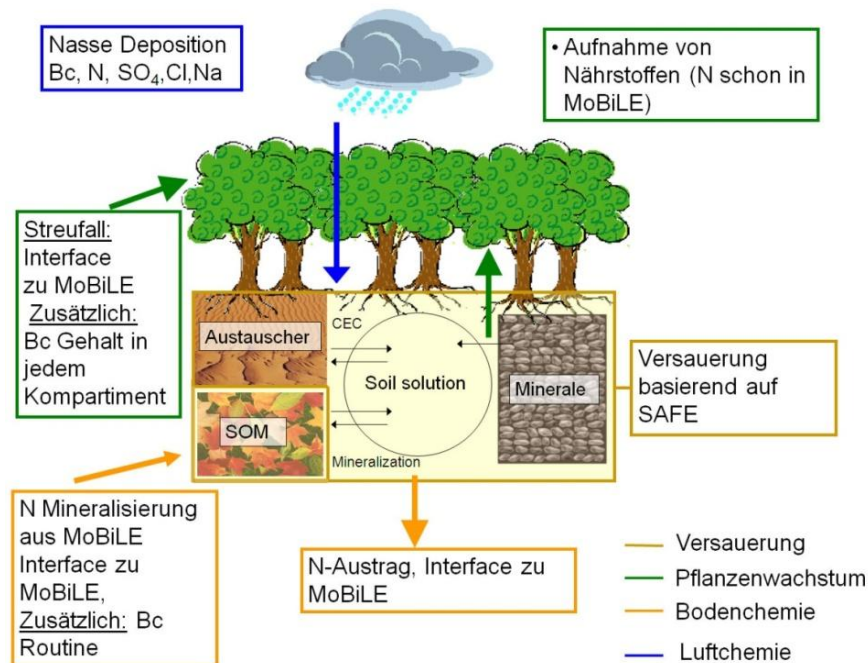


Abbildung 2.7: schematische Darstellung der Implementierung von SAFE in MoBiLE (Abbildung verändert nach Alveteg, 1998).

MoBiLE verfügt über detaillierte Routinen zur Beschreibung der N-Deposition, N-Aufnahme, N-Austrag und N-Mineralisierung. Diese Routinen wurden, soweit notwendig, um die jeweiligen Routinen für basische Kationen erweitert. Im Einzelnen sind dies:

2.3.1 Aufnahme von basischen Kationen durch den Bestand im Pflanzenwachstums-Modul

Die Aufnahme basischer Kationen durch den Bestand wird in Abhängigkeit von der aktuellen Produktivität und des kompartimentspezifischen (Blatt, Feinwurzeln, Stamm) Bedarfs, sowie der Bc^{2+} Verfügbarkeit im Boden und in Abhängigkeit von der Wasserverfügbarkeit berechnet. Die Routine für die Aufnahme der basischen Kationen durch die Vegetation wurde analog der bereits in MoBiLE vorhandenen Routine für die Stickstoffaufnahme implementiert (Gleichung (2.10)).

Der kompartimentspezifische Bedarf an Bc^{2+} richtet sich, wie bei Stickstoff, nach der Konzentrationen in den Blättern, den Feinwurzeln und dem Stamm. Die spezifischen Bc^{2+}

Konzentrationen jedes Biomassekompartiments wurden aus Jacobsen et al. (2003) abgeleitet. Darin wurden 115 Bestände an Level II Standorten bei der Zusammenstellung der Nährstoffkonzentrationen für die wichtigsten Baumarten Deutschlands berücksichtigt. Jacobsen et al. (2003) geben durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen für Bc^{2+} an, welche im Pflanzenwachstumsmodul als optimale Nährstoffkonzentration verwendet werden. Im ersten Schritt zur Berechnung der Bc^{2+} Aufnahme wird ermittelt, wie hoch die optimale über die verschiedenen Kompartimente aufsummierte Bc^{2+} Menge in der Biomasse pro Simulationseinheit (d.h. pro Tag) ist (Gleichung (2.33)). Gleichung (2.34) beschreibt die momentane Menge an Bc in der Biomasse.

$$bcopt = mFol_{vt} * BcFOLopt + mFrt_{vt} * BcFRTopt + mSap_{vt} * BcSAPopt + mBud_{vt} * BcFOLopt \quad (2.33)$$

$$bcact = mFol_{vt} * BcFOLact + mFrt_{vt} * BcFRTact + mSap_{vt} * BcSAPact + mBud_{vt} * BcFOLact \quad (2.34)$$

mit

bcopt	= optimale Menge von Bc^{2+} in der Vegetation	[kg Bc m ⁻²]
bcact	= aktuelle Menge von Bc^{2+} in der Vegetation	[kg Bc m ⁻²]
mFol_vt	= Masse an Laub	[kg TM m ⁻²]
mFRT_vt	= Masse an Feinwurzeln	[kg TM m ⁻²]
mSap_vt	= Stammmasse	[kg TM m ⁻²]
mBud_vt	= Masse an Knospen	[kg TM m ⁻²]
BcFOLopt, BcFRTopt,		
BcSAPopt	= optimale Bc^{2+} Konzentration	[kg(kg TM) ⁻¹]
BcFOLact, BcFRTact,		
BcSAPact	= tatsächliche Bc^{2+} Konzentration	[kg(kg TM) ⁻¹]
TM	= Trockenmasse	

Der Bedarf an basischen Kationen, d.h. die zur Gewährung der kompartimentspezifischen optimalen Bc^{2+} Konzentration nötige Aufnahme, errechnet sich aus der Differenz von Gleichung (2.29) und Gleichung (2.30). Der Bedarf wird dabei analog zum Stickstoff bodenschichtspezifisch in Abhängigkeit von der Wurzelverteilung berechnet (Gleichung (2.35)).

$$bc_demand = bcopt - bcact * fFRT \quad (2.35)$$

mit

bc_demand = potentielle Bc^{2+} Aufnahme [kg Bc m⁻²]
 fFRT = Faktor zur Berücksichtigung der Wurzelverteilung im Bodenprofil

Da in SAFE die Konzentration basischer Kationen iterativ über die H^+ Konzentration berechnet wird (Gleichung (2.14)), und sich somit mit neuem H^+ Wert auch der Bc^{2+} Wert ändert, wird die aktuelle Bc^{2+} Aufnahme durch den Bestand nicht im Pflanzenwachstums-Modul selbst berechnet, sondern im Rahmen der Iterationsrechnungen im Versauerungsmodul berücksichtigt (nach Alveteg, 1998).

Der potentielle Bc^{2+} Bedarf (bc_demand) wird aus dem Pflanzenwachstums-Modul an das Versauerungsmodul übergeben und mittels Gleichung (2.36) die aktuelle Aufnahme von Bc^{2+} durch den Bestand berechnet:

$$uptakeBc [sl] = \min (uptakefactor * maxUptakeBc [sl], bc_demand + bc_rest[sl]) \quad (2.36)$$

mit

uptakeBc [sl] = aktuelle Aufnahme der Pflanzen von Bc^{2+} [kg Bc m⁻²]
 uptakefactor = Faktor zur Reduzierung der Aufnahme
 maxUptakeBc [sl] = maximal mögliche Aufnahme, total Bc^{2+} in Bodenschicht [kg Bc m⁻²]
 bc_rest [sl] = Menge an geforderten Bc^{2+} , die den Vorrat einer Bodenschicht übersteigt und den Bedarf aus der unterliegenden erhöht [kg Bc m⁻²]

2.3.2 Streufall

Der Streufall in MoBiLE errechnet sich in Abhängigkeit von der Baumart (Laub-, Nadelwald) und der Biomasse des jeweiligen Bestandes. Dabei wird zwischen der Produktion oberirdischer Blatt bzw. Nadel-, Holzstreu und unterirdischer Wurzelstreu unterschieden. Der Input basischer Kationen in die Streuschicht bzw. Bodenschichten errechnet sich aus der jeweiligen Konzentration korrigiert mit spezifischen Retranslokationsfaktoren und der Masse der deponierten Biomassekomponenten (Wallman et al., 2005; Berg und McClaugherty, 2003). Unter Berücksichtigung von spezifischen Retranslokationsfaktoren und in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis wird die Menge basischer Kationen in der anfallenden

Streu verhältnistreu zur Aufteilung von Kohlenstoff und Stickstoff in die drei unterschiedlichen Pools der organischen Substanz aufgeteilt, d.h. in sehr leicht, leicht und schwer abbaubar.

$$Bc_Lit += \frac{addC}{Lit} * fsl * LitBc \quad (2.37)$$

mit

Bc_Lit	= Menge an Bc^{2+} eines entsprechenden Streupools	[kg Bc ha ⁻¹]
addC	= Menge von C, die einem entsprechenden Streupools zugewiesen wird	[kg C ha ⁻¹]
Lit	= Gesamtstreufall	[kg TM ha ⁻¹]
fsl	= Anteil aus dem Streufall, der der jeweiligen Bodenschicht zugesprochen wird	
LitBc	= Konzentration basischer Kationen spezifisch für Laub, Holz und Feinwurzeln	[kg Bc ha ⁻¹]

2.3.3 Mineralisierung

Den drei C-Pools sind je nach Qualität (Hemizellulose, Zellulose, Lignin) unterschiedliche potentielle Abbaukonstanten (k-Werte) zugeordnet. Analog der Mineralisierung von C und N (Abbaukonstanten modifiziert in Abhängigkeit von Umweltbedingungen) wird proportional zur C und N Mineralisierung pro Zeitschritt auch Bc^{2+} in die jeweilig zu simulierende Streu- bzw. Bodenschicht freigesetzt.

$$decompBc = \frac{decompC}{rc} * Bc_lit \quad (2.38)$$

mit

decompBc	= Menge der durch Mineralisierung freigesetzter basischer Kationen	[kg Bc ha ⁻¹]
decompC	= Anteil C eines entsprechenden Streupools, der mineralisiert wird	[kg C ha ⁻¹]
Bc_lit	= Menge an Bc^{2+} eines entsprechenden Streupools	[kg Bc ha ⁻¹]
rc	= Menge an C eines entsprechenden Streupools	[kg C ha ⁻¹]

Der mineralisierte Anteil von Bc^{2+} (decompBc) aus den drei Streupools wird an die SAFE-Routine übergeben und dort der Bc^{2+} Konzentration in der Bodenlösung zugerechnet.

Die Bc^{2+} Konzentration in der Bodenlösung wird in SAFE iterativ über die H^+ Konzentration unter Berücksichtigung der ANC berechnet. Aus dieser Iteration gehen eine neue Bc^{2+} Konzentration, eine neue H^+ Konzentration in der Bodenlösung, eine korrigierte Aufnahme von Bc^{2+} durch die Pflanzen sowie eine neue Basensättigung (Bs) hervor.

2.3.4 Deposition

Die Gesamt-Deposition (trocken und nass) wird in MoBiLE vereinfacht in der Deposition durch den Niederschlag (d.h. nasse Deposition + Abwaschung der trockenen Deposition) zusammengefasst, da insbesondere Angaben zur Saisonalität der trockenen Deposition noch sehr unsicher sind. Der Jahreswert der reduzierten und oxidierten N-Deposition wird dabei durch die Summe des Jahresniederschlags geteilt und diese komponentenspezifische N-Konzentration an Tagen mit Niederschlag mit der entsprechenden Niederschlagssumme multipliziert und in die erste Bodenschicht eingetragen (kg Tag^{-1}). Im Rahmen dieses Projektes wurden die simulierten Depositionsdaten von Gauger et. al (2008) verwendet. Für weitere Details siehe Kapitel 2.5.3.

Die in MoBiLE vorhandene Routine zur Berechnung der N-Deposition wurde um die Deposition von basischen Kationen, SO_4^{2-} , Cl^- und Na^+ erweitert. Weitere Details zur standortspezifischen Depositionszeitreihen werden in Kapitel 2.5.3 beschrieben.

2.3.5 Auswaschung von SO_4^{2-} , Cl^- und Na^+

Bei der Implementierung von SAFE in MoBiLE wurde der Austrag von SO_4^{2-} , Cl^- und Na^+ von einer Bodenschicht in die nächste aus der SAFE Routine herausgenommen und in das Bodenbiogeochemie-Modul (DNDC) eingebaut. Die versickernde Wassermenge wird im Wasserhaushalts-Modul (DNDC) berechnet und an das Bodenbiogeochemie-Modul (DNDC) übergeben. Hier wird basierend auf Gleichung (2.1) und (2.2) der Austrag von einer Bodenschicht in die nachfolgende Bodenschicht unter Verwendung von spezifischen Retentionskoeffizienten berechnet.

2.3.6 Programmabfolge der dynamischen Kopplung MoBiLE-SAFE

Strategisch wurde so vorgegangen, dass SAFE im ersten Schritt als „stand alone“ Model in C++ überführt und bereits der für die Implementierung in MoBiLE essentielle Austausch von Variablen vorgesehen wurde. Dies ermöglichte eine prinzipielle Überprüfung und Validierung der umcodierten Version von SAFE mit Simulationen des Originalcodes von SAFE ohne Einflussnahme von MoBiLE.

Durch erfolgreiche Implementierung des Kreislaufes der basischen Kationen in die Teilmodule des Pflanzenwachstums (PNET) und der Bodenbiogeochemie (DNDC) konnte

SAFE als gesondertes Teilmodul in MoBiLE eingebaut werden, so dass nun eine Realisierung des Forest-DNDC-SAFE, ähnlich dem ForSAFE Modell, möglich ist. In Abbildung 2.8 ist die interne Struktur des neu implementierten Versauerungsmoduls, basierend auf SAFE, abgebildet. Von dem ursprünglichen SAFE sind die Routinen für die Berechnung der basischen Kationen sowie die der Säureneutralisationskapazität (ANC) und die daraus resultierende Ableitung des pH-Wertes übernommen worden.

Die blau hinterlegten Rauten zeigen auf, welche Daten aus den anderen MoBiLE Modulen für die SAFE-internen Berechnungen übergeben werden.

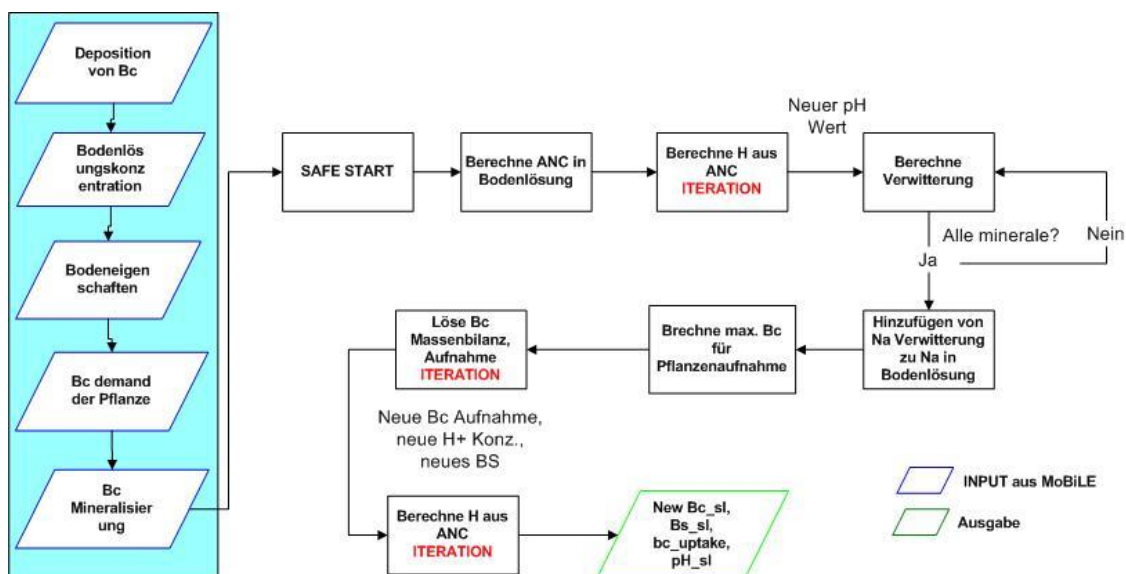


Abbildung 2.8: Flowchart zur Implementierung des SAFE Modells in MoBiLE. Blau hinterlegt sind die Teilbereiche, die aus MoBiLE als Inputdaten in SAFE einfließen.

2.4 Initialisierung und Kalibrierung des Versauerungsmoduls

Analog zum original SAFE muss den eigentlichen Modellsimulationen vorgeschaltet auch das Versauerungsmodul in MoBiLE initialisiert und kalibriert werden, da aus historischer Zeit keine Messdaten z.B. zur Basensättigung und pH-Werten vorliegen. Hierbei wird eine schrittweise, zeitoptimierte Initialisierung und Kalibrierung verfolgt, die teilweise der von SAFE folgt, jedoch auch den neuen Anforderungen von MoBiLE, wie z.B. der Simulation auf Tagesbasis vs. SAFE auf Jahresbasis, Rechnung trägt. Zunächst wird dabei wie bei SAFE das Vorlaufprogramm InitSAFE (vereinfachter SAFE-Lauf) so lange angewendet, bis basierend auf dem angenommenen vorindustriellen Depositionsniveau (Alveteg, 1998, Sverdrup et al, 1995, siehe auch Kapitel 2.5.3), und unter der Annahme eines neutralen Pflanzenwachstums (Bc^{2+} und N Aufnahme durch die Vegetation entspricht der Bc^{2+} und N Freisetzung durch Mineralisierung), sowie unter Berücksichtigung der standortspezifischen

Verwitterungsrate und des Klimas die Konzentrationen von Anionen und Kationen in der Bodenlösung einen steady state Zustand erreichen. Diese Werte dienen als Initialwerte für die nachfolgende Kalibrierung der historischen Basensättigung, die durch Regular-Falsi Iteration im Rahmen von Langzeitsimulationen (1800 bis zum Zeitpunkt, an dem Messdaten vorliegen) so lange verändert wird, bis die gemessene und die simulierte Basensättigung unter Zulassung eines maximal akzeptierten Fehlers ϵ übereinstimmen (Gleichung (2.39)).

$$\sum_{sl} (Bs_{simuliert}[sl] - Bs_{gemessen}[sl]) \leq \epsilon \quad (2.39)$$

mit

$Bs_{simuliert}[sl]$ = simulierte Basensättigung zum Messzeitpunkt

$Bs_{gemessen}[sl]$ = gemessene Basensättigung

ϵ = zugelassener Fehler zwischen simulierter und gemessener Bs 0.0001

Aus dem so ermittelten initialen Wert der Basensättigung wird dann der dazu korrespondierende Gapon-Koeffizient abgeleitet, der den Austausch von Al^{3+} (in Abhängigkeit vom Gibbssit Koeffizienten), von H^+ und basischen Kationen zwischen Bodenlösung und Austauschern beschreibt (Kapitel 2.2.3).

Aufgrund des hohen Rechenaufwands werden diese Simulationen zunächst auf Jahresbasis nur mit dem in MoBiLE implementierten SAFE (Alveteg, 1998 und Warfvinge et al., 1993) durchgeführt. Dabei basieren die Simulationen auf standortspezifischen Zeitreihen zur Bestandsentwicklung, Deposition und Klima, sowie zum Wasserhaushalt (leaching), vgl. Abschnitt 2.5. Die aus dieser Grobkalibrierung resultierenden Werte für die Basensättigung und den Gapon-Koeffizienten, sowie die initialen Startwerte für die Konzentrationen in der Bodenlösung, dienen nun im nächsten Schritt zur ersten näherungsweise Initialisierung der Bodenchemie von MoBiLE in der Forest-DNDC-SAFE Version. Forest-DNDC-SAFE kalkuliert nun auf Tageswertbasis für den gleichen Simulationszeitraum mittels detaillierterer Modell-Routinen (insbesondere für N-Umsetzungen, siehe Kapitel 2.1) Größen wie z.B. Mineralisierungsraten, Bodentemperatur, Nährstoffaufnahme, Wassertransport zwischen Bodenschichten sowie schichtspezifische Konzentrationen von NH_4^+ und NO_3^- in der Bodenlösung. Diese detaillierten Modellausgaben werden zu Jahreswerten aggregiert und dienen als Treiber zur Feinkalibrierung - wieder mit SAFE stand alone im Regular-Falsi mode - der historischen Basensättigung, pH-Wert und Gapon-Koeffizienten, welche dann für die eigentlichen Simulationen von MoBiLE eingesetzt werden. In Abbildung 2.10 sind die

jeweiligen Schritte der Modellinitialisierung, Kalibrierung und Simulation schematisch dargestellt.

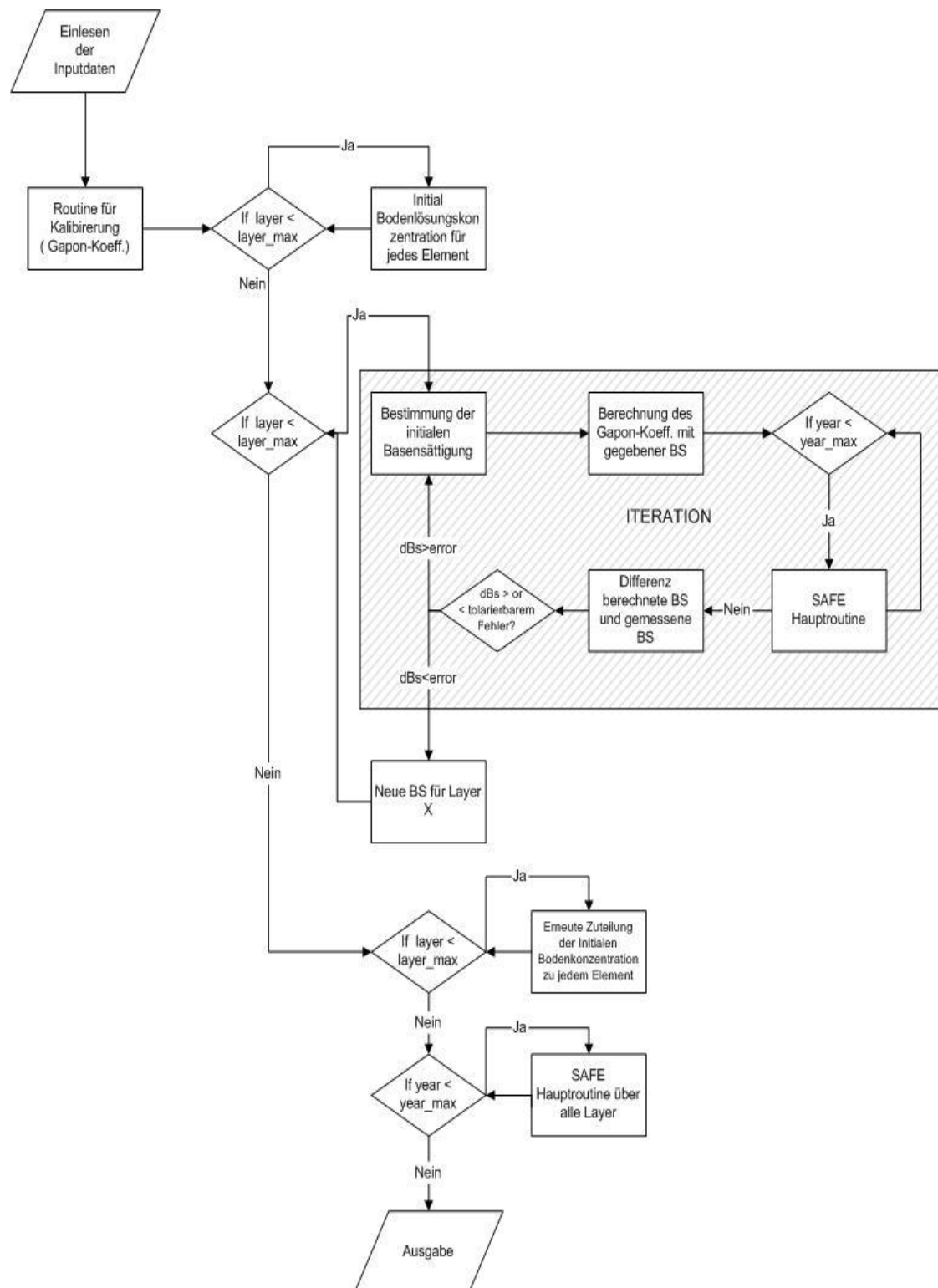


Abbildung 2.9: Flowchart zur Kalibrierung der Basensättigung zu Beginn der Berechnung der Bodenversauerung (in Anlehnung an Belyazid, 2006).

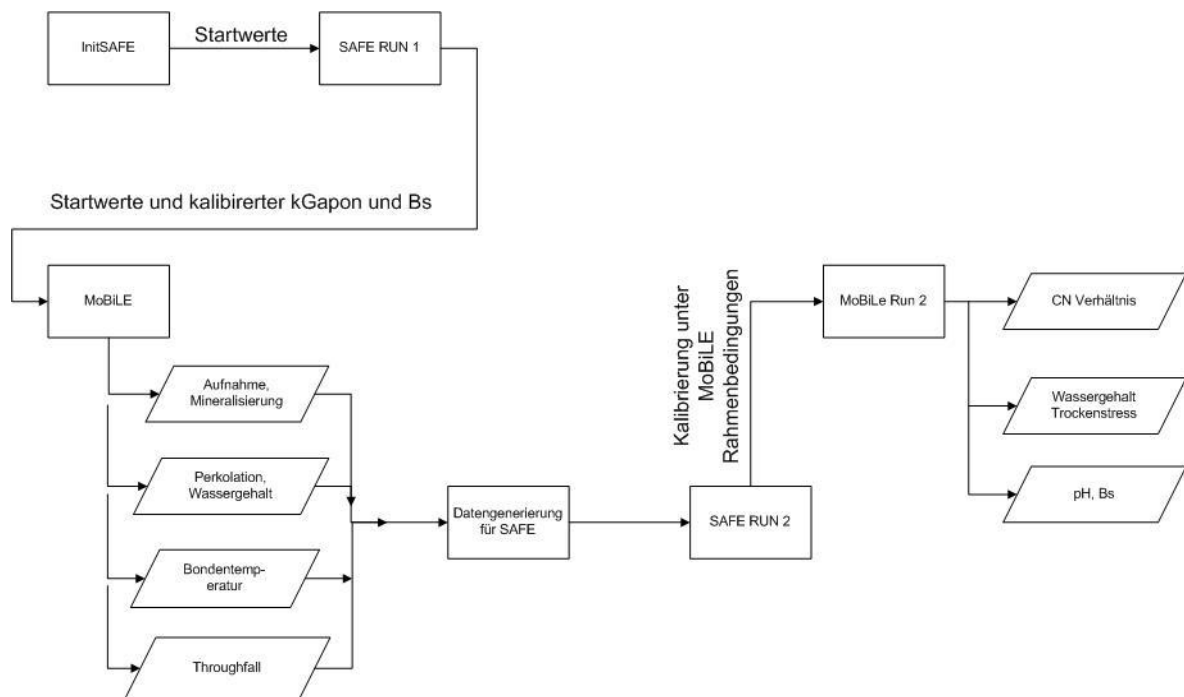


Abbildung 2.10: Programmabfolge des gekoppelten Modellsystems SAFE-MoBiLE.

2.5 Eingangsdaten

In diesem Kapitel wird auf die im Rahmen des Projektes verwendeten Eingangsdaten, deren Herkunft und Aufbereitung eingegangen.

2.5.1 Level II Monitoringprogramm

Die in diese Arbeit eingeflossenen Boden- und Vegetationsdaten wurden dem Level II Monitoringprogramm entnommen, ein gegenüber dem Level I Monitoring intensiviertes Analyseprogramm, das an ausgewählten Standorten durchgeführt wird.

Das Level I Programm wurde Anfang der 80er Jahre in Deutschland zur Beobachtung und Überwachung der Auswirkungen der Luftverunreinigungen, insbesondere auf Wälder, initiiert und ihm liegt ein systematisches flächendeckendes Gittermessnetz zugrunde. Mitte der 80er Jahre wurde das Level I Messnetz auch von anderen europäischen Ländern übernommen und nach einem einheitlichen Methodenkatalog beprobt.

Um eine bessere Datengrundlage der Reaktion von Waldökosystemen auf Umweltänderungen, z.B. Deposition, zu erhalten, wurde das Dauerbeobachtungsflächenprogramm Level II eingerichtet.



Abbildung 2.11: Lage der 89 Level II Standorte.

Beide Programme sind in das europaweite Waldzustandsmonitoringprogramm der Europäischen Union und des Internationalen Kooperationsprogramms zur Erfassung und Überwachung der Auswirkung von Luftverschmutzung auf Wälder der Europäischen Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen (ICP Forest, UNECE) eingegliedert. 20% der europäischen Level II Flächen befinden sich in Deutschland (Abbildung 2.11).

Im Gegensatz zu den Level I Standorten handelt es sich bei den Level II Standorten um punktuelle Beobachtungen mit hoher zeitlicher und inhaltlicher Messintensität. Die Level II Standorte repräsentieren die wichtigsten Waldökosysteme Deutschlands. Manche Standorte werden schon seit 1969 beprobt, andere erst seit dem Jahr 1995 (BMELF, 1997). Aufgrund des föderalen Systems obliegt das Monitoring den Bundesländern, die jedoch verpflichtet sind, die Messdaten in eine zentrale Datenbank am Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) zu berichten. Im Rahmen dieses Projektes wurde auf die derzeit aktuelle Datenbank des vTI, jedoch auch auf bereits am IMK-IFU, bzw. ÖKO-DATA (siehe Teilbericht II) bestehende Datenbanken zurückgegriffen.

2.5.1.1 Boden- und Vegetationsparameter

Die zugrunde liegende Level II Datenbank beinhaltet nicht kontinuierlich gemessene Standortsinformationen zu Boden- und Vegetationscharakteristika über den Zeitraum 1969-2000. Für die Initialisierung von Forest-DNDC-SAFE wurden Messwerte zu folgenden Parametern verwendet: Anzahl und Höhe der Bodenschichten, pH-Wert, Basensättigung, Kationenaustauschkapazität, Gibbssit-Konstante, Bodendichte, hydraulische Leitfähigkeit, Feldkapazität, Welkepunkt, DOC (dissolved organic carbon), Mineralogie, Textur, C und N Gehalte sowie Informationen zu Hauptbaumarten, Baumalter und Biomasse. Zusätzliche Angaben über die Nährstoffkonzentration in der Vegetation wurden Jacobsen et al. (2003) entnommen. Weitere Details der explizit für die Anwendung von Forest-DNDC-SAFE benötigten Eingangsparameter sind Tabelle 2.4 - Tabelle 2.9 zu entnehmen.

2.5.2 Klimadaten

Aus Konsistenzgründen wurde sowohl für die prognostischen (2060) als auch für die retrospektiven Simulationen (1920-2010) von Forest-DNDC-SAFE zum C und N Umsatz und zur Versauerung (Basensättigung, pH-Wert) auf simulierte Klimadaten zurückgegriffen. Die für die Modellanwendung verwendeten Klimadaten stammen aus dem CERA (Climate and Environmental Retrieving and Archiving) Datenarchiv des M&D (Modelle & Daten, World Data Center for Climate, Hamburg).

Es kamen Klimasimulationen des am Deutschen Wetterdienst (DWD) entwickelten Lokalmodells in der Klimaversion (CLM) zum Einsatz (Steppeler et al., 2003). Der Modellname des regionalen Klimamodells wurde mit der Einführung der Version 4.0 in COSMO-CLM umbenannt (Rockel et al., 2008). Regionale Klimamodelle werden genutzt, um die Klimasimulationen globaler Modelle (GCM) mit horizontalen Auflösungen zwischen 300-100 km in räumlich höher aufgelöste Raumeinheiten zu skalieren. Angetrieben wird COSMO-CLM mit den globalen Klimadaten des ECHAM5/MPI-OM Modells des Max Planck Institutes für Meteorologie (Rockel et al., 2008). Die zukünftige Entwicklung des Klimas hängt unter anderem von der Entwicklung der Treibhausgaskonzentrationen ab. Da das menschliche Handeln nicht exakt vorhergesagt werden kann, werden Emissionsszenarien, die unterschiedliche technologische und ökonomische Entwicklungen beschreiben, in den globalen Klimasimulationen verwendet.

2.5.2.1 Beschreibung der eingesetzten Emissionsszenarien

Abbildung 2.12 zeigt die unterschiedlichen Temperaturentwicklungen unter Annahme verschiedener Emissionsszenarien. Die in diesem Projekt gewählten Szenarien A1B und B1

liegen im mittleren Bereich und prognostizieren eine Erhöhung der globalen mittleren Temperatur an der Erdoberfläche von ca. 1 – 3°C.

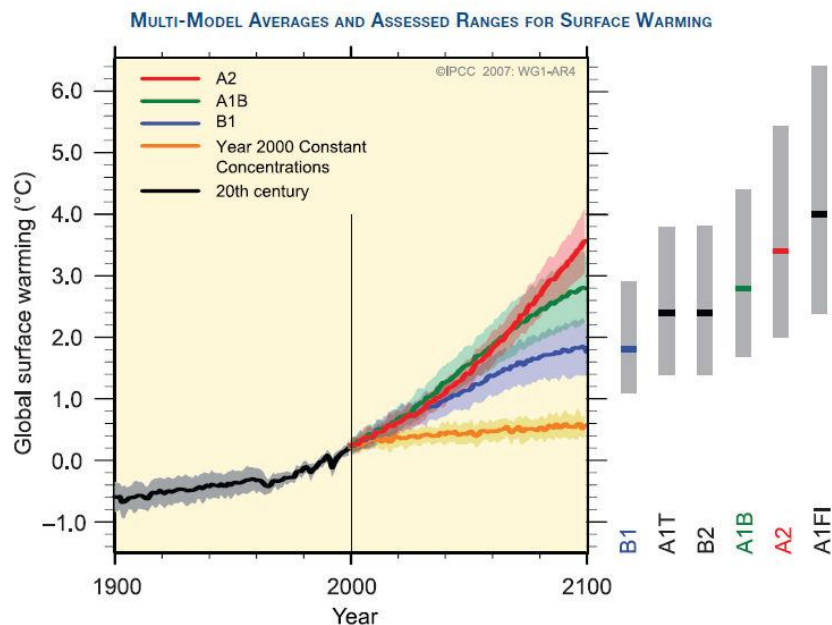


Abbildung 2.12: Mittlere emissionsabhängige Temperaturentwicklung, gemittelt aus einem Multi-Model Ansatz und resultierende Spannbreite (IPCC, 2007).

A1B Szenario

Die A1 Szenarien beschreiben eine zukünftige Welt mit schnellem Wirtschaftswachstum, einer in der Mitte des 21. Jahrhunderts kulminierenden und danach rückläufigen Weltbevölkerung sowie einer raschen Einführung neuer und effizienterer Technologien. Die Hauptthemen sind die Annäherung von verschiedenen Regionen, Entwicklung von Handlungskonzepten sowie die Zunahme kultureller und sozialer Interaktionen bei Verringerung regionaler Unterschiede des Pro-Kopf Einkommens (IPCC, 2007).

Die A1 Szenarien lassen sich in drei Gruppen einteilen, welche unterschiedliche Technologien im Energiesektor beschreiben:

A1FI – fossil- intensiv

A1T – nichtfossile Energiequellen

A1B – ausbalancierte Nutzung aller Energiequellen

B1 Szenario

Das B1 Szenario beschreibt eine sich näher kommende Welt mit der gleichen Bevölkerungsentwicklung wie im A1 Szenario, jedoch mit einer schnellen Änderung in den

wirtschaftlichen Strukturen in Richtung einer Dienst- und Informationsgesellschaft, mit Rückgang des Materialverbrauchs und der Einführung sauberer und ressourceneffizienter Technologien. Der Schwerpunkt des Szenarios liegt auf globalen Lösungen für eine wirtschaftliche, soziale und umweltgerechte Nachhaltigkeit, allerdings ohne zusätzliche Klimainitiativen (IPCC, 2007).

2.5.2.2 Regionale Klimasimulationen mit CLM

Das regionale Klimamodell COSMO-CLM (Consortium for Small-Scale Modeling, COSMO in Climate Mode) ist ein nicht-hydrostatisches Modell, welches auf dem Lokalmodell COSMO des Deutschen Wetterdienstes basiert (Smiatek et al., 2008; Steppeler et al., 2003). Das Modell benutzt horizontal ein sphärisch rotiertes Arakawa C-grid, bei dem aus numerischen Gründen die skalaren Größen an den Gitterpunkten und die vektoriellen Größen jeweils in der Mitte zwischen den Gitterpunkten berechnet werden. Vertikal kamen 32 geländefolgende Atmosphären- und 8 Bodenschichten zum Einsatz (Smiatek et al., 2009).

Die transienten (durchgängigen) Simulationen wurden an der BTU Cottbus mit 0.165° (ca. 18 km) Auflösung durchgeführt. In dem vorliegenden Projekt wurde der COSMO-CLM Kontrolllauf (1960-2000) und das A1B sowie das B1 Szenario für die Zeitspanne 2001-2100 verwendet (Abbildung 2.12). Für die Zeitspanne vor 1960 wurde der Zeitraum 1960-1971 in Form von 12 Jahresscheiben aneinandergereiht. Die simulierten Klimadaten liegen in drei verschiedenen Datenströmen, D1, D2, D3 vor. D1 und D2 beinhalten die Daten auf einem rotierten Koordinatengrid, wohingegen die Daten aus D3 interpoliert auf einem derotierten regulären Longitude - Latitude Grid von 0.2° abgebildet werden. In dieser Arbeit wurde die tägliche mittlere Temperatur [$^\circ\text{C}$] aus dem D2 Strom und der tägliche Niederschlag [kg/m^2] aus dem D3 Strom verwendet (Smiatek et al., 2009).

2.5.2.3 Korrektur der Niederschlagsdaten aus den Klimasimulationen

Ein Vergleich der Niederschlagsstatistik der Simulationsdaten mit Referenzdaten des Deutschen Wetterdienstes für den Zeitraum 1961-1990 wurde durchgeführt, um die Güte der Simulationen zu bestimmen. Dabei haben sich räumlich unterschiedlich gute Übereinstimmungen der Mess- und Simulationsdaten gezeigt, was die Anwendung eines Korrekturverfahrens notwendig machte. Dazu wurde zunächst das statistische Mittel der DWD Messdaten über die Jahre 1961-1990 auf Monatsbasis ermittelt und auf das CLM Gitter über IDW (inverse distant weight; Shepard Verfahren) mit einem Suchradius von 0.3° interpoliert. Das statistische Monatsmittel wurde ebenfalls für die CLM Niederschlagsdaten ermittelt (Abbildung 2.13).

Aus den statistischen Monatsmitteln der DWD Niederschlagsdaten und der CLM Niederschlagsdaten wurden nach Kunstmann et al. (2004) Monatskorrekturfaktoren abgeleitet, die auf jeden CLM Gitterpunkt angewendet wurden (Abbildung 2.14). Das Resultat ist sowohl eine Bias-Korrektur als auch eine Korrektur des Jahresganges des Niederschlages. Aus Konsistenzgründen wurden diese Korrekturfaktoren nach Überprüfung auch auf die simulierten A1B und B1 Szenarien 2001-2100 angewendet.

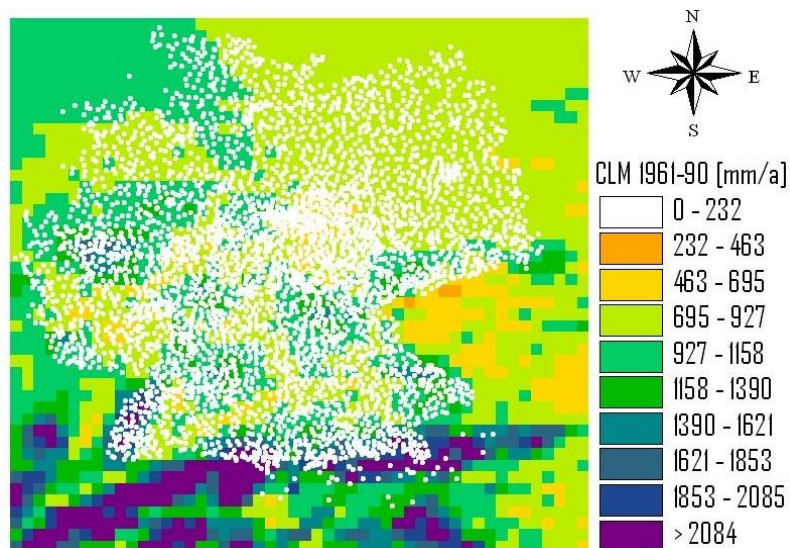


Abbildung 2.13: Mittlerer CLM-Jahresniederschlag für den 30-jährigen Zeitraum 1961-1990 ab. Die weißen Punkte zeigen die Lage der DWD Stationen.

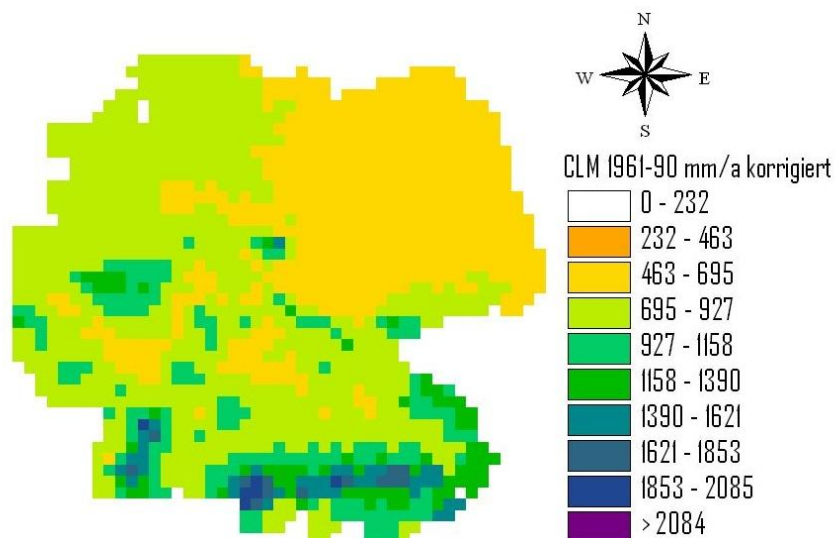


Abbildung 2.14: Korrigierter mittlerer CLM-Jahresniederschlag. Im Vergleich mit Abbildung 2.13 zeigt sich eine deutliche Abnahme des Niederschlages vor allem in Alpennähe.

2.5.3 Depositionsszenarien

Die im Rahmen der Modellierung verwendeten Depositionsdaten von NH_4^+ , NO_3^- , Bc^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ basieren auf den von Gauger et al. (2008) erstellten Depositionssimulationen für die Jahre 1995, 1997, 1999 – 2004, die in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ vorliegen. Es wurden bewusst die Depositionssimulationen von Gauger et al. (2008) und nicht die gemessenen Stoffdepositionen an den Level II Standorten verwendet, da bei Sichtung der gemessenen Daten auffiel, dass diese im Vergleich zu den simulierten Daten, je nach Standort, um $5\text{--}30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ niedriger waren. Dies ist auf ein methodisches Problem der Standortsmessung zurückzuführen, da diese nur die Stoffkonzentrationen im Bestandsniederschlag berücksichtigen und damit neben der nassen Deposition nur einen Teil (Abwaschung) der trockenen Deposition beinhalten, damit aber die Gesamtdosition bis zu Faktor 2 unterschätzt werden können. Die standortspezifischen Zeitreihen (1800–2100) der atmosphärischen Stoffdeposition wurden anhand relativer, historischer, räumlich differenzierter (EMEP $150 \times 150 \text{ km Grid}$) Depositionskurven (Quelle: ÖKO-DATA; Hettelingh et al., 2008; Schöpp et al., 2003; Alveteg et al., 1998; Posch et al., 2008; Sverdrup et al., 1995; Mylona, 1996) erstellt. Die verwendeten relativen historischen Depositionskurven setzen sich wie folgt zusammen:

a) Zeitraum 1800–1880

Für diesen Zeitraum wurde für SO_4^{2-} , NH_4^+ und NO_3^- auf den Depositionsdatensatz des Untersuchungsgebietes von Rothamsted, England zurückgegriffen, wo schon 1853 erstmalig die Erhebung von Depositionsdaten durchgeführt wurde (Sverdrup et al. 1995). Die Depositionen vor 1853 wurden bis zum Jahr 1800 zurückskaliert.

b) Zeitraum ab 1880

Die Erstellung der historischen Depositionskurven basiert zunächst auf der zeitlichen Veränderung der Emissionen. Eine Zusammenfassung der historischen Emissionen von SO_2 , NH_3 , NO_x lässt sich u.a. bei Schöpp et al. (2007) finden. Für die Erstellung der historischen Emissionskurven wurde für verschiedene Zeitpunkte und Stoffe auf unterschiedliche Quellen zurückgegriffen. Auf Basis des historischen Emissionsverlaufs lassen sich mit Hilfe des Ausbreitungsmodell EMEP (EMEP, 1998) die korrespondierenden Depositionen berechnen.

Die Emissionen von SO_2 basieren für den Zeitraum 1880 – 1960 auf der Arbeit von Mylona (1996). Sie schätzte für jedes europäische Land die SO_2 Emissionen, basierend auf der jeweiligen industriellen Entwicklung, ab. Mylona teilte diesen Zeitraum in drei Epochen, Vorkriegs-, Kriegs-, und Nachkriegszeit, da die unterschiedlichen Landesgrenzen mit in die Energiestatistik eingehen. Der Hauptemittent von SO_2 stellt hier die Verbrennung von Kohle dar.

Die länderspezifischen NH_3 Emissionen des Zeitraumes 1880 -1960 stammen von Asman et al. (1988). Die Autoren erstellten Ammoniakemissionen für die Jahre 1870, 1920, 1950 und 1980 und interpolierten für die Jahre dazwischen.

Europäische Emissionen von NO_x für den Zeitraum 1880-1960 stammen von Dignon und Hameed (1989) und wurden anhand des nationalen Brennstoffverbrauches erstellt. Die Autoren treffen für den Zeitraum 1860-1930 nur globale Annahmen, es wird jedoch davon ausgegangen, dass diese auch auf Europa übertragen werden können.

Um die Emissionen aller Stoffe für den Zeitraum 1960-1990 flächenspezifisch für Europa abschätzen zu können, wurde das RAINS Model 6.1 mit einer räumlichen Auflösung von 150×150 km angewandt (Alcamo et al., 1990).

Für den Zeitraum 1990-2030 wurde die RAINS Version 7.5 herangezogen, basierend auf Emissionsdaten der Jahre 1990 und 2000 sowie ab 2005 basierend auf Projektionen basierend auf dem Göteborg Protokoll, current legislation Szenario (2010). Die Deposition für NH_4^+ ist ab dem Jahr 2010 konstant, wohingegen die Depositionen von SO_4^{2-} und NO_3^- bis zum Jahr 2030 weiterhin leicht zurückgehen, da die Restlaufzeiten der alten Technologien berücksichtigt werden (Schöpp et al. 2003).

Wie schon erwähnt, wurden in der vorliegenden Arbeit anstelle der gemessenen Level II Depositionsdaten die simulierten Depositionsdaten (Bezugsjahr 2000 = 1.0; siehe Abbildung 2.15) von Gauger et al. (2008) zur Skalierung eingesetzt.

Im Gegensatz zu N und S liegt für basische Kationen bisher keine rekonstruierte Depositionshistorie vor. Posch et al. (2008) und Alveteg et al. (1998) gehen davon aus, dass die Deposition der basischen Kationen der Sequenz der S Deposition folgt. In der vorliegenden Arbeit wurde auf diese Annahme zurückgegriffen, jedoch wurde die Deposition der basischen Kationen je nach Region und Nutzung unterschiedlich gewichtet (Gleichung (2.40), Quelle ÖKO-DATA; R. Becker, unveröffentlicht). Die Deposition basischer Kationen wird demnach standortsspezifisch angepasst, in Abhängigkeit zur Industrienähe (zusätzlicher SO_x Faktor), Landwirtschaftsnähe (zusätzlicher NH_x Faktor) und Meeresnähe.

$$Bc(t) = Bc(t_0) * \left(f_I * \frac{SO_x(t)}{SO_x(t_0)} + f_L * \frac{NH_x(t)}{NH_x(t_0)} + f_M \right) \quad (2.40)$$

mit

- f_I = Faktor der Industrienähe
- f_L = Faktor der Landwirtschaftsnähe
- f_M = Faktor der Meeresnähe
- t_0 = Referenzjahr

t = Zieljahr

$f_I + f_L + f_M = 1$

Die Deposition von Natrium wird als zeitlich konstant angenommen (Quelle ÖKODATA; Posch et al., 2008). Alveteg et al. (1998) geht davon aus, dass Cl^- ebenso wie die BC Deposition der S Deposition folgt. Abbildung 2.15 zeigt exemplarisch den Verlauf einer relativen historischen Depositionskurve mit dem Bezugsjahr 2000.

Die Projektion der standortsspezifischen Deposition bis ins Jahr 2060 beruht auf dem current legislation (CLE) Szenario, gemäß der Einhaltung des Göteborg Protokolls der LRTAP Convention.

Zusätzlich zu dem CLE Szenario wurden im Rahmen dieser Arbeit Sensitivitätsanalysen bezüglich der Reduktion der Stickstoffdepositionen durchgeführt. Folgende Ansätze wurden exemplarisch an 6 Standorten (siehe Kapitel 3.1.3.4) angewendet:

- Reduzierung der N Deposition bis 2020 auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abbildung 2.16 b)
Dieses Szenario entspricht im Mittel der Reduzierung der N -Deposition nach dem MFR (maximum feasible reduction) Szenario
- Reduzierung der N Deposition bis 2020 auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abbildung 2.16 c)

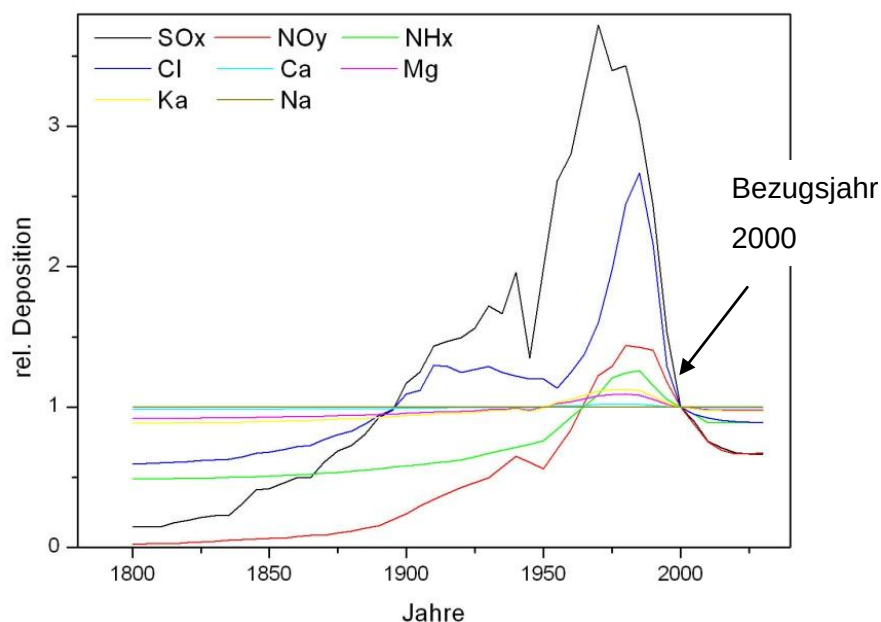


Abbildung 2.15: Relative historische Depositionskurve exemplarisch für den Standort 702. Die relativen historischen Depositionskurven sind räumlich differenziert erstellt und können damit je nach Standortlage voneinander abweichen. In der vorliegenden Arbeit wurden anstelle der gemessenen Level II Depositionsdaten - wegen Unterschätzung der trockenen Deposition - die simulierten Depositionsdaten (Bezugsjahr 2000 = 1.0) von Gauger et al. (2008) zur Skalierung eingesetzt.

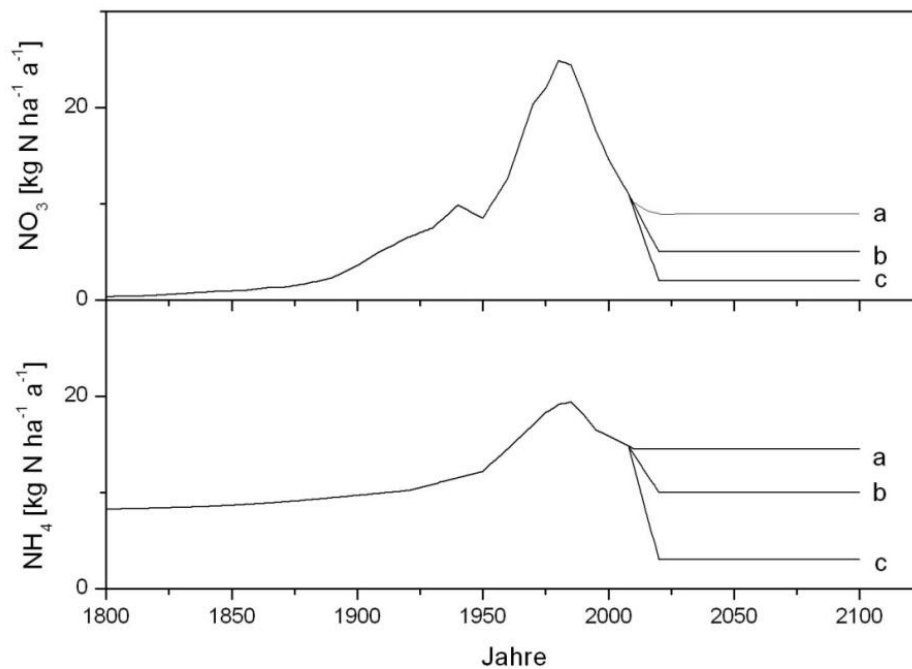


Abbildung 2.16: Sensitivitätsanalyse N- Deposition (beispielhaft am Standort 702). a) N-Deposition CLE, b) Reduktion auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (entspricht im Mittel der Reduzierung der N-Deposition nach dem MFR Szenario), c) Reduktion auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

2.5.4 Inputdateien für MoBiLE

MoBiLE und damit auch Forest-DNDC-SAFE wird von Steuerdateien angetrieben, die außer standortsspezifischen Eigenschaften zu Vegetation, Boden und Klima auch Informationen über den eigentlichen Modellablauf beinhalten.

Die wichtigste Datei ist hierbei die SETUP Datei (Tabelle 2.3). Über sie werden weitere, für einen Modelllauf benötigte Dateien (Zeilen 1-13) aufgerufen, wie die SITE Datei (Tabelle 2.4), welches standortsspezifische Informationen über Boden und Bewuchs enthält, sowie die Klima- (Tabelle 2.5) und Depositionsdaten (Tabelle 2.6).

Wird MoBiLE inklusive SAFE gestartet, werden zusätzlich Informationen über Verwitterungseigenschaften, sowie für SAFE Applikationen benötigte Bodeneigenschaften abgerufen (Tabelle 2.7, Tabelle 2.8 und Tabelle 2.9).

2.5.4.1 SETUP- Datei

Zusätzlich zu den Informationen über ergänzende Eingangsdateien legt der Anwender in der SETUP- Datei (Tabelle 2.3) die Rahmenbedingungen für den Modelllauf fest. So werden der Simulationszeitschritt, die Simulationslänge, das Startjahr sowie der Starttag im Jahr angegeben (Zeilen 14-20).

In den Zeilen 21-26 werden die Module für die jeweilige Simulation ausgewählt. Jedes Modul enthält einen Code, der hier bei gewünschter Verwendung angegeben werden muss. Die Ausgabe von simulierten Modellgrößen wird in den Zeilen 27-38 geregelt. Es wird über einen binären Code (1 oder 0) festgelegt, ob für das jeweilige Modul (Mikroklima, Biogeochemie, Wasserhaushalt, Pflanzenwachstum) eine Ausgabedatei erstellt werden soll. Nicht belegte Steuerparameter erhalten den Wert -99.99.

2.5.4.2 SITE-Datei

Die SITE-Datei (Tabelle 2.4) enthält allgemeine standortsspezifische Informationen (Zeile 1-15), sowie Vegetationsparameter von bis zu 5 verschiedenen Baumarten (Zeile 16-23).

In Zeile 24-29 werden allgemeine standortsspezifische Bodenparameter festgelegt. Sind detailliertere Bodenprofilinformationen vorhanden, können über die nächsten Zeilen (30-38) einzelne Bodenhorizonte bzw. Schichten (Teile von Horizonten) genauer definiert werden. Dieser Block wird in Abhängigkeit von der Anzahl der vom Anwender zu wählenden Bodenschichten wiederholt, wobei jeder Block eine Bodenschicht beschreibt. Weitere von der SETUP-Datei aufgerufene Steuerdateien sind die Klima- (Tabelle 2.5) und die Depositionsdatei (Tabelle 2.6).

Die Klimadatei beinhaltet tägliche Informationen zum Niederschlag und der Lufttemperatur sowie optional Informationen zur Windgeschwindigkeit, der Strahlung und der relativen Feuchte.

Die Depositionsdatei enthält Informationen über die Stoffkonzentration im Niederschlag (kg mm^{-1}). Im Falle von Klimadaten können Datenlücken mit -99.99 gekennzeichnet und vom Modell über einen internen Wettergenerator berechnet werden.

Tabelle 2.3: Aufbau der SETUP – Datei (verändert nach Heinzeller, 2008).

Zeile	SETUP Datei	Erklärung
1	SITENAME	Name der SITE Datei
2	NOINI1	Datei mit Initialwerten der Vegetation
3	NOINI2	Datei mit Initialwerten des Bodens
4	DRI1_SITENAME.txt	Datei mit täglichen Klimadaten
5	DRI2_SITENAME.txt	Datei mit täglichen Depositionsdaten
6	NODRI3	Datei mit Ereignissen (Sturm, Kahlschlag,...)
7	NODRI4	Datei mit Info zum Grundwasserspiegel
8	SAFE_SITENAME.txt	Datei mit Initialwerten für SAFE (1)
9	BSPH_SITENAME.txt	Datei mit Initialwerten für SAFE (2)
10	weatheringdata_SITENAME.txt	Datei mit SITE spezifischer Mineralogie
11	NOMCL1	Datei mit subtäglichen Klimadaten
12	NOMCL2	Datei mit subtäglichen Depositionsdaten
13	NOMAN1	Datei mit Informationen zur Landwirtschaft
14	24	Anzahl der subtäglichen Zeitschritte
15	109938	Simulationsdauer (Tage)
16	1	Erster Tag im Jahr an dem die Simulation startet
17	1800	Startjahr
18	0	Rotationsanzahl
19	0	Dauer einer Rotation (Jahre)
20	0	Anzahl der Rotationen (Jahre)
21	13	Code für Mikroklima-Modul (13 = DNDC)
22	1	Code für Wasserhaushalts-Modul (1 = DNDC)
23	11	Code für Physiologie-Modul (11 = PnET)
24	1	Code für Bodenchemie-Modul (1 = DNDC)
25	0	Code für Luftchemie-Modul
26	0	Code für BVOC-Modul
27	0	Ausgabe der Vegetationsstruktur
28	1	Ausgabe des Mikroklimas
29	1	Ausgabe des Wasserhaushaltes
30	1	Ausgabe der Physiologie
31	1	Ausgabe der Bodenchemie
32	0	Ausgabe der Luftchemie
33	0	Ausgabe der Chemie der Blattschichten
34	0	Ausgabe der neuen Initialisierungsdatei
35	0	Erster Tag der subtäglichen Ausgabe
36	0	Letzter Tage der subtäglichen Ausgabe
37	0	Canopy wird als „Einzelblatt“ abgenommen
38	0	Reset der Boden- und Vegetationsparameter nach jedem Jahr
	(0 = false)	

Tabelle 2.4: Aufbau der SITE-Datei (verändert nach Heinzeller, 2008).

<i>Zeile</i>	<i>SITE Datei</i>	<i>Erklärung</i>
1	49.24	Geographische Breite (Latitude)
2	11.19	Geographische Länge (Longitude)
3	-1	GMT Zeit
4	425	Topographische Höhe [m ü.NN]
5	-99.99	Hangneigung [°]
6	-99.99	Aspekt = radians through east from north [°]
7	7.5 - 99.99	Jahresmitteltemperatur und Temperaturamplitude [°C]
8	800 - 99.99	Langjähriges Mittel des Jahresniederschlages und Standardniederschlagsintensität [mm h ⁻¹]
9	-99.99	Durchschnittliche Windgeschwindigkeit [m s ⁻¹]
10	-99.99	Durchschnittliche N- Konzentration im Niederschlag [kgN mm ⁻¹]
11	-99.99	Durchschnittliche Bc- Konzentration im Niederschlag [kgBc mm ⁻¹]
12	-99.99	Durchschnittliche SO ₄ - Konzentration im Niederschlag [kgSO ₄ mm ⁻¹]
13	-99.99	Durchschnittliche Na- Konzentration im Niederschlag [kgNa mm ⁻¹]
14	-99.99	Durchschnittliche Cl- Konzentration im Niederschlag [kgCl mm ⁻¹]
15	-99.99	Durchschnittliche Höhe des Grundwassers [m]
16	PISY NONE NONE ...	Hauptbaumart (1 bis 5)
17	20.8 0.0 0.0 ...	Wuchshöhe [m]
18	-99.99 0.0 0.0 ...	Höhe der ersten Blätter über dem Boden [m]
19	-99.99 0.0 0.0 ...	Brusthöhendurchmesser [m]
20	-99.99 0.0 0.0 ...	Stammvolumen [m ³ ha ⁻¹]
21	-99.99 0.0 0.0 ...	Durchwurzelungstiefe [m]
22	-99.99 0.0 0.0 ...	Relativer N-Eintrag durch die Vegetation
23	-99.99 0.0 0.0 ...	Relativer Bc-Eintrag durch die Vegetation
24	CLAY	Bodentyp (Sand, Ton,...)
25	ROHHUMUS	Humustyp
26	70	Mächtigkeit der organischen Auflage
27	-99.99	Kohlenstoffgehalt in 5 cm (Mineralboden) [%]
28	-99.99	Kohlenstoffgehalt in 10 cm (Mineralboden) [%]
29	9	Anzahl der Bodenhorizonte
30	35.0	Mächtigkeit des Bodenhorizonts [mm]
31	35.0	Mächtigkeit der Bodenschicht [mm]
32	2.3	Durchschnittlicher pH-Wert
33	-99.99	Skelettanteil [0-1]
34	0.3	Bodendichte [kg dm ⁻³]
35	1.0	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [cm min ⁻¹]
36	0.5	Organsicher Kohlenstoffgehalt [%]
	-99.99	Tongehalt [%]
37	-99.99	Feldkapazität [mm m ⁻³]
38	-99.99	Welkepunkt [cm m ⁻³]
...	...	... nächste Bodenschicht, beginnend mit Zeile 30, Absatz einfügen

Tabelle 2.5: Struktur einer Klimadatei

DRI1_SITEname.txt								
YEAR	DAY	PREC [mm]	AVGTEMP [°C]	MAXTEMP [°C]	MINTEMP [°C]	GRAD [JCM²]	RH [%]	WIND [ms ⁻¹]
1800	1	1.7	- 4.1	- 99.99	- 99.99	- 99.99	- 99.99	- 99.99
1800	2	1.5	- 2.1	- 99.99	- 99.99	- 99.99	- 99.99	- 99.99
1800	3	0.1	- 3.9	- 99.99	- 99.99	- 99.99	- 99.99	- 99.99
1800	4	1.7	- 2.2	- 99.99	- 99.99	- 99.99	- 99.99	- 99.99
...	...	...	...	...	...	...	...	...

Tabelle 2.6: Struktur einer Depositionsdatei

DRI2_SITEname.txt								
YEAR	DAY	N-Prec	Bc-Prec	SO ₄ -Prec	Na-Prec	Cl-Prec	NO ₃ -Prec	NH ₄ -Prec
1800	1	1.833e-006	1.842e-006	3.430e-007	9.709e-007	1.767e-008	4.716e-008	1.786e-006
1800	2	1.833e-006	1.842e-006	3.430e-007	9.709e-007	1.767e-008	4.716e-008	1.786e-006
1800	3	1.833e-006	1.842e-006	3.430e-007	9.709e-007	1.767e-008	4.716e-008	1.786e-006
1800	4	1.833e-006	1.842e-006	3.430e-007	9.709e-007	1.767e-008	4.716e-008	1.786e-006
...	...	...	...	...	...	...	...	...

2.5.4.3 SAFE Inputdateien

Für die Simulation der Bodenversauerung benötigt MoBiLE zusätzliche Steuerfiles, die ausschließlich die Initialisierung und Parametrisierung des implementierten SAFE Moduls betreffen. Die Datei BspH_SITEname.txt beinhaltet die im InitSAFE Lauf ermittelten Stoffkonzentrationen im Boden sowie den kalibrierten initialen Wert der Basensättigung für jede Bodenschicht.

Die Datei SAFE_SITEname.txt beinhaltet zusätzliche standortsspezifische Bodeninformationen, wie die Angabe über den CO₂ Partialdruck im Boden (als Vielfaches des atmosphärischen CO₂ Partialdrucks), die Gibbsit-Konstante, den aus der kalibrierten initialen Basensättigung abgeleiteten Wert für den Gapon- Koeffizienten, die verwitterbare Oberfläche (Gleichung (2.32)), die DOC (gelöster org. Kohlenstoff), die KAK (Kationenaustauschkapazität), sowie Angaben über die Anteile der 14 in SAFE berücksichtigten Minerale pro Bodenschicht, welche essentiell für die Berechnung der Verwitterung der basischen Kationen sind.

Tabelle 2.7: SAFE Inputdatei für MoBiLE: Bodenkonzentrationen

BspH_SITEname.txt							
Bs [%]	H ⁺ [keq/l]	SO ₄ [keq/l]	Cl [keq/l]	NO ₃ [keq/l]	NH ₄ [keq/l]	Bc [keq/l]	Na [keq/l]
0.70	0.00015	1.07e-005	4.50e-005	3.79e-005	0.0	0.000104	7.53e-005
0.67	6.5e-005	1.14e-005	4.76e-005	3.79e-005	0.0	0.000111	8.04e-005
0.84	1.00e-005	1.22e-005	5.06e-005	3.79e-005	0.0	0.000119	8.60e-005
...	...	...	...	...	...	...	...

Tabelle 2.8: SAFE Inputdatei für MoBiLE: Bodenparameter

SAFE_SITEname.txt							
P_CO ₂	Gibbsit- Konstante [keq ² m ⁻³]	Gapon- Koeffizient	Aw [m ² /m ³]	DOC [mg/l]	KAK [keq/m ³]	Mineral 1 [%]	Mineral 2...14 [%]
5	6.5	0.320	0	80	0.00031	0	...
5	6.5	0.027	716507	40	424.e-006	2	...
10	7.6	0.005	647014	20	3.25e-006	3	...
...	...	...	...	...	...	...	...

Für die Berechnung der Verwitterung werden zusätzlich zu den Mineralanteilen genaue Angaben über die mineralkinetischen und stöchiometrischen Parameter (Tabelle 2.9; Warfvinge und Sverdrup, 1992) benötigt.

Diese Parameter werden als Steuerdatei über die SETUP-Datei eingelesen. Eine solche Datei zur Beschreibung der Mineralogie muss für jeden Standort erstellt werden und existiert in Deutschland bisher nur für 62 von 89 Level II Standorten. Die standortsspezifischen mineralkinetischen Parameter wurden von ÖKO-DATA im Rahmen von Projekten zur Bodenversauerung erstellt. Bisher ist es nicht gelungen ein Verfahren zu entwickeln, das analog zu Pedotransferfunktionen, mineralkinetische Parameter beispielsweise aus höher aggregierten Bodencharakteristika, wie sie in der BÜK vorliegen, ableitet.

weathering_SITename.txt

Mineral	Verwitterungskoeffizienten				Akitvierungsenergie				Reaktionsordnung								
	k _H	k _{H2O}	k _{CO2}	k _r	EaR _h	EaR _{H2O}	EaR _{CO2}	EaR _r	n _{h_H}	n _{al_H}	n _{bc_H}	n _{al_{H2O}}	n _{bc_{H2O}}	n _{CO2}	Al _{krit}	R _{krit}	Bc _{krit}
Kalifeldspat	14.7	1	16.8	15	3500	2000	1700	1200	0.5	0.4	0.15	0.14	0.15	0.6	5.00E-07	5.00E-06	0.0002
Plagioglas	14.6	7.2	15.9	14.7	4200	2500	1700	1200	0.5	0.4	0.2	0.14	0.15	0.6	5.00E-07	5.00E-06	0.0002
Pyx	12.8	16.8	15.8	14.4	3500	3800	1700	2000	0.7	0.3	0.3	0.2	0.3	0.6	0.00005	5.00E-06	0.0002
Amp	12.8	16.9	15.8	14.4	3500	3800	1700	2000	0.7	0.3	0.3	0.2	0.3	0.6	0.00005	5.00E-06	0.0002
Clc	13.6	16.9	13.2	13.2	1000	2800	2180	2200	1	0.4	0.4	0	0.2	1	0.005	5.00E-06	0.001
Dol	13.6	15.2	13.2	13.2	1880	2700	1800	2200	1	0.4	0.4	0	0.2	1	0.005	5.00E-06	0.001
Kao	15.1	15.2	16.5	15.2	4300	3800	1700	3000	0.8	0.4	0.2	0.1	0.1	0.5	5.00E-06	5.00E-06	0.0002
Ill1	15.2	17.6	16.5	15.3	4500	3800	1700	2000	0.5	0.4	0.1	0.2	0.1	0.5	4.00E-06	5.00E-06	0.0005
Ill2	15.2	17.5	16.5	15.3	4500	3800	1700	2000	0.5	0.4	0.1	0.2	0.1	0.5	4.00E-06	5.00E-06	0.0005
Ill3	15.2	17.5	16.5	15.3	4500	3800	1700	2000	0.5	0.4	0.1	0.2	0.1	0.5	4.00E-06	5.00E-06	0.0005
Verm1	15	17.5	16.5	15.3	4300	3800	1700	2000	0.6	0.4	0.2	0.1	0.1	0.5	4.00E-06	5.00E-06	0.0005
AlVerm	15.2	17.4	16.5	15.3	4400	3800	1700	2000	0.5	0.4	0.1	0.2	0.1	0.5	4.00E-06	5.00E-06	0.0005
SmekBR	14.8	17.5	16	15	4500	3500	1700	1800	0.6	0.3	0.2	0.2	0.2	0.5	4.00E-06	5.00E-06	0.0002
SmekBA	14.8	17	16	15	4500	4000	2100	3000	0.6	0.3	0.2	0.2	0.2	0.5	4.00E-06	5.00E-06	0.0002

Tabelle 2.9: Mineralogie Datei

Stöchiometrie

y _{ca}	y _{mg}	y _k	y _{na}	y _{al}	y _{si}	y _{po4}
0	0	0.9	0.1	1	3	0
0.15	0	0	0.7	1	3	0
0.25	0.25	0	0	0.033	1.125	0
0.165	0.33	0	0	0.167	0.55	0
0.975	0.02	0	0	0	0	0.05
0.61	0.36	0	0	0	0	0.005
0	0	0	0	1	1	0
0.02	0.23	0.7	0	2	3.5	0
0.02	0.18	0.6	0	2.05	3.5	0
0.025	0.14	0.5	0	2.1	3.5	0
0.17	0.27	0.05	0	2.32	2.92	0
0.12	0.33	0.1	0	3.773	3.24	0
0.08	0.47	0.02	0.02	1.56	3.95	0
0.04	0.24	0.01	0.02	1.7	3.95	0

3 Ergebnisse

Wie in Kapitel 2 beschrieben wurde SAFE mit dem Modell-Framework MoBiLE gekoppelt. Aufgrund der vor der Implementierung erfolgten Neucodierung von SAFE (inkl. InitSAFE) FORTRAN (Originalcode) in C++, werden zunächst zur Verifikation Simulationsvergleiche zwischen dem Original und der C++ Version von SAFE ohne Kopplung mit anderen Modulen innerhalb von MoBiLE dargestellt. Nachfolgend werden detailliert die Ergebnisse der Modellsimulationen mit dem aus MoBiLE realisierten Forest-DNDC, eine Kombination von PnET (Waldwachstum) und DNDC-Modulen (Mikroklima, Biogeochemie, Bodenhydrologie) gekoppelt mit SAFE (Forest-DNDC-SAFE, Abbildung 2.1) dargestellt und diskutiert.

3.1 Anwendung von Forest-DNDC-SAFE für Waldstandorte Deutschlands

Nach erfolgreicher Validierung wurde die C++ Version von SAFE in die Modellumgebung MoBiLE implementiert und analog z.B. zum ForSAFE Modell (siehe auch Abbildung 1.2) mit bereits bestehenden detaillierten prozessorientierten Routinen zum Mikroklima, Wasserhaushalt, Bodenbiogeochemie und Pflanzenwachstum zu Forest-DNDC-SAFE verknüpft und im Rahmen dieses Forschungsvorhabens für Level II Standorte Deutschlands angewendet. Insgesamt wurden für 62 der 89 Level II Standorte Deutschlands (Abbildung 3.1) und für 3 Standorte des Forstbezirks Eberswalde Langzeitsimulationen zum depositionsgesteuerten ökosystemaren Stoffumsatz und Stoffaustrag in die Atmosphäre und Hydrosphäre, sowie Sensitivitätsstudien im Rahmen von Szenarien zu geändertem Klima (Kapitel 2.5.2) und atmosphärischen Stoffeintrag (Kapitel 2.5.3) durchgeführt und analysiert. Mehr Standorte aus dem Level II Monitoring Programm konnten aufgrund der unzureichenden Datenlage, insbesondere der Standortsmineralogie, für eine verlässliche Modellinitialisierung nicht berücksichtigt werden (siehe Kapitel 2.5.4.3). Während die standortspezifischen Simulationen für alle 62 Level II Standorte Deutschlands durchgeführt wurden, wurden für die Sensitivitätsstudien repräsentative ($n = 16$ für Klimaauswirkung; $n = 6$ für reduzierte N-Deposition) Standorte ausgewählt.

In Tabelle 3.1 sind die Hauptcharakteristika der 16 Standorte zusammengestellt, deren Simulationsergebnisse im Rahmen dieses Berichtes näher vorgestellt und diskutiert werden, wobei die Auswahl eine repräsentative Stichprobe aller durchgeführten Simulationen darstellt. Die Modellsimulationen von Forest-DNDC-SAFE für diese Standorte umfassen im Detail die zeitliche und horizontspezifische Veränderung von pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen und darüber hinaus Informationen zur klimainduzierten Änderung der Bodenwasserverfügbarkeit.



Abbildung 3.1: Lage der 62 simulierten Level II Standorte

Damit liegen einerseits Zeitreihen aller wichtigen Zielgrößen (pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis, Bodenwasserverfügbarkeit) zur nachgeschalteten Simulation von Änderungen der Pflanzenbiodiversität (siehe Teilbericht ÖKO-DATA und W.I.E.) vor, andererseits aber auch Zeitreihen von Zielgrößen wie N₂O-Emissionen (THG Emissionen) und NO₃⁻-Austrag (Eutrophierung, indirekte THG-Emissionen), die für eine integrative ganzheitliche Ableitung von Critical Loads für Stickstoff notwendig sind (Kapitel 4).

Tabelle 3.1: Hauptcharakteristika der 16 Standorte, deren Simulationsergebnisse im Rahmen dieses Berichtes näher vorgestellt und diskutiert werden. Die Standorte bis zur Unterbrechung gehören zu den Level II Standorten, danach folgen die Standorte des Forstbezirks Eberswalde.

ID	Standort ¹⁾	Baumart ¹⁾	Boden ¹⁾	pH-Wert(CaCl) ¹⁾ 0-5 cm	Bs (%) ¹⁾ 0-5 cm	SOC(%) ²⁾ 0-5 cm	mittl. Temperatur ¹⁾ (°C)	mittl. Niederschlag ¹⁾ (mm)	N-Deposition ³⁾ (kg N ha ⁻¹) (2000)
303	Lange Bramke, Niedersachsen	Fichte	Braunerde-Podsol	2.7	5.5	4.6	5.7	1235	36.4
305	Solling, Niedersachsen	Fichte	podsolige Braunerde	2.9	4.2	3.9	6.5	1088	40.0
602	Kalbach, Hessen	Rotbuche	Braunerde	3.7	25.2	4.5	7.1	803	32.2
603	Kirchhain, Hessen	Rotbuche	Parabraunerde-Pseudogley	4.3	73.3	4.8	7.7	673	31.0
702	Adenau, Rheinland-Pfalz	Fichte	podsolige Braunerde	2.9	8	6.5	6.5-7.0	750-800	31.6
706	Schaidt, Rheinland-Pfalz	Stieleiche	ausgeprägter Gley	3.4	42.3	5.35	9.5-10.0	700-750	21.0
804	Rosenfeld, Baden Württemberg	Fichte	podsolige Braunerde	2.8	8.3	2.2	7.6	798	21.0
808	Ochsenhausen, Baden Württemb.	Fichte	Pseudogley-Parabraunerde	3.2	4.1 ⁴⁾	3.8	7.5	878	35.0
903	BBR (Rhön), Bayern	Rotbuche	Braunerde	3.2	35.0	1.0	6.0-6.99	950-1099	34.0
1201	Natteheide, Brandenburg	Kiefer	Sand-Braunerde	3.02	16.45	2.6	8.3	570	31.0
1206	Schwenow, Brandenburg	Kiefer	Braunerde	3.3	33.98	1.45	8.5	550	25.0
1403	Cunnersdorf, Sachsen	Fichte	podsolige Braunerde bis Pseudogley-Braunerde	3.0	6.0	1.9	7.0	850	31.5
1605	Gr. Eisenberg, Thüringen	Fichte	podsolige Braunerde	3.0	19.0	5.7	4.2	1300	36.4
				ab hier 5)	ab hier 5)	ab hier 5)			ab hier 5)
SC806	Grumsin, Brandenburg	Buche	Parabraunerde-Braunerde	4.7	38	4.8	8.3	585	15.0
SC813	Hubertusstock, Brandenburg	Kiefer	Sand-Braunerde	3.5	14	2.0	8.3	585	15.0
SC821	Stadtsee, Brandenburg	Kiefer	Sand-Braunerde	3.4	14	2.0	8.3	585	15.0

1) BMELF, 1997 2) Datenbank des vTI 3) Gauger et al., 2008 4) ÖKO-DATA Datenbank 5) Forstbezirk Eberswalde (pers. Mitteilung Jenssen)

3.2 Validierung des in C++ neucodierten SAFE Modells mit der Originalversion

Da das Modell-Framework MoBiLE in C++ geschrieben ist, müssen auch alle in MoBiLE zu implementierenden Modelle oder Module, wenn nicht bereits realisiert, auch in C++ umcodiert werden. Bei der im Rahmen dieses Projektes erfolgten Überführung von SAFE in eine C++-Version wurden jedoch nur die für die Versauerung relevanten Funktionen realisiert (z.B. Verwitterung, Austauschreaktionen), nicht aber Routinen zur Beschreibung des Stickstoffumsatzes, da diese in MoBiLE deutlich komplexer abgebildet werden (Kap. 2.1.3). Dies bedeutet aber auch, dass ein direkter Modellvergleich nur auf Basis der Initialisierungsrechnungen mit InitSAFE möglich ist (Kap. 2.4), da hier die Unterschiede im Stickstoffkreislauf von untergeordneter Bedeutung sind. Mit InitSAFE werden die Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung, ANC, pH-Wert, die Basensättigung und die Gapon Konstante unter steady state Bedingungen berechnet. Die Modellvergleiche wurden für zahlreiche Level II Standorte durchgeführt und sind in Abbildung 3.2 exemplarisch für den Standort 305 dargestellt. Wie aus der Abbildung hervorgeht sind Abweichungen der Simulationsergebnisse für die Vergleichsgrößen gelöstes SO_4^{2-} , Na, Bc, pH-Wert, Gapon Koeffizient und Basensättigung in 5 unterschiedlichen Bodenschichten nicht signifikant ($p < 0.001$), so dass von einer erfolgreichen Umkodierung und damit prinzipieller Vergleichbarkeit der Ergebnisse ausgegangen werden kann.

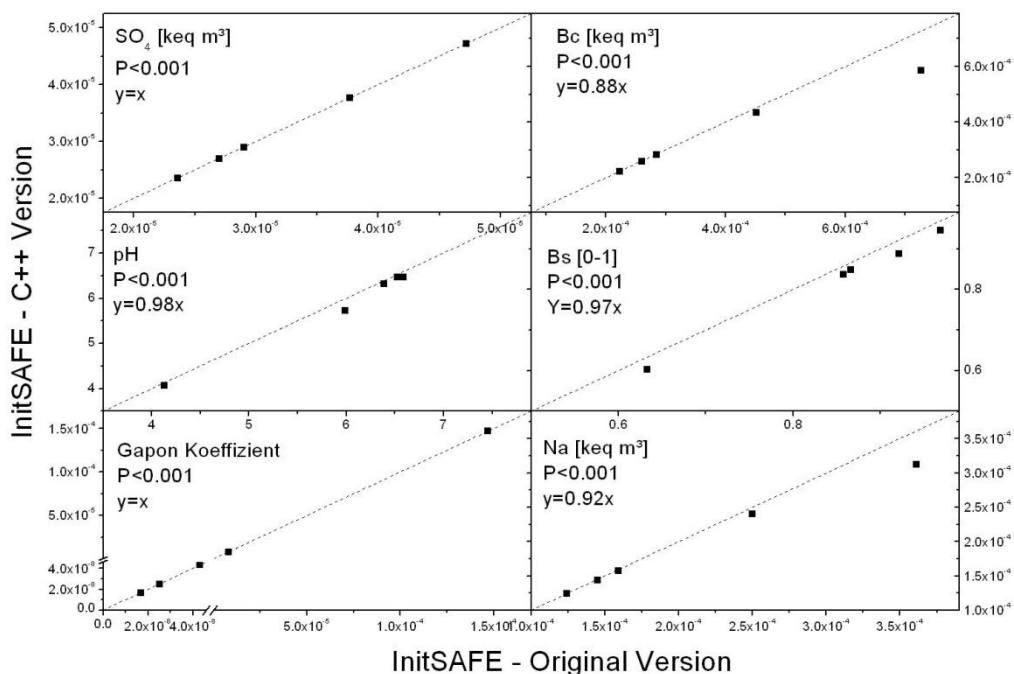


Abbildung 3.2: Vergleich der Simulationsergebnisse von SAFE-Original und SAFE C++ für den Standort 305. Symbole der Teilabbildungen stehen für 5 unterschiedliche Bodenschichten (12-0, 0-10, 10-15, 15-60, 60-105 cm), ideale Regressionslinie (1:1) ist als gepunktete Linie dargestellt.

3.3 Validierung von Forest-DNDC-SAFE auf Standortebene

Während das Forest-DNDC Modell für N_2O -Spurengasemissionen und zum Nitrataustrag im Rahmen von anderen Arbeiten (z.B. Heinzeller, 2008; Kesik et al., 2005) bereits auf Standortebene erfolgreich validiert wurde, liegen diese Ergebnisse für das neu implementierte Versauerungsmodul, d.h. ein Vergleich von auf Forest-DNDC-SAFE basierenden Simulationen zu pH-Wert und Basensättigung, noch nicht vor. Exemplarisch wurde eine detaillierte Validierung des Versauerungsmoduls für die sechs Standorte 303, 305, 602, 903 und 1403 durchgeführt. Wie aus Abbildung 3.3 hervorgeht stimmen die Simulationsergebnisse einzelner Bodenschichten und Jahre für pH-Wert und Basensättigung gut mit den gemessenen Werten überein. Die simulierten Werte des pH-Wertes und der Basensättigung weichen im Mittel über einzelne Bodenschichten und Jahre <5% von den gemessenen Werten ab.

Da ANC, pH-Wert (vgl. Gleichung (2.14) und (2.22)) und Basensättigung von den Konzentrationen von den in der Bodenlösung gelösten Kationen und Anionen und deren Absorption an Austauschern abhängen, sind in Abbildung 3.4 exemplarisch für den Standort 305 die gemessenen und simulierten Jahresdurchschnittswerte der Stoffkonzentrationen von Bc , SO_4^{2-} , NO_3^- , und NH_4^+ , in der Bodenlösung für 5 Bodenschichten im Zeitraum 1969 – 2000 dargestellt, da für diesen eine vergleichsweise gute Messdatenlage vorliegt. Die simulierten und gemessenen Werte der Stoffkonzentrationen streuen dabei um die ideale Regressionsgerade (1:1-Linie), werden aber im Mittel gut getroffen, wobei die Stickstoff-Komponenten (NO_3^- und NH_4^+) vom Modell eher überschätzt werden.

Die Abbildung zeigt, dass sowohl die gemessenen als auch die simulierten Werte große Standardabweichungen aufweisen, die in etwa der Größenordnung der maximalen Abweichung zwischen den simulierten und gemessenen Werten entspricht. Während sich die Unsicherheit (Streuung um den Jahresmittelwert) bei den simulierten Werten aus der zeitlichen Variabilität ($n = 365$ bzw. 366) der Konzentrationen ergibt, kommt zu dieser bei den Messwerten ($n = 12$) auch noch eine räumliche Variabilität (replizierte Messungen zu einem Zeitpunkt) hinzu, was tendenziell durch höhere Standardabweichungen der Messwerte reflektiert wird. Ein zeitlich höher aufgelöster Vergleich (z.B. auf Monats, oder Tagesbasis) zwischen Messdaten und Modellsimulationen gestaltet sich schwierig und ist mit noch größeren Unsicherheiten behaftet, da die Messdaten in den zur Verfügung stehenden Datenbanken oft nicht mit genauen Messzeitpunkten adressiert sind, bzw. lückenhaft über das Jahr verteilt sind.

Weitere Ursache für Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Konzentrationen können neben Modellunsicherheiten wie z.B. Parameterunsicherheiten oder unzureichende Abbildung biogeochemischer Prozesse auch mögliche Differenzen zwischen den verwendeten und den „realen“ Klima- und Depositionsdaten der simulierten Standorte

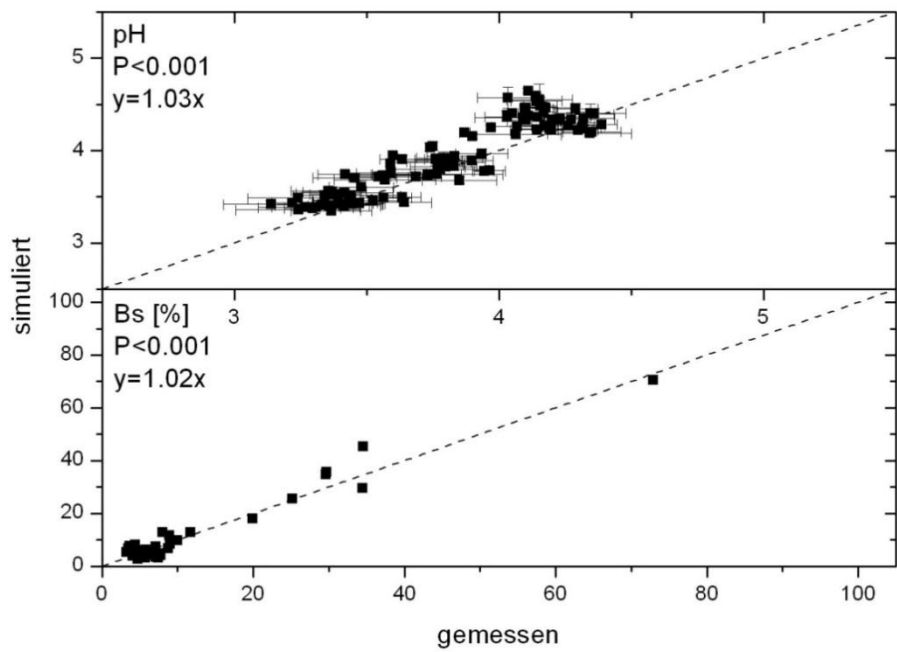


Abbildung 3.3: Aggregierte Darstellung über Jahre und Bodenschichten von simulierten und gemessenen Werten von pH-Wert und Basensättigung der Standorte 303, 305, 602, 903 und 1403.

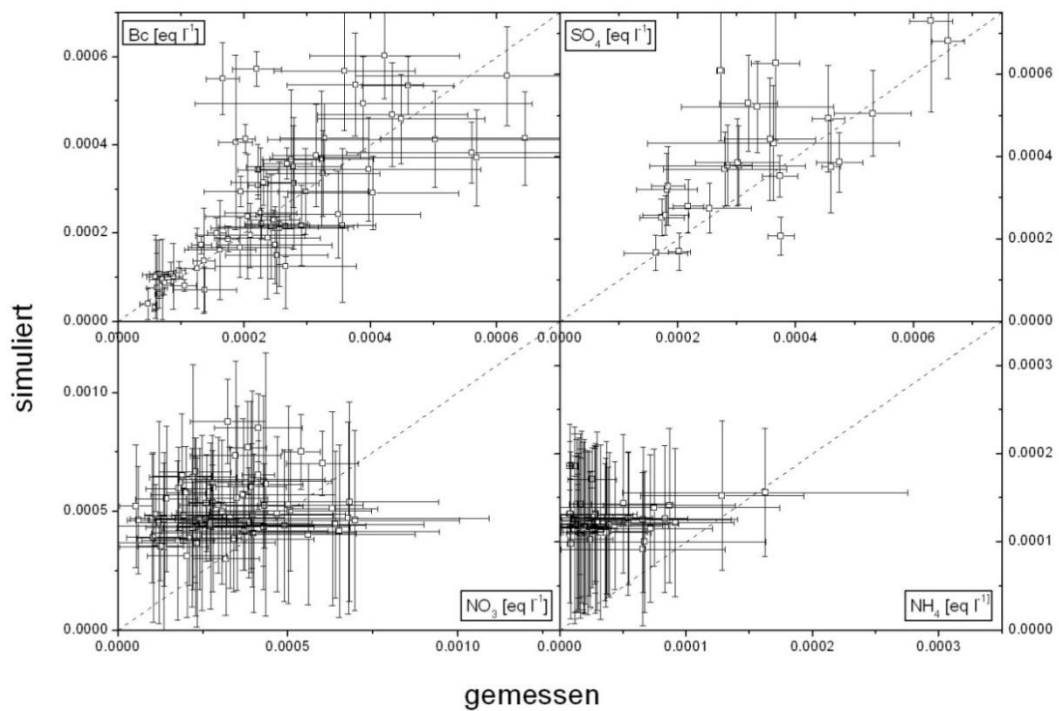


Abbildung 3.4: Gegenüberstellung von simulierten und gemessenen Stoffkonzentrationen von Bc, SO₄²⁻, NO₃⁻ und NH₄⁺ in der Bodenlösung am Standort 305.

sein. Wie aus Kapitel 2.5.2 und 2.5.3 hervorgeht, lagen im Rahmen dieses Projektes keine explizit standortspezifischen gemessenen Zeitreihen zu Wetterdaten und Deposition vor. Da insbesondere für historische Zeiträume keine Messdaten zur Deposition vorliegen sind Unsicherheiten bei der Reproduktion des Depositionsgeschehens von 1800 bis heute mittels Standarddepositionscurven unvermeidbar.

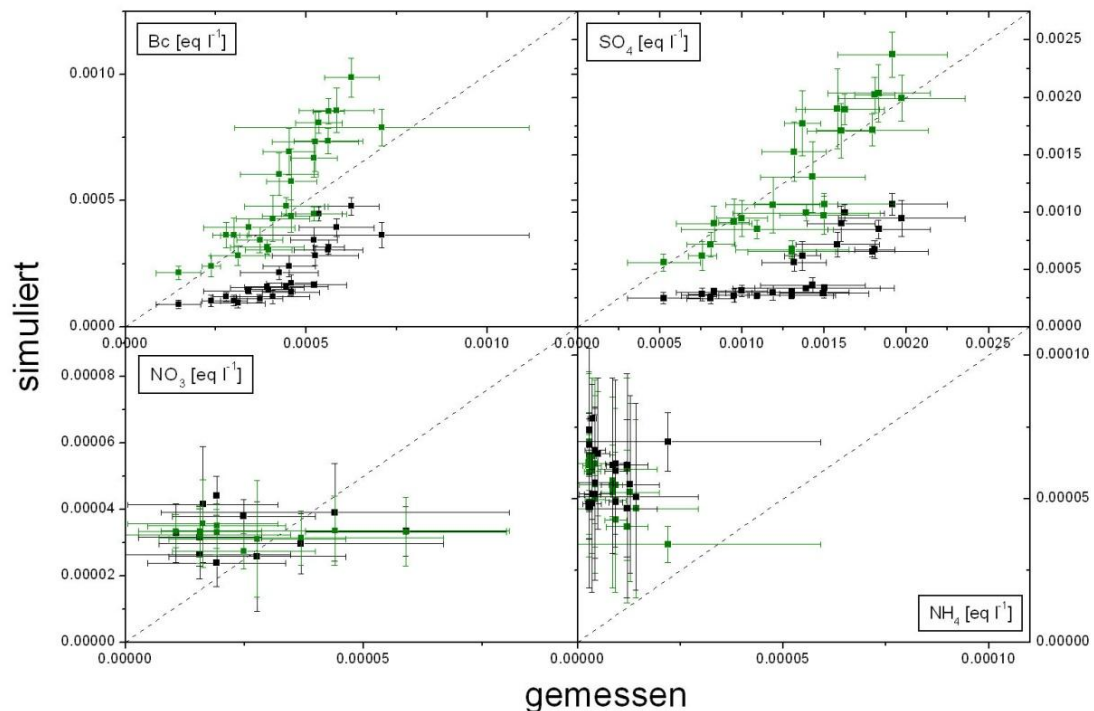


Abbildung 3.5: Gegenüberstellung von simulierten und gemessenen Stoffkonzentrationen von Bc , SO_4^{2-} , NO_3^- und NH_4^+ in der Bodenlösung am Standort 1403 für den Zeitraum 1995-2006. Schwarze Symbole basieren auf Simulationen mit normal rekonstruiertem Depositionsszenario; grüne Symbole basieren auf Simulationen, bei denen das Depositionsgeschehen zeitlich um 7 Jahre verschoben wurde.

Abbildung 3.5 zeigt für den Standort 1403 wiederum den Vergleich der gemessenen und simulierten Jahresdurchschnittswerte der Stoffkonzentrationen unter Verwendung der für den Standort abgeleiteten Depositionszeitreihe (schwarze Symbole). Auch hier zeigt sich, dass die Größenordnung der Stoffkonzentrationen und die Unterschiede zwischen Bodenschichten und Jahreszeiten zufriedenstellend von den Modellsimulationen wiedergegeben werden, wenn auch Abweichungen (z.B. NH_4^+) von der idealen Regressionslinie auftreten. Zusätzlich sind in Abbildung 3.5 Stoffkonzentrationen (grüne Symbole) dargestellt, die auf einer Simulation beruhen, für die die standortspezifische Depositionskurve sukzessive zeitlich verschoben wurde. Eine deutlich bessere Übereinstimmung zwischen simulierten und gemessenen Werten ergab sich für eine Zeitverschiebung der Depositionskurve von 7 Jahren, was ungefähr im Rahmen der Unsicherheit der zeitlichen Rekonstruktion der Deposition liegt. Es zeigt sich, dass die

Übereinstimmung zwischen gemessener und simulierter Konzentration von Bc und SO_4^{2-} durch die zeitliche Verschiebung der Depositionszeitreihe besser wird. Dies deutet darauf hin, dass neben Modellunsicherheiten auch Unsicherheiten in den verwendeten Modelleingangsdaten, und hier insbesondere der rekonstruierten Depositionszeitreihe für Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Werten verantwortlich sein können, was unter dem Gesichtspunkt der räumlichen Auflösung der relativen Depositionskurve auf Basis des EMEP Grids von 150x150km (Kapitel 2.5.3) durchaus vorstellbar ist. Dieser Sachverhalt zeigt deutlich auf, wie wichtig eine korrekte zeitliche Rekonstruktion standortspezifischer Depositionszeitreihen für detaillierte Modellvalidierungen im Rahmen von Langzeitapplikationen prozessorientierter Modelle ist (Kapitel 4), insbesondere im Hinblick auf den atmosphärischen N-Eintrag, der oft stark von lokalen Emittenten wie z.B. NH_3 Emissionen und Wiedereintrag via Deposition aus intensiver Landwirtschaft geprägt sein kann (N-Kaskade).

Für die exemplarische Darstellung der Simulationsergebnisse für Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung wurden mit dem Standort 305 und 1403 zwei Standorte mit unterschiedlichen Konzentrationsniveaus (bis zu einer Größenordnung) der betrachteten Komponenten gewählt, so dass auch unter Berücksichtigung weiterer Simulationen für andere Standorte sowie unter Beachtung von Unsicherheiten von Modell und Messdaten hervorgeht, dass Forest-DNDC-SAFE prinzipiell in der Lage ist, Standortsunterschiede der Stoffkonzentrationen, pH-Wert und Basensättigung über die Zeit und auf Betrachtungsebene einzelner Bodenschichten zufriedenstellend wiederzugeben.

3.3.1 Langzeitsimulationen von Forest-DNDC-SAFE an ausgewählten Waldstandorten Deutschlands

Die Modellsimulationen von Forest-DNDC-SAFE an ausgewählten Waldstandorten Deutschlands umfassen im Detail die zeitliche und horizontspezifische Veränderung der Versauerungsparameter pH-Wert und Basensättigung sowie Parameter, die im Rahmen der Eutrophierungsproblematik von N-Einträgen von Bedeutung sind, d.h. C/N-Verhältnis, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen. Wie bereits in Kapitel 2.5.2 erläutert wurde, liegen den Langzeitsimulationen aus Konsistenzgründen sowohl modellierte Jetztzeitklimadaten (bis 2000) als auch basierend auf den Szenarien A1B und B1 modellierte Klimaprognosen (ab 2001) zu Grunde. Nachfolgend werden die Simulationsergebnisse von Forest-DNDC-SAFE unter Berücksichtigung der beiden Klimaszenarien im Hinblick auf die Versauerungs- und Eutrophierungsproblematik vorgestellt und diskutiert.

3.3.1.1 Versauerungsproblematik

In Abbildung 3.6 bis Abbildung 3.15 ist die depositionsinduzierte Veränderung der die Bodenversauerung charakterisierenden Zustandsgrößen pH-Wert und Basensättigung exemplarisch für insgesamt 10 der 65 (62 Level II Standorte und 3 Standorte des Forstbezirks Eberswalde) simulierten Standorte dargestellt. Die Modellsimulationen zeigen prinzipiell plausible Ergebnisse, was sowohl den zeitlichen Verlauf als auch die Größenordnung der beiden Zustandsgrößen betrifft.

Eine detailliertere Betrachtung der Ergebnisse verdeutlicht, dass die Absenkung und der teilweise Wiederanstieg der Basensättigung und des pH-Wertes maßgeblich dem Verlauf des SO_4^{2-} Eintrags (Abbildung 2.15) folgt. Auch das zu erwartende zeitlich verzögerte Vordringen der Versauerungsfront in den Boden bzw. die zeitlich verzögerte Erholung werden sinnvoll, je nach Standort- und Depositionsvoraussetzungen abgebildet, wenn auch hier eine detaillierte Validierung der Modellsimulationen in Folge fehlender Messdaten nicht möglich ist. Prinzipiell belegen die Simulationen, dass durch den Rückgang der SO_4^{2-} Deposition die Versauerungsproblematik entschärft werden konnte. Die Simulationen zeigen aber auch, dass die N-induzierte Versauerung in Folge nachwievor hoher N-Depositionen vergleichsweise gering ist und unter den derzeitigen Bedingungen auf die Biodiversität einen geringeren Einfluss hat als die eutrophierende Wirkung von Stickstoff (Kap. 3.3.1.2). Dies ist im Einklang mit De Vries et al. (2007) in ihrer zusammenfassenden Darstellung der Beschreibung der derzeitigen Situation von Waldökosystemen Europas. Die in den folgenden Abbildungen dargestellten Ergebnisse nach 2010 beruhen auf Simulationen mit einem Rückgang der N Deposition nach dem current legislation Szenario.

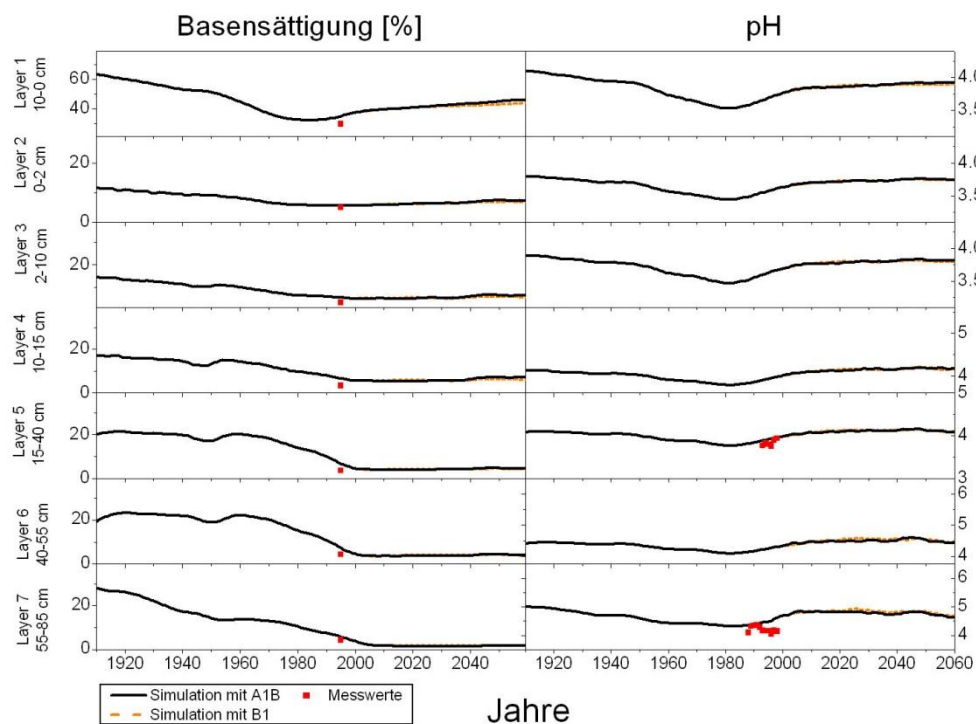


Abbildung 3.6: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 303 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

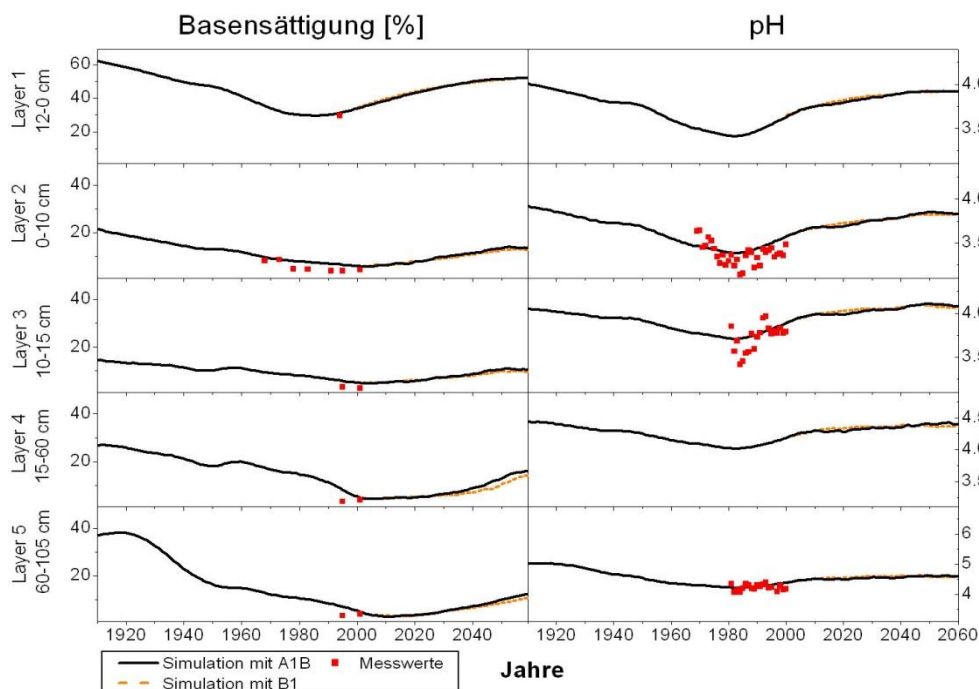


Abbildung 3.7: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 305 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

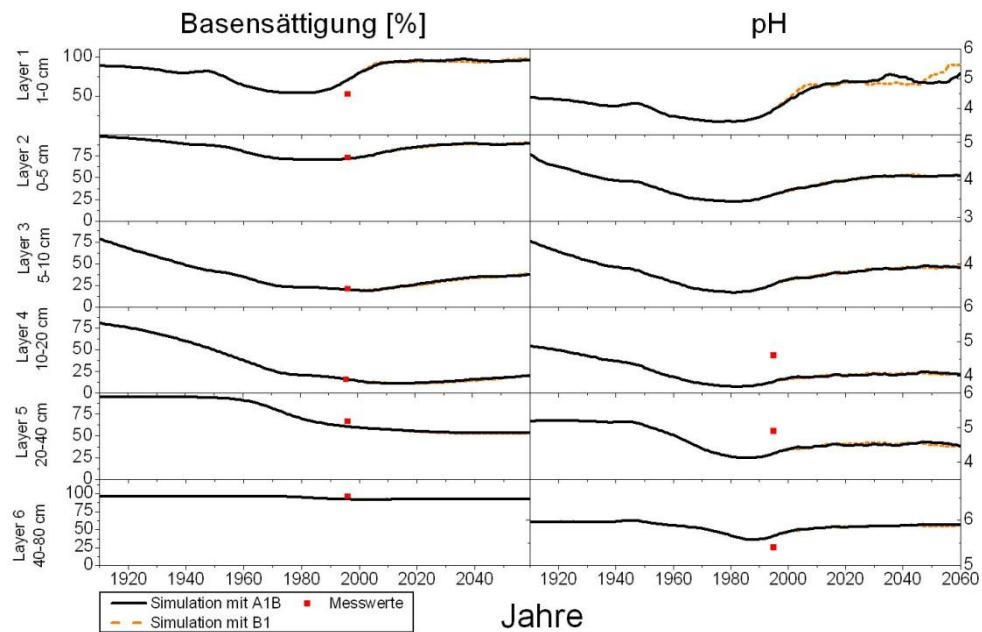


Abbildung 3.8: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 603 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangenen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

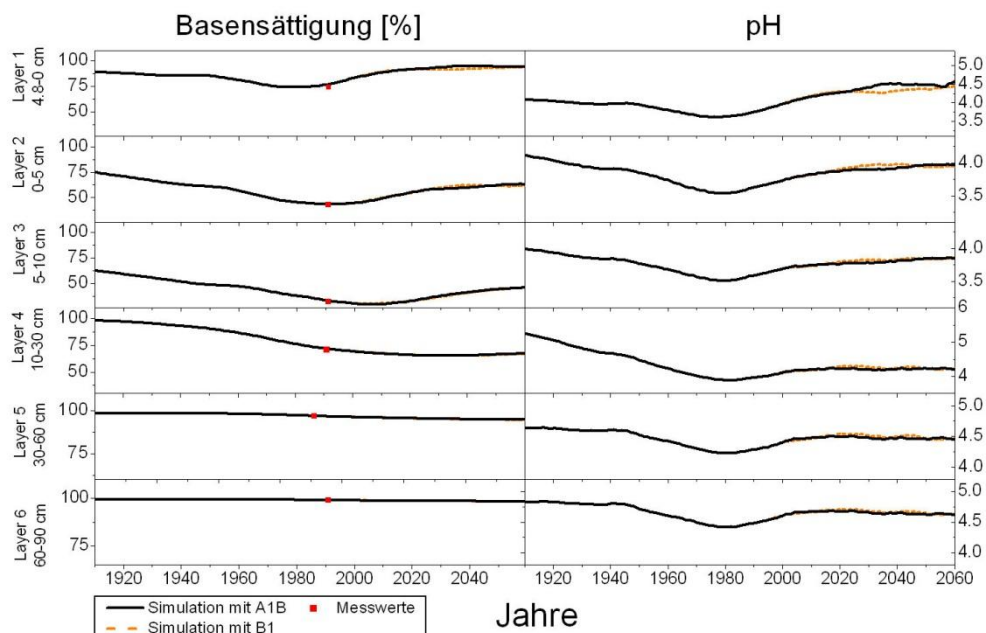


Abbildung 3.9: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 706 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangenen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

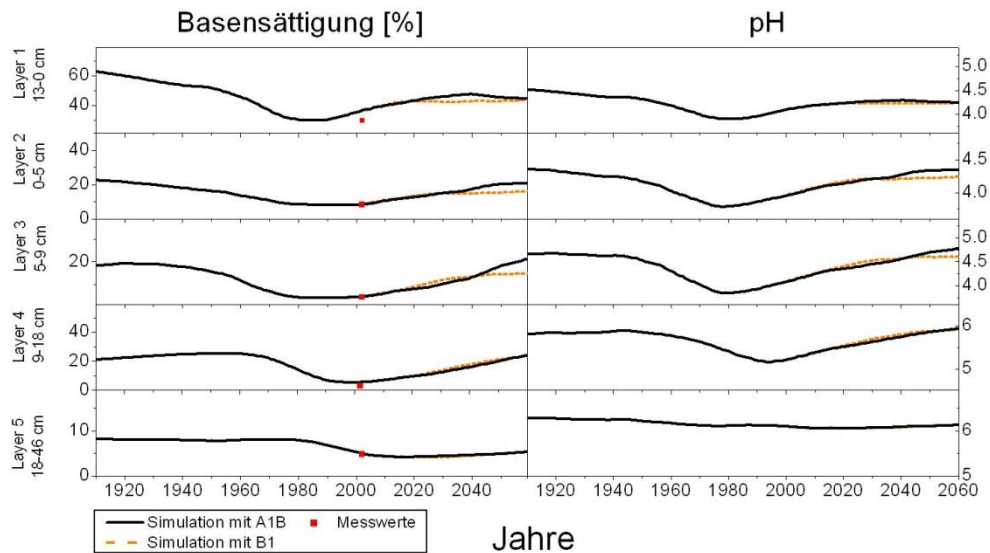


Abbildung 3.10: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 804 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

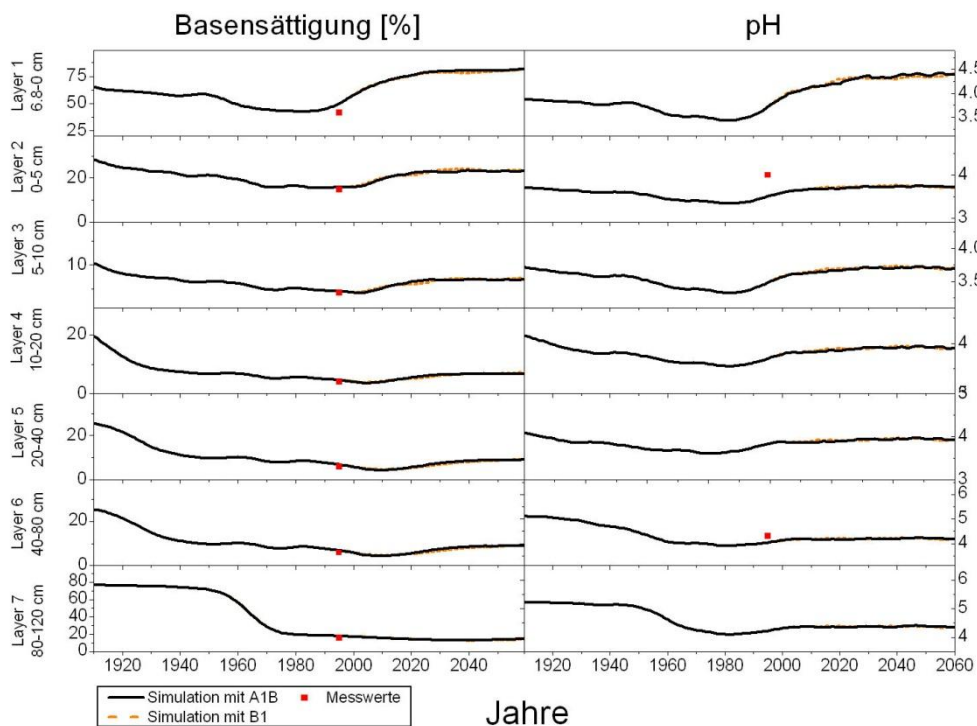


Abbildung 3.11: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 1201 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

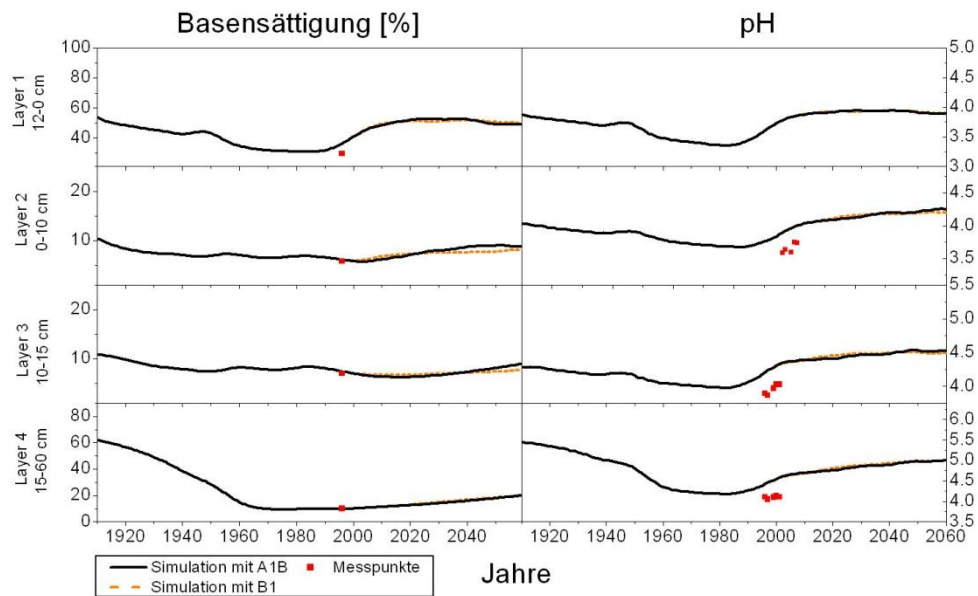


Abbildung 3.12: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 1403 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

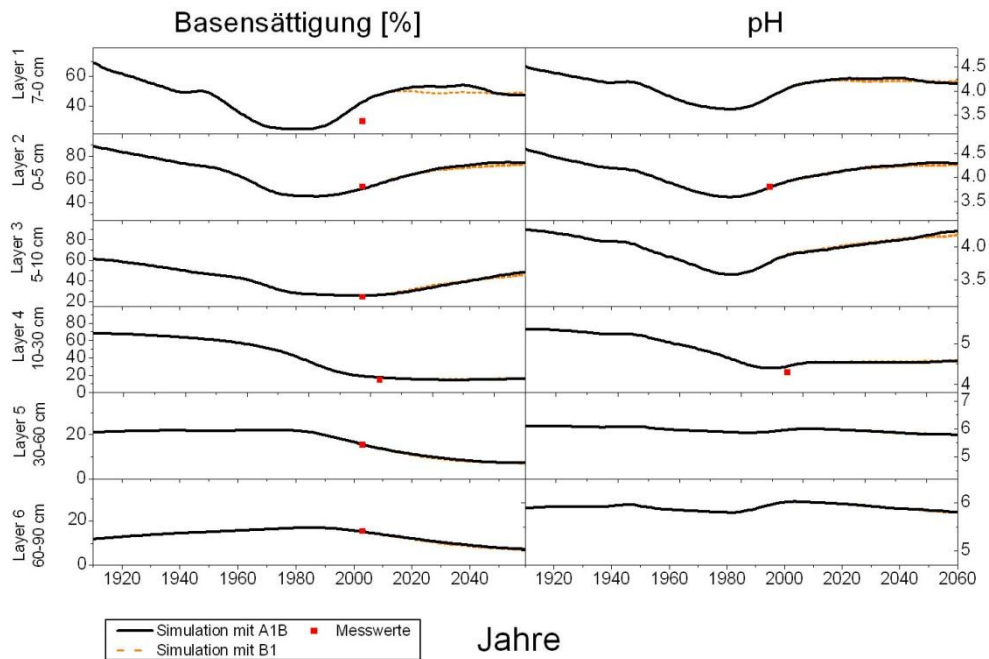


Abbildung 3.13: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 1605 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

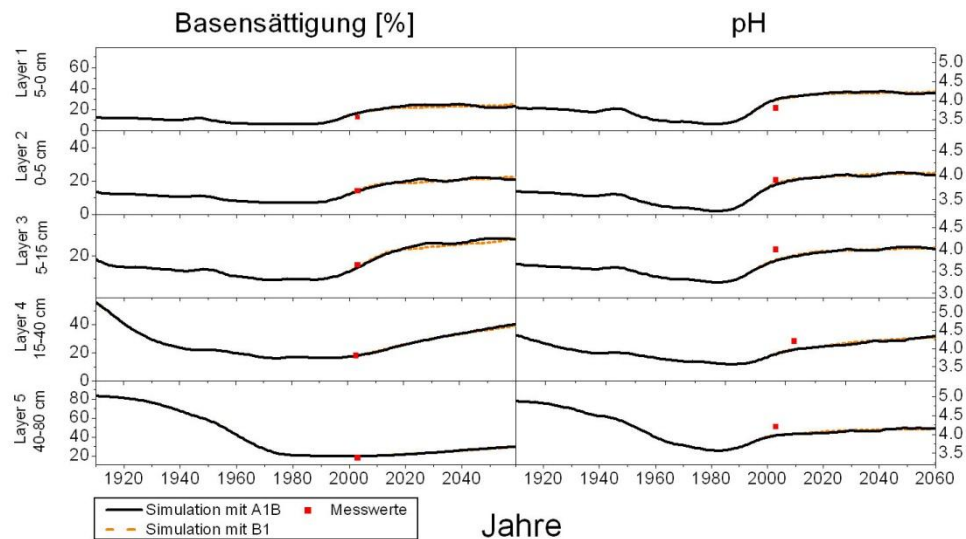


Abbildung 3.14: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort SC821 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangenen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

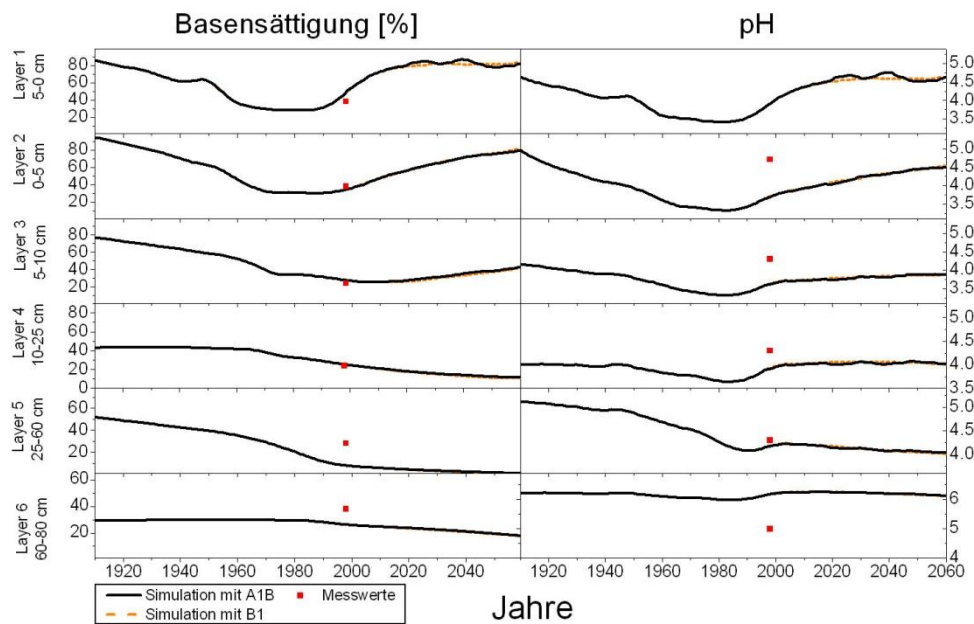


Abbildung 3.15: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort SC806 unter Verwendung des CLE Depositionsszenarios. Die schwarzen Linien beschreiben den Verlauf unter dem A1B Szenario, die orangenen Linien den Verlauf unter dem B1 Szenario. Die jeweiligen Messpunkte sind in rot dargestellt.

3.3.1.2 Eutrophierungsproblematik

In Abbildung 3.16 bis Abbildung 3.28 sind die Ergebnisse der simulierten depositionsinduzierten Veränderung von wichtigen Größen des ökosystemaren N-Kreislaufs für den Zeitraum 1920-2060 dargestellt. Diese umfassen die zeitliche Änderung des C/N-Verhältnisses der organischen Auflage und des Oberbodens (0-10cm) als Zeiger der zunehmenden und teilweise wieder abnehmenden Eutrophierung von Waldökosystemen sowie wichtige umweltrelevante N-Austräge in Form von N_2O in die Atmosphäre und in Form von NO_3^- in die Hydrosphäre. Die in den folgenden Abbildungen dargestellten Ergebnisse nach 2010 beruhen auf Simulationen mit einem Rückgang der Deposition nach dem current legislation Szenario (schwarze Linie).

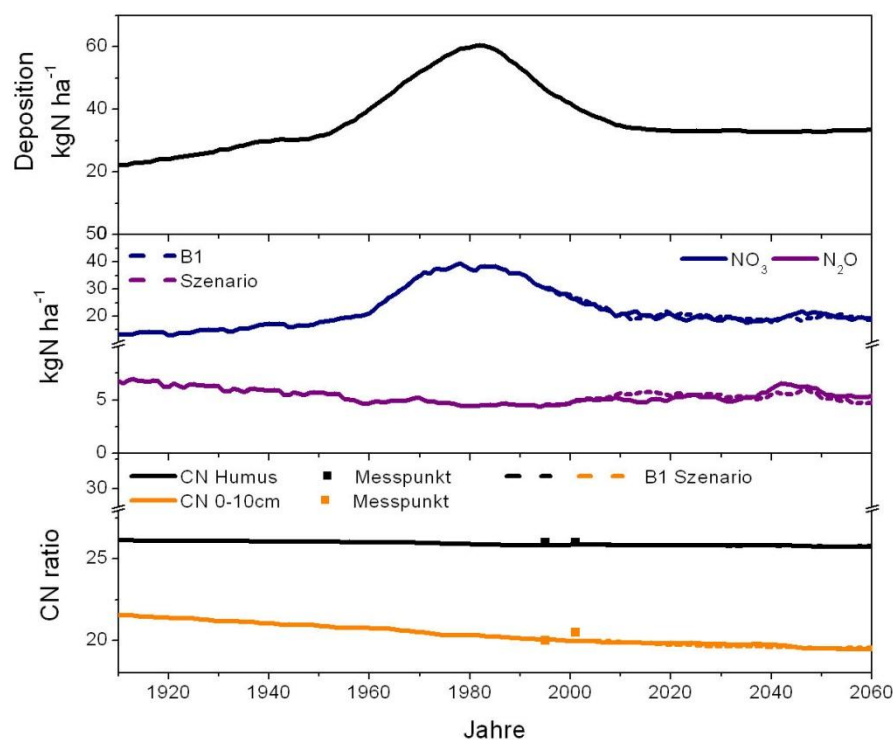


Abbildung 3.16: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 305, beruhend auf dem CLE Depositionsszenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

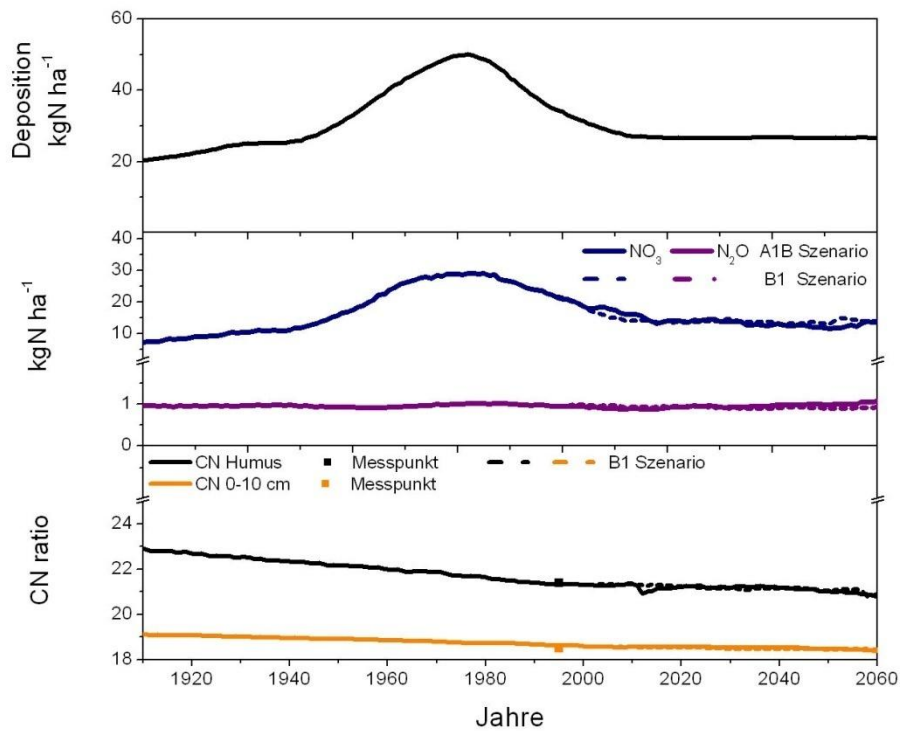


Abbildung 3.17: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Ausrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 602, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

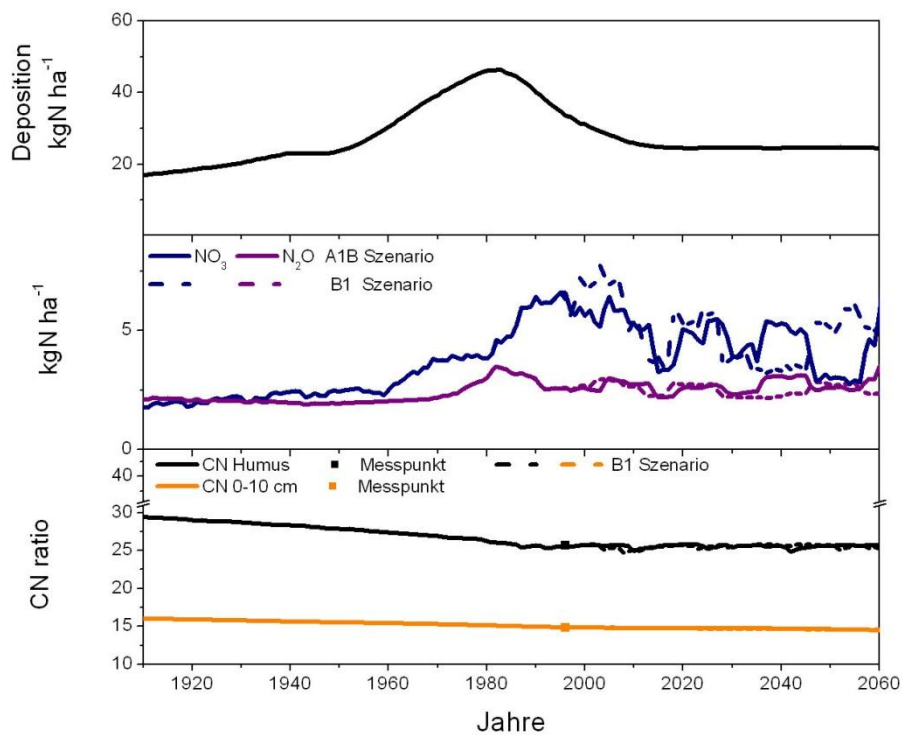


Abbildung 3.18: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Ausrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 603, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

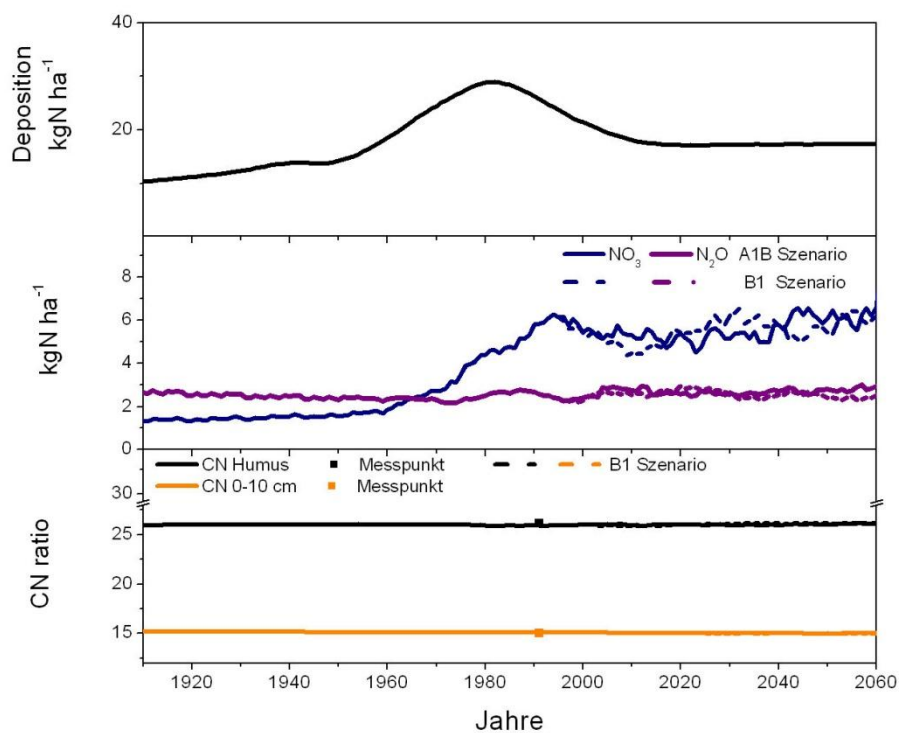


Abbildung 3.19: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 706, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

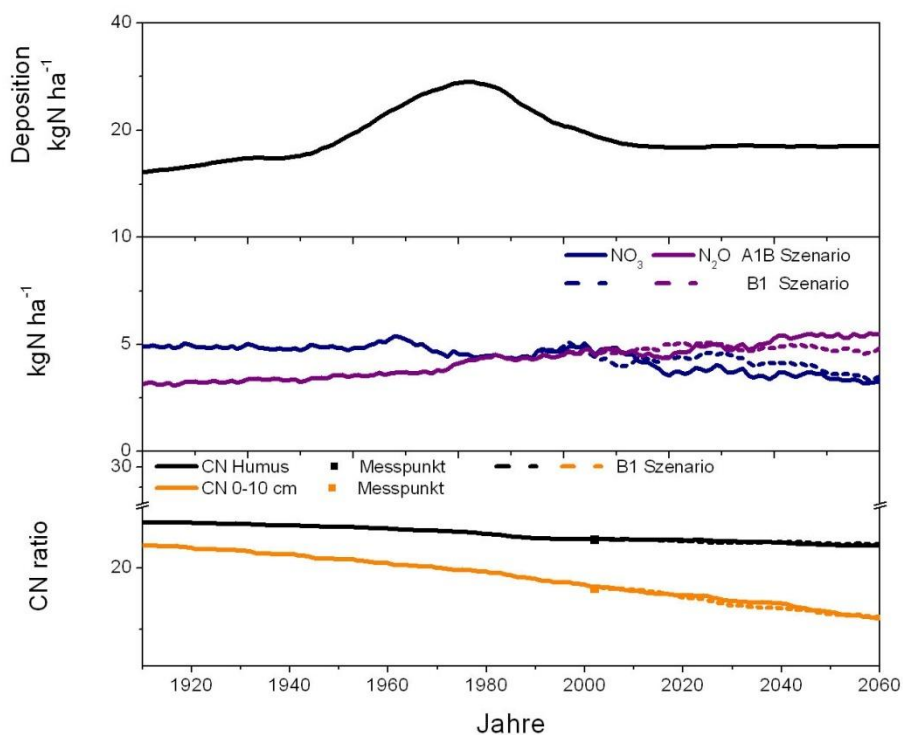


Abbildung 3.20: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 804, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

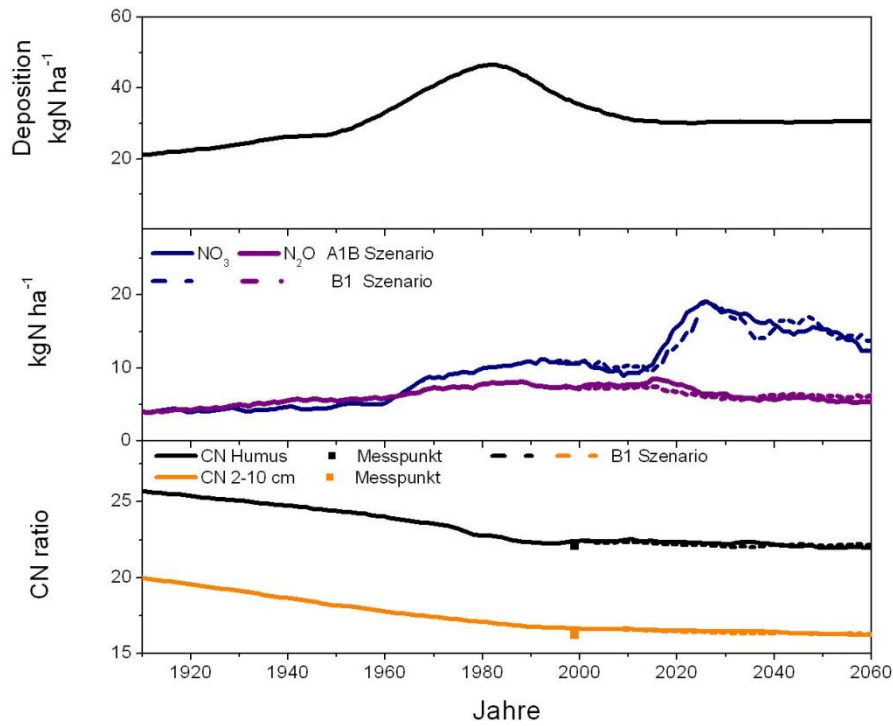


Abbildung 3.21: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Ausrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 808, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

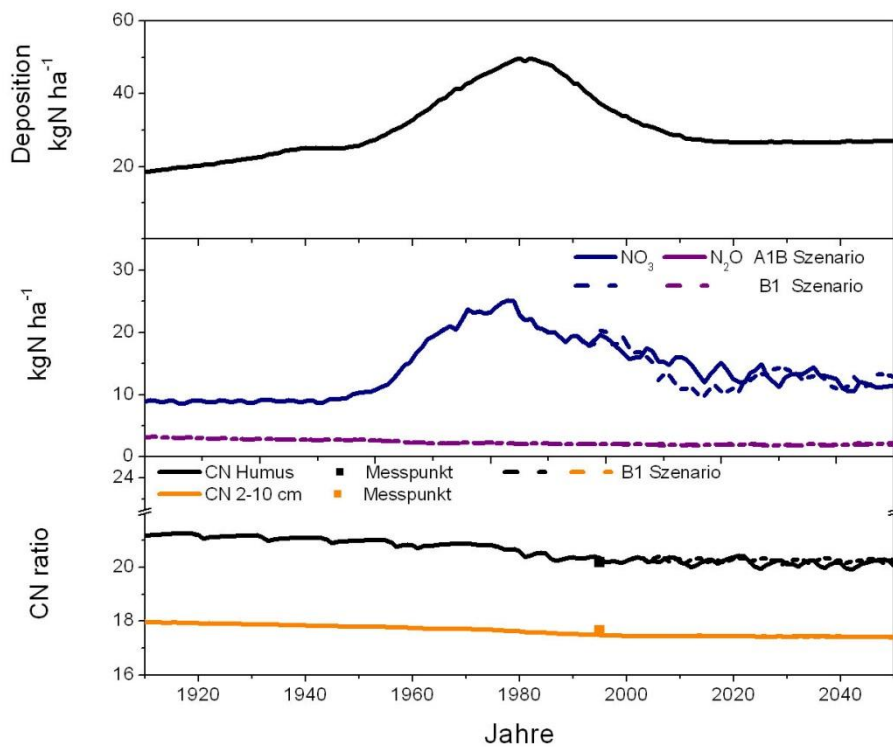


Abbildung 3.22: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Ausrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 903, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

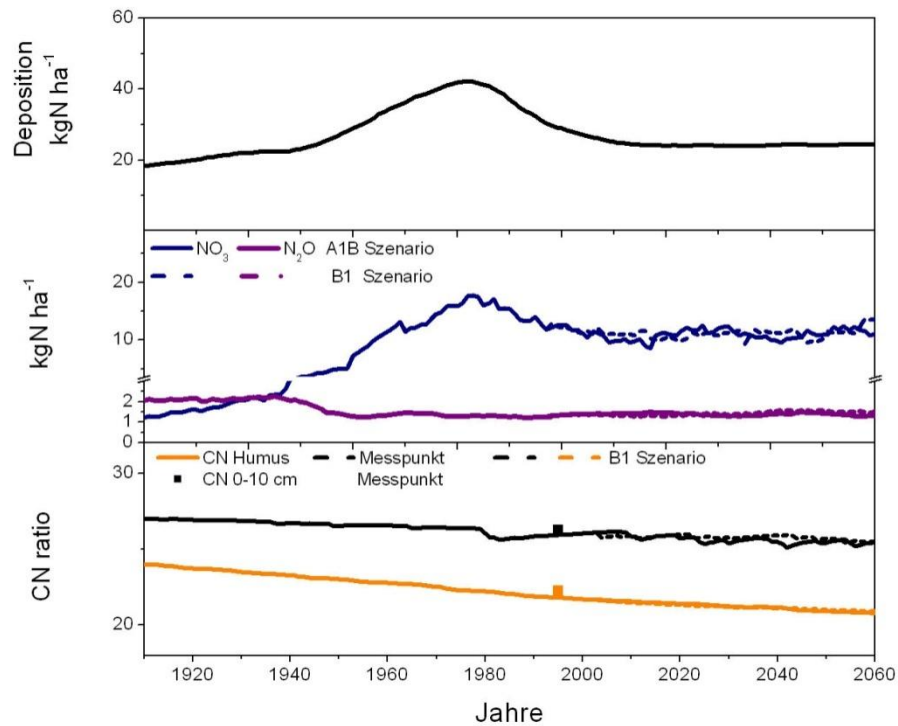


Abbildung 3.23: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 1201, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

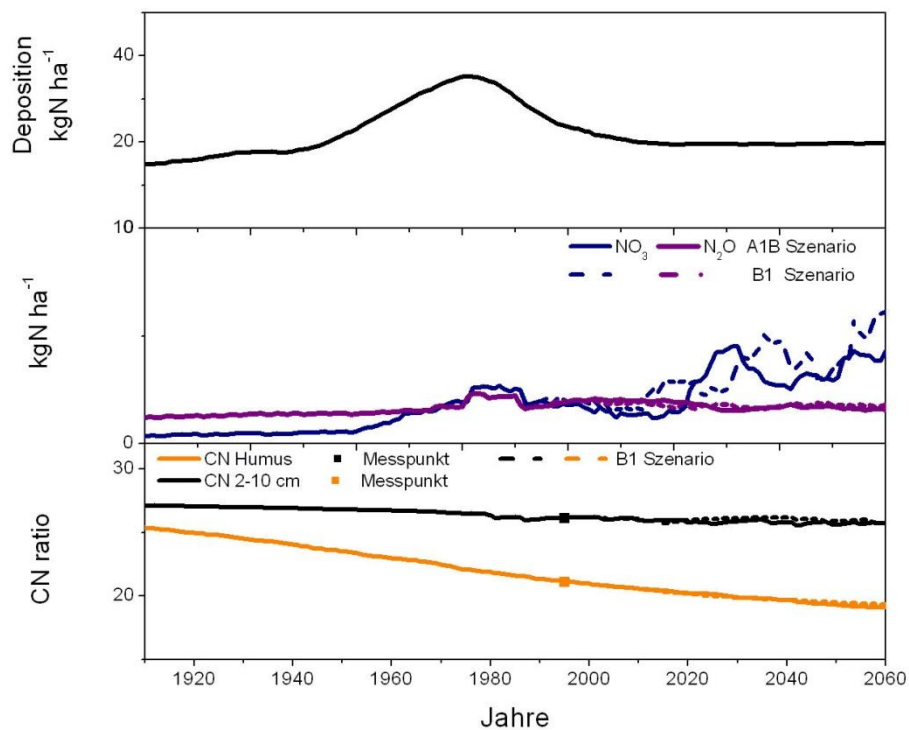


Abbildung 3.24: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 1206, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

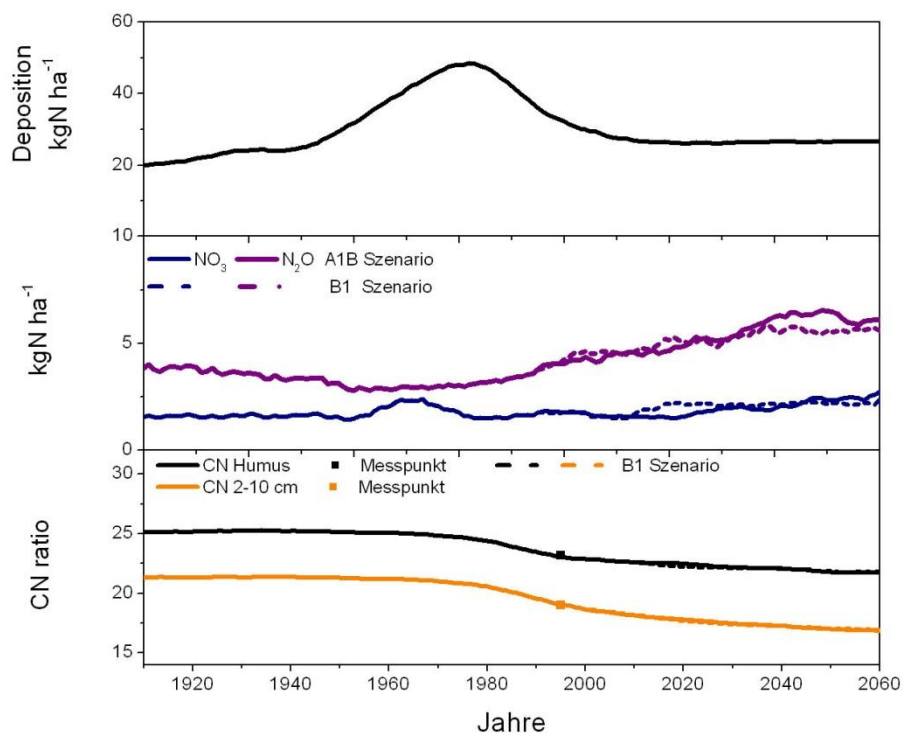


Abbildung 3.25: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 1403, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

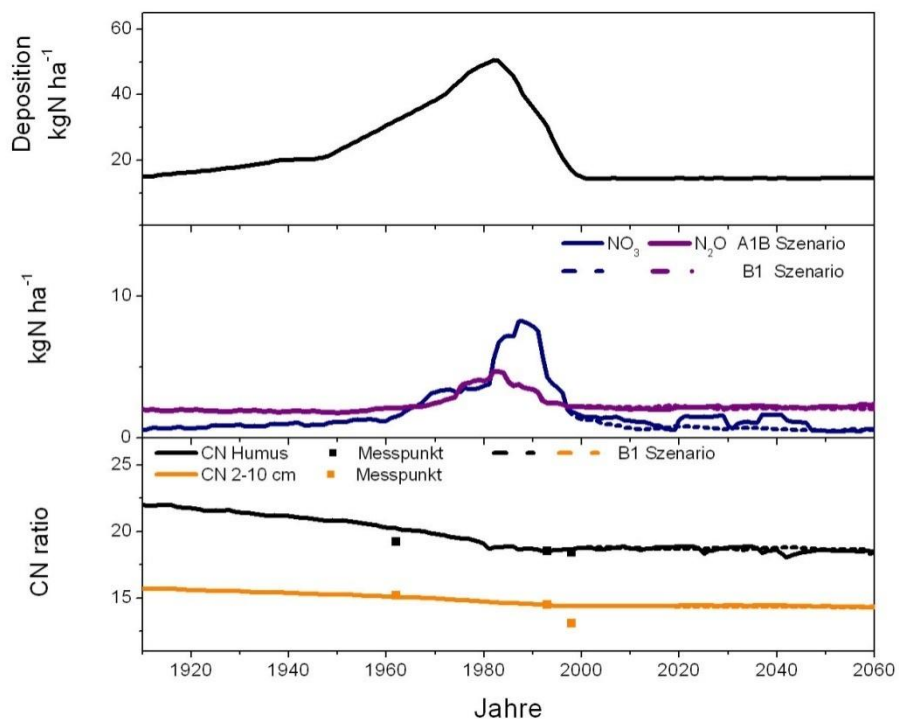


Abbildung 3.26: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort SC806, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

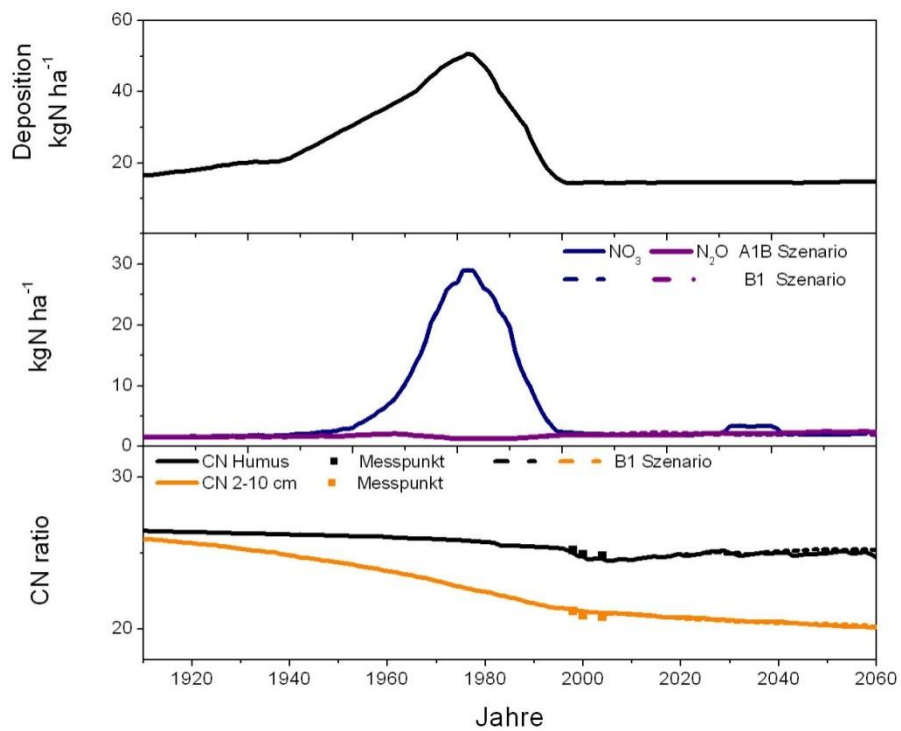


Abbildung 3.27: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort SC813, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

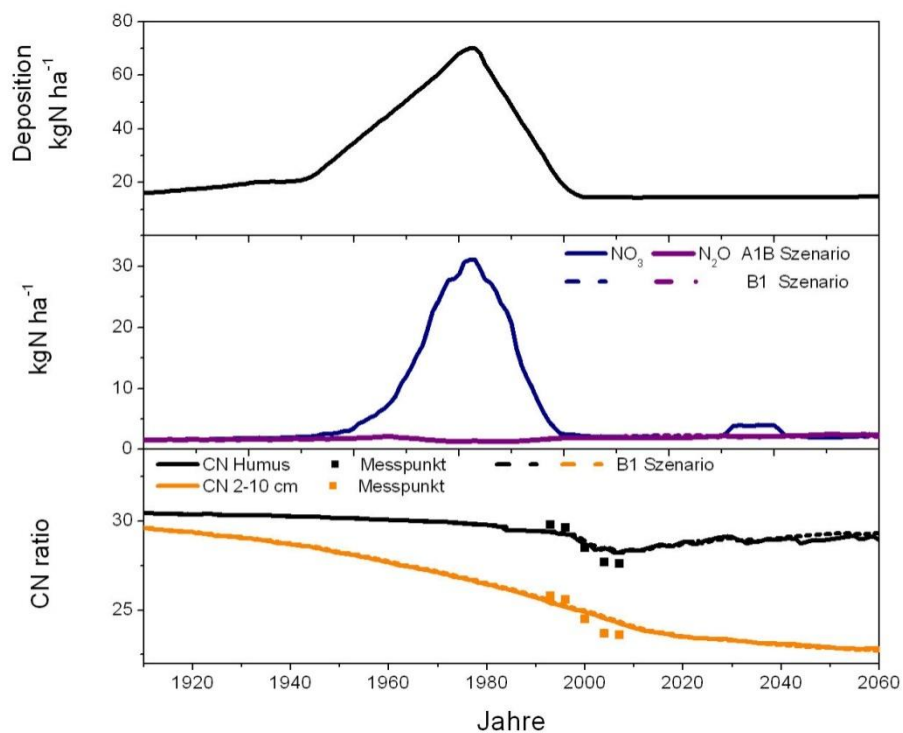


Abbildung 3.28: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort SC821, beruhend auf dem CLE Szenario. Die durchgezogenen Linien stehen für Simulationen mit dem A1B Klimaszenario, die gestrichelten Linien für das B1 Klimaszenario.

Standortsspezifische Unterschiede im Klima und im Boden in Kombination mit Unterschieden in den N-Depositionszeitreihen (Variabilität im Maximum und des Rückgangs der N-Deposition) führen zu unterschiedlich starken Veränderungen des C/N-Verhältnisses und zu unterschiedlich hohen N-Austrägen in die Atmosphäre und Hydrosphäre. Generell gilt, dass die Eutrophierungsproblematik unabhängig von den Standortcharakteristika mit steigendem Niveau des atmosphärischen N-Eintrags ansteigt. Standorte mit einem deutlich höheren N-Depositionsniveau (max. $>50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) wie 305, 602 oder 903 zeigen deutlich höhere ökosystemare N-Austräge (N_2O und NO_3^-) und/oder eine dynamische Verengung des C/N-Verhältnisses als Standorte mit deutlich niedrigerem N-Depositionsniveau wie 706 und 1206. Das mit dem Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone ausgetragene Nitrat kann dabei bis zu $>30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ erreichen, während maximale simulierte N_2O -Emissionen in der Größenordnung von etwa $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ liegen. Diese simulierten Austräge liegen damit im Bereich von Messwerten, die im Rahmen von Messprogrammen in deutschen und europäischen Waldstandorten unter Berücksichtigung verschiedener N-Depositionsniveaus erfasst wurden (z.B. Borken und Matzner, 2004; MacDonald et al., 2002; Machefert et al., 2002; Butterbach-Bahl et al., 2002; Kesik et al., 2005; Heinzeller, 2008). Neben dem N-Depositionsniveau pausen sich auch pedogene und klimatische Eigenschaften auf die Höhe der Stoffausträge durch. Generell sind die NO_3^- -Austräge an Standorten mit wasserdurchlässigen Böden und hohen Niederschlägen wie z.B. am Standort 305 und 903 höher als an anderen Standorten mit niedrigeren Niederschlägen wie 603 und 706 (siehe auch Tabelle 3.1). Der Einfluss des Bodens auf die N-Austräge zeigt sich auch an einem Vergleich der Standorte SC806 und SC813. Bei gleichen Niederschlagsverhältnissen sind die maximalen NO_3^- -Austräge am Standort SC806 ($<10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) auf weniger durchlässigem Boden (Parabraunerde-Braunerde) deutlich niedriger als am Standort SC813 mit sandigen Eigenschaften ($>20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$). Hervorgerufen durch höhere Wassergehalte und einer damit verbundenen höheren Anaerobie zeigt sich für die N_2O -Emissionen ein umgekehrter Zusammenhang, woraus sich schließen lässt, dass der Austrag von N_2O in die Atmosphäre und der Austrag von NO_3^- in die Hydrosphäre je nach Standortseigenschaften sowohl was die zeitliche Dynamik als auch die Höhe anbelangt nicht kongruent verlaufen müssen (siehe auch Standort 804 und 1403). Das bestätigt die Erwartung, dass weniger durchlässige Böden eher einen Anstieg der N_2O -Emissionen erwarten lassen als durchlässige Böden. Die Evaluierung der Simulationen zeigt aber auch, dass der Export von NO_3^- in die Hydrosphäre quantitativ meistens höher ist als die N_2O -Emissionen in die Atmosphäre. In diesem Vergleich ist die N-Spurengasfreisetzung in die Atmosphäre in Form von NO und N_2 jedoch nicht berücksichtigt. Wie eine regionale Anwendung von Forest-DNDC für Deutschland für das Jahr 2000 zeigt, ist die NO_3^- -

Auswaschung von Waldökosystemen selbst bei der Heranziehung der gesamten N-Spurengasemissionen dennoch im Mittel etwa um den Faktor 2 höher (Heinzeller, 2008).

Weiterhin kann auf Basis der Simulationen festgestellt werden, dass mit niedrigeren Stoffausträgen die ökosystemare N-Akkumulation d.h. die Verengung des C/N-Verhältnisses und damit der Erhöhung des Nährstoffstatus bezogen auf N schneller von staten geht. Dies geht beispielsweise aus dem Vergleich der Standorte 305 mit hohen Stoffausträgen und weniger dynamischer Verengung des C/N-Verhältnisses und dem Standort 603 mit eher niedrigen Stoffausträgen und dafür dynamischerer Verengung des C/N-Verhältnisses hervor. Aus diesem Zusammenhang lässt sich ableiten, dass die Schutzgüter Atmosphäre (THG-Emissionen), Hydrosphäre (NO_3^- -Auswaschung) und Biodiversität (Anstieg des Nährstoffstatus) je nach Standorteigenschaften bei gleicher Deposition unterschiedliche Gefährdungspotentiale zeigen.

Der relativ geringe N-Depositionsrückgang von den 80er Jahren bis heute – nach Gauger et al. (2008) liegt die N-Deposition immer noch auf vergleichsweise hohem Niveau - hat noch nicht zu einer Erholung der Waldökosysteme bezüglich des Nährstoffstatus (signifikanter Rückgang des C/N-Verhältnisses) und/oder des Stoffaustrags (NO_3^- und N_2O) geführt. Während sich das C/N-Verhältnis an den meisten Standorten im günstigsten Fall (am ehesten in der Humusauflage) stabilisiert hat, geht die NO_3^- -Auswaschung aufgrund des Depositionsrückgangs zurück, bleibt aber meist auf einem höheren Niveau als zum Zeitpunkt vor den erhöhten N-Einträgen (z.B. 305, 602, 706, 808, 903, 1201). Ausnahmen bilden hier nur die Standorte in der Nordostdeutschen Tiefebene (SC806 – SC821), deren N-Depositionsrückgang jedoch steiler verläuft und deren derzeitiges N-Depositionsniveau mit $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (pers. Mitteilung Jenssen) im Vergleich zu den anderen simulierten Standorten ($20\text{-}40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) eher niedrig ist (Tabelle 3.1, Abbildung 3.16 bis Abbildung 3.28).

Die N_2O -Emissionen reagieren im Vergleich zu den NO_3^- -Austrägen weniger dynamisch auf Änderungen der N-Deposition, zeichnen sich aber im Vergleich zu den NO_3^- -Austrägen nach Anstiegen durch einen verzögerten Rückgang aus (804, 1403).

3.3.1.3 Klimaszenarien

Wie in Kapitel 2.5.2 beschrieben, beruht der Modellantrieb ab dem Jahr 2000 (bis 2050) auf simulierten Klimadaten. Dabei wurden zwei Szenarien berücksichtigt, deren Ergebnisse in den Abbildungen in den vorigen Kapiteln 3.3.1.1 und 3.3.1.2 jeweils als durchgezogene Linie (A1B) bzw. als gestrichelte Linie (B1) dargestellt sind. Die Auswirkungen der Szenarien auf die ökosystemaren Stoffumsetzungen sind jedoch sowohl was die Basensättigung und pH-Wert als auch das C/N-Verhältnis und die N-Austräge anbelangt nicht signifikant verschieden, was durch nur geringfügige Abweichungen der durchgezogenen und

gestrichelten Linien in den Abbildungen deutlich wird. Eine vergleichende Analyse der Szenarien zeigt, dass sich die Höhe der Niederschläge von A1B und B1 im Mittel nicht unterscheiden und die Temperaturunterschiede nur etwa 1°C betragen, und so auch innerhalb des Simulationszeitraumes bis 2050 keine signifikant unterschiedlichen Modellreaktionen bezüglich Versauerung und Eutrophierung zwischen den Szenarien auftreten. Anders ist dies beim Vergleich des derzeitigen und des zukünftigen Klimas, da die Klimasimulationen von 1990 einen graduellen Temperaturanstieg um ca. 1.5°C (B1) bzw. um ca. 2.5°C (A1B) bzw. tendenziell trockenere Sommer prognostizieren. Aufgrund der Überlagerung sich gleichzeitig ändernder atmosphärischer Stoffdepositionen lassen sich klimatisch induzierte Effekte auf die ökosystemaren Stoffumsetzungen im Boden und assoziierten Austräge und damit auf die Biodiversität mit den im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Simulationen nur schwer quantifizieren. Im Vergleich zu den direkten Wirkungen der Klimaänderung wie z.B. Verlängerung der Vegetationsperiode und vermehrter Trockenstress in den Sommermonaten sind die indirekt stofflich wirkenden Änderungen auf eventuelle Artenverschiebungen tendenziell weniger bedeutend (siehe Teilbericht ÖKO-DATA).

3.3.1.4 Szenarien zukünftig reduzierter N-Deposition

Neben den bisher vorgestellten Simulationen (Abbildung 3.6 bis Abbildung 3.28), die trotz unterstellter Einführung aller heute bekannten Emissionsminderungsmaßnahmen nur von einer unwesentlichen Verringerung des derzeitigen N-Depositionsniveaus ausgehen - im Mittel für Deutsche Waldökosysteme $>30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Gauger et al., 2008; Tabelle 3.1) - wurden im Rahmen dieses Projektes exemplarisch für ausgewählte Standorte verschiedene Szenarien einer zukünftig reduzierten N-Deposition simuliert (Kap. 2.5.2.1). Dabei wurde die aktuelle N-Deposition im Zeitraum 2008 bis 2020 auf 15 (entspricht im Mittel dem maximum feasible reduction (MFR) Szenario) bzw. $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ verringert.

Die Simulationsergebnisse an den Standorten 305, 602, 603, 702, 804 und 1201 (Abbildung 3.29 bis Abbildung 3.34) zeigen generell, dass durch eine Rückführung der N-Deposition innerhalb eines Jahrzehnts auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ eine mäßige und durch eine Rückführung der N-Deposition innerhalb eines Jahrzehnts auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ eine schnellere Erholung der Waldstandorte bezüglich ihres N-Nährstoffstatus zu erwarten ist.

Differenzierter betrachtet fällt auf, dass von den berücksichtigten N-Zielgrößen der NO_3^- -Austrag am sensitivsten auf geänderte N-Depositionsbedingungen reagiert und bereits bei einem Rückgang der N-Deposition auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ meist das Austragsniveau zum Anfang des letzten Jahrhunderts erreicht wird. Ebenso laufen der Rückgang der N-Deposition und der Rückgang des NO_3^- -Austrags weitgehend parallel, d.h. mit kaum einem Versatz der Reaktionszeit. Dieser Sachverhalt trifft für die Komponenten N_2O und das C/N-

Verhältnis nur eingeschränkt zu, da die Reduktion der N_2O -Emissionen zeitlich verzögert (5-10 Jahre) und beim C/N-Verhältnis die Weitung sogar stark verzögert (10-20 Jahre) zum Depositionsrückgang verläuft. Ebenso zeigen die Simulationen, dass bei einer Rückführung der N-Deposition auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ im Gegensatz zum Nitrat beim N_2O nur bedingt ein Rückgang des Emissionsniveaus zu verzeichnen ist und beim C/N-Verhältnis innerhalb von mehreren Jahrzehnten nur eine Stabilisierung eintritt.

In wieweit Effekte der Klimaänderung diese Trends mit beeinflussen lässt sich anhand der exemplarischen Simulationen bisher nur schwer quantifizieren. Am Standort 804 (Abbildung 3.33) zeigen die N_2O -Emissionen jedoch trotz reduzierter N-Deposition tendenziell einen leichten Anstieg. Heinzeller (2008) konnte diesen Zusammenhang im Rahmen von regionalen Forest-DNDC Simulationen für Waldökosysteme Süd- und Mitteldeutschlands zeigen, dass aufgrund von Klimaänderungen (Vergleich der Perioden 1991-1999 und 2031-2039) der Nitrataustrag aufgrund niedrigerer Sickerwassermengen zurückgeht (-23.1%), jedoch die Spurengasemission von NO (+12.8%) und insbesondere N_2O (+20.5%) in Folge dessen und der höheren Temperaturen ansteigen.

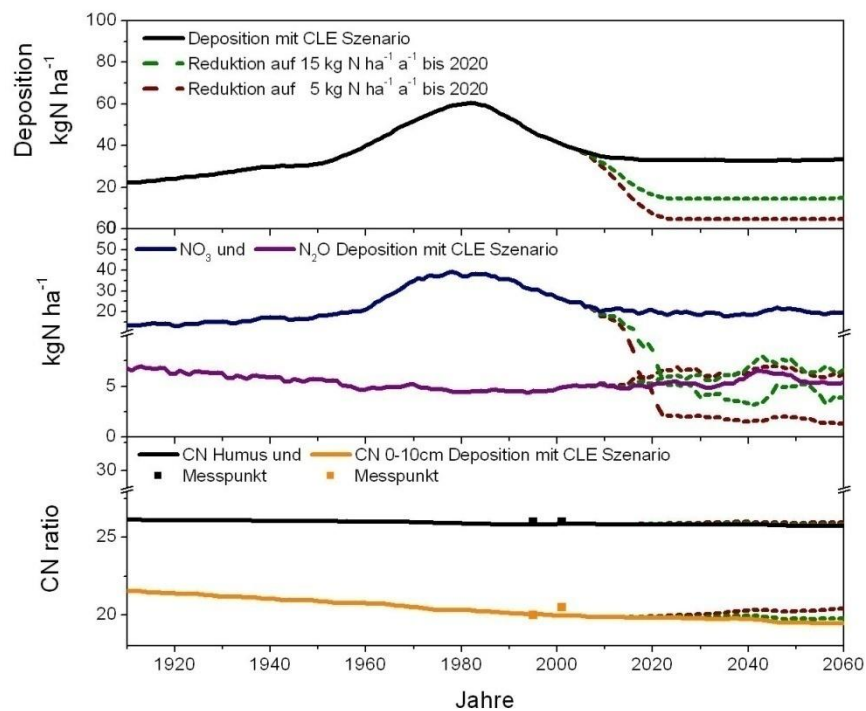


Abbildung 3.29: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 305 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).

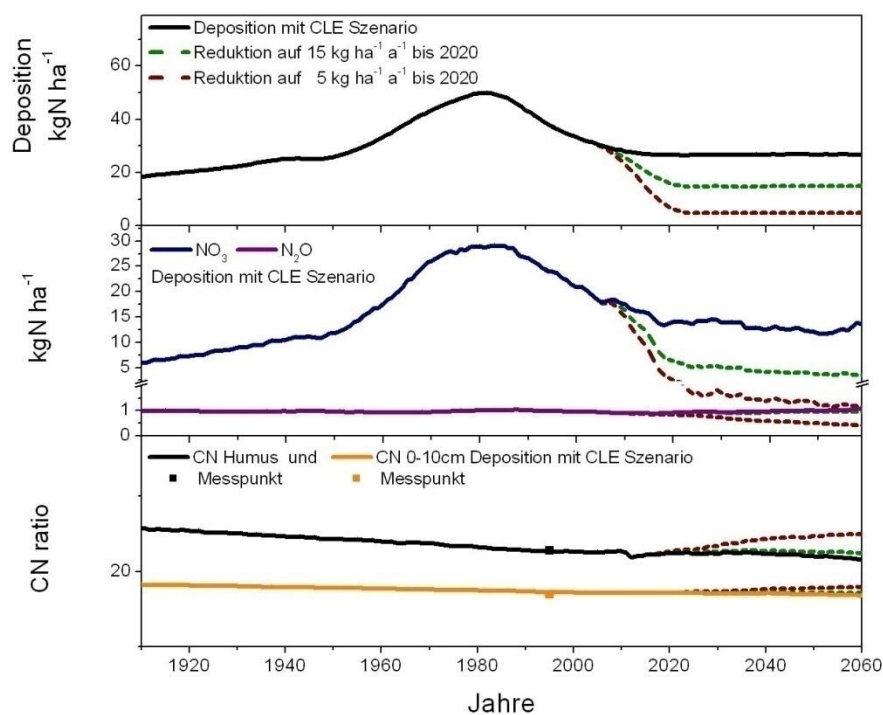


Abbildung 3.30: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 602 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).

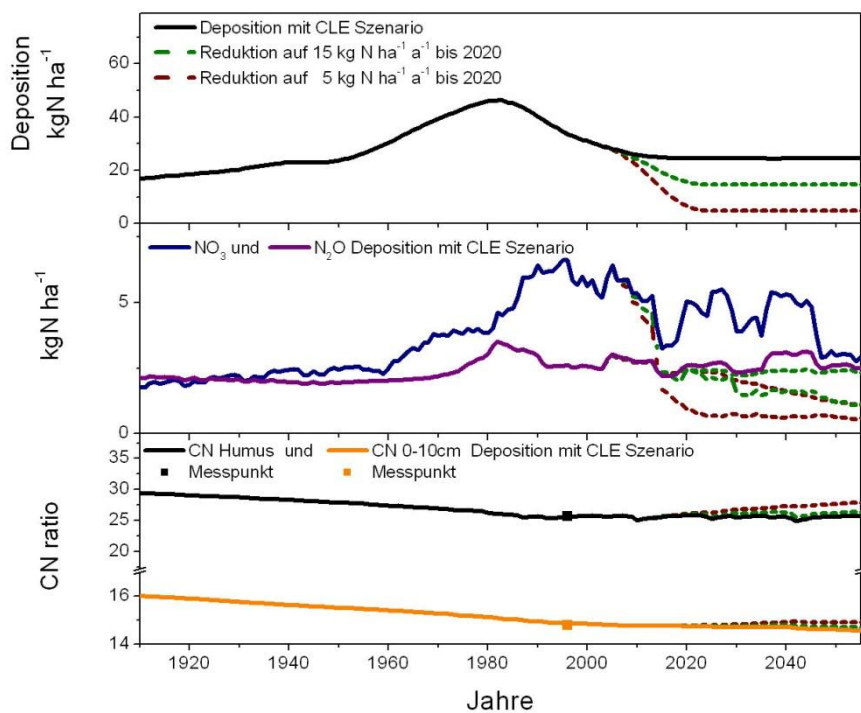


Abbildung 3.31: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 603 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).

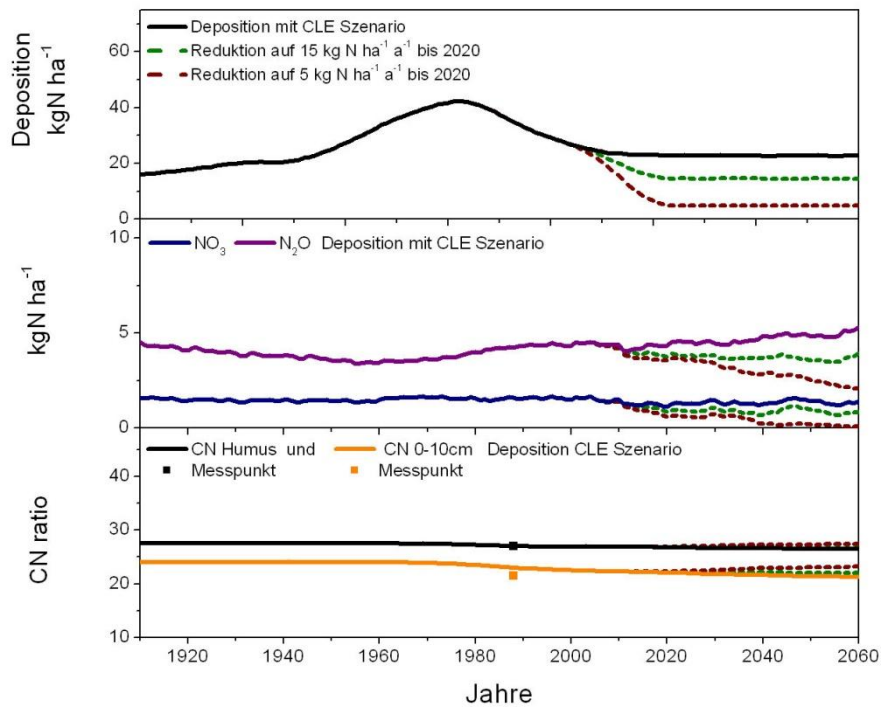


Abbildung 3.32: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 702 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).

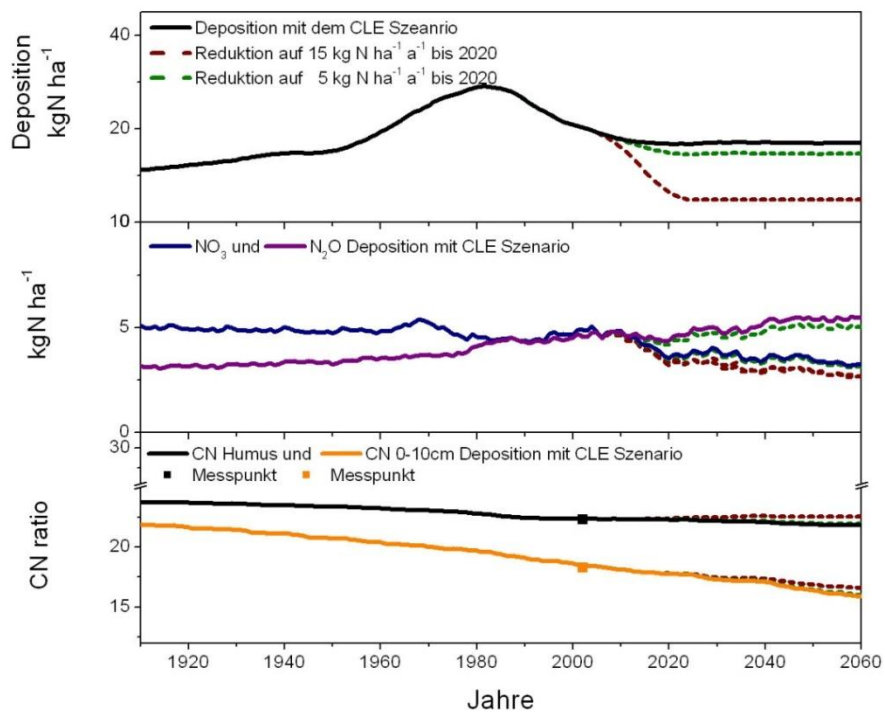


Abbildung 3.33: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 804 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).

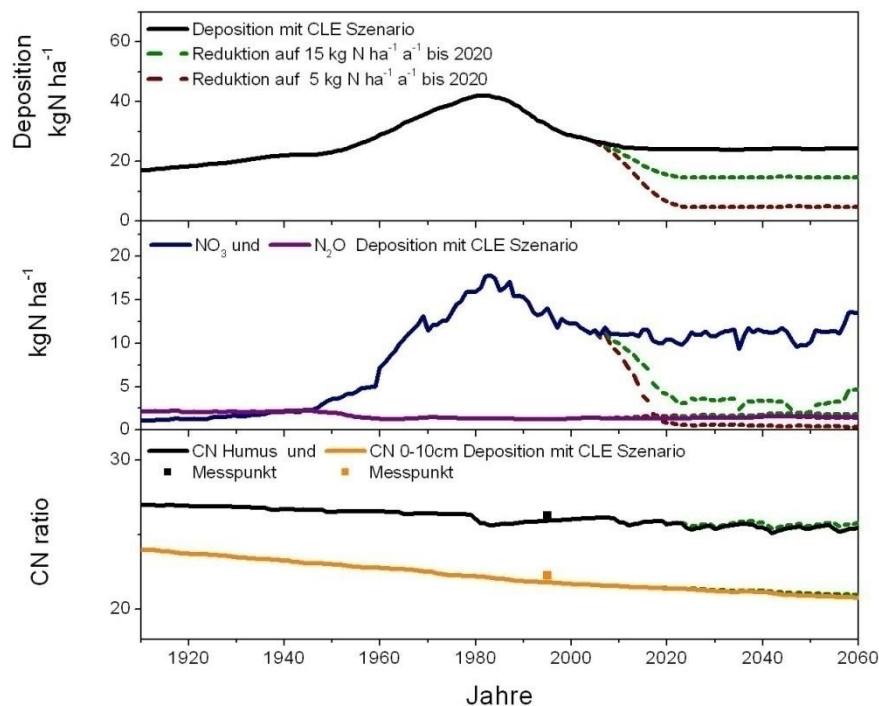


Abbildung 3.34: Veränderung des C/N-Verhältnisses, NO_3^- -Austrag und N_2O -Emissionen von 1920 – 2060 am Standort 1201 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien (durchgezogene Linien beziehen sich auf Deposition mit dem CLE Szenario, gestrichelte Linien auf Szenarien reduzierter N-Deposition).

Neben den Auswirkungen der reduzierten N-Deposition auf die Zielgrößen C/N-Verhältnis, NO_3^- und N_2O , die als Zeiger des N-Nährstoffstatus verwendet werden, wirken reduzierte N-Einträge auch auf die Zielgrößen pH-Wert und Basensättigung, die die Aziditätsverhältnisse von Ökosystemen charakterisieren.

Die durchgeführten Simulationen zeigen im allgemeinen, dass der Eintrag von NH_4^+ über die Nitrifikation (Protonenfreisetzung) und den Austrag als NO_3^- (und äquivalent basische Kationen) noch zur Versauerung von Waldökosystemen beitragen. Die Simulationen zur reduzierten N-Deposition zeigen daraufhin auch je nach Rückgangsszenario (5 bzw. 15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) eine mehr oder weniger deutlichere Erholung von pH-Wert und Bs. Diese ist aber im Verhältnis zur durch den Rückgang der SO_4^{2-} Deposition erfolgten Wiederanstieg von pH-Wert und Bs (1980-2000) weniger deutlich ausgeprägt (Abbildung 3.35 bis Abbildung 3.39).

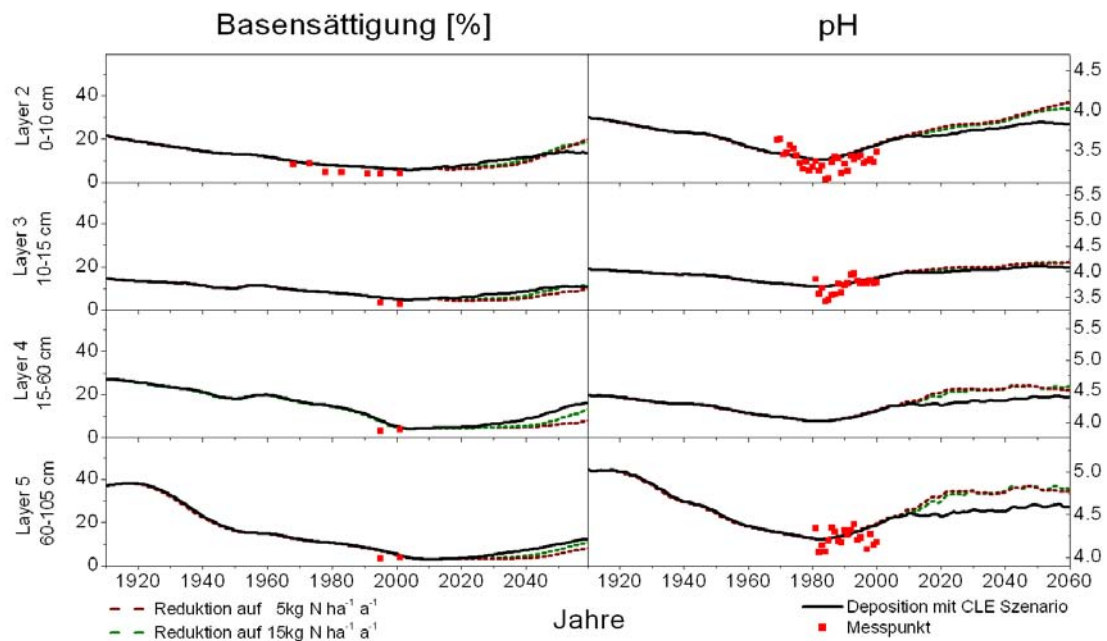


Abbildung 3.35: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 305 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf 5 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ (braune Linie), und auf 15 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.

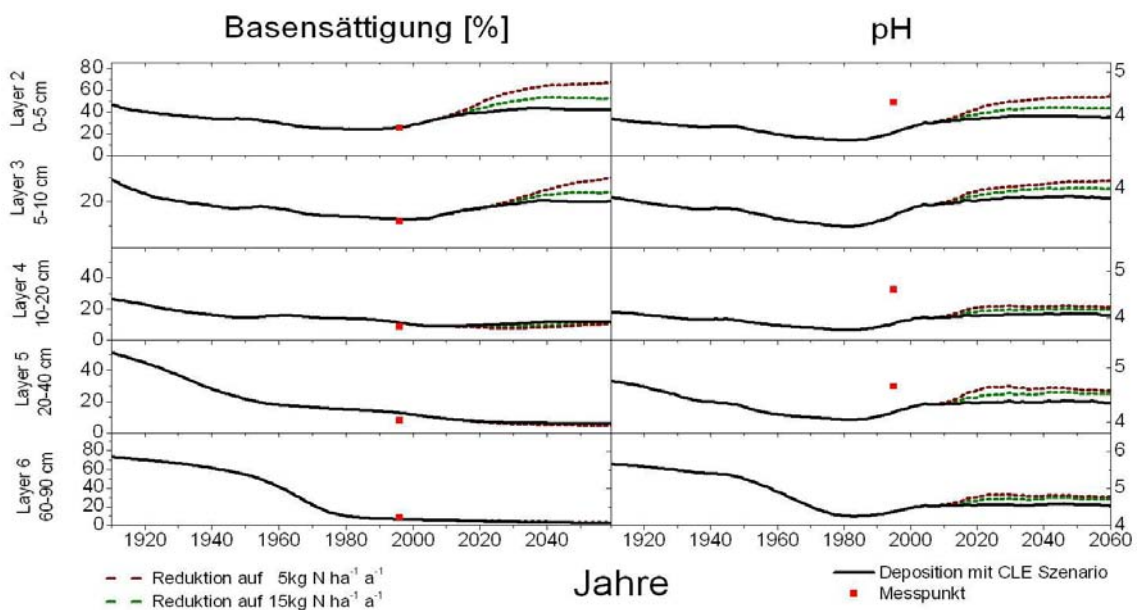


Abbildung 3.36: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 602 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf 5 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ (braune Linie), und auf 15 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.

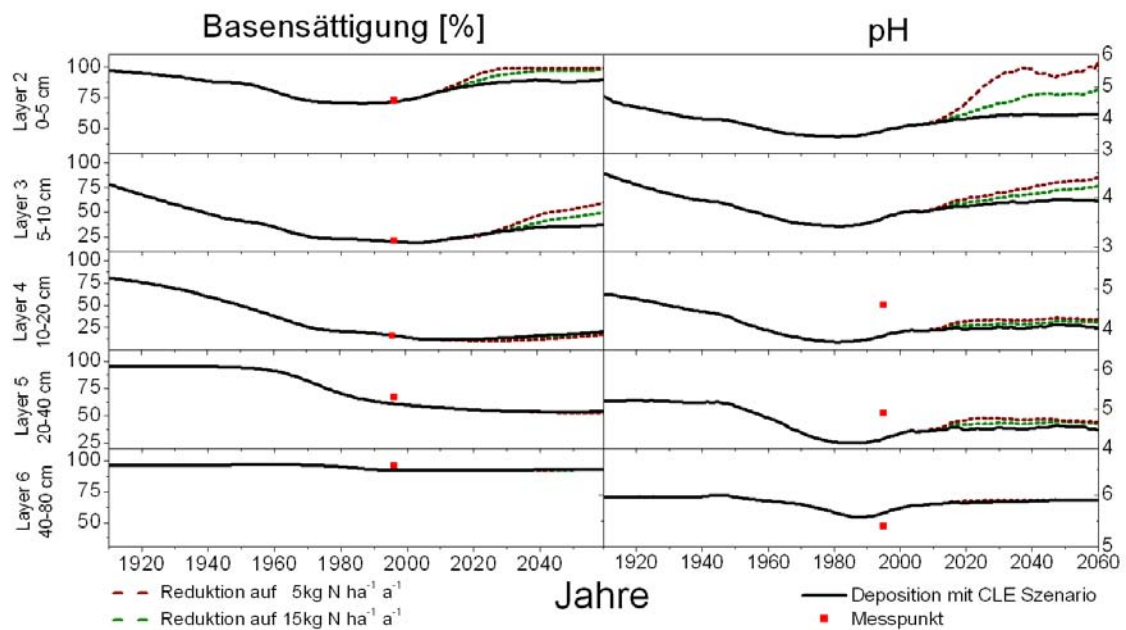


Abbildung 3.37: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 603 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (braune Linie), und auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.

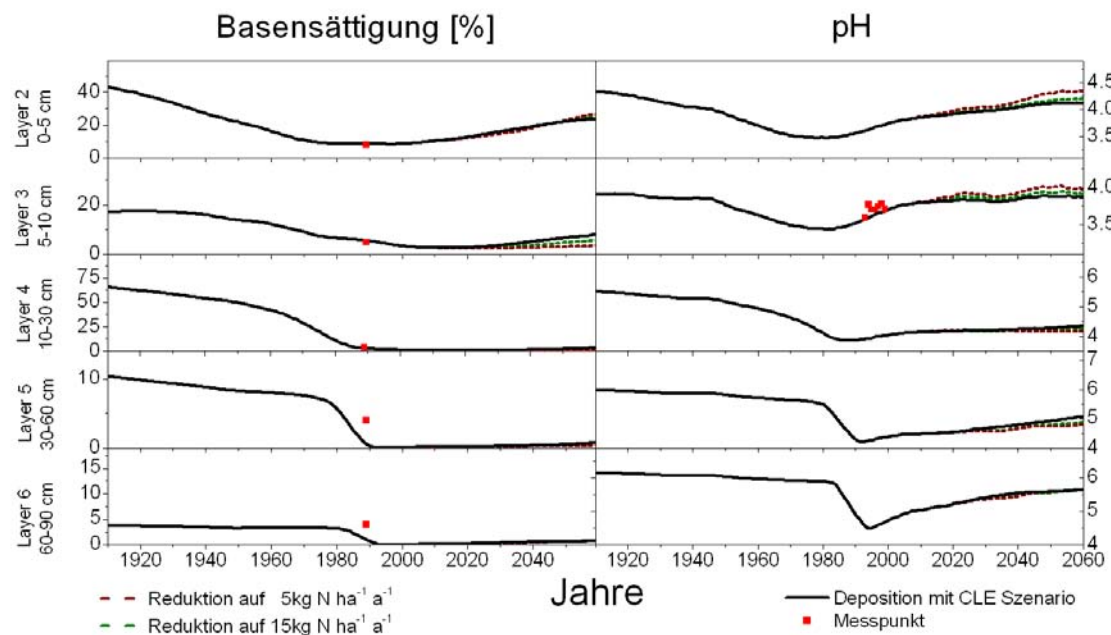


Abbildung 3.38: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 702 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (braune Linie), und auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.

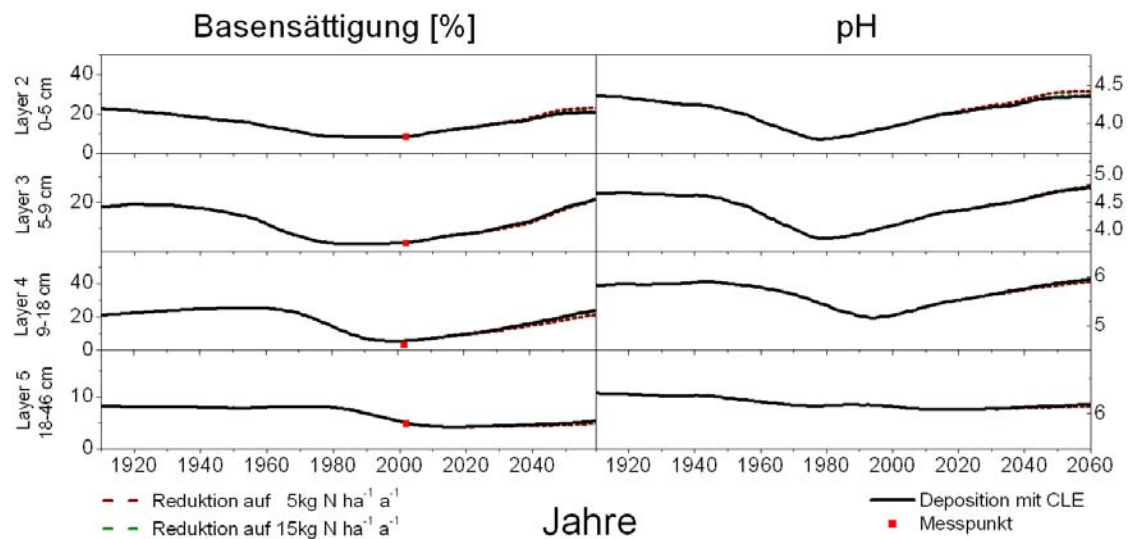


Abbildung 3.39: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 804 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (braune Linie), und auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.

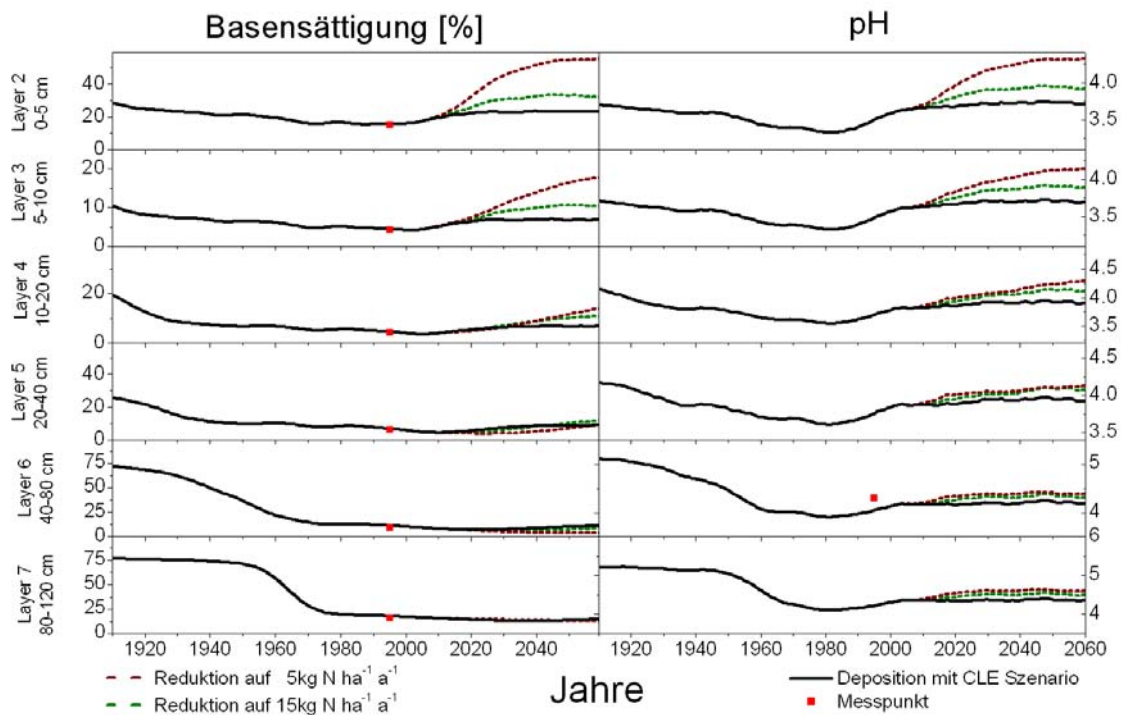


Abbildung 3.40: Verlauf der Basensättigung und des pH-Wertes von 1920 – 2060 am Standort 1201 unter Verwendung verschiedener N-Depositionsszenarien im Mineralboden. Reduktion der N-Deposition auf $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (braune Linie), und auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (grüne Linie; entspricht im Mittel dem MFR Szenario). Die schwarze Linie bezieht sich auf die Deposition mit dem CLE Szenario.

4 Diskussion und zukünftiger Forschungsbedarf

Das vorliegende Forschungsvorhaben verfolgte das Ziel, die Stickstoffflüsse in Waldökosystemen zu beschreiben und herauszuarbeiten, wie sich atmosphärische Stoffeinträge in Waldökosysteme gemeinsam mit Klimaänderungen auf die physiochemischen Eigenschaften von Waldböden, ihre Nährstoffspeicherung und damit auf die Vegetation und das Bodenleben auswirken. Dabei wurden im Rahmen von Langzeitsimulationen mit dem biogeochemischen Modell Forest-DNDC-SAFE sowohl die ökosystemaren Stoffumsetzungsprozesse (C, N und Bc) als auch die Austräge von umweltrelevanten N-Verbindungen in die Atmosphäre (N_2O) und Hydrosphäre (NO_3^-) in Abhängigkeit der zeitlichen Entwicklung des atmosphärischen Stoffeintrags simuliert. Die Simulationen an den Level II Standorten und für den Forstbezirk Eberswalde zeigen, dass das aus MoBiLE realisierte Forest-DNDC-SAFE prinzipiell in der Lage ist, standortspezifische Unterschiede der Versauerung und des gekoppelten C/N Kreislaufs und assoziierte Stoffausträge abzubilden. Es muss jedoch angemerkt werden, dass die Datenlage zur Modellvalidierung nur an wenigen Standorten im Detail ausreichend ist (hohe zeitliche Auflösung, lange Messzeiträume) und insbesondere historische Messdaten weitestgehend fehlen. Auf der Grundlage von Szenarien der zukünftigen Stickstoffeinträge und Klimaänderungen wurden über die retrospektiven Simulationen hinaus auch Prognosen für die zukünftigen Trends der ökosystemaren Stoffumsetzungen erstellt. Die von Forest-DNDC-SAFE simulierten Zeitreihen (1920-2060) zu Basensättigung, pH-Wert, C/N-Verhältnis und Wasserhaushalt sowie Informationen zum Anstieg der Temperatur (Einfluss auf die Vegetationszeitlänge) nutzen die angekoppelten Vegetationsmodelle BERN bzw. das Ökosystemtypen-Modell des Waldkundeinstitutes Eberswalde (W.I.E.). Sie sind in der Lage, auf der Grundlage umfangreicher empirischer Erhebungen und statistischer Auswertungen die Entwicklung der Vegetation in Abhängigkeit von der Veränderung abiotischer Parameter (Boden und Klima) zu prognostizieren und letztlich auf diesen Ergebnissen Critical Loads für Stickstoff abzuleiten (siehe Teilbericht ÖKO-DATA und W.I.E.). Critical Loads für Stickstoff stützen sich bisher auf Critical Limits für die N-Konzentration in der Bodenlösung, wobei es sich im Wesentlichen um Nitratstickstoff handelt. Damit sollen Ökosysteme vor Vegetationswandel und Nährstoffungleichgewichten geschützt werden (UNECE, 2004; De Vries et al., 2007). Ein direkter Zusammenhang zwischen der N-Auswaschungsrate und Vegetationswandel besteht jedoch nicht (siehe auch Teilbericht II). Mit den von Forest-DNDC-SAFE simulierten Zeitreihen zu pH-Wert, Basensättigung, und C/N-Verhältnis sowie den gekoppelten Bewertungsmodellen für die oberirdische Biodiversität können standortspezifische Critical Loads für Stickstoff speziell zum Schutz der oberirdischen Biodiversität abgeleitet werden. Ebenso eröffnet diese Modellkombination die Möglichkeit, für

die Begrenzung der nicht direkt auf die Biodiversität wirkenden Größen, wie N_2O und NO_3^- -Austrag, Critical Loads zu berechnen. Die Begrenzung von N_2O -Austrägen ist bisher noch nicht in der Critical Loads-Methodik berücksichtigt. Weiterhin verfolgen andere Regelwerke zum Umwelt- und Naturschutz meist nur ausgewählte, spezifische Schutzziele, zielen aber nicht notwendiger Weise auf die nachhaltige Entwicklung des Gesamtsystems ab. Die in diesem Forschungsvorhaben verwendeten Modellansätze liefern wichtige Grundlagen für die Abbildung bestimmter Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen. Sie zeigen, dass Wirkungen von Stickstoffeinträgen bzw. Gegenmaßnahmen nicht auf alle Schutzaspekte (wie Reinheit des Grundwassers, verminderte Lachgasemission, Erhaltung der standorttypischen Vegetation) gleichermaßen wirken. Aufgrund der Reaktivität von Stickstoff und seiner schnellen Ausbreitung in der Landschaft (Stickstoffkaskade) greift eine standortsbezogene Betrachtung jedoch zu kurz. Reaktiver Stickstoff, der beispielsweise an sandigen Standorten über NO_3^- in die Hydrosphäre ausgetragen wird, wirkt in Oberflächengewässern eutrophierend mit entsprechenden Auswirkungen auf die aquatische Biodiversität. Wenn NO_3^- in der Hydrosphäre weiter denitrifiziert wird, besteht neben dem Risiko von direkt durch N-Deposition erhöhten N_2O -Emissionen auch die Gefahr von indirekten N_2O -Emissionen, d.h. Ausgasung eines primär klimarelevanten Spurengases fernab vom Standort seiner eigentlichen Entstehung. Dieses Problem ist nur durch einen integrierten Multi-Kriterien Ansatz zu lösen. Um den Zustand naturnaher terrestrischer Ökosysteme möglichst ganzheitlich zu bewerten und konkrete Schutz- und Entwicklungsziele zu definieren wird das UBA das Konzept der Ökosystemintegrität nutzen und weiterentwickeln. Wichtige fachliche Grundlagen dafür liefert der Bericht des Workshops „Der gute ökologische Zustand naturnaher terrestrischer Ökosysteme - ein Indikator für Biodiversität“ (UBA, 2009). Demnach bedeutet Ökosystemintegrität vor allem, dass die Ökosystemfunktionen nicht gestört sind (Funktionalität), dass sich das betrachtete Ökosystem an wechselnde Umweltbedingungen anpassen kann (Selbstorganisationsfähigkeit) und widerstandsfähig gegen Stress ist (Resilienz). Sowohl die Artenzusammensetzung als auch die biogeochemischen Bedingungen sollten dem jeweiligen Standortpotenzial (Identität) entsprechen.

Für die Schutzgüter Atmosphäre (z.B. N_2O -Emissionen) und Grundwasser (z.B. NO_3^- -Austrag) bestehen bisher keine standortsspezifisch definierten Critical Limits. Mechanistische biogeochemische Modelle können zur Ableitung eines standortspezifischen natürlichen Referenzzustandes eingesetzt werden, in dem sie die Stoffumsetzungen und Austräge unter natürlichen Bedingungen charakterisieren. Der standortspezifische Referenzzustand, also das natürliche N_2O und NO_3^- Austragspotential (z.B. Stand vor Einsetzen des Anstiegs der N-Deposition), könnte dann die Grundlage für die Bewertung des durch atmosphärische Stoffeinträge veränderten N-Austragsniveaus in die Atmosphäre und

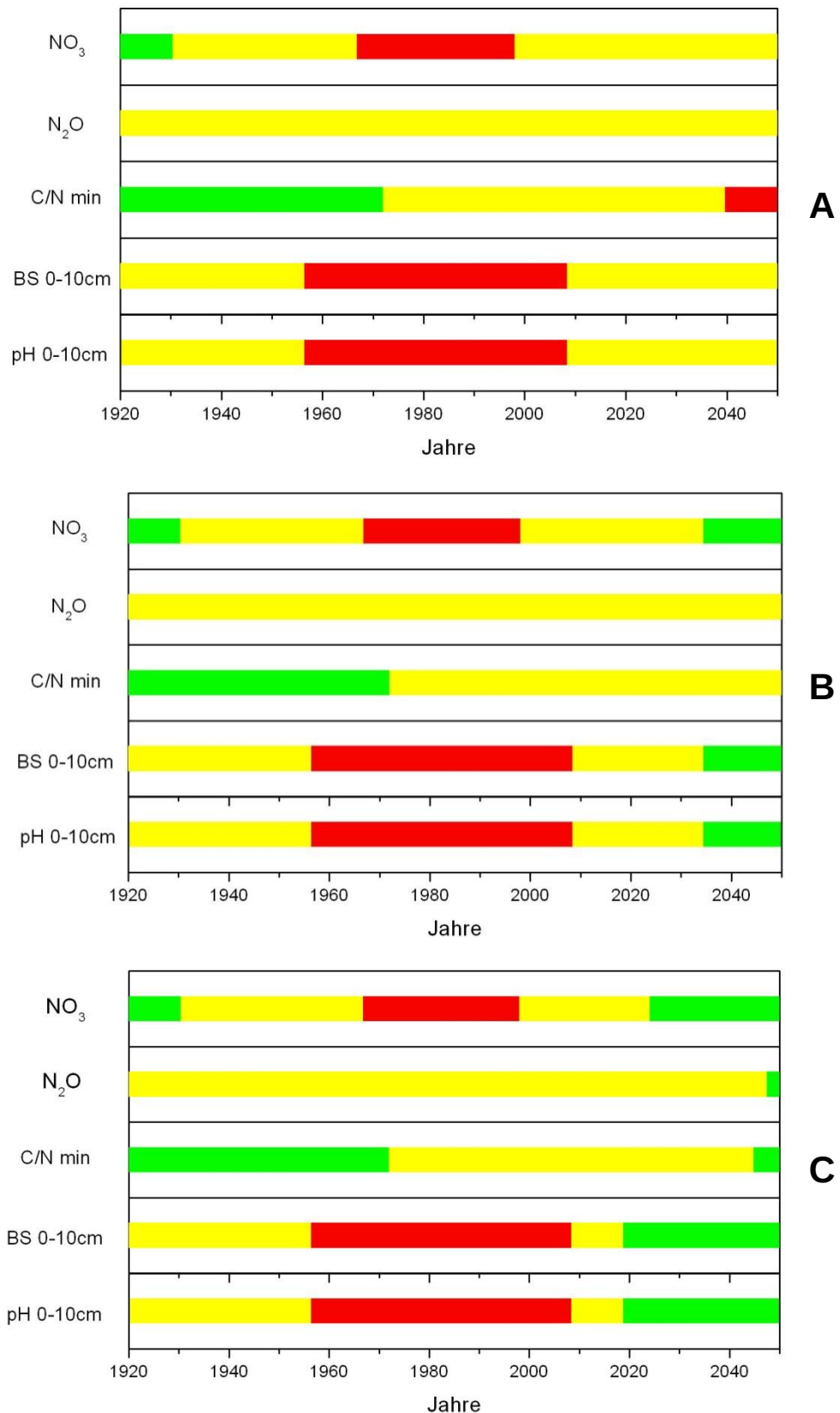


Abbildung 4.1: Ampeldarstellung der Gefährdungspotentiale verschiedener Schutzziele für den Standort 602. A: gleichbleibend hohe N-Deposition (25 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹) nach dem CLE Szenario; B: moderate (15 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹; entspricht im Mittel dem MFR Szenario) und C: signifikante (5 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹) Reduzierung ab dem Jahr 2010. Grün: nicht gefährdeter Bereich, Gelb: gefährdeter Bereich, Rot: stark gefährdeter Bereich.

Hydrosphäre herangezogen werden. In Abbildung 4.1 sind in einer Ampeldarstellung die zeitlichen Verläufe der Gefährdungspotentiale (rot, gelb, grün) für die Zeitreihe 1920 bis 2060 beispielhaft für den Standort 602 für gleichbleibend (ab dem Jahr 2020) hohe N-Deposition ($25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$), moderate ($15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$; MFR) und erhebliche ($5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) Reduzierung ab dem Jahr 2010 dargestellt. Die Simulationen zeigen, dass sich, bezogen auf einen Referenzzustand, das zukünftige Gefährdungspotential der unterschiedlichen Zielgrößen in Abhängigkeit der reduzierten N-Deposition auf unterschiedliche Niveaus in unterschiedlicher zeitlicher Dynamik verändert. Für die Parameter Bs, pH-Wert und C/N-Verhältnis wurden die Gefährdungspotentiale direkt von den BERN Simulationen (Teilbericht II, Abb. 29a) abgeleitet. Die Klassifizierung des Gefährdungspotentials für die Parameter N_2O und NO_3^- erfolgte in Abhängigkeit der Abweichung des Austragsniveaus verglichen mit dem Jahr 1920.

Während im Szenario $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ drei von fünf Schutzzielen im Jahr 2020 nicht gefährdet sind, tritt dies im Szenario $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ erst im Jahr 2030 und im Szenario mit unverändert hoher N-Deposition bis ins Jahr 2060 nicht ein. Hieraus wird deutlich, dass neben dem Erreichen von Schutzzielen auch die zeitliche Dimension bis zum Wiedererreichen eines guten Ökosystemzustandes berücksichtigt werden muss. Auf Basis der durchgeführten Simulationen geht in der Tendenz hervor, dass hierfür mit CLE vergleichsweise längere Zeiträume, d.h. Jahrzehnte, nötig sind, als mit einer reduzierten Deposition auf 15 bzw. $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (siehe Kapitel 4.2.1.4). Eine Reduzierung der N-Deposition über CLE hinaus wäre demnach wünschenswert. Eine Reduzierung der N-Deposition nach dem MFR Szenario, bei dem davon ausgegangen wird, dass alle technischen Möglichkeiten zur Reduktion der N Emission angewendet werden, und im Vergleich mit dem CLE Szenario eine Reduzierung der NO_x Deposition von 40% nach sich zieht, entspricht in etwa den Simulationen mit $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Es ist zu beachten, dass die Definition von Schutzzielen und die Ableitung von Maßnahmen von der jeweiligen Ausgangssituation und Fragestellung abhängen. Naturschutzrechtliche Anwendungen haben oft andere Anforderungen als mehr grundsatzorientierte wissenschaftliche Untersuchungen und Bewertungen. So können beispielsweise in Schutzgebieten sowohl ein an die Belastung angepasstes Management als auch ein strenger Prozessschutz geeignete Maßnahmen sein. In diesem Zusammenhang stellt sich auch die Frage, welche Stoffausträge (NO_3^- und N_2O) und Stoffakkumulation akzeptabel sind bzw. ob es überhaupt möglich bzw. machbar ist, Waldökosysteme auf einen „natürlichen Zustand“ zurückzuführen und mit welchen Zeiten (Recovery Delay) hierfür zu rechnen ist.

Wie der Workshop „Auswirkungen von Stickstoffeinträgen in naturnahe terrestrische Ökosysteme - Stoffhaushalt, Klima und Biodiversität“, Februar 2002, im Umweltbundesamt,

schlussfolgerte, würde, wenn Ökosystemintegrität das Ziel ist, das empfindlichste Schutzgut die Höhe der tolerierbaren Belastungen bestimmen.

Der in diesem Forschungsvorhaben vorgestellte gekoppelte Ansatz aus Modellen zur Beschreibung der Biogeochemie und der oberirdischen Biodiversität kann im Rahmen von Szenarienanalysen eingesetzt werden, um zu einem besseren Systemverständnis und damit zu einer fundierteren Entscheidungsfindung beizutragen. Inwiefern neben den bisher diskutierten Indikatoren (pH-Wert, C/N-Verhältnis, NO_3^- , N_2O) weitere Indikatorgrößen wie z.B. die Bodenwasser-Konzentration von NH_4^+ und NO_3^- zusätzlich im Rahmen von Critical Load Bestimmungen verwendet werden können, muss insbesondere im Hinblick auf eine europaweite Harmonisierung von Zielgrößen diskutiert werden (De Vries et al., 2007).

Neben den stofflichen Auswirkungen auf die Biodiversität wird zukünftig auch mit klimatisch induzierten Veränderungen (Zunahme von Trockenstress, Verlängerung der Vegetationsperiode) der Artenzusammensetzung von terrestrischen Ökosystemen zu rechnen sein. Wie ausgeprägt die Änderungen der Temperatur und/oder der Wasserverfügbarkeit, aber auch die Zunahme von Extremereignissen sein werden, hängt stark vom gewählten Klimaszenario (IPCC, 2000) und dem verwendeten Klimamodell ab. Hier besteht zukünftig erheblicher Forschungsbedarf, insbesondere auch im Hinblick auf die Frage, wie sich Änderungen der Umweltbedingung wie z.B. Temperatur und Feuchte, aber auch Extremereignisse auf die Vegetation und die mikrobiell getriebene C und N Umsetzungsprozesse und damit auf die Nährstoffverfügbarkeit und den Stoffaustag in terrestrischen Ökosystemen auswirken. In diese Betrachtungen sollte auch der Zusammenhang zwischen Strukturen und Funktionen von Ökosystemen und Diversität des Bodenlebens inklusive Rückkopplungen auf z.B. Bodenfunktionen wie die Mineralisierung eingeschlossen werden.

Desweiteren besteht unseres Erachtens auch Forschungsbedarf in der modellinternen Beschreibung pflanzenphysiologischer Reaktionen der Vegetation auf erhöhte bzw. wieder reduzierte Stoffeinträge. Dies betrifft insbesondere Veränderungen der Biomasseproduktion, Allokation von N innerhalb der Pflanze (Blatt/Nadel, Holz, Wurzel) und innerhalb des Ökosystemkompartiments (Pflanze, Streu, Boden) oder auch die Auswirkung von Veränderungen der Stickstoffverfügbarkeit auf mikrobiologische C und N Umsetzungen im Boden, wie Mineralisierung, Immobilisierung, Nitrifikation und Denitrifikation, die letztendlich die ökosystemaren Stoffbilanzen und damit N-Akkumulation und N-Austrag determinieren. Wie alle mechanistischen Modelle zur Beschreibung von C und N Umsetzungen in terrestrischen Ökosystemen verfolgt auch das Forest-DNDC-SAFE Modell das Konzept, die organische Substanz in Pools (schnell, mittel, schwer abbaubar) mit verschiedenen Qualitäten, d.h. Abbaukinetiken einzuteilen. In Forest-DNDC-SAFE werden diesen Pools spezifische C/N-Verhältnisse zugeordnet und die anfallende oberirdische und unterirdische

Streu in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses auf diese Pools aufgeteilt (siehe auch Kapitel 2.1.3.1). Die im Rahmen von Messprogrammen erhobenen Bodendaten liefern im besten Fall das gesamte C/N-Verhältnis der organischen Substanz, d.h. ein über die verschiedenen Pools integrierter Messwert. Hier bestehen sowohl was die Messdaten zur Modellvalidierung anbelangt aber auch in der modellinternen Parametrisierung der Mineralisation selbst noch Unsicherheiten. Während das Problem der Messdaten nur über die Ausweitung von Messprogrammen erfolgen kann (siehe unten), können die Modellunsicherheiten zukünftig mittels Bayesischer Kalibrierungsmethoden quantifiziert werden und so eine gezielte Modellweiterentwicklung anleiten (Van Oijen et al., 2005; Werner et al., 2007). Stoffumsetzungen (C, N, Bc) in terrestrischen Ökosystemen und Wechselwirkungen mit der Atmosphäre und Hydrosphäre sind äußerst komplex und variieren je nach Klima/ Wettervoraussetzungen und Standortcharakteristika (z.B. pH-Wert, Textur, org. C und N Gehalte, Mineralogie) stark in Raum und Zeit (z.B. Conrad, 1996; Butterbach-Bahl und Kiese, 2005b; Kiese und Butterbach-Bahl, 2006). Aufgrund dieses hohen Komplexitätsgrades kann die Auswirkung von Umweltveränderungen, wie z.B. Änderungen der atmosphärischen Stoffeinträge und des Klimas auf die Umsetzungs- und Austauschprozesse und damit auch rückgekoppelt auf die Biodiversität, verlässlich nur mit dynamischen prozessorientierten Modellen quantifiziert (retrospektiv) und prognostiziert werden. Grundvoraussetzung für eine fundierte (Weiter)-Entwicklung, Parametrisierung und Validierung von gekoppelten biogeochemischen Modellen und Vegetationsmodellen (Biodiversität) ist eine Verbesserung der Zugänglichkeit, des Umfangs und der Qualität der Datenlage. Es ist zwingend erforderlich, dass mehr detaillierte unabhängige Datensätze zu Vegetations-, Boden-, Depositions- und Klimacharakteristika im Rahmen von langfristig angelegten, qualitätsgesicherten Monitorprogrammen zur Verfügung stehen. Aus dem Level II Monitoring Programm können bisher nur unzureichende, d.h. zeitlich und horizontspezifisch qualitätsgeprüfte Messdaten, beispielsweise zu Veränderungen von Bodencharakteristika wie organische C und N Gehalte, pH-Wert und Basensättigung, aber auch Sickerwassermenge und Stofffrachten, bereitgestellt werden. Spurengasmessungen, die neben der Umweltrelevanz auch im Rahmen von N-Bilanzanalysen wichtig sind, werden bisher an keinem Level II Standort routinemäßig erhoben. Aufgrund der hohen räumlichen Variabilität von z.B. Bodencharakteristika wie pH-Wert, organische C und N Werte, Textur etc. muss auch das Design der Datenerhebung bezüglich der räumlichen Repräsentanz hinterfragt und geprüft werden, in wie weit z.B. eine geostatistisch basierte Probenahme (z.B. Giebel et al., 2006; Heuvelink und Webster, 2001; Goovaerts, 1999) verwirklicht werden kann, da diese neben den Messdaten auch Informationen zu deren Unsicherheit liefert, die wiederum auf die Unsicherheitsanalyse und Optimierung von Modellparametern durch bayesische Kalibrierung rückwirkt. Ohne Zweifel sollten Monitoring-Programme wie das

Level II Programm unbedingt fortgesetzt werden. Ein gezieltes Ausdünnen auf weniger Standorte, mit dafür detaillierteren, zeitlich und räumlich höher aufgelösten Messungen zum Stoffeintrag, -Austrag, Akkumulation sowie zu Klima-, Boden- und Vegetations-Charakteristika ist eventuell in Hinblick auf die Finanzierbarkeit zu prüfen. Nachteilig ist in diesem Zusammenhang auch, dass die Level II Standorte nur ein enges Spektrum der Standorteigenschaften deutscher Wälder abdecken, im Gegensatz dazu aber eine überschaubare Anzahl von Ökosystemtypen als Grundlage für die Beschreibung von Referenzzuständen bzw. -entwicklungen benötigt werden. Ein Ergebnis des UBA Workshops „Auswirkungen von Stickstoffeinträgen in naturnahe terrestrische Ökosysteme - Stoffhaushalt, Klima und Biodiversität“ 2009 ist, dass die Vielzahl bisher unterschiedener Ökosystemtypen dabei in geeigneter Weise zu einer geringeren Anzahl von Typen zusammengefasst werden könnte. In diesem Rahmen empfiehlt das BfN zu prüfen, ob hierbei ein Abgleich mit der im Naturschutz verwendeten Ökosystemtypisierung möglich ist.

Die verfügbaren Daten, die im Rahmen von Umweltmonitoring-Programmen (z.B. Level I und II, BZE, Datenspeicher Wald, Biodiversitätsexploratorien, TERENO) erhoben werden, basieren meist auf verschiedenen Methoden (deskriptive vs. chemische, physikalische Messgrößen), Zeitpunkten (monatlich, jährlich etc.) und Detailgraden (Anzahl der Messparameter und deren Wiederholungen), was die Verwendbarkeit im Rahmen von mechanistischen Modellapplikationen z.B. mit Forest-DNDC-SAFE teilweise stark einschränkt. Eine Prüfung der Monitoringprogramme auf Redundanz bzw. auf Synergieeffekte und gegebenenfalls eine Harmonisierung der Erhebungsmethoden wäre anzustreben. Ebenso sollte die Verfügbarkeit der Daten verbessert werden. Eine webbasierte Oberfläche mit detaillierter Beschreibung der Daten und der Möglichkeit des elektronischen Herunterladens wäre wünschenswert.

Ebenso bestehen große Unsicherheiten in den Zeitreihen der historischen Entwicklung des atmosphärischen Stoffeintrags insbesondere von Stickstoff in Waldökosysteme (1800-2000). Erste exemplarisch in diesem Forschungsvorhaben durchgeführte Simulationen mit Forest-DNDC-SAFE zeigen, dass sowohl die absolute Höhe der Stoffausträge (N-Spurengase, Nitrataustrag) sowie Veränderungen des Nährstoff- und Versauerungsstatus von Waldökosystemen als auch deren zeitliche Dynamik und damit Damage Delay Time und Recovery Delay Time stark von der absoluten Höhe und der zeitlichen Entwicklung der atmosphärischen Stoffeinträge abhängen können. Fehler in der Rekonstruktion des Depositionsgeschehens können damit die modellgestützten Prognosen des zukünftig zu erwartenden Zustandes von Ökosystemen z.B. durch verschieden hohe Reduzierung der N-Deposition und damit die Ableitung von Critical Loads beeinträchtigen. Anzustreben ist, dass für Standorte und Regionen qualitätsgesicherte Zeitreihen inklusive Unsicherheiten der atmosphärischen Stoff-Depositionen erarbeitet werden. Hier wäre auch eine Harmonisierung

der Methoden und Annahmen auf EU Ebene, wie sie bereits von EMEP aber auch CCE angestrebt werden, und die Definition einer zentralen Zuständigkeit in Europa wie z. Bsp. IIASA, aber auch in Deutschland wünschenswert. Nur so kann sichergestellt werden, dass alle zukünftigen Applikationen unterschiedlicher Modelle (Abbildung 2.1) von vergleichbaren Rahmenbedingungen ausgehen. Dies ist insbesondere für Szenarien- und Sensitivitätsstudien sowie Unsicherheitsanalysen im Rahmen von Monte Carlo Simulationen mit dynamischen Modellen und damit letztendlich auch für die Ableitung von Critical Loads, Damage Delay und Recovery Zeiten und der Quantifizierung deren Unsicherheiten unabdingbar.

Unter dem Gesichtspunkt der zuvor beschriebenen Unsicherheiten in den für die Modellinitialisierung, -antrieb und -validierung benötigten Daten ist eine regionale Anwendung von Forest-DNDC-SAFE im klassischen GIS-gekoppelten Ansatz (Kesik et al., 2005; Heinzeller, 2008) zur Charakterisierung des Stoffumsatzes und -austrags in Waldökosystemen im Rahmen von Langzeitsimulationen bisher verfrüht. Im Rahmen der Simulationen zur Versauerung benötigt Forest-DNDC-SAFE z.B. genaue Informationen bezüglich des bodenschichtspezifischen Mineralvorkommens und dazugehörige Stöchiometrie (Verwitterungspotential), welche in Form von Messdaten bisher nur mit Einschränkungen für die Level II Standorte Deutschlands, d.h. als Punktinformation vorliegen. Derzeit existieren keine Flächeninformationen z.B. als Attribute der BÜK1000 (oder höher auflösende Produkte der Bundesländer) oder Algorithmen bzw. Pedotransferfunktionen, die die zur Modellinitialisierung benötigten Größen aus anderen gemessenen Größen ableiten. Dies trifft auch für die Parameter Basensättigung, Kationenaustauschkapazität und den Gibbssit-Koeffizienten zu. Limitierend bezüglich der Beschreibung der ökosystemaren C und N Umsetzungen ist, dass Informationen zwar meist für organische C Gehalte vorliegen, die Datenlagen für Stickstoffgehalte jedoch meist unzureichend ist. Dies bedeutet, dass für Deutschland bisher keine flächendetaillierten Informationen zum C/N-Verhältnis in der organischen Auflage bzw. im Mineralboden vorliegen.

Aufgrund dieser Problematik erscheinen derzeit zwei Wege der Regionalisierung mittelfristig durchführbar. (i) Auf Basis umfangreicher Simulationen für Level II Standorte und weiterer Standorte aus dem ICP Forest Monitoring könnte das Gefährdungspotential, d.h. die Auswirkung von N-Deposition auf Biodiversitäts-, Atmosphären- und Hydrosphärenschutz zunächst typisiert auf Standortebene mit spezifischen Eigenschaften zu Klima, Vegetation, Boden, und Höhe der N-Deposition abgeleitet werden. In einem weiteren Schritt könnten diese Ereignisse im Rahmen einer GIS-basierten Klassifizierung von spezifischen Raumeinheiten gemäß den standortsbezogenen Typisierung für Deutschland bzw. kleinerer Subregionen regionalisiert werden. (ii) Für den Forstbezirk Eberswalde liegen detaillierte

flächenspezifische Informationen zu historischen und aktuellen C/N-Verhältnissen sowie zur Artenzusammensetzung vor (siehe Teilbericht W.I.E.), was hinsichtlich der Validierung der Modellsimulationen bezüglich der C und N Umsetzungen in Deutschland einzigartig ist. Die Datenlage zu weiteren von Forest-DNDC-SAFE benötigten Bodencharakteristika, insbesondere SAFE relevanter bodenchemischer Inputdaten, ist jedoch sehr lückenhaft, entspricht aber damit auch der generellen regionalen Verfügbarkeit von Inputdaten in Deutschland. Im Rahmen einer Pilotstudie müssten zunächst analog zur Ableitung von bodenhydraulischen Parametern (Schaap et al., 2001) geeignete Pedotransferfunktionen für bodenchemische generierende Modellinputgrößen wie Mineralogie, Gapon-Koeffizient und Gibbsitekonstante, entwickelt werden, und basierend auf diesen ein regionaler Inputdatensatz inklusive Angaben zur Parameterunsicherheit erstellt werden. Im Rahmen von Sensitivitätsanalysen könnte zunächst die Bedeutung der Parameterunsicherheiten auf die Modellergebnisse evaluiert werden, und damit die (Weiter-)Entwicklung von Pedotransferfunktionen optimiert werden. Die regionale Anwendung von Forest-DNDC-SAFE für den Forstbezirk Eberswalde würde letztlich wichtige Informationen zur Güte und Unsicherheit der Modellsimulationen, aber auch zum Rechenaufwand liefern. Diese Informationen bilden eine wichtige Entscheidungsgrundlage für die Evaluierung der Vorgehensweise und der Methoden für weitere regionale Modellanwendungen mit Forest-DNDC-SAFE für größere Regionen bzw. für Deutschland.

Wenn auch eine Regionalisierung der Wirkung von atmosphärischen Depositionen für die C und N Umsetzungen und den daran gekoppelten Stoffaustausch mit der Atmosphäre und Hydrosphäre wie oben beschrieben derzeit noch nicht zu leisten sind, konnte das Forest-DNDC-SAFE Model im Rahmen dieses Projektes zur Regionalisierung von Stickstoffausträgen aus Waldökosystemen in Deutschland für das Jahr 2007 eingesetzt werden. Die Simulationen ergeben dabei einen mittleren jährlichen Nitrataustrag von $7.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$, N_2O -Emissionen von $1.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und eine N Retention von $27.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bei einer mittleren N Deposition von $39 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Weitere Details siehe Annex.

Danksagung

Unser Dank gilt Dr. W. Lux und Dr. W. Seidling vom Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei - Institut für Waldökologie und Waldinventuren, für die Aufbereitung und Zusammenstellung der Level II Messdaten und die angeregten telefonischen Diskussionen über Datengüte und Bodenversauerung im Allgemeinen, sowie den Bundesländern für die Erhebung der Messdaten.

Dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Referat 533 - Waldbau, Waldschutz, neuartige Waldschäden, Waldinventuren - danken wir für die Erlaubnis der Level II Datennutzung.

Thomas Gauger von der Universität Stuttgart, Institut für Navigation, danken wir für die Bereitstellung der Depositionsdaten.

Bei Andreas Marx vom IMK-IFU bedanken wir uns für die große Hilfe bei der Aufbereitung der CLM Klimadaten.

Unser besonderer Dank gilt Dr. Salim Belyazid für seine stete Unterstützung und Geduld bei der Einarbeitung in den SAFE Programmcode.

5 Literaturverzeichnis

- Aber, J. D., und Federer, C. A. (1992). "A Generalized, Lumped-Parameter Model of Photosynthesis, Evapotranspiration and Net Primary Production in Temperate and Boreal Forest Ecosystems." *Oecologia*, 92(4), 463-474.
- Aber, J. D., Goodale, C. L., Ollinger, S. V., Smith, M. L., Magill, A. H., Martin, M. E., Hallett, R. A., und Stoddard, J. L. (2003). "Is nitrogen deposition altering the nitrogen status of northeastern forests?" *Bioscience*, 53(4), 375-389.
- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P., und Melillo, J. M. (1989). "Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems." *Bioscience*, 39(6), 378-386.
- Achermann, B., und Bobbink, R. (2003). "Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Bern, 11-13 November 2002." Environmental Documentation 164. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.
- Alcamo, J., Shaw, R., und Hordijk, L.(1990): "The RAINS Model of Acidification." Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.
- Alveteg, M. (1998). "Dynamics of Forest Soil Chemistry.", Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden.
- Alveteg, M., Sverdrup, H., und Warfvinge, P. (1995). "Regional assessment of the temporal trends in soil acidification in southern Sweden, using the safe model." *Water Air and Soil Pollution*, 85(4), 2509-2514.
- Alveteg, M., Walse, C., und Warfvinge, P. (1998). "Reconstructing historic atmospheric deposition and nutrient uptake from present day values using MAKEDEP." *Water Air and Soil Pollution*, 104(3-4), 269-283.

- Anders, S., Beck, W., Bolte, A., Hofman, G., Jenssen, M., Krakau, U., und Müller, J. (2002). *Ökologie und Vegetation der Wälder Norddeutschlands.*, Verlag Dr.Kessel, 283 S..
- Anders, S., und Hofman, G. (1998). "Vielfalt in der Vegetation von Wäldern und Forsten." *Schriftenreihe BML*, (Reihe A; 465), 94-108.
- Asman, W. A., Drukker, B., und Janssen, A. J. (1988). "Modelled historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe." *Atmos. Environ.*, 22, 725-735.
- Baldocchi, D. (1997). "Measuring and modelling carbon dioxide and water vapour exchange over a temperate broad-leaved forest during the 1995 summer drought." *Plant Cell and Environment*, 20(9), 1108-1122.
- Becker, R. (2002). "Dynamische Modellierung des Stoffhaushaltes der Waldstandorte an den Level II- Standorten Baden-Württembergs." Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- Beisecker, R. (1994). "Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Sauerstoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens." *Bodenökologie und Bodengenese*, 12, 1-195.
- Belyazid, S. (2006). "Dynamic Modelling of Biogeochemical Processes in Forest Ecosystems.", Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden.
- Berg, B., und McClaugherty, C. (2003). *Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration.*, Springer, Berlin.
- Beudt, J. (1999). *Präventiver Grundwasser- und Bodenschutz.*, Springer Verlag Berlin Heidelberg; ISBN: 3-5406-5508-5.
- BMELF. (1997). "Dauerbeobachtungsflächen zum Umweltkontrolle im Wald Level II - Erste Ergebnisse." Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

- Borken, W., und Matzner, E. (2004). "Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany." *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 167(3), 277-283.
- Bottner, P., Austrui, F., Cortez, J., Billes, G., und Couteaux, M. M. (1998). "Decomposition of C-14- and N-15-labelled plant material, under controlled conditions, in coniferous forest soils from a north-south climatic sequence in western Europe." *Soil Biology & Biochemistry*, 30(5), 597-610.
- Butterbach-Bahl, K., Breuer, L., Gasche, R., Willibald, G., und Papen, H. (2002). "Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands - 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N-deposition." *For. Ecol. Manage.*, 167, 123-134.
- Butterbach-Bahl, K., Kahl, M., Mykhayliv, L., Werner, C., Kiese, R., und Li, C. (2009). "A European-wide inventory of soil NO emissions using the biogeochemical models DNDC/Forest-DNDC." *Atmos. Environ.*, 43(7), 1392-1402.
- Butterbach-Bahl, K., und Kiese, R. (2005a). "Prozessorientierte Modellierung des N-Kreislauf in naturnahen Ökosystemen." *Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 38, 113-119.
- Butterbach-Bahl, K., und Kiese, R. (2005b). "Significance of forests as sources for N₂O and NO." *Tree Species Effects on Soils: Implications for Global Change*, 55, 173-191.
- Chen, F., und Dudhia, J. (2001). "Coupling an advanced Land Surface–Hydrology model with the Penn State–NCAR MM5 modeling system. Part I: Model implementation and sensitivity." *Monthly Weather Review*, 129, 569-585.
- Conrad, R. (1996). "Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO)." *Microbiological Reviews*, 4, 609-640.

- Corre, M. D., Beese, F. O., und Brumme, R. (2003). "Soil nitrogen cycle in high nitrogen deposition forest: Changes under nitrogen saturation and liming." *Ecological Applications*, 13(2), 287-298.
- de Bruijn, A. M. G., Butterbach-Bahl, K., Blagodatsky, S., und Grote, R. (2009). "Model evaluation of different mechanisms driving freeze-thaw N₂O emissions." *Agriculture Ecosystems & Environment*, DOI:10.1016/j.agee.2009.04.023.
- De Vries, W., Kros, H., Reinds, G. J., Wamelink, G. W. W., Mol, J., van Dobben, H. F., Bobbink, R., Emmett, B., Smart, S., Evans, C., Schlutow, A., Kraft, P., Belyazid, S., Sverdrup, H., van Hinsberg, A., Posch, M., and Hettelingh, J. P. (2007). "Developements in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe." Alterra, Alterra-rapport 1382, 206pp.
- Dignon, J., und Hameed, S. (1989). "Global emissions of nitrogen and sulfur oxides from 1860 to 1980." *JAPCA*, 39, 180-186.
- Dise, N. B., und Wright, R. F. (1995). "Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition." *For. Ecol. Manage.*, 71(1-2), 153-161.
- EMEP. (1998). "Transboundary acidifying air pollution in Europe." EMEP/MS-CW Note 1/98, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway, 155pp..
- Erisman, J. W., Bleeker, A., Galloway, J., und Sutton, M. S. (2007). "Reduced nitrogen in ecology and the environment." *Environmental Pollution*, 150, 140-149.
- Erisman, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J., Klimont, Z., und Winiwarter, W. (2008). "How a century of ammonia synthesis changed the world." *Nature Geoscience*, 1, 636-639.
- Federer, C. A., Vorosmarty, C., und Fekete, B. (2003). "Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity." *Journal of Hydrometeorology*, 4(6), 1276-1290.

- Firestone, M. K., und Davidson, E. A. (1989). "Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil." In: *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*; M. O. Andreae, and D. S. Schimel, eds., Wiley, Chichester, 7-21.
- Galloway, J. N. (1998). "The global nitrogen cycle: changes and consequences." *Nitrogen, the Confer-N-S*, 15-24.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., und Cosby, B. J. (2003). "The nitrogen cascade." *Bioscience*, 53(4), 341-356.
- Galloway, J. N., und Cowling, E. B. (2002). "Reactive nitrogen and the world: 200 years of change." *Ambio*, 31(2), 64-71.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z. C., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., und Sutton, M. A. (2008). "Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions." *Science*, 320(5878), 889-892.
- Gauger, T., Haenel, H. D., Rösemann, Cl., Dämmgen, U., Bleeker, A., Erisman, J. W., Vermeulen, A. T., Schaap, M., Timmermanns, R. M. A., Builtjes, P. J. H., und Duyzer, J. H. (2008). "National Implementation of the UNECE Convention on Long-range transboundary Air Pollution (Effects): Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends." BMU/UBA, UBA-Texte 38/08, ISSN 1862-4804.
- Giebel, A., Wendroth, O., Reuter, H. I., Kersebaum, K. C., und Schwarz, J. (2006). "How representatively can we sample soil mineral nitrogen?" *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 169(1), 52-59.
- Goovaerts, P. (1999). "Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives." *Geoderma*, 89(1-2), 1-45.

- Grote, R., Haas, E., Werner, C., Kiese, R., deBruijn, A., und Rambal, S. (2009). "A new modular biosphere simulation environment - Concept and example application." *Environmental Modelling & Software*, MS#: ENVSOFT-D-08-00471.
- Grote, R., und Pretzsch, H. (2002). "A Model for Individual Tree Development Based on Physiological Processes." *Plant Biol.*, 4(2), 167-180.
- Grote, R. (2007). "Sensitivity of volatile monoterpene emission to changes in canopy structure – A model based exercise with a process-based emission model." *New Phytol.*, 173(3), 550-561.
- Gundersen, P. (1991). "Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle - role of denitrification." *For. Ecol. Manage.*, 44(1), 15-28.
- Gundersen, P., Schmidt, I. K., und Raulund-Rasmussen, K. (2006). "Leaching of nitrate from temperate forests - effects of air pollution and forest management." *Environmental Reviews*, 14(1), 1-57.
- Härdtle, W., Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., und Mohammed, A. (2004). "Nährelementaustrag aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren- eine integrierende Betrachtung." *NNA (Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz) Berichte*, 17, 123-125.
- Heinzeller, C. A. (2008). "Regionalisierung des Nitrataustrags aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland.", Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte, FZKA 7381.
- Hettelingh, J.-P., Posch, M., und Slootweg, J. (2008). "Critical Load, Dynamic Modelling and Impact Assessment in Europe, CCE Status Report 2008." *Rep. No. 500090003, ISBN No. 978-90-6960-211-0*.

- Heuvelink, G. B. M., und Webster, R. (2001). "Modelling soil variation: past, present, and future." *Geoderma*, 100(3-4), 269-301.
- Hofmann, G. (1996). "Vegetationswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes." *Mitteilungen Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft*, 185, 45-72.
- IPCC. (2000). *Special Report on Emissions Scenarios*. Editors: Nakicenovic, N. & Swart, R.
- IPCC. (2007). "Summary for Policymakers." *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Jacobsen, C., Rademacher, P., Meeseburg, H., und Meiwes, K. J. (2003). *Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten.*, Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, Bd. 69.
- Jenssen, M., und Hofmann, G. (2005). "Einfluss atmosphärischer Stickstoffeinträge auf die Vielfalt der Vegetation in Wäldern Nordostdeutschlands." *Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 39, 132-141.
- Jönsson, C., Warfvinge, P., und Sverdrup, H. (1995). "Application of the Safe Model to the Solling Spruce Site." *Ecological Modelling*, 83(1-2), 85-96.
- Kesik, M., Ambus, P., Baritz, R., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Damm, M., Duyzer, J., Horvath, L., Kiese, R., Kitzler, B., Leip, A., Li, C., Pihlatie, M., Pilegaard, K., Seufert, G., Simpson, D., Skiba, U., Smiatek, G., Vesala, T., and Zechmeister-Boltenstern, S. (2005). "Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils." *Biogeosciences*, 2, 353-375.
- Kiese, R., und Butterbach-Bahl, K. (2006). "Biosphäre-Atmosphäre-Austausch klimarelevanter Spurengase (N₂O, CH₄, CO₂) in agrarisch und forstlich genutzten

Ökosystemen." *KTBL-Tagung vom 5-7 Dezember 2006, ISBN 978-3-939371-19-9*,
Emissionen von Tierhaltung.

- Kirschbaum, M. U. F. (1995). "The Temperature-Dependence of Soil Organic-Matter Decomposition, and the Effect of Global Warming on Soil Organic-C Storage." *Soil Biology & Biochemistry*, 27(6), 753-760.
- Kros, J., Reinds, G. J., De Vries, W., Latour, J. B., und Bollen, M. J. S.(1995). "Modelling abiotic site factors in response to atmospheric deposition and upward seepage." In: *Szenario studies for the rural environment*, J. F. T. Schoute, P. A. Finke, F. R. Veeneklaas, and H. P. Wolfert, eds., Kluwer, Dordrecht, 445-448.
- Kunstmann, H., Schneider, K., Forkel, R., und Knoche, R. (2004). "Impact analysis of climate change for an Alpine catchment using high resolution dynamic downscaling of ECHAM4 time slices." *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(6), 1030-1044.
- Lalic, B., und Mihailovic, D. T. (2002). "A new approach in parameterisation of momentum transport inside and above forest canopy under neutral conditions." *Integrated Assessment and Decision Support, Proceedings of the First Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society*, iEMSs, Manno, Switzerland, 436-441.
- Latour, J. B., Reiling, R., und Wiertz, J. (1993). "Move - A Multiple Stress Model for Vegetation." *Use of Hydro-Ecological Models in the Netherlands*,(47), 53-66.
- Lehning, A., Zimmer, I., Steinbrecher, R., Brüggemann, N., und Schnitzler, J. P. (1999). "Isoprene synthase activity and its relation to isoprene emission in *Quercus robur* L. leaves." *Plant Cell Environ.*, 22, 495-504.
- Li, C. S., Aber, J., Stange, F., Butterbach-Bahl, K., und Papen, H. (2000). "A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development." *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 105(D4), 4369-4384.

- Li, C. S., Frolking, S., und Frolking, T. A. (1992). "A Model of Nitrous-Oxide Evolution from Soil Driven by Rainfall Events .1. Model Structure and Sensitivity." *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 97(D9), 9759-9776.
- MacDonald, J. A., Dise, N. B., Matzner, E., Armbruster, M., Gundersen, P., und Forsius, M. (2002). "Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests." *Global Change Biol.*, 8(10), 1028-1033.
- Machefert, S. E., Dise, N. B., Goulding, K. W. T., und Whitehead, P. G. (2002). "Nitrous oxide emission from a range of land uses across Europe." *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 325-337.
- Matson, P. A., Lohse, K. A., und Hall, S. J. (2002). "The globalisation of nitrogen: consequences for terrestrial ecosystems." *Ambio*, 31, 113-119.
- Mellert, K. H., Gensior, A., und Kölling, C. (2005). "Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns-Ergebnisse der Naturinventur." *Forstarchiv*, 76, 35-43.
- Mylona, S. (1996). "Sulphur dioxide emissions in Europe 1880-1991 and their effect on sulphur concentrations and depositions." *Tellus*, 48B, 662-689.
- Oliver, B. G., Thurman, E. M., und Malcolm, R. L. (1983). "The Contribution of Humic Substances to the Acidity of Colored Natural-Waters." *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47(11), 2031-2035.
- Paul, K. I., Polglase, P. J., Connell, O., Carlyle, J. C., Smethurst, P. J., Khanna, P. K., und Worledge, D. (2003). "Soil water under forests (SWUF): a model of water flow and soil water content under a range of forest types." *For. Ecol. Manage.*, 182(1-3), 195-211.
- Pilegaard, K., Skiba, U., Ambus, P., Beier, C., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Dick, J., Dorsey, J., Duyzer, J., Gallagher, M., Gasche, R., Horvath, L., Kitzler, B., Leip, A.,

- Pihlatie, M. K., Rosenkranz, P., Seufert, G., Vesala, T., Westrate, H., und Zechmeister-Boltenstern, S. (2006). "Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O)." *Biogeosciences*, 3, 651-661.
- Posch, M., Aherne, J., Forsius, M., Fronzek, S., und Veijalainen, N. (2008). "Modelling the impacts of European emission and climate change scenarios on acid-sensitive catchments in Finland." *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(2), 449-463.
- Renault, P., und Sierra, J. (1994). "Modeling Oxygen Diffusion in Aggregated Soils .2. Anaerobiosis in Topsoil Layers." *Soil Science Society of America Journal*, 58(4), 1023-1030.
- Rockel, B., Will, A., und Hense, A. (2008). "The Regional Climate Model COSMO-CLM(CCLM)." *Meteorologische Zeitschrift*, 17(4), 347-348.
- Rudolph, J., Rothfuss, F., und Conrad, R. (1996). "Flux between soil and atmosphere, vertical concentration profiles in soil, and turnover of nitric oxide .1. Measurements on a model soil core." *Journal of Atmospheric Chemistry*, 23(3), 253-273.
- Schaap, M. G., Leij, F. J., und van Genuchten, M. Th. (2001). "ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters wirth hierarchical pedotransfer functions." *J. Hydrol.*, 251, 163-176.
- Schecher, W. D., und Driscoll, C. T. (1987). "An Evaluation of Uncertainty Associated with Aluminum Equilibrium Calculations." *Water Resources Research*, 23(4), 525-534.
- Schlesinger, W. H. (2009). "On the fate of anthropogenic nitrogen." *Proceedings of the national academy of sciences of the United States of America*, 106, 203-208.
- Schlutow, A., und Huebner, P. (2004). "The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural Conditions." BMU/UBA 200 85 221. UBA-Texte 22/04. ISSN 0722-186X.

- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S., und Johansson, M. (2003). "Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe." *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(4), 436-446.
- Schouwenberg, E. P. A. G., Houweling, H., Jansen, M. J. W., Kros, J., und Mol-Dijkstra, J. P. (2000). "Uncertainty propagation in model chains: a case study in nature conservancy." Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra rapport 1.
- Smiatek, G., Kunstmann, H., Knoche, R., und Marx, A. (2009). "Precipitation and temperature statistics in high-resolution climate models: evaluation for the European Alps." *J. Geophys. Res.*, submitted.
- Smiatek, G., Rockel, B., und Schattler, U. (2008). "Time invariant data preprocessor for the climate version of the COSMO model (COSMO-CLM)." *Meteorologische Zeitschrift*, 17(4), 395-405.
- Stange, C. F. (2001). "Entwicklung und Anwendung eines prozeßorientierten Modells zur Beschreibung der N₂O- und NO- Emissionen aus Böden temperater Wälder."
- Stark, J. M., und Firestone, M. K. (1996). "Kinetic characteristics of ammonium-oxidizer communities in a California oak woodland-annual grassland." *Soil Biology & Biochemistry*, 28(10-11), 1307-1317.
- Steppeler, J., Doms, G., Schattler, U., Bitzer, H. W., Gassmann, A., Damrath, U., und Gregoric, G. (2003). "Meso-gamma scale forecasts using the nonhydrostatic model LM." *Meteorology and Atmospheric Physics*, 82(1-4), 75-96.
- Stumm, W., und Morgan, J. J. (1983). *Aquatic Chemistry.*, Wiley Interscience, New York.
- Sverdrup, H. (1990). "The kinetics of base cation release due to chemical weathering.", Lund University, Sweden.

- Sverdrup, H., und Warfvinge, P. (1993). "Calculating Field Weathering Rates Using A Mechanistic Geochemical Model Profile." *Applied Geochemistry*, 8(3), 273-283.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P., Blake, L., und Goulding, K. (1995). "Modeling Recent and Historic Soil Data from the Rothamsted-Experimental-Station, Uk Using Safe." *Agriculture Ecosystems & Environment*, 53(2), 161-177.
- Tamm, C. O., Aronsson, A., und Popovic, B. (1995). "Nitrogen saturation in a long-term forest experiment with annual additions of nitrogen." *Water Air and Soil Pollution*, 85(3), 1683-1688.
- Thiffault, E., Belanger, N., Pare, D., Hendershot, W. H., und Munson, A. (2007). "Investigating the soil acid-base status in managed boreal forests using the SAFE model." *Ecological Modelling*, 206(3-4), 301-321.
- UBA. (2009). "Der "gute ökologische Zustand" naturnaher terrestrischer Ökosysteme - ein Indikator für Biodiversität?" Umweltbundesamt -Texte 29/08.
- UNECE. (2004). "Mapping manual 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical levels and air pollution effects, risks and trends.".
- UNECE. (2005). "UNECE press release, Geneva 13.05.2005.".
- Van Oijen, M., Rougier, J., und Smith, R. (2005). "Bayesian calibration of process-based forest models: bridging the gap between models and data." *Tree Physiology*, 25(7), 915-927.
- Venterea, R. T., Groffman, P. M., Verchot, L. V., Magill, A. H., Aber, J. D., und Steudler, P. A. (2003). "Nitrogen oxide gas emissions from temperate forest soils receiving long-term nitrogen inputs." *Global Change Biol.*, 9(3), 346-357.

- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H., and Tilman, G. D. (1997). "Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources und consequences." *Ecological Applications*, 7(3), 737-750.
- Vitousek, P. M., und Howarth, R. W. (1991). "Nitrogen Limitation on Land and in the Sea - How Can It Occur." *Biogeochemistry*, 13(2), 87-115.
- Wade, A. J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W. W., Raat, K. J., Whitehead, P. G., Butterfield, D., Rankinen, K., und Lepisto, A. (2002). "A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations." *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 559-582.
- Wallman, P., Svensson, M. G. E., Sverdrup, H., und Belyazid, S. (2005). "ForSAFE - an integrated process-oriented forest model for long-term sustainability assessments." *For. Ecol. Manage.*, 207(1-2), 19-36.
- Wamelink, G. W. W., Goedhart, P. W., van Dobben, H. F., und Berendse, F. (2005). "Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements." *Journal of Vegetation Science*, 16(4), 461-470.
- Warfvinge, P., Falkengrengrerup, U., Sverdrup, H., und Andersen, B. (1993). "Modeling Long-Term Cation Supply in Acidified Forest Stands." *Environmental Pollution*, 80(3), 209-221.
- Warfvinge, P., und Sverdrup, H. (1988). "Soil Liming As A Measure to Mitigate Acid Runoff." *Water Resources Research*, 24(5), 701-712.
- Warfvinge, P., und Sverdrup, H. (1992). "Calculating Critical Loads of Acid Deposition with Profile - A Steady-State Soil Chemistry Model." *Water Air and Soil Pollution*, 63(1-2), 119-143.

- Well, R., Hoper, H., Mehranfar, O., und Meyer, K. (2005). "Denitrification in the saturated zone of hydromorphic soils-laboratory measurement, regulating factors and stochastic modeling." *Soil Biology & Biochemistry*, 37(10), 1822-1836.
- Werner, C., Butterbach-Bahl, K., Haas, E., Hickler, T., und Kiese, R. (2007). "A global inventory of N₂O emissions from tropical rainforest soils using a detailed biogeochemical model." *Global Biogeochemical Cycles*, 21(3).

Annex

Regionale Modellanwendungen zur Abschätzung von N-Austrägen unter Waldökosystemen in Deutschland

Die Regionalisierung der Stickstoffausträge aus Waldökosystemen Deutschlands im Jahr 2000 beruht auf insgesamt 53066 Simulationen mit Forest-DNDC-SAFE. Diese Berechnungen berücksichtigen alle auftretenden Hauptbaumarten sowie klimatische und pedologische Eigenschaften der jeweiligen Simulationseinheit.

Nitrataustrag

Der für Deutschland berechnete Nitrataustrag aller Waldflächen variiert zwischen 0 und 91 kg NO₃-N ha⁻¹ Jahr⁻¹. Im Mittel (Jahr 2000) ergaben die Simulationen einen Nitrataustrag unter Wäldern Deutschlands von 7.5 kg NO₃-N ha⁻¹ Jahr⁻¹.

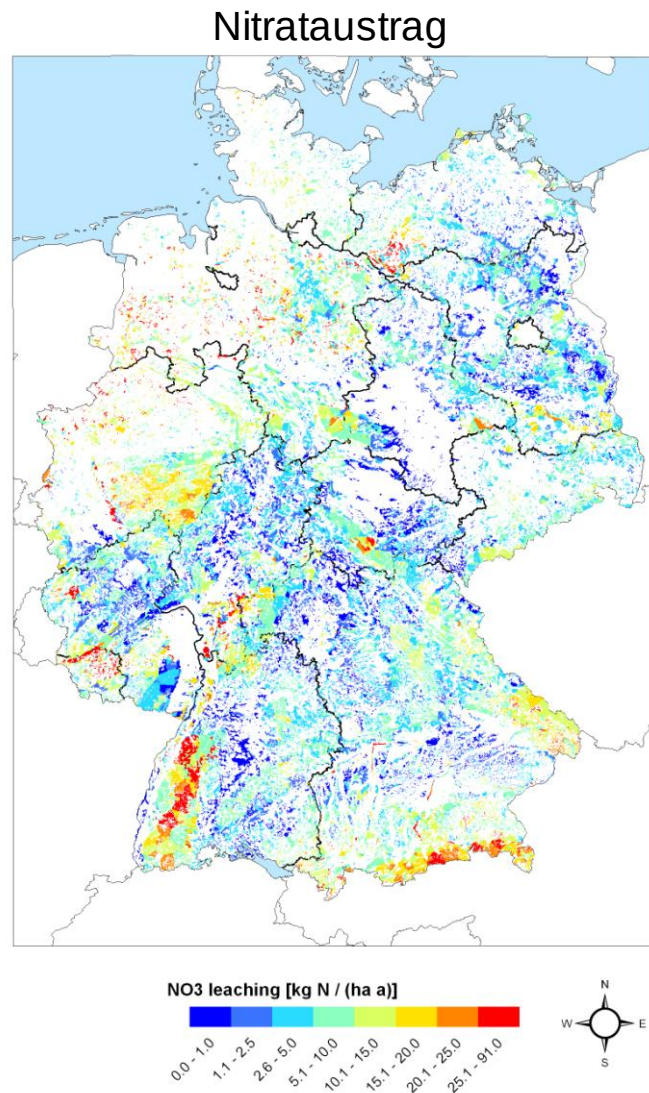


Abbildung 1: Nitrataustrag unter Waldgebieten Deutschlands im Jahr 2000.

Bezogen auf eine Waldfläche von 9 921 000 ha errechnet sich für Deutschland ein Gesamtaustrag von 15.87 kt $\text{NO}_3\text{-N}$. Hohe NO_3 -Austräge wurden vor allem für den Nordwesten und Norden Deutschlands, für die gesamten Mittelgebirgsregionen sowie für das Alpenvorland und den deutschen Alpenraum simuliert.

Das räumliche Verteilungsmuster des Nitrataustrags folgt an vielen Stellen dem der N-Deposition (Abb.2) bzw. korreliert mit der über den Jahresniederschlag gesteuerten Sickerwasserbildung (Abb.4). Bei der regionalen Verteilung der Gesamt N-Deposition für das Jahr 2000 (Basis Gauger et al., 2008) zeigt sich, dass die höchsten Einträge in den niederschlagsreichen Regionen und Kammlagen der Mittelgebirge sowie im Stauraum der Alpen zu verzeichnen sind. Des Weiteren ist der landwirtschaftlich (NH_3 -Eintrag aus der Massentierhaltung) intensiv genutzte Norden (Niedersachsen, Schleswig-Holstein), der Nordwesten (Nordrhein-Westfalen) und Nordosten (Mecklenburg Vorpommern) sowie der SW von Bayern durch höhere N-Einträge gekennzeichnet.

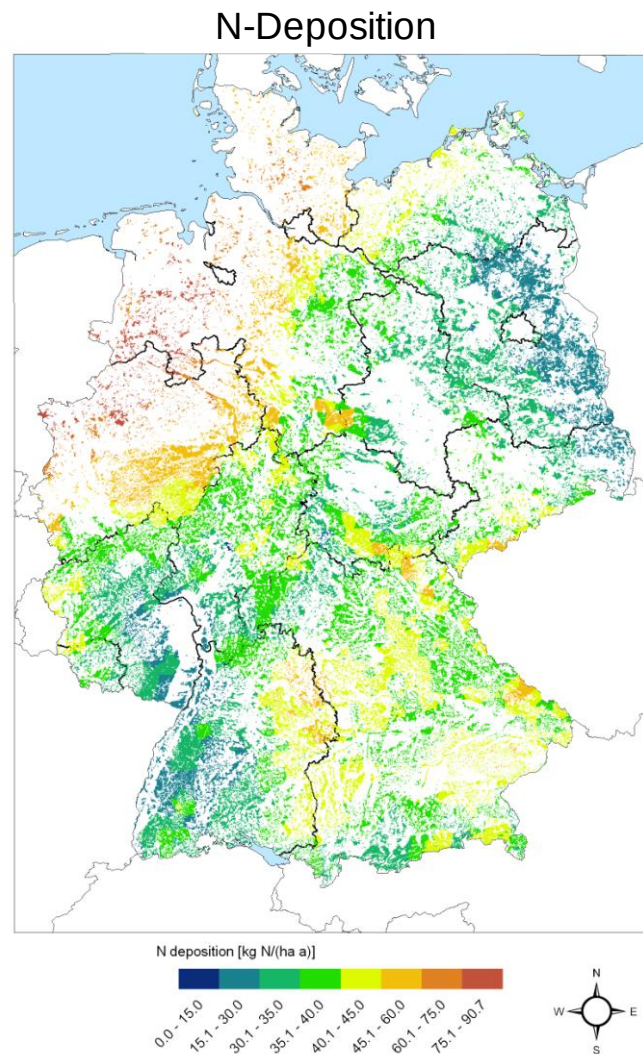


Abbildung 2: N-Deposition in Waldgebiete Deutschlands im Jahr 2000.

Dass die mit Forest-DNDC-SAFE regionalisierten Nitratausträge unter Wald in realistischen Größenordnungen liegen, zeigt ein Vergleich von Modellergebnissen mit den Ergebnissen der Nitratinventur in Bayern¹. Im Rahmen dieser Nitratinventur wurde von September 2001 bis Dezember 2002 an 399 Standorten der Nitrataustrag unterhalb des Hauptwurzelsraums mittels gemessener Nitratkonzentration und geschätzter Sickerwasserrate abgeleitet. Der Vergleich der modellierten Nitratausträge zu den abgeschätzten Austrägen der Nitratinventur bezogen auf die Austragsklassen 0-5, 5-15 und 15 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ zeigt eine gute Übereinstimmung (Abb. 3).

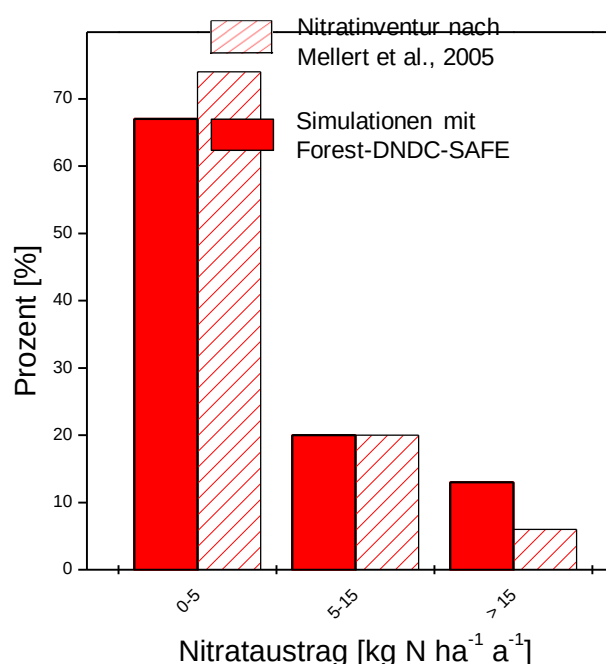


Abbildung 3. Klassifizierter Vergleich der mit Forest-DNDC-SAFE für Bayern simulierten Nitratausträge mit aus Messwerten abgeleiteten Werten aus der Nitratinventur Bayern.¹

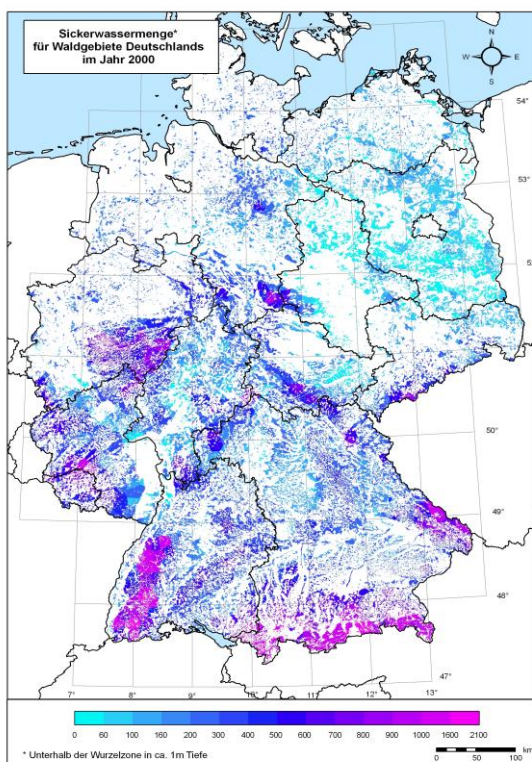
Im Rahmen der regionalen Anwendung von Forest-DNDC-SAFE wurde auch die Höhe der Sickerwasserspenden unterhalb der Wurzelzone für Waldgebiete Deutschlands berechnet. Dabei zeigt sich eine gute Übereinstimmung sowohl der Höhe als auch der räumlichen Verteilung der Sickerwasserbildung mit dem hydrologischen Atlas von Deutschland

¹ Mellert K.H., Gensior A., Kölling C. (2005): „Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns - Ergebnisse der Nitratinventur“, *Forstarchiv*; Vol. 76, S. 35-43.

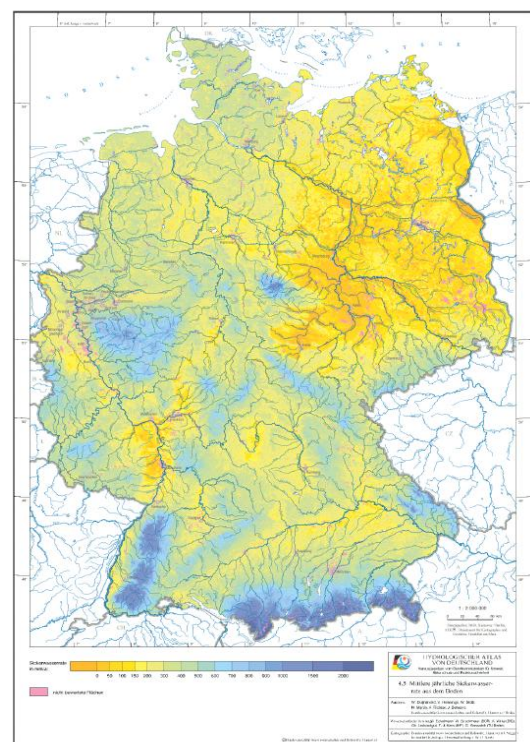
Mellert K.H., Gensior A., Kölling C. (2005): „Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers; *AFZ Der Wald*“, Vol. 4, S. 168-171.

(herausgegeben vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Abb. 4).

Die Sickerwasserspende unter Wäldern in Deutschland liegt für das Jahr 2000 im Mittel bei 280 mm Jahr⁻¹ (Median: 220 mm Jahr⁻¹). Die regionale Verteilung der Sickerwasserspende zeigt einen deutlichen Zusammenhang mit dem räumlichen Verteilungsmuster des Niederschlags mit höchsten Sickerwasserraten in den zentralen Bereichen der Mittelgebirge sowie am Alpenrand. In diesen Regionen sind die simulierten Sickerwasserspenden >600 mm Jahr⁻¹ während in den trockeneren Gebieten Ostdeutschlands, dem mittleren Rheingraben, Teilen Mainfrankens sowie den Regionen der schwäbischen und fränkischen Alb. Hier werden Sickerwasserraten zwischen 0-160 mm Jahr⁻¹ simuliert.



Simulierte Sickerwasserbildung mit Forest-DNDC-SAFE



hydrologischen Atlas Deutschland

Abbildung 4. Vergleich der simulierten Sickerwasserspenden unter dem Wurzelraum von Waldstandorten Deutschlands und der Grundwasserneubildung aus dem hydrologischen Atlas Deutschlands.

Aus den regionalisierten Nitratausträgen (kg NO₃-N ha⁻¹ Jahr⁻¹) und der Sickerwassermenge (Liter Jahr⁻¹) wurde die mittlere Nitratkonzentration (mg NO₃-N l⁻¹) im Sickerwasser berechnet (Abb. 5). Die mittlere Nitratkonzentration beläuft sich im Jahr 2000 auf 1.3 mg NO₃-N l⁻¹ mit maximalen Nitratkonzentrationen deutlich > 10 mg NO₃-N l⁻¹. Regional betrachtet zeigt sich, dass Konzentrationen >0.4 mg NO₃-N l⁻¹ dominieren und dass nur für relativ wenige Gebiete Konzentrationen < 0.2 mg NO₃-N l⁻¹ berechnet wurden. Im Kontext des CCE Reports (2007)

ist dies kritisch zu bewerten, da Nährstoffungleichgewichte für Wälder schon ab 0.2-0.4 mg $\text{NO}_3\text{-N l}^{-1}$ auftreten können.

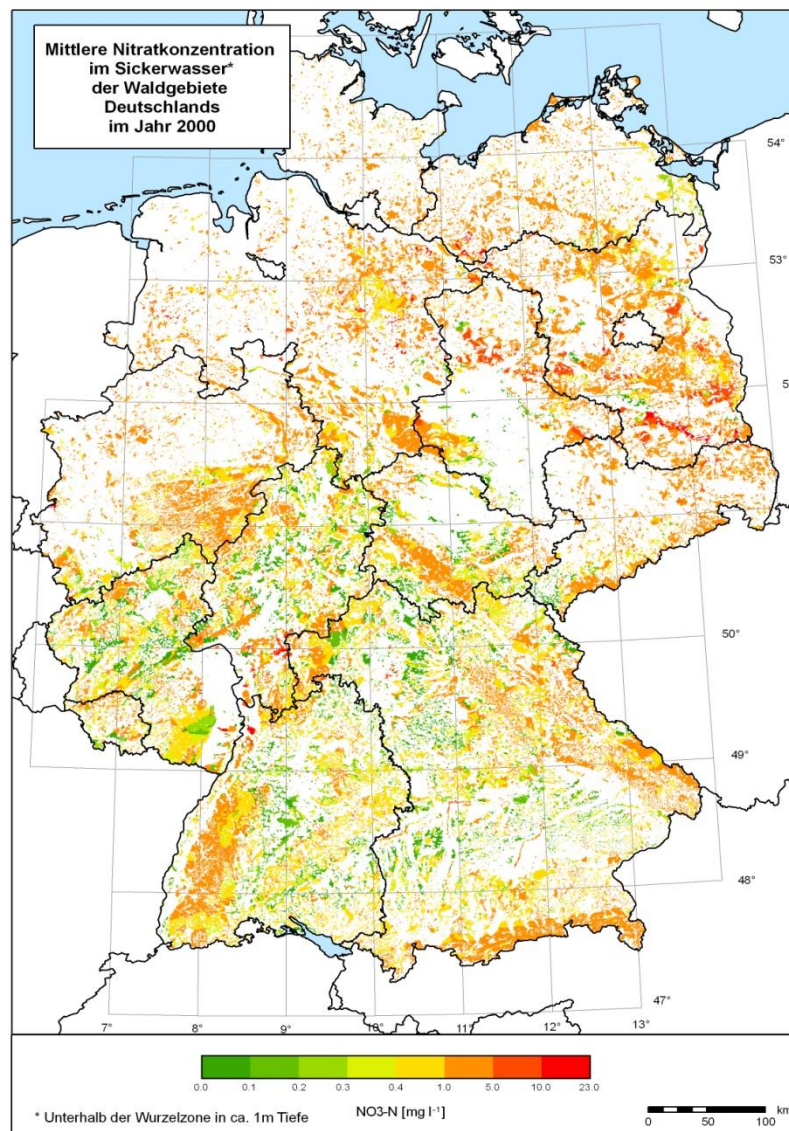


Abbildung 5. Mittlere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter Waldgebiete Deutschlands im Jahr 2000.

N₂O und NO Spurengasemissionen

Die für die Waldgebiete Deutschlands im Jahr 2000 simulierten N-Spurengasemissionen liegen für das indirekte Treibhausgas NO bei 10.91 kt N sowie für das direkte Treibhausgas N₂O bei 13.65 kt N. Damit ergibt sich eine durchschnittliche NO-Emission von 1.1 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ sowie eine mittlere N₂O- Emission von 1.4 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die höchsten NO-Emissionen wurden für die Regionen der Mittelgebirge wie Schwarzwald, Pfälzer-Wald, Odenwald, Spessart, Rhön, Bayerischer Wald Thüringer Wald simuliert. Aber auch in der Region Mittelfranken sowie in Niedersachsen (südliche von Hamburg) zeigen sich erhöhte NO-Emissionen mit Werten von bis zu 5 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ (Abb. 6).

NO-Emissionen

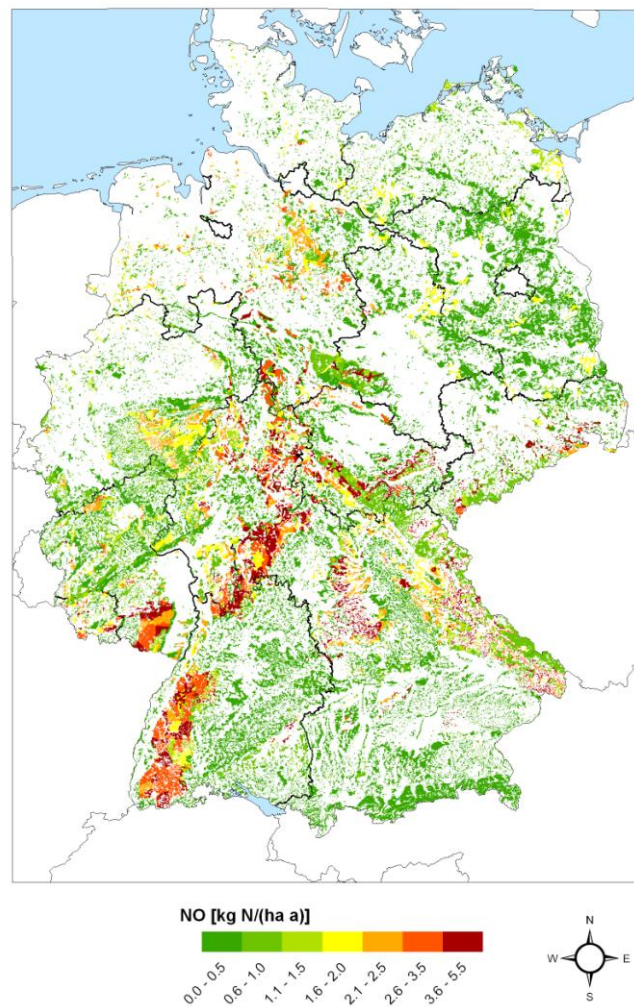


Abbildung 6. NO-Emissionen aus Waldgebieten Deutschlands im Jahr 2000.

Bei den N₂O-Emissionen zeigt sich ein anderes räumliches Muster. Als Bereiche mit hohen N₂O-Emissionen ($> 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) wurde vor allem die Schwäbischen- und Fränkischen-Alb, der östliche Teil Unterfrankens, der Alpenrand sowie weite Teile Baden-Württembergs und des Schwarzwaldes simuliert. Auch im Süden Niedersachsens, im östlichen Thüringen sowie im Saarland, wurden erhöhte N₂O-Emissionen simuliert (Abb. 7).

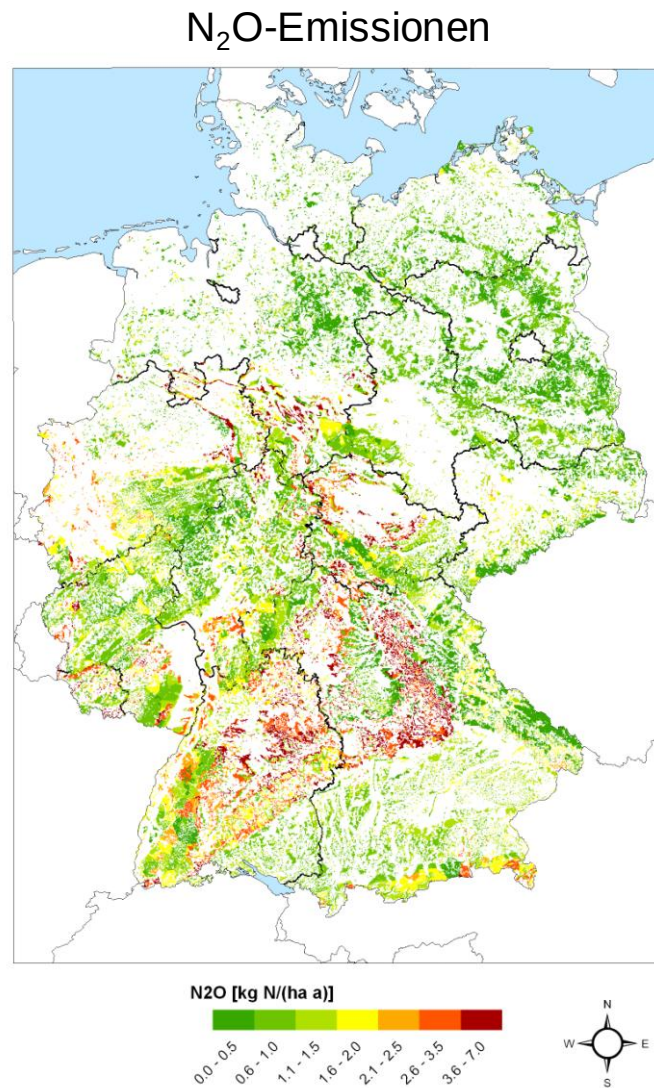


Abbildung 7. N₂O-Emissionen aus Waldgebieten Deutschlands im Jahr 2000.