

TEXTE

09/2010

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

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

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

von

Dr. Martin Jenssen

Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH – W.I.E.,
Bad Freienwalde (Oder)

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=3910
verfügbar. Hier finden Sie auch die weiteren drei Teilberichte zu
diesem Forschungsvorhaben:

- Teilbericht I: Simulationen ökosystemarer Stoffumsetzungen und Stoffausträge aus Waldökosystemen
in Deutschland unter Berücksichtigung geänderter Stoffeinträge und Klimabedingungen
- Teilbericht II: Das BERN-Modell - ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität
- 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.

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-Luftreinhaltkonvention“ 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 der Wirkung der N-Deposition auf die biologische Vielfalt der Pflanzengesellschaften von Wäldern der gemäßigten Breiten Teilbericht III: Modellierung der Wirkung der N-Deposition auf biologische Vielfalt der Pflanzengesellschaften von Wäldern der gemäßigten Breiten		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Dr. Jenssen, Martin	8. Abschlussdatum Dezember 2009	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH Hohensaatener Dorfstr. 27 16259 Bad Freienwalde (Oder)	9. Veröffentlichungsdatum März 2010	
	10. UFOPLAN-Nr. 205 85 239	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	11. Seitenzahl 50	
	12. Literaturangaben 30	
	13. Tabellen und Diagramme 1	
	14. Abbildungen 31	
15. Zusätzliche Angaben		
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 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. Am Waldkunde-Institut Eberswalde wurde der Einfluss von N-Deposition auf die Pflanzenartenvielfalt in Wäldern des ostdeutschen Tieflandes modellhaft dargestellt. Kernstück der Modellansätze ist die Ableitung von 722 Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen für die Verteilung von knapp 400 Pflanzenarten über die chemischen Oberbodenzustände C/N-Verhältnis und pH-Wert. Ein auf dieser Grundlage entwickeltes Indikatormodell wurde angewandt, um anhand von langfristig beobachteten Versuchsflächen die Dynamik der Wald- und Forstvegetation im ostdeutschen Tiefland seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts in ihrer ursächlichen Bedingtheit durch eintragsinduzierte Veränderungen des Oberbodenzustands zu analysieren. Für die wichtigsten Wald- und Forstökosystemtypen im grundwasserfreien Standortsbereich des ostdeutschen Tieflands wurden Grenzwerte für eintragsinduzierte Veränderungen im Oberbodenzustand abgeleitet, die mit vier verschiedenen Klassen der Gefährdung der pflanzlichen Biodiversität korrespondieren. Durch Kopplung mit dem biogeochemischen Prozessmodell des IMK-IFU wurden für ausgewählte Waldstandorte Projektionen für Gefährdungen der pflanzlichen Biodiversität bis 2050 modelliert.		
17. Schlagwörter pflanzliche Biodiversität, N-Deposition, Wälder und Forsten		

18. Preis		
		20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 001341	2.	3.
4. Report Title Modelling the effects of N-deposition on the biodiversity of plant communities in temperate forests		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Dr. Jenssen, Martin	8. Report Date December 2009	
6. Performing Organisation (Name, Address) Institute for Forest Science Eberswalde Hohensaatener Dorfstr.27 16259 Bad Freienwalde (Oder)	9. Publication Date March 2010	
	10. UFOPLAN-Ref. No. 205 85 239	
7. Funding Agency (Name, Address) Umweltbundesamt (Federal Environmental Agency) Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	11. No. of Pages 50	
	12. No. of Reference 30	
	13. No. of Tables, Diagrams 1	
	14. No. of Figures 31	
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 Research Centre, IMK-IFU) as well as biodiversity of vegetation (ÖKO-DATA and Institute for Forest Science Eberswalde) and soil organisms (Gießen University). Work carried out at the Institute for Forest Science Eberswalde concentrated on modeling the effect of N-deposition on plant biodiversity in forests of the Northeast German lowlands. The model approach is based on 722 probability density functions modeling the distribution of about 400 plant species over chemical top-soil parameters C/N-ratio and pH-value. On this base an indicator value model was developed and applied to the analysis of forest vegetation dynamics due to N-deposition-induced top soil dynamics since the middle of the last century. Threshold values for deposition-induced changes of top soil were derived for most important forest ecosystems types on sites not influenced by ground water. These threshold values correspond to four different classes of endangering of plant biodiversity. Coupling with the biogeochemical process model of IMK-IFU yielded projections of endangering of plant biodiversity for selected forest sites up to the year 2050.		
17. Keywords plant biodiversity N-deposition temperate forests		
18. Price		
		20.

Inhaltsverzeichnis

1. Ziel	1
2. Problemstellung	1
3. Eingangsparameter für die Modellierung des Einflusses der N-Deposition auf die Pflanzenartenvielfalt und Modellschnittstelle.....	2
4. Berechnung statistischer Verteilungsfunktionen für die Oberbodenparameter C/N und pH.....	3
5. Modellierung des Oberbodenzustandes aus der Vegetationszusammensetzung ...	6
6. Dynamik der Wald- und Forstvegetation im nordostdeutschen Tiefland zwischen der Mitte des vergangenen Jahrhunderts und heute	8
7. Messung und Bewertung der Wirkungen der N-Deposition auf die Pflanzenartenvielfalt.....	10
7.1 Zur Quantifizierung der Pflanzenartendiversität	10
7.2 Das Standortspotenzial der Pflanzenartendiversität als Referenzzustand für die Bewertung des aktuellen ökologischen Zustandes	13
7.3 Die Ableitung von Klassen der Gefährdung der pflanzlichen Biodiversität in Wäldern und Forsten	15
8. Grenzwerte für eintragsinduzierte Veränderungen des Oberbodenzustands der wichtigsten Wald- und Forstökosystemtypen im grundwasserfreien Standortsbereich des ostdeutschen Tieflands.....	19
Naturnahe Kiefernwälder auf nährstoffarmen, grundwasserfreien Sandböden	20
Sekundäre Kiefernforsten auf ziemlich armen bis mäßig nährstoffversorgten grundwasserfreien Sandstandorten	23
Sekundäre Kiefernforsten auf mäßig nährstoffversorgten bis nährkräftigen grundwasserfreien Laubwaldstandorten.....	27
Natürliche Kiefernwälder auf trocken-warmen, mäßig nährstoffversorgten Sandstandorten	28
Sekundäre Kiefernforsten auf nährkräftigen grundwasserfreien Laubwaldstandorten	31
Sekundäre Kiefernforsten auf nährstoffreichen bis –kräftigen, trocken-warmen Laubwaldstandorten.....	32
Naturnahe Eichenwälder auf ziemlich armen bis mäßig nährstoffversorgten grundwasserfreien Sandstandorten	35
Naturnahe Buchenwälder auf ziemlich armen und mäßig nährstoffversorgten grundwasserfreien Sandstandorten	36
Naturnahe Buchenwälder auf nährstoffkräftigen grundwasserfreien Sandstandorten.....	37

9. Modellierung der Wirkung der N-Deposition auf die Pflanzenartendiversität in künftigen Entwicklungsszenarien und Regionalisierung der Ergebnisse.....	40
9.1 Modellkopplung	40
9.2 Regionalisierung der Gefährdungseinschätzung und weiterer Bedarf an Forschung und Entwicklung.....	48
10. Literatur.....	49

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Verteilung der jeweils 1.643 Messwerte zu den Oberbodenparametern C/N-Verhältnis (links) und pH(KCl)-Wert (rechts) über äquidistante (grau) und unter Berücksichtigung der Besetzungshäufigkeit definierte (hellbraun) Klassen von Messwerten..... 3
- Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung und abgeleitete Verteilungsfunktion von *Crataegus laevigata* über dem Oberbodenzustand..... 4
- Abbildung 3: Die zunehmende Bodenbedeckung einer Art geht häufig mit einer deutlichen Einengung der Amplitude des wahrscheinlichen Oberbodenzustands einher. Aus diesem Grunde wird in dem Modell nicht nur das Vorkommen einer Art, sondern auch ihre Mengenentfaltung berücksichtigt..... 5
- Abbildung 4: Das Einwachsen einer Art z.B. in die Baumschicht geht häufig mit einer deutlichen Einengung der Amplitude des wahrscheinlichen Oberbodenzustands einher. Aus diesem Grunde wird in dem Modell nicht nur das Vorkommen einer Art, sondern auch ihre Schichtzugehörigkeit berücksichtigt..... 5
- Abbildung 5: Durch multiplikative Verknüpfung der Verteilungsfunktionen der in einer bestimmten Schicht und mit einem bestimmten Deckungswert vorkommenden Pflanzenarten werden die Parameter des Oberbodenzustandes mit hoher Genauigkeit abgeleitet. Die Abbildung zeigt eine deutliche Verengung des C/N-Verhältnisses eines Kiefernforstes während eines Zeitraums von 40 Jahren. Der Kiefernforst wurde vor knapp 100 Jahren als Ackeraufforstung begründet und war während der achtziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts massiven N-Einträgen aus einer Schweinemastanlage ausgesetzt..... 6
- Abbildung 6: Anwendung des Zeigerwertmodells auf 1643 Vegetationsanalysen mit zugehörigen Messwerten des Oberbodenzustands. Bei der Modellierung des C/N-Verhältnisses des Oberbodens konnte ein Bestimmtheitsmaß $r^2=0,82$ (links) und bei der Modellierung des pH-Wertes (KCl) ein Bestimmtheitsmaß $r^2=0,69$ (rechts) erreicht werden. Der auffällige sigmoidale Verlauf der Streuung gegenüber der Diagonalen ist wesentlich durch die Bildung von Klassen ähnlicher Besetzungshäufigkeit (Abbildung 1) bedingt..... 7
- Abbildung 7: Zunahme der Pflanzenartendiversität über der Probefläche in 4 Buchenwald-Ökosystemen des ostdeutschen Tieflandes (Gl. 1 mit $\alpha=1$ bzw. Gl.3). Die 4 Kurven entsprechen den selbstorganisierten (potenziellen natürlichen) Verteilungen der Pflanzenarten jeweils auf mäßig nährstoffversorgten (M2), mäßig nährstoffversorgten bis nährkräftigen (M+2), nährkräftigen (K) und nährstoffreichen (R2) mittelfrischen Standorten im feuchten und mäßig feuchten Tieflandklima (Tf, Tm). Die durchgezogenen Kurvenabschnitte wurden als Mittelwerte der Pflanzenartendiversität aus den Deckungsprozenten von insgesamt 905 Einzelaufnahmen berechnet, die gestrichelten Kurvenabschnitte wurden nach Gl. (1) modelliert. Die Pflanzenartendiversitäten der Ökosystemtypen streben mit zunehmender

	Probefläche jeweils einem Sättigungswert zu (Gln. 5,6), der dem natürlichen Vegetationspotenzial des Standortes entspricht.	14
Abbildung 8:	Veränderung im Erscheinungsbild der Vegetation zwischen 1959 und 2006. Unter dem Einfluss starker N-Einträge wurde die ursprüngliche Heidekrautdecke durch konkurrenzstarke Gräser verdrängt.	21
Abbildung 9:	Eintragsinduzierte Veränderung im C/N-Verhältnis des Oberbodens (links) und Rückgang geschützter Arten (rechts). Der grüne Bereich kennzeichnet jeweils die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965.....	21
Abbildung 10:	Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Kiefer, dessen Amplitude grün markiert ist.....	22
Abbildung 11:	Veränderung des Diversitätsprofils zwischen 1959 und 2006 unter dem Einfluss massiver N-Einträge. Die natürliche Dominanz des Heidekrauts in der Bodenvegetation wurde durch die eintragsinduzierte Dominanz der Drahtschmiele abgelöst. Damit verbunden war ein Anstieg in der Nettoprimärproduktion der Bodenvegetation, die mit dem Verlust der natürlichen Regenerationsfähigkeit des Kiefernwaldes und einer Verschärfung der Wasserhaushaltssituation einherging. Die Artenzahl hat unter dem Einfluss der N-Einträge insgesamt zugenommen, wobei die seltenen und geschützten Moos- und Flechtenarten zugunsten trophisch anspruchsvollerer Arten verdrängt wurden.	22
Abbildung 12:	Veränderung im Erscheinungsbild der Vegetation zwischen 1970 und 2004. Unter dem Einfluss starker N-Einträge war die Bodenvegetation zu Beginn der 90er Jahre nahezu vollständig von Sandrohr dominiert. Nach dem Rückgang der N-Einträge ab 1993 hat sich die Sandrohrdecke wieder zurückentwickelt und die Bodenvegetation wird heute wieder von der Drahtschmiele dominiert, die dem standortstypischen Vegetationspotenzial entspricht.....	24
Abbildung 13:	Eintragsinduzierte Veränderung im C/N-Verhältnis des Oberbodens. Der grüne Bereich kennzeichnet jeweils die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965. Unter dem Einfluss der N-Deposition entwickelte sich der oberbodendegradierte Ausgangszustand zunächst auf das Niveau des Standortpotenzials unter Kiefer. Mit der weiteren Verengung des C/N-Verhältnisses wurde der standortstypische Bereich deutlich unterschritten. Erst mit der deutlichen Absenkung der Einträge wurde das Standortpotenzial wieder angenähert und etwa 10 Jahre nach der Schließung der Schweinemastanlage erreicht.	25
Abbildung 14:	Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Kiefer, dessen Amplitude grün markiert ist. Die Dynamik der Vegetation spiegelt das elastische Verhalten des Oberbodenzustands (Abbildung 13) wieder.	25
Abbildung 15:	Entwicklung der Nadelspiegelwerte (Elementgehalt an der Trockensubstanz des letztjährigen Nadeljahrgangs). Mit dem Erreichen des oberen	

Grenzwertes des N-Gehaltes näherte sich der Mg-Gehalt der unteren Grenze (Nährstoffdisharmonie) und es setzte eine erhöhte Mortalität der Kiefern ein (beginnende Bestandesauflösung). Mit dem Nachlassen der atmosphären N-Einträge stabilisierte sich auch die Ernährung der Kiefern im Bereich der Standortsamplitude.26

- Abbildung 16: Veränderung des Diversitätsprofils zwischen 1967 und 2007. Unter dem Einfluss der massiven N-Einträge kommt es im Vergleich mit dem oberbodendegradierten Ausgangszustand zu einer Erhöhung der Diversität, wobei die Bodenvegetation zunehmend von Sandrohr dominiert wird. Damit verlagert sich die Produktivität des Ökosystems auf die Sandrohrdecke, die insbesondere über ihren hohen Wasserverbrauch in Konkurrenz zum Kiefernbestand tritt und viele Arten in der Kraut- und Moosschicht verdrängt. Mit nachlassenden N-Einträgen sinkt die Dominanz des Sandrohrs und die Artenzahl steigt beträchtlich an. Die Artenzahl hat sich aufgrund des gegenüber dem oberbodendegradierten Ausgangszustand deutlich verbesserten Nährstoffangebots bei gleichzeitiger Zurückdrängung der induzierten Nährstoffdisharmonien und des verdrängenden Sandrohrs nach 40 Jahren mehr als verdoppelt. Die in den sechziger Jahren noch beobachteten Rote-Liste-Arten, deren Auftreten an die durch Ackernutzung bis ins 19. Jahrhundert hinein verursachte Verhagerung des Oberbodens gekoppelt war, konnten nicht mehr nachgewiesen werden.26
- Abbildung 17: Sandnelken-Kiefernwald an einem sonnig-lufttrockenen Aufprallhang.....29
- Abbildung 18: Eintragsinduzierte Veränderung im C/N-Verhältnis des Oberbodens (links) und Rückgang geschützter Arten (rechts). Der grüne Bereich kennzeichnet jeweils die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965.....29
- Abbildung 19: Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Kiefer, dessen Amplitude grün markiert ist.....30
- Abbildung 20: Veränderung des Diversitätsprofils zwischen 1959 und 2006 unter dem Einfluss massiver N-Einträge. Die zunehmende Dominanz des Glatthafters war mit einem enormen Rückgang der Artenvielfalt dieses von Natur aus außerordentlich artenreichen Kiefernrockenwaldes verbunden, der in seiner charakteristischen Artenzusammensetzung nahezu vollständig zerstört wurde.30
- Abbildung 21: Vor 50 Jahren war der „Tulpenberg“ (der Name nimmt Bezug auf das Vorkommen von *Adonis vernalis*) von einem lichten Kiefernforst bestockt, in dem die flächendeckenden Herden der Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) das Bild der Bodenvegetation bestimmten. Seit Mitte der 60er Jahre setzte eine relativ rasche Besiedlung mit gebietsheimischen Baum- und Straucharten ein, während gleichzeitig ein Großteil der Kiefern abstarb. Es entstand ein in mehrere Schichten gegliederter Mischbestand (rechts), in dem nahezu 20 verschiedene Gehölzarten neu Fuß fassen konnten, wodurch der ehemalige Charakter des „Trockenwaldes“ weitgehend verloren ging. Die Vorkommen von *Adonis vernalis*, *Anemone sylvestris* sind durch

	den Konkurrenzdruck der Gehölze erloschen. Andere früher vorherrschende „Trockenwaldelemente“ sind teils ebenfalls verschwunden oder wurden in ihrer Mengenfaltung stark reduziert.	33
Abbildung 22:	Eintragsinduzierte Veränderung im pH-Wert (KCl) des Oberbodens (links) und Rückgang geschützter Arten (rechts). Der grüne Bereich kennzeichnet jeweils die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965.....	33
Abbildung 23:	Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Kiefer, dessen Amplitude grün markiert ist.....	34
Abbildung 24:	Veränderung des Diversitätsprofils zwischen 1959 und 2006 unter dem Einfluss massiver N-Einträge. Im Bereich der dominanten Arten wurden die Kiefer und die flächendeckende Herde bildende Fieder-Zwenke vor allem zugunsten von Laubbaumarten und Sträuchern zurückgedrängt. Der Artenreichtum wurde im Ergebnis stark eingeschränkt, wobei vor allem die geschützten Trockenwaldarten größtenteils verschwunden sind.	34
Abbildung 25:	Die infolge starker N-Einträge einsetzende Entwicklung von Großsträuchern führt zu einer Verdrängung der lebensraumtypischen Bodenvegetation und einem Verlust der natürlichen Regenerationsfähigkeit der Buchenwälder....	38
Abbildung 26:	Eintragsinduzierte Veränderung im pH-Wert (KCl) des Oberbodens. Der grüne Bereich kennzeichnet die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965. ...	38
Abbildung 27:	Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Buche, dessen Amplitude grün markiert ist.....	39
Abbildung 28:	Veränderung des Diversitätsprofils des Lehm Buchenwaldes unter dem Einfluss massiver N-Einträge aus der Feldflur. Die flächendeckende Ausbildung von Großsträuchern führt zu einem Verlust an Pflanzenartendiversität, der nicht nur eine deutliche Beeinträchtigung der Lebensraumfunktion dieses FFH-Typs darstellt, sondern auch seine Fähigkeit zu Selbstregeneration, Selbststabilisierung und Anpassung an ein sich veränderndes Klima einschränkt.	39
Abbildung 29:	Modellierung der Veränderung des C/N-Verhältnisses (oben) sowie des Kullback-Abstandes vom (Mitte) und der Ähnlichkeit zum (unten) Vegetationspotenzial des Standortes für die Beispielfläche SC0821 entsprechend zugrunde gelegter Szenarien. Nach der angewandten Gefährdungsklassifikation (Seite 24) war um 2000 eine potenzielle bis deutliche Gefährdung gegeben. Eine starke Reduktion der N-Einträge auf Werte, wie sie zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts angenommen werden können, führt dazu, dass ab 2020 keine Gefährdung mehr vorliegt.	43
Abbildung 30:	Modellierung der Veränderung des C/N-Verhältnisses (oben) sowie des Kullback-Abstandes vom (Mitte) und der Ähnlichkeit zum (unten) Vegetationspotenzial des Standortes für die Beispielfläche SC0813 entsprechend zugrunde gelegter Szenarien. Die um 2000 anzunehmende	

	potenzielle Gefährdung ist unter der Voraussetzung weiterer drastischer Reduktionen der N-Deposition ab 2020 nicht mehr gegeben.....	45
Abbildung 31:	Modellierung der Veränderung des C/N-Verhältnisses (oben) sowie des Kullback-Abstandes vom (Mitte) und der Ähnlichkeit zum (unten) Vegetationspotenzial des Standortes für die Beispielfläche SC0806 entsprechend zugrunde gelegter Szenarien. Der naturnahe Buchenwald war aufgrund der eintragsinduzierten Dynamik von Vegetation und Oberbodenzustand bis zum Ende des vergangenen Jahrhunderts potenziell gefährdet.	47

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Klassifikation eintragsinduzierter Vegetationszustände in Gefährdungskategorien anhand der quantitativen Indikatoren nach Gln. (7,8).	18
------------	--	----

1. Ziel

Ziel des Forschungsvorhabens ist die Entwicklung prozessorientierter Modellbausteine in Verbindung mit Regionalisierungsansätzen auf der Basis des Ökosystemtypenkonzeptes, um den Einfluss von N-Deposition auf die Pflanzenartenvielfalt in Wäldern für eine Modellregion des Ostdeutschen Tieflandes darzustellen und in Abhängigkeit von variablen Eintrags- und Witterungsszenarien zu modellieren. Es sollen die Grundlagen geschaffen werden, um den Einfluss der N-Deposition auf die Pflanzenartenvielfalt in einem späteren Schritt für die Waldfläche der Bundesrepublik Deutschland darzustellen und zu modellieren.

2. Problemstellung

Seit Mitte des vergangenen Jahrhunderts führten atmogene Stoffeinträge aus offenen Stoffkreisläufen vor allem der Landwirtschaft, der Industrie und des Verkehrs auf großer Fläche zu einem teilweise sprunghaften Wandel der Waldvegetation innerhalb nur weniger Jahrzehnte. Als entscheidender Motor dieses Wandels konnte der Eintrag von N-Verbindungen identifiziert werden (Anders et al. 2002; Bücking 1993; Ellenberg 1985; Hofmann 1972; Hofmann and Heinsdorf 1990).

Unter gegebenen klimatischen und Bestockungsverhältnissen ist im grundwasserfernen Standortsbereich die Menge des pflanzenverfügbaren Stickstoffs die entscheidende Ursache für die Differenzierung der Waldvegetation und ihrer Vielfalt. Hierin liegt der Grund, warum die externe N-Zufuhr über den Luftpfad als neuer Standortsfaktor zu den im Verlauf der nacheiszeitlichen Waldentwicklung wohl rasantesten großflächigen Vegetationsveränderungen geführt hat.

Ein erster Teilschritt besteht darin, den wissenschaftlichen Nachweis zu führen, welche Veränderungen der Pflanzenartenvielfalt in ursächlicher Beziehung zu atmogenen N-Einträgen unterschiedlicher Höhe und Zusammensetzung stehen. Aus der Aufklärung dieser ursächlichen Zusammenhänge sollen in einem weiteren Schritt über geeignete Modellansätze Vorhersagen getroffen werden, welche Auswirkungen verschiedene regional differenzierte Szenarien der künftigen Entwicklung des Eintragsgeschehens auf die Pflanzenartenvielfalt wahrscheinlich haben werden. Diese Erkenntnisse sollen genutzt werden, um konkrete Ziele und Maßnahmen der Luftreinhaltepolitik wissenschaftlich zu untersetzen.

3. Eingangsparameter für die Modellierung des Einflusses der N-Deposition auf die Pflanzenartenvielfalt und Modellschnittstelle

In Voruntersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass das Verhältnis des organischen Kohlenstoffs zum Gesamtstickstoff im Oberboden (C/N-Verhältnis) in Verbindung mit dem Säure-Basen-Status die entscheidende Führungsgröße des Nährstoffhaushalts für die Ausprägung der Vegetation in qualitativer und quantitativer Hinsicht darstellt (Hofmann 1974; Jenssen and Hofmann 2005; 2006). Auf Probeflächen mit einer ausgeprägten organischen Auflage lassen sich die engsten Beziehungen der Vegetation zum C/N-Verhältnis der Humusstoffschicht nachweisen. Auf Probeflächen mit mullartigen Humusformen weist das C/N-Verhältnis der obersten Bodenschicht zwischen 0 und 5 cm Mineralbodentiefe die engste Korrelation zur Vegetation auf. Diese Größen wurden daher zur Modellparametrisierung verwandt, wobei die Werte aus Mischproben aus wenigstens 4 Zufallsstichproben der jeweiligen Schicht gewonnen wurden.

Das C/N-Verhältnis weist insbesondere unter eintragsfernen Bedingungen deutliche Beziehungen zum Säure-Basen-Status des Oberbodens auf, allerdings gibt es in mehreren ökologischen Bereichen (z.B. Kalkhagerstandorte oder saure Braunerden) auch Divergenzen in diesen Beziehungen. Unter Fremdstoffeinträgen sind diese Divergenzen in weiten Standortsbereichen teilweise deutlich ausgeprägt, so kommt es häufig zur Ausbildung so genannter „disharmonischer“ Humusformen. Aus diesem Grunde ist es erforderlich, neben dem C/N-Verhältnis einen weiteren Parameter zur Kennzeichnung des Nährstoffhaushaltes einzuführen. Aufgrund des vorhandenen Datenumfangs wurde hierfür der pH-Wert (KCL) des Oberbodens (0-5 cm bzw. Humusstoffschicht) gewählt. Da sehr enge Korrelationen zwischen pH-Wert und Basensättigung nachgewiesen werden konnten, wäre eine Substitution des pH-Wertes durch die Basensättigung in einem weiteren Schritt möglich.

Die gewählten Parameter stellen die Schnittstelle zwischen den Teilprojekten des IMK (FZ Karlsruhe) und des Waldkunde-Instituts dar. Mit Hilfe des am IMK entwickelten biogeochemischen Prozessmodells werden für die zu modellierenden Waldstandorte die sich aus den Eintragsszenarien ergebenden Veränderungen der Parameter C/N und pH (KCl) des Oberbodens simuliert. Aus diesen Daten werden mit den im Waldkunde-Institut entwickelten Modellansätzen nach Waldstandorten differenzierte wahrscheinliche Projektionen der Veränderungen der Pflanzenartendiversität abgeleitet.

4. Berechnung statistischer Verteilungsfunktionen für die Oberbodenparameter C/N und pH

Das Kernstück der neu entwickelten Modellansätze ist die Ableitung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen für die Verteilung der Pflanzenarten über die Parameter C/N-Verhältnis und pH-Wert (KCl) des Oberbodens. Im Gegensatz zu den in der Praxis häufig verwandten Ellenbergschen Zeigerwerten (Stickstoffzahl, Reaktionszahl), welche skalierte Schätzwerte des typischen oder überwiegenden Verhaltens der Pflanzenarten darstellen (Ellenberg et al. 1992), wird es mit diesen Funktionen erstmals möglich, sowohl die Amplituden als auch die Schwerpunkte des Vorkommens der Pflanzenarten im Rahmen der Gesamtvegetation in Bezug auf die Oberbodenzustände exakt zu quantifizieren. Die Art und Weise der Herleitung dieser Funktionen gestattet es insbesondere, aus den an einem Standort vorkommenden Pflanzenarten, ihrer Schichtzugehörigkeit und ihrer Mengenentfaltung (Deckungswert) mit hoher Treffsicherheit die Parameter des Oberbodenzustands abzuleiten.

Grundlage der Ableitung dieser Funktionen waren 1.643 Aufnahmen der Vegetation mitteleuropäischer Wälder und Forsten mit Messwerten zu den Oberbodenparametern C/N (Amplitude zwischen 7,2 und 44,8) und pH (KCl) (Amplitude zwischen 2,4 und 8,2). Um eine Verzerrung der Modellergebnisse durch die unterschiedliche Verteilung der Oberbodenzustände auf der mitteleuropäischen Waldfläche zu vermeiden, wurden für jeden Parameter 20 Klassen mit gleicher Besetzungshäufigkeit (Perzentile in 5%-Schritten) gebildet (Abbildung 1).

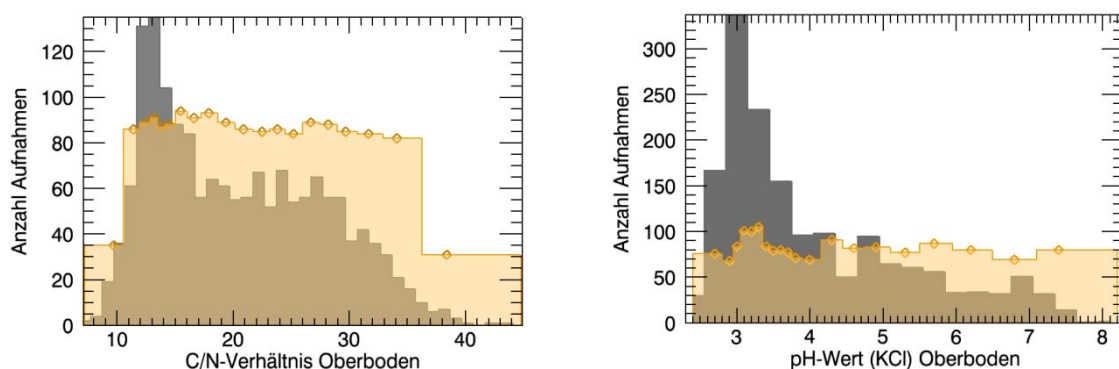


Abbildung 1: Verteilung der jeweils 1.643 Messwerte zu den Oberbodenparametern C/N-Verhältnis (links) und pH(KCl)-Wert (rechts) über äquidistante (grau) und unter Berücksichtigung der Besetzungshäufigkeit definierte (hellbraun) Klassen von Messwerten.

Mit dem Material lagen Messwerte zu den untersuchten Oberbodenparametern für insgesamt über 800 Arten vor. Für die meisten der mit wenigstens 10 bis 15 Messwerten belegten Arten war es möglich, aus den Häufigkeitsverteilungen über die definierten Klassen der Oberbodenzustände Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen zu modellieren (Abbildung 2). Hierzu wurde eine Gaußfunktion mit drei Parametern genutzt, die bei Bedarf um ein konstantes, ein lineares und ein quadratisches Glied erweitert wurde (maximale Gesamtzahl der Parameter gleich sechs). Die Funktion wurde als Modell der Wahrscheinlichkeitsverteilung der jeweiligen Art über dem Oberbodenzustand akzeptiert, wenn die Nullhypothese, dass die beobachteten Häufigkeiten eine akkurate Approximation der erwarteten Wahrscheinlichkeitsverteilung sind, nicht abgelehnt wurde (Signifikanz $p=0,05$).

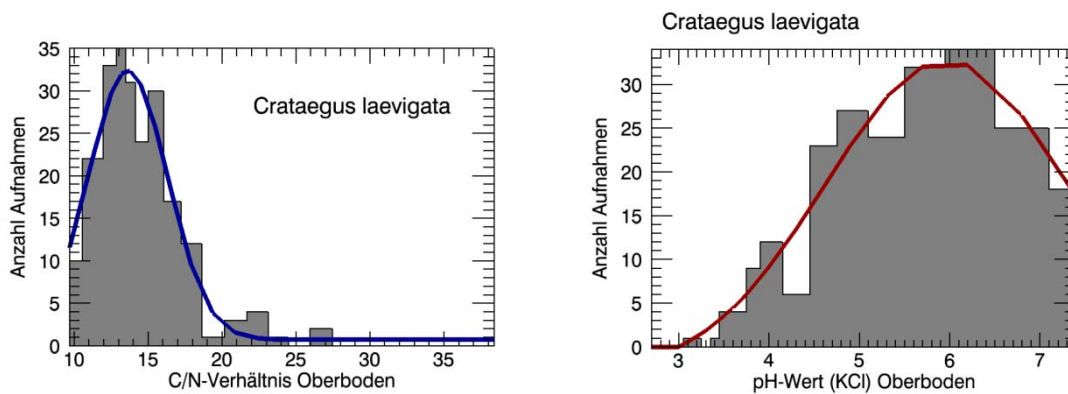


Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung und abgeleitete Verteilungsfunktion von *Crataegus laevigata* über dem Oberbodenzustand.

Die Zeigerwerteigenschaften vieler Arten ändern sich in Abhängigkeit von ihrer horizontalen oder vertikalen Raumerfüllung. Eine überwiegende Tendenz ist dabei, dass eine wesentliche Erhöhung des Deckungswertanteils oder aber ein Einwachsen in eine höhere Schicht (obere Strauchschicht oder Baumschicht) mit der Einengung der Standortsamplitude einhergeht. Aus diesem Grunde wurde für jede Art geprüft, ob es einen signifikanten Zusammenhang zwischen ihrer Mengenentfaltung oder Schichtzugehörigkeit einerseits und der Verteilung der Oberbodenzustände andererseits gibt. Bei Signifikanz dieser Zusammenhänge ($p=0,05$) wurden Verteilungsfunktionen für bis zu drei Deckungswertklassen (Abbildung 3) bzw. für zwei Schichten (Abbildung 4) getrennt berechnet.

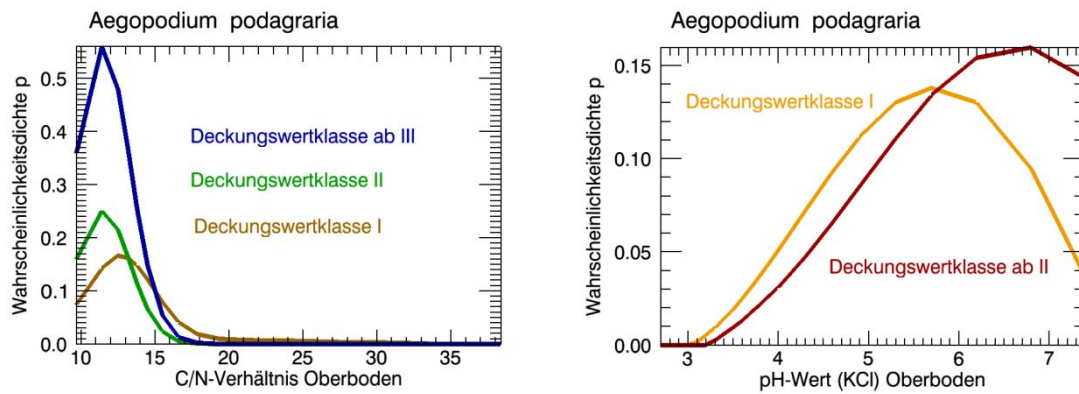


Abbildung 3: Die zunehmende Bodenbedeckung einer Art geht häufig mit einer deutlichen Einengung der Amplitude des wahrscheinlichen Oberbodenzustands einher. Aus diesem Grunde wird in dem Modell nicht nur das Vorkommen einer Art, sondern auch ihre Mengenausprägung berücksichtigt.

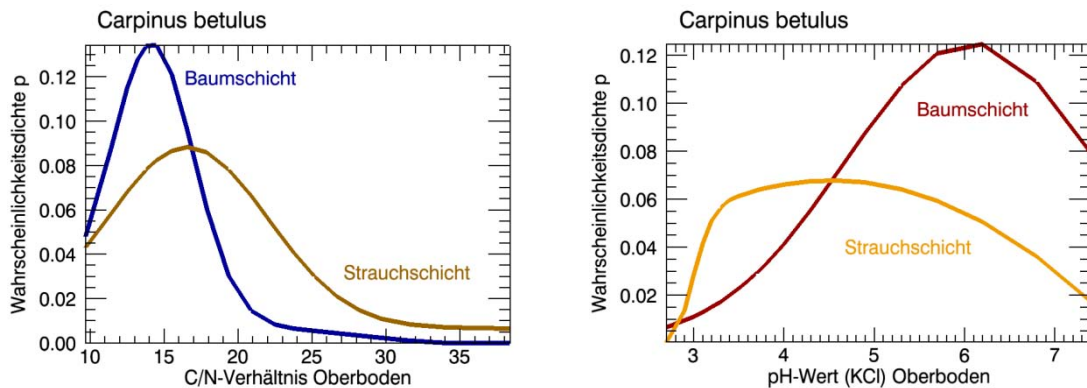


Abbildung 4: Das Einwachsen einer Art z.B. in die Baumschicht geht häufig mit einer deutlichen Einengung der Amplitude des wahrscheinlichen Oberbodenzustands einher. Aus diesem Grunde wird in dem Modell nicht nur das Vorkommen einer Art, sondern auch ihre Schichtzugehörigkeit berücksichtigt.

Es konnten insgesamt 368 Verteilungsfunktionen über dem C/N-Verhältnis für insgesamt 321 Arten und 354 Verteilungsfunktionen über dem pH-Wert für ebenfalls 321 Arten abgeleitet werden.

Weitere Arten, die im Datenmaterial häufig mit weniger als 10 bis 15 Messwerten pro Parameter repräsentiert sind und für die keine statistisch gesicherte Verteilungsfunktion abgeleitet werden konnte, können mit Hilfe statistischer Methoden und aufgrund ihres bekannten Verhaltens (Zeigerwerte oder Erfahrungswerte) den bereits abgeleiteten Verteilungsfunktionen zugeordnet werden (Bildung von Artengruppen). Damit wird es in einem weiteren Schritt möglich, den meisten innerhalb der mitteleuropäischen Waldvegetation erfassten Arten statistische Verteilungsfunktionen des Oberbodenzustands zuzuordnen.

5. Modellierung des Oberbodenzustandes aus der Vegetationszusammensetzung

Durch multiplikative Verknüpfung der entsprechenden Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen werden aus den an einem Standort vorkommenden Pflanzenarten, ihrer Schichtzugehörigkeit und ihrer Mengenentfaltung (Deckungswert) die Parameter des Oberbodenzustands abgeleitet. Die Anwendung des Modells auf Probeflächen mit vorhandenen Messwerten zeigt insgesamt eine außerordentlich hohe Treffsicherheit des Modells (**Abbildung 5**). Derzeit stehen die Bearbeiter mit Arbeitsgruppen in Holland und Schweden in Kontakt im Hinblick auf einen Datenaustausch. Ein solcher Datenaustausch würde es ermöglichen, das Modell zusätzlich an solchen Daten zu validieren, die nicht für die Herleitung der Verteilungsfunktionen genutzt wurden.

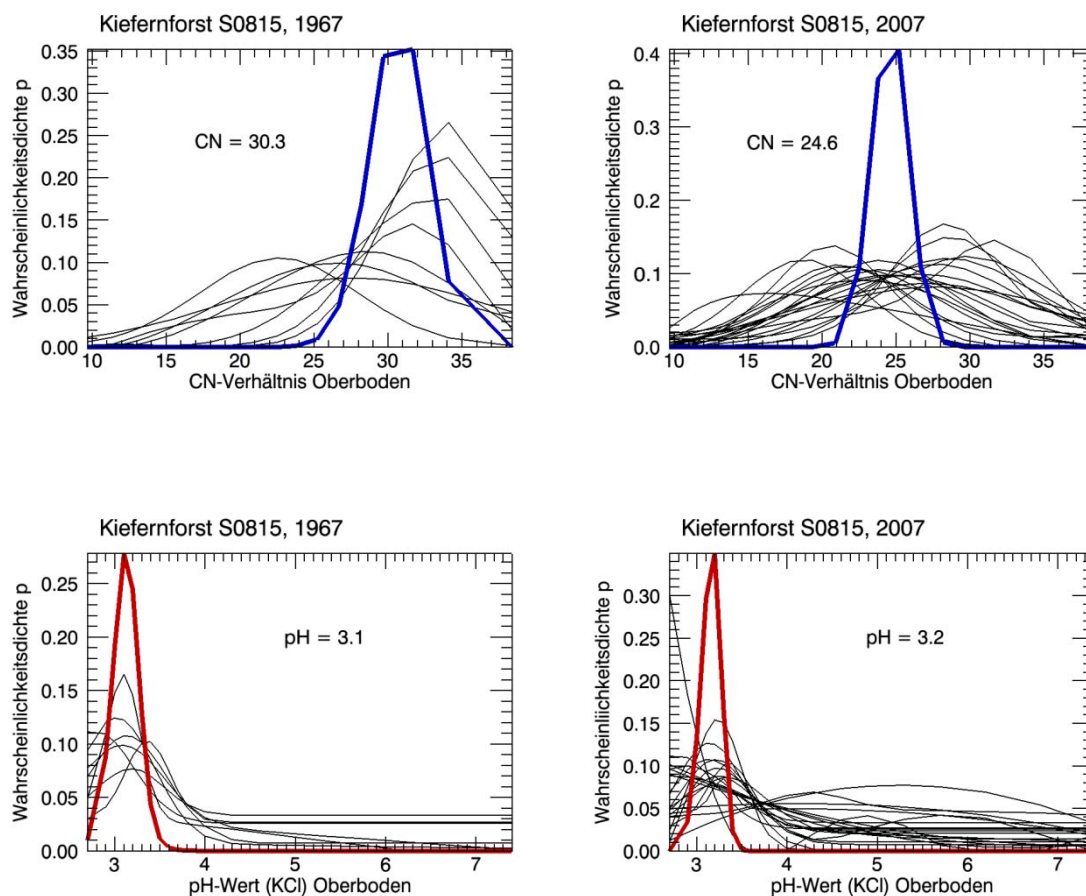


Abbildung 5: Durch multiplikative Verknüpfung der Verteilungsfunktionen der in einer bestimmten Schicht und mit einem bestimmten Deckungswert vorkommenden Pflanzenarten werden die Parameter des Oberbodenzustandes mit hoher Genauigkeit abgeleitet. Die Abbildung zeigt eine deutliche Verengung des C/N-Verhältnisses eines Kiefernforstes während eines Zeitraums von 40 Jahren. Der Kiefernforst wurde vor knapp 100 Jahren als Ackeraufforstung begründet und war während der achtziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts massiven N-Einträgen aus einer Schweinemastanlage ausgesetzt.

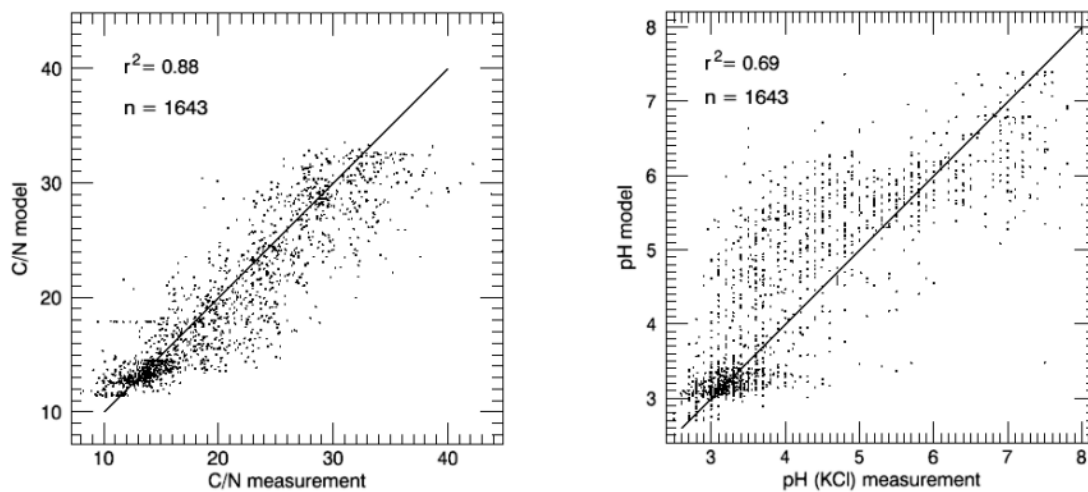


Abbildung 6: Anwendung des Zeigerwertmodells auf 1643 Vegetationsanalysen mit zugehörigen Messwerten des Oberbodenzustands. Bei der Modellierung des C/N-Verhältnisses des Oberbodens konnte ein Bestimmtheitsmaß $r^2=0,82$ (links) und bei der Modellierung des pH-Wertes (KCl) ein Bestimmtheitsmaß $r^2=0,69$ (rechts) erreicht werden. Der auffällige sigmoidale Verlauf der Streuung gegenüber der Diagonalen ist wesentlich durch die Bildung von Klassen ähnlicher Besetzungshäufigkeit (Abbildung 1) bedingt.

Eine besonders hohe Treffsicherheit wird bei der Modellierung des C/N-Verhältnisses erzielt, während die Modellwerte des pH-Wertes über den Messwerten noch eine beachtliche Streuung aufweisen (Abbildung 6). Dieser Unterschied dürfte darauf beruhen, dass der pH-Wert im Vergleich mit dem C/N-Verhältnis eine höhere räumliche und vor allem zeitliche Variabilität aufweist, so dass eine Indikation des gemessenen Momentanwertes über die Zusammensetzung der Pflanzendecke schwerer möglich ist. Eine deutliche Verbesserung des Ergebnisses kann erwartet werden, wenn statt des pH-Wertes der stabilere Wert der Basensättigung Verwendung findet. Diese Vermutung konnte in der Diskussion mit anderen europäischen Arbeitsgruppen auf dem 19. CCE-Workshop bekräftigt werden. Daher wird vorgeschlagen, die Treffsicherheit des Modells in einem späteren Arbeitsschritt sowohl über die Integration weiterer Messwerte, die Zuordnung weiterer Arten zu bereits abgeleiteten Verteilungsfunktionen und die Modellierung des Säure-Basen-Status mittels der Basensättigung anstelle des pH-Wertes weiter zu verbessern.

Als wesentliches Ergebnis kann jedoch bereits jetzt festgehalten werden, dass hier erstmals statistisch abgesicherte Wahrscheinlichkeitsverteilungen der mitteleuropäischen Waldpflanzenarten über den chemischen Kennwerten des Oberbodenzustands als entscheidende Grundlage der Modellierung der Wirkungen des N-Eintrages auf die Pflanzenartenvielfalt Verwendung finden. Daraus folgt eine außerordentlich hohe

Belastbarkeit der Modelle, die zur Ableitung von wissenschaftlichen Empfehlungen der Luftreinhaltepolitik Verwendung finden.

6. Dynamik der Wald- und Forstvegetation im nordostdeutschen Tiefland zwischen der Mitte des vergangenen Jahrhunderts und heute

Am Waldkunde-Institut Eberswalde wurde eine Datenbank der mitteleuropäischen Wald- und Forstvegetation mit über 13.000 Vegetationsanalysen aufgebaut, die einen Zeitraum von über 60 Jahren erfasst. Das entwickelte Indikatormodell gestattet es nun, die innerhalb dieses Zeitraumes beobachtete Dynamik in ihrer ursächlichen Bedingtheit durch Veränderungen des Oberbodenzustands und durch atmogene Stoffeinträge zu analysieren. Dies wurde im Rahmen der Projektbearbeitung für eine Reihe von langfristig beobachteten Versuchsflächen durchgeführt, die sich in unterschiedlicher Entfernung zu lokalen N-Emittenten befanden.

Folgende Zeitreihen wurden bisher analysiert:

- **Kiefernforsten auf ehemals oberbodendegradierten oder natürlich armen Sandstandorten**
 - ⇒ Unter massiven N-Einträgen lokaler Emittenten in den 80er Jahren, Dynamik zwischen 1967 und 2007
 - ⇒ Unter kontrollierten, massiven N-Einträgen in Verbindung mit weiteren Stoffeinträgen (Düngungsexperimente), Dynamik zwischen 1963 und 2002
 - ⇒ Unter starken Einträgen lokaler Emittenten in den 80er Jahren, Dynamik zwischen 1959 und 2006
 - ⇒ Unter abgeschwächten Einträgen lokaler Emittenten in den 80er Jahren, Dynamik zwischen 1963 und 2004
 - ⇒ Fernab lokaler Emittenten, Dynamik zwischen 1935 und 2006
- **Kiefernforsten auf mäßig nährstoffversorgten Sandstandorten**
 - ⇒ Unter abgeschwächten Einträgen eines lokalen Emittenten in den 80er Jahren, Dynamik zwischen 1964 und 2004
 - ⇒ Fernab lokaler Emittenten, Dynamik zwischen 1993 und 2004

- **Kiefernforsten auf nährstoffreichen (kalkreichen) Standorten**
 - ⇒ Unter starken bis massiven N-Einträgen lokaler Emittenten in den 80er Jahren, Dynamik zwischen 1959 und 2006
 - ⇒ Unter N-Einträgen aus benachbarten landwirtschaftlichen Flächen, Dynamik zwischen 1957 und 2004

- **Eichenwälder auf ziemlich armen bis mäßig nährstoffversorgten Sandstandorten**
 - ⇒ Unter starken Einträgen eines lokalen Emittenten in den 80er Jahren
 - ⇒ Fernab lokaler Emittenten

- **Buchenwälder auf mittelmäßig nährstoffversorgten Sandstandorten**
 - ⇒ Fernab lokaler Emittenten, hervorgegangen aus Kiefernforst, Dynamik zwischen 1962 bis 1998

- **Buchenwälder auf nährkräftigen Lehmstandorten**
 - ⇒ Unter starken N-Einträgen aus der Landwirtschaft, Dynamik zwischen 1962 bis 1993
 - ⇒ Fernab lokaler Emittenten, Dynamik zwischen 1959 und 2004

Weiterhin wurden insgesamt 7 Düngungsversuche in Kiefernforsten unterschiedlicher Regionen und unterschiedlicher Standortsverhältnisse mit verschiedenen Düngungsvarianten, d.h. unter weit gehend kontrollierten Eintragsverhältnissen modelliert. Diese Düngungsversuche wurden zwischen 1964 und 1976 durchgeführt und teilweise bis in die jüngste Zeit hinein hinsichtlich der Veränderung ihrer Vegetationszusammensetzung analysiert.

Mit den bisher analysierten Zeitreihen werden Hauptbestandestypen in den wichtigsten grundwasserfreien Standortsbereichen in ihrer Oberboden- und Vegetationsdynamik unter langjährigen N-Einträgen unterschiedlicher Intensität und qualitativer Zusammensetzung repräsentiert. Teilweise liegen für die Flächen weitere ökologische Daten zu den Einträgen, zum Waldwachstum, zu den Nährstoffwerten in den jeweils letztjährigen Nadeln bzw. Blättern und zu gemessenen Oberbodenwerten vor, die eine umfassende Interpretation der Vegetationsdynamik im ökosystemaren Wirkungszusammenhang erlauben. Wichtige Parameter der Pflanzenartendiversität (Artenzahl, Diversitätsindizes wie Shannon-Index oder Simpson-Index, Rote-Liste-Arten, FFH-Anhangs-Arten, Kullback-Abstand der Artenzusammensetzung zu Vegetationstypen) wurden berechnet.

Die Ergebnisse werden im Kapitel 8 für die wichtigsten Bestandestypen und Standortsbereiche dargestellt.

7. Messung und Bewertung der Wirkungen der N-Deposition auf die Pflanzenartenvielfalt

Zur Bewertung der Wirkungen der N-Deposition auf die pflanzliche Biodiversität ist es erforderlich, Referenzzustände für die mitteleuropäische Wald- und Forstvegetation zu definieren, die den Bedingungen vor dem Wirksamwerden großflächiger anthropogener Fremdstoffbelastung entsprechen und einen „guten“ oder „integeren“ ökologischen Zustand darstellen (Jenssen 2008). In einem weiteren Schritt müssen die durch N-Deposition verursachten Abweichungen des aktuell beobachteten oder in Modellrechnungen für die Zukunft vorhergesagten Zustandes gemessen und im Hinblick auf die Veränderung der Pflanzenartenvielfalt bewertet werden (welche Abweichung vom Referenzzustand stellt eine Gefährdung der pflanzlichen Biodiversität dar, welche nicht). Im Rahmen der hier bearbeiteten Teilaufgabe werden ‘critical limits’ der Veränderung der Vegetationszusammensetzung abgeleitet und mit den entsprechenden Grenzwerten der Veränderung des Oberbodenzustands (C/N-Verhältnis, pH(KCl)-Wert) in Beziehung gesetzt. Die Ableitung der diesen Veränderungen des Oberbodenzustands entsprechenden ‘critical loads’ der N-Deposition in Bezug auf die pflanzliche Biodiversität kann durch Kopplung mit einem biogeochemischen Prozessmodell erfolgen, welches aus einer angenommenen Fremdstoffdeposition standorts- und bewirtschaftungsspezifische Veränderungen des Oberbodenzustands ableitet.

7.1 Zur Quantifizierung der Pflanzenartendiversität

Biodiversität ist ein Begriff im Spannungsfeld von Politik und Wissenschaft, der „wertfreie“ Wissenschaft mit gesellschaftlichen Wertvorstellungen verbindet. Im Hinblick auf seine wissenschaftliche Untersetzung kann auf unzählige empirische Daten zurückgegriffen werden, aber es existiert ein deutlicher Mangel an vereinheitlichender Theorie.

Biodiversität wird hier als eine fundamentale Eigenschaft der belebten Natur aufgefasst, die aufgrund ihrer Komplexität nach heutigem Wissensstand nicht durch eine einzige Maßzahl quantifizierbar ist (Pielou 1975; Ricotta 2005). Um verschiedene Eigenschaften der Artenverteilung und der Struktur der Lebensgemeinschaften zu beschreiben, nutzen viele Ökologen sogenannte Diversitätsprofile, die aus einer Funktion mit einem Parameter abgeleitet werden und verschiedene gebräuchliche Diversitätsmaße als Spezialfälle

enthalten (Hill 1973; Jenssen 2009b; Mendes et al. 2008; Tóthmérész 1995; Walker et al. 2003). Ein informationstheoretischer Ansatz führt zur Ableitung verallgemeinerter Informationsentropien oder Rényi-Entropien (Rényi 1961; 1970):

$$H = \frac{1}{1-\alpha} \ln \left(\sum_{i=1}^S p_i^\alpha \right) \quad (1)$$

Diese Rényi-Entropien definieren ein Diversitätsprofil, also eine Familie von unterschiedlichen Diversitätsindizes. Die p_i beschreiben die relative Häufigkeit der mit i indizierten auftretenden Pflanzenarten ($i=1,...,S$). Die relativen Häufigkeiten p_i für das Vorkommen der mit i indizierten Art an einem bestimmten Ort werden aus den Deckungsprozenten D_i aller bodenbewohnenden Pflanzen (Flechten, Moos-, Farn- und Samenpflanzen) auf hinreichend großen Flächen desselben Ökosystemtyps ermittelt:

$$p_i = \frac{D_i}{\sum_{j=1}^S D_j} \quad (2)$$

Gleichung (1) enthält verschiedene gebräuchliche Diversitätsmaße als Spezialfälle. Für $\alpha \rightarrow 1$ erhält man die bekannte Shannon-Diversität (MacArthur 1955; Margalef 1958; Shannon 1948).

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i . \quad (3)$$

Die Shannon-Diversität betont vor allem mittlere Werte der relativen Abundanz der Pflanzenarten, während sehr kleine oder sehr große p_i nur geringe Beiträge zu dieser Maßzahl liefern. Wählt man $\alpha < 1$, werden Arten mit geringer Abundanz (seltene Arten) stärker gewichtet. Für $\alpha = 0$ liefert jede auftretende Art denselben Beitrag zur Diversität und Gleichung (1) führt auf die logarithmische Artenzahl:

$$e^H = S .$$

Parameterwerte $\alpha > 1$ führen zu einer stärkeren Wichtung von Arten mit höherer Abundanz (subdominante und dominante Arten) in der Diversitätsmaßzahl. Für $\alpha = 2$ erhält man aus Gleichung (1) den Ausdruck

$$e^H = 1 / \sum_{i=1}^S p_i^2 ,$$

der als Simpson-Index bekannt ist (Simpson 1949).

Gleichung (1) wird genutzt, um kontinuierliche Diversitätsprofile über dem Parameter α zu zeichnen (Kapitel 8). Diese Diversitätspotenziale gestatten eine umfassendere ökologische Interpretation als die Verwendung nur einer Maßzahl (Hill 1973; Tóthmérész 1995; Walker et al. 2003). Jede Abweichung von der Gleichverteilung der Arten führt zu einem mit zunehmender Größe des Parameters α monoton abfallenden Diversitätsprofil. Je stärker das Profil abfällt, desto niedriger ist die Gleichverteilung oder Evenness des Systems.

Durch die Analyse der räumlichen Skalenabhängigkeit der Diversitätsprofile konnten Zusammenhänge zwischen dem Parameter α , der räumlichen Skala und den auf der jeweiligen Skala wirksamen Prozessen aufgedeckt werden (Jenssen 2009a). Diversitätsmaße wie der Simpson- oder der Shannon-Index, die vor allem durch dominante (Simpson) bzw. Arten mittlerer Abundanz (Shannon) bestimmt werden, spiegeln starke ökosystemare Wechselwirkungen auf einer lokalen Ökosystemebene wider. Dominante und subdominante Arten üben aufgrund ihres hohen Anteils an der Primärproduktion eine unmittelbare Kontrolle auf Ökosystemprozesse wie den Nährstoff- und Wasserhaushalt aus (Grime 1998). Diese starken Wechselwirkungen bedingen die Ausbildung in sich homogener Waldvegetationsmuster auf Flächen von wenigen Hundert bis Tausend Quadratmetern, die z.B. zur Ableitung von Wald- und Forstökosystemtypen (Hofmann 1997) genutzt wurden. Innerhalb einer waldgeographischen Region zeigen diese Diversitätsmuster enge Relationen zur pflanzenverfügbaren Energie und sind in starkem Maße an die ökologischen Faktoren Strahlung und Wärme sowie Bodennährkraft und Wasserspeicherkapazität der Böden gebunden. Bei gegebenen natürlichen Standortpotenzialen werden sie durch die Art und Weise der forstlichen Landnutzung und hier vor allem durch die Wahl der Baumarten bestimmt. Ökosystemare Schlüsselprozesse und deren Beziehung zu den Vegetationsmustern sind auf diesen räumlichen Skalen nicht zuletzt dank der Waldökosystemforschung der letzten Jahrzehnte heute bereits vielfach gut verstanden.

Im Gegensatz hierzu sind Diversitätsmaße, die in stärkerem Maße auch durch Arten mit geringer Abundanz bestimmt werden, von eher schwachen, aber deutlich komplexeren Wechselwirkungen auf großen räumlichen Skalen, d.h. auf Landschaftsebene beeinflusst. Diese selteneren Arten können ebenfalls eine große Bedeutung für die Ökosystemintegrität besitzen, da sie das Potenzial für die Entwicklung neuer dominanter oder subdominanter Arten nach Störungen oder systematischen Veränderungen der Standortbedingungen bilden (Grime 1998). Die zugrunde liegenden Landschaftsprozesse sind heute noch vielfach unverstanden und werden daher zumeist als Zufallsprozesse beschrieben und modelliert.

7.2 Das Standortpotenzial der Pflanzenartendiversität als Referenzzustand für die Bewertung des aktuellen ökologischen Zustandes

Mit zunehmender Stichprobenzahl bzw. anwachsender Probefläche strebt die als strukturelle Information über die Artenzusammensetzung definierte Artendiversität unter ähnlichen ökologischen Rahmenbedingungen einem Sättigungswert zu (Jenssen 2007; 2009b). Aus einer umfangreichen Datenbank der mitteleuropäischen Wald- und Forstvegetation wurden Vegetationsaufnahmen jeweils eines Ökosystemtyps zusammengestellt und analysiert. Diese Aufnahmen wurden unter ähnlichen ökologischen Rahmenbedingungen (pflanzegeografische Region, Klima- und Höhenstufe, lokalstandörtliche Bedingungen, Bewirtschaftungsbedingungen), aber an verschiedenen Orten und zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt. Es konnte nachgewiesen werden, dass die Änderung der Pflanzenartendiversität nach Gleichung (1) für $\alpha > 0,5$ mit der Stichprobengröße (Fläche) A einem hyperbolischen Sättigungsgesetz

$$\frac{dH}{dA} = C \cdot (H^O - H)^{\chi_\alpha} \quad (4)$$

mit $\chi > 1$ genügt (Jenssen 2009b). Dies bedeutet, dass der Zuwachs an Information oder Diversität mit zunehmender Stichprobengröße bei fixierten „ökologischen Koordinaten“ immer geringer wird und den Grenzwert

$$\lim_{A \rightarrow \infty} H(A) = H^O \quad (5)$$

nicht übersteigt (Abbildung 7). Die Sättigungsdiversitäten beschreiben flächenunabhängige Potenziale der Artenvielfalt für unterschiedliche Ökosystemtypen, die im Hinblick auf Umweltbedingungen, Standortfaktoren, Vegetationsstrukturen und Ökosystemprozesse in sich homogen und von anderen Ökosystemtypen verschieden sind. Diese Sättigungsdiversitäten entsprechen Verteilungen p_i^O der Pflanzenarten, die aus hinreichend großen Stichprobenumfängen abgeleitet werden können:

$$H(p_1, \dots, p_s) \xrightarrow{A \rightarrow \infty} H^O(p_1^O, \dots, p_s^O) \quad (6)$$

Diese Verteilungen stellen das Referenzsystem für die Artenzusammensetzung von Ökotope des jeweiligen Typs dar. Wählt man als Referenzsystem die sich ohne direkten menschlichen Einfluss nach genügend langen Zeiten auf hinreichend großen Flächen gleicher ökologischer Bedingungen sich selbst organisierenden Verteilungen der Pflanzenarten, sprechen wir auch von den natürlichen Vegetationspotenzialen der Standorte. In diesem Falle beschreiben die p_i^O die selbstorganisierten Verteilungen der Pflanzenarten unter den jeweiligen Standortsbedingungen, die der Modellkonstruktion der potenziellen natürlichen Vegetation entsprechen (Tüxen 1956).

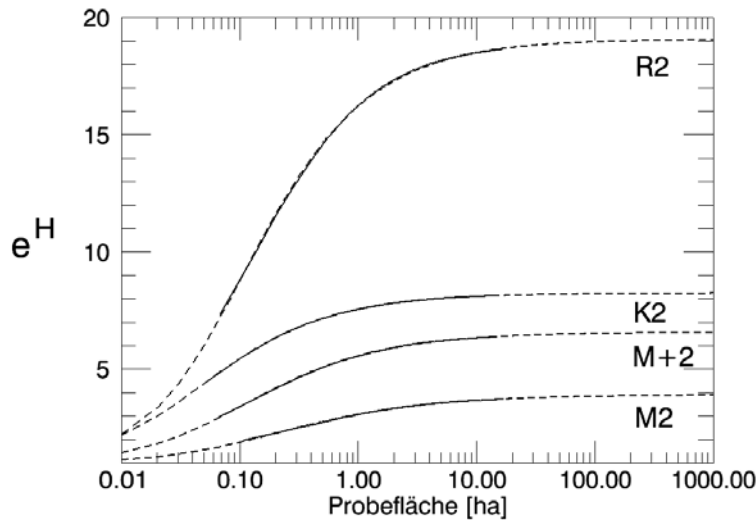


Abbildung 7: Zunahme der Pflanzenartendiversität über der Probefläche in 4 Buchenwald-Ökosystemen des ostdeutschen Tieflandes (Gl. 1 mit $\alpha=1$ bzw. Gl.3). Die 4 Kurven entsprechen den selbstorganisierten (potenziellen natürlichen) Verteilungen der Pflanzenarten jeweils auf mäßig nährstoffversorgten (M2), mäßig nährstoffversorgten bis nährkräftigen (M+2), nährkräftigen (K) und nährstoffreichen (R2) mittelfrischen Standorten im feuchten und mäßig feuchten Tieflandklima (Tf, Tm). Die durchgezogenen Kurvenabschnitte wurden als Mittelwerte der Pflanzenartendiversität aus den Deckungsprozenten von insgesamt 905 Einzelaufnahmen berechnet, die gestrichelten Kurvenabschnitte wurden nach Gl. (1) modelliert. Die Pflanzenartendiversitäten der Ökosystemtypen streben mit zunehmender Probefläche jeweils einem Sättigungswert zu (Gln. 5,6), der dem natürlichen Vegetationspotenzial des Standortes entspricht.

Der „Abstand“ der Artenzusammensetzung eines Ökotopts zu dem oben beschriebenen Vegetationspotenzial des Standortes kann mittels einer informationstheoretischen Maßzahl, der so genannten Kullback-Information (Kullback 1951) quantifiziert werden:

$$K(p_1, \dots, p_s, p_1^o, \dots, p_s^o) = \sum_{i=1}^s p_i \ln \left(\frac{p_i}{p_i^o} \right) \quad (7)$$

Die Kullback-Information beschreibt den Informationsgewinn nach Messung des aktuellen Vegetationszustandes eines Ökotopts in Bezug zu einer bekannten Gleichgewichtsverteilung, die dem Ökosystemtyp entspricht. Für den Fall, dass das natürliche Vegetationspotenzial, also der potenzielle natürliche Wald-Ökosystemtyp als Referenz gewählt wird, ist die Kullback-Information ein Maß für die Naturferne der aktuellen Artenzusammensetzung. Je geringer in diesem Fall der Kullback-Abstand, desto ähnlicher ist die Artenkonfiguration des Ökotopts dem natürlichen Vegetationspotenzial des Standortes. Häufig jedoch wird ein in

seiner Baumartenzusammensetzung gegenüber dem potenziellen natürlichen Wald-Ökosystemtyp im Zuge forstlicher Bewirtschaftung veränderter (sekundärer) Forst-Ökosystemtyp als Referenzzustand gewählt. In diesen Fällen misst der Kullback-Abstand die Abweichung der Artenkonfiguration des Ökotops mit dem Vegetationspotenzial des Standortes unter der forstlich gewählten Hauptbaumart.

Parallel zu dem Kullback-Abstand nach Gleichung (7) verwenden wir einen modifizierten Sörensen-Index, der die Abundanz (Deckungswerte) der Arten berücksichtigt (Jenssen and Hofmann 2003):

$$SI(p, p^0) = \sum_{i=1}^S \min(p_i, p_i^0) \cdot 100\% \quad (8)$$

Dieser Index beschreibt die prozentuale Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung eines Ökotops zum Vegetationspotenzial des Standorts.

7.3 Die Ableitung von Klassen der Gefährdung der pflanzlichen Biodiversität in Wäldern und Forsten

Aus den Ausführungen des vorhergehenden Abschnittes 7.2 kann zusammenfassend abgeleitet werden, dass jeder Standort (definiert durch Klima und Boden innerhalb einer bestimmten biogeografischen Region) ein Potenzial der Pflanzenartendiversität besitzt, das durch die Bewirtschaftung modifiziert wird. Der wichtigste Einfluss der forstlichen Bewirtschaftung ist dabei die Wahl der Hauptbaumart(en).

Zur Bewertung der Wirkungen der N-Deposition auf die Pflanzenartendiversität werden die Vegetationspotenziale der Standorte mit der jeweils forstlich vorgegebenen Hauptbaumart ausschließlich aus Vegetationsaufnahmen vor 1965 abgeleitet. Bei der Synthese des Vegetationspotenzials werden Vegetationsaufnahmen, die über eine relativ breite klimatisch-waldgeografische Amplitude gestreut sind, zusammengefasst. Diese Vegetationspotenziale definieren die Referenzzustände für die Bewertung der Wirkungen von N-Deposition unter den Bedingungen einer erhöhten Klimavariabilität.

Die Verwendung von Vegetationsaufnahmen ausschließlich aus dem Zeitraum vor 1965 wird damit begründet, dass großflächige und starke Veränderungen der Wald- und Forstvegetation infolge atmosphärischer Stoffeinträge seit etwa 1970 beobachtet wurden (Jenssen and Hofmann 2005). Diese Beobachtung steht in Übereinstimmung mit der Entwicklung der N-Emissionen in Deutschland (Ulrich 1989). Dabei muss in Kauf genommen werden, dass die natürlich auch zu diesem Zeitpunkt bereits vorhandene atmosphärische Belastung in die Definition des Referenzzustandes mit eingeht.

Weiterhin werden nicht die natürlichen Vegetationspotenziale, sondern die durch die forstlich vorgegebene Hauptbaumart u.U. veränderten Vegetationspotenziale der Standorte zu Grunde gelegt. Hiermit wird gewährleistet, dass tatsächlich nur die Wirkungsanteile der Fremdstoffdeposition, nicht jedoch diejenigen der forstlichen Bewirtschaftung bewertet werden. Forstliche Bestockungen, die aufgrund einer extrem hohen Naturferne (quantifiziert durch Kullback-Abstand zum natürlichen Vegetationspotenzial des Standortes) nicht als nachhaltig einzustufen sind, werden im Hinblick auf die Wirkungen der N-Deposition auf die Pflanzenartendiversität nicht bewertet. In diesem Falle ist ein Baumartenwechsel (Waldumbau) vorzusehen.

Mit einem fortschreitenden Klimawandel werden sich die Vegetationspotenziale der Standorte verändern. Der Klimawandel selbst, insbesondere aber die komplexen Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen physikalischen und chemischen Klimakomponenten (Stoffeinträge, veränderte atmosphärische Konzentrationen von CO₂ und Ozon, meteorologische Parameter) und der pflanzlichen Biodiversität sind über längere Zeiträume hinweg auf der Grundlage des heutigen Wissenstandes nicht vorhersagbar. Dem Aspekt eines sich wandelnden Klimas kann jedoch durch eine relativ weite Definition der klimatisch-waldgeographischen Amplitude der Referenzzustände Rechnung getragen werden. So werden etwa die Buchenwälder unter subozeanischen Klimaverhältnissen mit den Buchenmischwäldern im subozeanisch-subkontinentalen Übergangsklima in einer Einheit zusammengefasst, sofern sie ähnliche edaphische Bedingungen aufweisen.

Übergeordnete Schutzziele sind die Ökosystemintegrität und die Erhaltung der unterschiedlichen Ökosystemfunktionen aller Wälder und Forsten, sofern ihre Bewirtschaftung mit einem ökologisch integeren Zustand im Einklang steht. Diese Schutzziele sind wesentlich an die Übereinstimmung der aktuellen pflanzlichen Biodiversität mit den standörtlichen Vegetationspotenzialen geknüpft. Daher werden die vorgenannten Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße als Indikatoren für diese Schutzziele ausgewiesen. Ein weiteres Schutzziel sind die gesetzlich geschützten Arten. Aus diesem Grunde werden die Zahl der geschützten Arten und deren Veränderung als ein weiterer, zusätzlicher Indikator verwandt.

Die Abweichung des durch N-Einträge veränderten aktuellen oder zukünftigen Vegetationszustandes von dem Vegetationspotenzial des Standortes wird durch die Abstandsmaße nach Gln. (7,8) quantifiziert. Zusätzlich wird die induzierte Veränderung der standortstypischen Anzahl gesetzlich geschützter Arten in die Bewertung integriert. Aus der Analyse der seit Mitte des vergangenen Jahrhunderts beobachteten Vegetationsdynamik in repräsentativen Wald- und Forstökotopen unter verschiedenen Eintragsbedingungen werden Grenzwerte dieser Indikatoren für unterschiedliche Gefährdungskategorien abgeleitet. Mit

Hilfe des entwickelten Zeigerwertmodells der Vegetation werden aus den Indikatorgrenzwerten standörtlich differenzierte Grenzwerte der Veränderung des Oberbodenzustands für die auf der Waldfläche ausgebildeten Hauptbestandestypen berechnet.

Insgesamt wurden bisher über 60 echte und unechte Zeitreihen der Vegetationsdynamik, die den in Kapitel 6 aufgeführten Kombinationen von Hauptbaumart, Standort und Eintragssituation entsprechen, analysiert.

Als **nicht gefährdet** werden Wälder und Forsten eingestuft, sofern sich ihre Artenzusammensetzung innerhalb der standortstypischen Amplitude befindet und durch die N-Einträge keine starke Veränderung ausgelöst wird. Eine **potenzielle Gefährdung** liegt hingegen vor, wenn die Artenzusammensetzung eine deutliche Veränderung erfährt, sich aber noch innerhalb der standortstypischen Amplitude befindet. Eine **deutliche Gefährdung** ist gegeben, wenn die Artenzusammensetzung nicht mehr dem Vegetationspotenzial des Standortes entspricht (Typwandel). Als **extrem gefährdet** werden Wälder und Forsten eingestuft, deren Artenzusammensetzung sich außerhalb der Standortsamplitude befindet und darüber hinaus durch eine deutliche eintragsinduzierte Veränderung gekennzeichnet ist.

Die Veränderung der typischen Artenzusammensetzung wird unter verschiedenen Baumarten und in verschiedenen Standortsbereichen durch unterschiedliche Veränderungen im Oberbodenzustand bedingt. Mit Hilfe des im Rahmen des Teilprojektes entwickelten und statistisch abgesicherten Zeigerwertmodells wurden die im nachfolgenden Kapitel ausgewiesenen Grenzwerte für eintragsinduzierte Veränderungen im Oberbodenzustand der wichtigsten Wald- und Forstökosystemtypen im grundwasserfreien Standortsbereich des ostdeutschen Tieflands ermittelt.

Tabelle 1: Klassifikation eintragsinduzierter Vegetationszustände in Gefährdungskategorien anhand der quantitativen Indikatoren nach Gln. (7,8).

Kategorie	SI		K		N
Nicht gefährdet	$SI > SI_{min}$ UND $\Delta SI < 0,5 * (100\% - SI_{min})$	UND	$K < K_{max}$ UND $\Delta K < 0,5 * K_{max}$	UND	$N > N_{min}$ UND $\Delta N < 0,5 * (N_{max} - N_{min})$
Potenziell gefährdet	$SI > SI_{min}$ UND $\Delta SI > 0,5 * (100\% - SI_{min})$	ODER	$K < K_{max}$ UND $\Delta K > 0,5 * K_{max}$	ODER	$N > N_{min}$ UND $\Delta N > 0,5 * (N_{max} - N_{min})$
Deutlich gefährdet	$SI < SI_{min}$ UND $\Delta SI < 0,5 * (100\% - SI_{min})$	ODER	$K > K_{max}$ UND $\Delta K < 0,5 * K_{max}$	ODER	$N < N_{min}$ UND $\Delta N < 0,5 * (N_{max} - N_{min})$
Extrem gefährdet	$SI < SI_{min}$ UND $\Delta SI > 0,5 * (100\% - SI_{min})$	ODER	$K > K_{max}$ UND $\Delta K > 0,5 * K_{max}$	ODER	$N < N_{min}$ UND $\Delta N > 0,5 * (N_{max} - N_{min})$

SI Ähnlichkeit (nach Gl. 8) des eintragsinduzierten Vegetationszustandes mit dem Vegetationspotenzial des Standortes

ΔSI Veränderung von SI zwischen Vegetationszustand vor 1965 und eintragsinduziertem Vegetationszustand

SI_{min} minimale Ähnlichkeit mit dem Vegetationspotenzial des Standorts (Standortsamplitude), definiert als Differenz von Mittelwert und Standardabweichung von SI aller Vegetationsaufnahmen des Typs (vor 1965) zum Vegetationspotenzial des Standortes

K Kullback-Abstand (nach Gl. 7) des eintragsinduzierten Vegetationszustandes mit dem Vegetationspotenzial des Standortes

ΔK Veränderung von K zwischen Vegetationszustand vor 1965 und eintragsinduziertem Vegetationszustand

K_{max} maximaler Abstand zum Vegetationspotenzial des Standorts (Standortsamplitude), definiert als Summe von Mittelwert und Standardabweichung von K aller Vegetationsaufnahmen des Typs (vor 1965) zum Vegetationspotenzial des Standortes

N Zahl der gesetzlich geschützten Arten auf Fläche von 600 m²

ΔN Veränderung von N zwischen Vegetationszustand vor 1965 und eintragsinduziertem Vegetationszustand

N_{min} Minimale Zahl geschützter Arten, definiert als Differenz von Mittelwert und Standardabweichung von N aller Vegetationsaufnahmen des Typs vor 1965

N_{max} Maximale Zahl geschützter Arten, definiert als Summe von Mittelwert und Standardabweichung von N aller Vegetationsaufnahmen des Typs vor 1965

8. Grenzwerte für eintragsinduzierte Veränderungen des Oberbodenzustands der wichtigsten Wald- und Forstökosystemtypen im grundwasserfreien Standortsbereich des ostdeutschen Tieflands

Auf den folgenden Seiten werden die nach der im vorhergehenden Kapitel erläuterten Vorgehensweise ermittelten Grenzwerte für eintragsinduzierte Veränderungen des Oberbodenzustands für die wichtigsten Wald- und Forstökosystemtypen im grundwasserfreien Standortsbereich des ostdeutschen Tieflands ausgewiesen, wesentliche eintragsbedingte Veränderungen der Wald- und Forstvegetation vorgestellt und deren Konsequenzen für die Beeinträchtigung der Ökosystemintegrität aufgeführt. Einige der zur Ableitung dieser Grenzwerte genutzten Zeitreihen (Kapitel 6), die eine Dynamik unter starken N-Einträgen mit extremer oder deutlicher Gefährdung der pflanzlichen Biodiversität aufweisen, werden zum Nachweis und zu Demonstration der Aussagen mit aufgeführt.

Naturnahe Kiefernwälder auf nährstoffarmen, grundwasserfreien Sandböden

Standort:

Bodensubstrat:	Sand
Bodentyp:	Podsol, Ranker
Nährkraftstufe:	arm
Feuchtestufe:	mäßig trocken, trocken
Standortformengruppe:	A2, A3
Humusform:	Rohhumus, Mager-Rohhumus
Oberboden-C/N vor 1965:	30 – 35

Vegetation: Flechten-Kiefernwald, Schafschwingel-Kiefernwald, Heidekraut-Kiefernwald, Beerkraut-Kiefernwald

Hauptbaumart: Kiefer (*Pinus sylvestris*)

Zahl geschützter Arten (600 m²): 2 - 8

Vegetationsänderung unter N-Eintrag:

Rückgang von Arten der *Cladonia*-, *Calluna*- sowie der *Vaccinium*-Gruppe, Ausbreitung von konkurrenzstarken Gräsern, insbesondere *Deschampsia flexuosa*, die hohe Mengenentfaltung erreichen kann

Beeinträchtigungen der Ökosystemintegrität unter N-Eintrag:

Ausbreitung von Gräsern führt zur Einschränkung der natürlichen Regenerationsfähigkeit der Kiefernwälder und zur Anspannung des Wasserhaushalts, massiver Rückgang gesetzlich geschützter Arten (Flechten, Moose), bei massiven oder lang anhaltenden Einträgen Verschwinden des natürlichen Kiefernwaldes

Klassen der Gefährdung pflanzlicher Biodiversität aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Oberbodenzustands:

Gefährdungsklasse	Eintragsbedingte Veränderung des Oberbodenzustands (Humusstoffschicht)*
Nicht gefährdet	$C/N > 30$ und $\Delta C/N < 0.5$
Potenziell gefährdet	$C/N > 30$ und $\Delta C/N > 0.5$
Deutlich gefährdet	$C/N < 30$ oder $\Delta C/N > 1$
Extrem gefährdet	$C/N < 29$ oder $\Delta C/N > 2$

*Die Veränderung des Oberbodenzustands $\Delta C/N$ wird im Vergleich zum Modellwert C/N um 1950 gemessen, sofern dieser historische Modellwert innerhalb der Amplitude des Standortpotentials unter Kiefer liegt. Liegt der historische Modellwert C/N außerhalb des Standortpotentials (Oberbodendegradation), so wird der entsprechende Grenzwert des Standortpotenzials zu Grunde gelegt.

Beispiel für Dynamik unter starken N-Einträgen:

Heidekraut-Kiefernwälder auf nährstoffarmen, trockenen Sandböden nördlich des Großemittenten PCK Schwedt bei Gartz, Vegetationsvergleich zwischen 1959 und 2006.

Gefährdungskategorie: **extrem gefährdet**



Abbildung 8: Veränderung im Erscheinungsbild der Vegetation zwischen 1959 und 2006. Unter dem Einfluss starker N-Einträge wurde die ursprüngliche Heidekrautdecke durch konkurrenzstarke Gräser verdrängt.

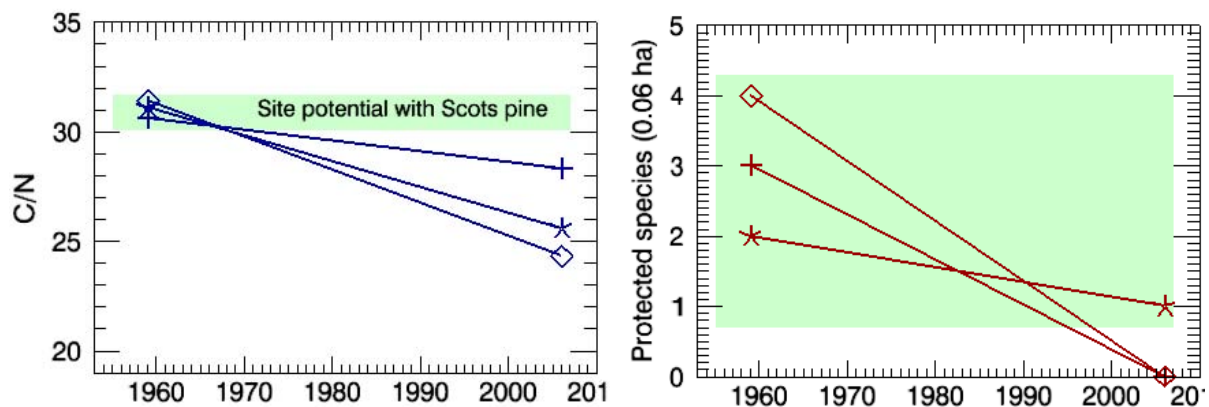


Abbildung 9: Eintragsinduzierte Veränderung im C/N-Verhältnis des Oberbodens (links) und Rückgang geschützter Arten (rechts). Der grüne Bereich kennzeichnet jeweils die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965.

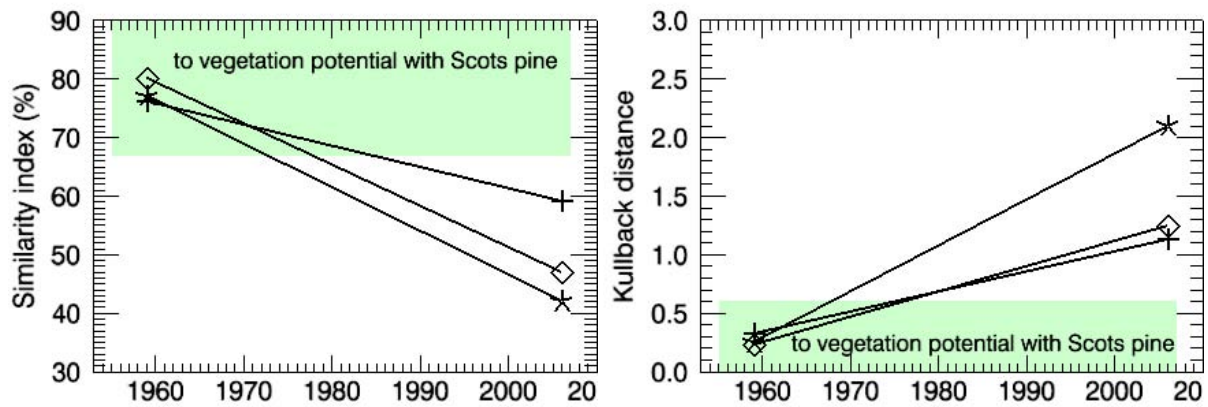


Abbildung 10: Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Kiefer, dessen Amplitude grün markiert ist.

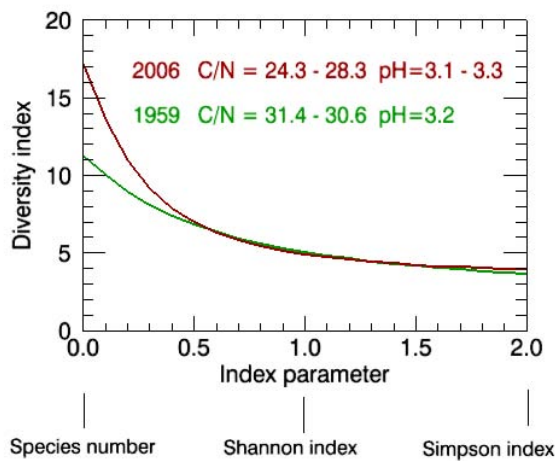


Abbildung 11: Veränderung des Diversitätsprofils zwischen 1959 und 2006 unter dem Einfluss massiver N-Einträge. Die natürliche Dominanz des Heidekrauts in der Bodenvegetation wurde durch die eintragsinduzierte Dominanz der Drahtschmiele abgelöst. Damit verbunden war ein Anstieg in der Nettoprimärproduktion der Bodenvegetation, die mit dem Verlust der natürlichen Regenerationsfähigkeit des Kiefernwaldes und einer Verschärfung der Wasserhaushaltssituation einherging. Die Artenzahl hat unter dem Einfluss der N-Einträge insgesamt zugenommen, wobei die seltenen und geschützten Moos- und Flechtenarten zugunsten trophisch anspruchsvollerer Arten verdrängt wurden.

Sekundäre Kiefernforsten auf ziemlich armen bis mäßig nährstoffversorgten grundwasserfreien Sandstandorten

Standort:

Bodensubstrat:	Sand
Bodentyp:	podsolierte Sand-Braunerde
Nährkraftstufe:	ziemlich arm bis mittel
Feuchtestufe:	mäßig frisch bis trocken
Standortformengruppe:	Z2, Z3, M2, M3
Humusform:	Rohhumus
Oberboden-C/N vor 1965:	25 – 30

Vegetation: Blaubeer-Kiefernforst, Drahtschmielen-Kiefernforst, Schafschwingel-Kiefernforst

Hauptbaumart: Kiefer (*Pinus sylvestris*)

Zahl geschützter Arten (600 m²): 0 - 3

Vegetationsänderung unter N-Eintrag:

Rückgang von Arten der *Vaccinium*- und *Pleurozium*-Gruppe, starke Entfaltung von konkurrenzstarken Gräsern, insbesondere *Deschampsia flexuosa* und *Calamagrostis epigejos*, teilweise Aufkommen von *Prunus serotina*

Beeinträchtigungen der Ökosystemintegrität unter N-Eintrag:

Ausbreitung von *Calamagrostis epigejos* führt zu starker Belastung des Wasserhaushalts, N-Einträge führen zunächst zu verbessertem Wachstum der Kiefer, bei lang anhaltenden und starken N-Einträgen über die Ausbildung von Nährstoffdisharmonien (insbesondere Magnesium) in den Nadeln jedoch zu Wachstumsdepressionen und erhöhter Mortalität der Kiefer, reversible Entwicklung bei nachlassenden N-Einträgen konnte nachgewiesen werden

Klassen der Gefährdung pflanzlicher Biodiversität aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Oberbodenzustands:

Gefährdungsklasse	Eintragsbedingte Veränderung des Oberbodenzustands (Humusstoffschicht)*
Nicht gefährdet	$C/N > 25$ und $\Delta C/N < 1$
Potenziell gefährdet	$C/N > 25$ und $\Delta C/N > 1$
Deutlich gefährdet	$C/N < 25$ oder $\Delta C/N > 2$
Extrem gefährdet	$C/N < 24$ oder $\Delta C/N > 4$

*Die Veränderung des Oberbodenzustands $\Delta C/N$ wird im Vergleich zum Modellwert C/N um 1950 gemessen, sofern dieser historische Modellwert innerhalb der Amplitude des Standortpotentials unter Kiefer liegt. Liegt der historische Modellwert C/N außerhalb des Standortpotentials (Oberbodendegradation), so wird der entsprechende Grenzwert des Standortpotenzials zu Grunde gelegt.

Beispiel für reversible Dynamik unter starken und wieder nachlassenden N-Einträgen:

Ackeraufforstung (1912) mit Kiefer auf mittelmäßig nährstoffversorgtem, oberbodendegradiertem Sandboden. Der Forst war zwischen 1980 und 1990 massiven N-Einträgen ($30 \text{ bis } 50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nasse Bulk-Deposition unter Krone) von einem luvseitig vorgelagerten Schweinemastbetrieb ausgesetzt. Vegetationsvergleich zwischen 1967 und 2007.

Gefährdungskategorie:

extrem gefährdet um 1990, um 2007 noch deutlich bis potenziell gefährdet

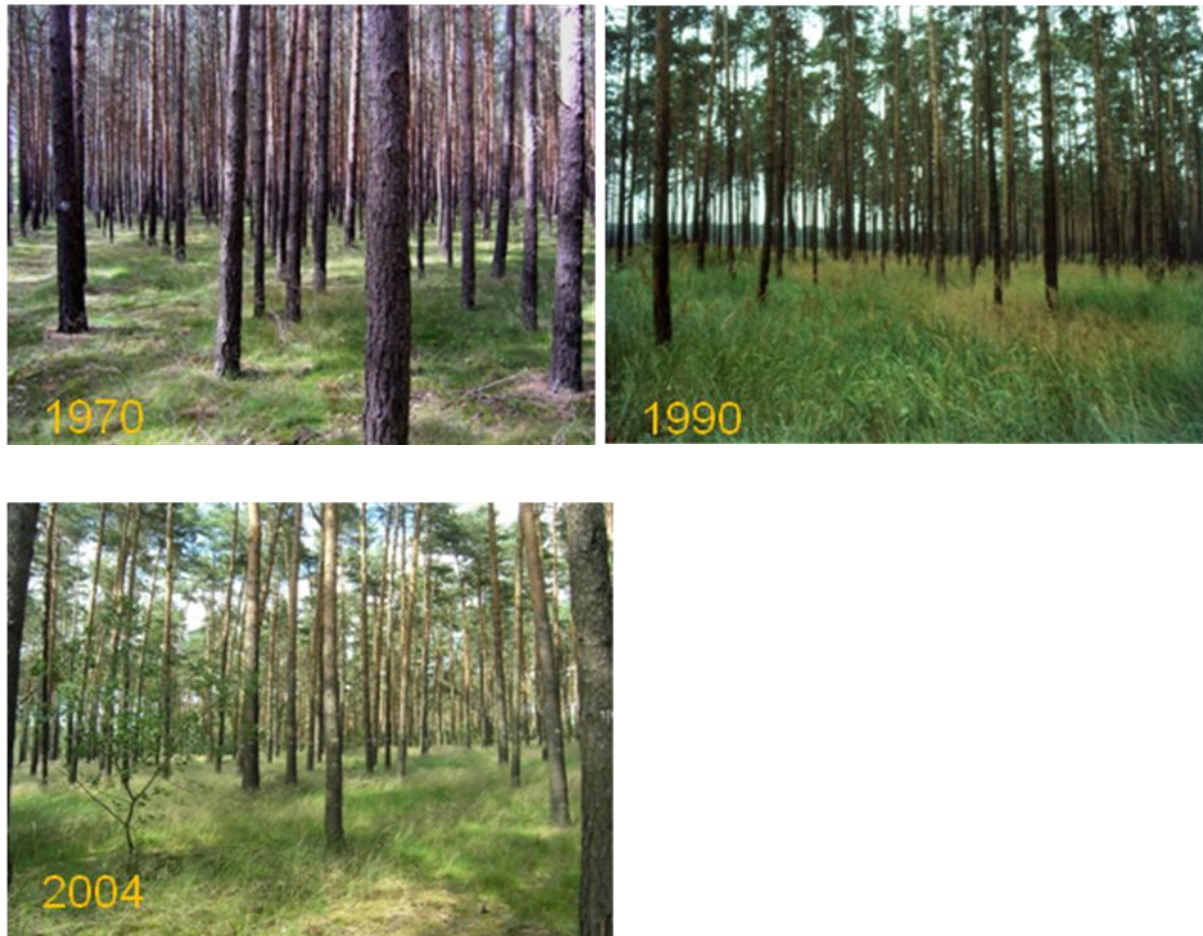


Abbildung 12: Veränderung im Erscheinungsbild der Vegetation zwischen 1970 und 2004. Unter dem Einfluss starker N-Einträge war die Bodenvegetation zu Beginn der 90er Jahre nahezu vollständig von Sandrohr dominiert. Nach dem Rückgang der N-Einträge ab 1993 hat sich die Sandrohrdecke wieder zurückentwickelt und die Bodenvegetation wird heute wieder von der Drahtschmiele dominiert, die dem standortstypischen Vegetationspotenzial entspricht.

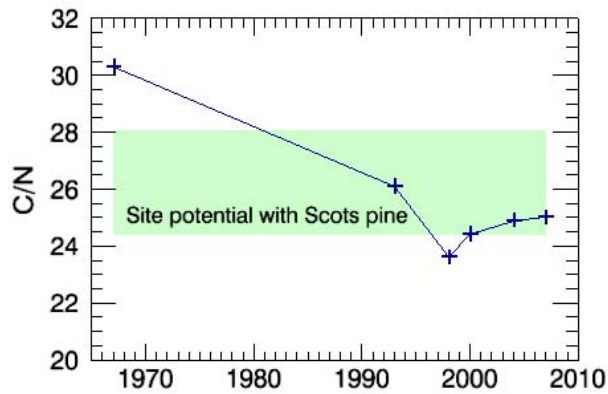


Abbildung 13: Eintragsinduzierte Veränderung im C/N-Verhältnis des Oberbodens. Der grüne Bereich kennzeichnet jeweils die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965. Unter dem Einfluss der N-Deposition entwickelte sich der oberbodendegradierte Ausgangszustand zunächst auf das Niveau des Standortpotenzials unter Kiefer. Mit der weiteren Verengung des C/N-Verhältnisses wurde der standortstypische Bereich deutlich unterschritten. Erst mit der deutlichen Absenkung der Einträge wurde das Standortspotenzial wieder angenähert und etwa 10 Jahre nach der Schließung der Schweinemastanlage erreicht.

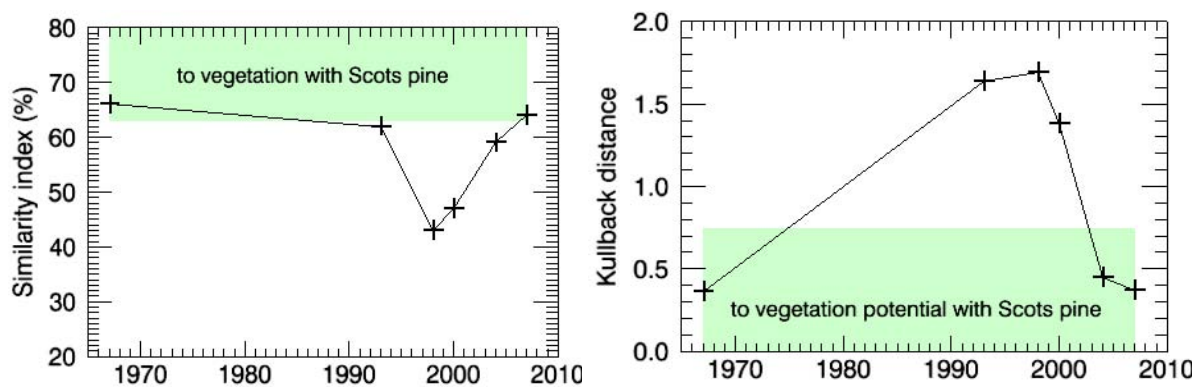


Abbildung 14: Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Kiefer, dessen Amplitude grün markiert ist. Die Dynamik der Vegetation spiegelt das elastische Verhalten des Oberbodenzustands (Abbildung 13) wieder.

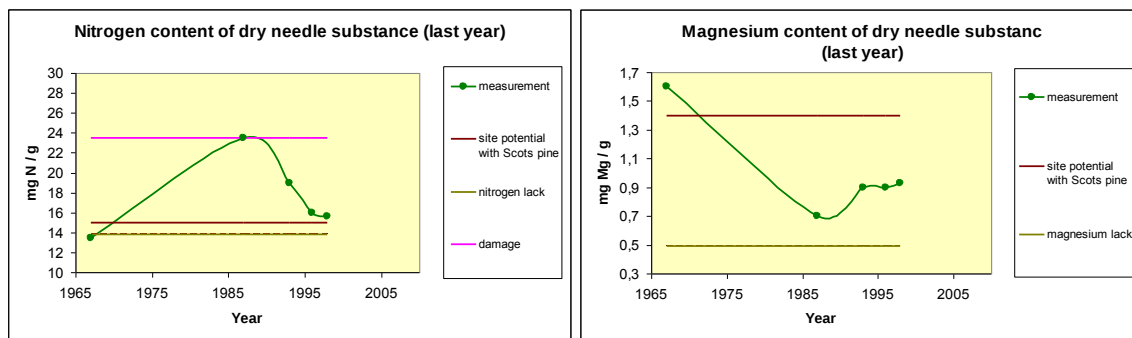


Abbildung 15: Entwicklung der Nadelspiegelwerte (Elementgehalt an der Trockensubstanz des letztjährigen Nadeljahrgangs). Mit dem Erreichen des oberen Grenzwertes des N-Gehaltes näherte sich der Mg-Gehalt der unteren Grenze (Nährstoffdisharmonie) und es setzte eine erhöhte Mortalität der Kiefern ein (beginnende Bestandesauflösung). Mit dem Nachlassen der atmosphärischen N-Einträge stabilisierte sich auch die Ernährung der Kiefern im Bereich der Standortsamplitude.

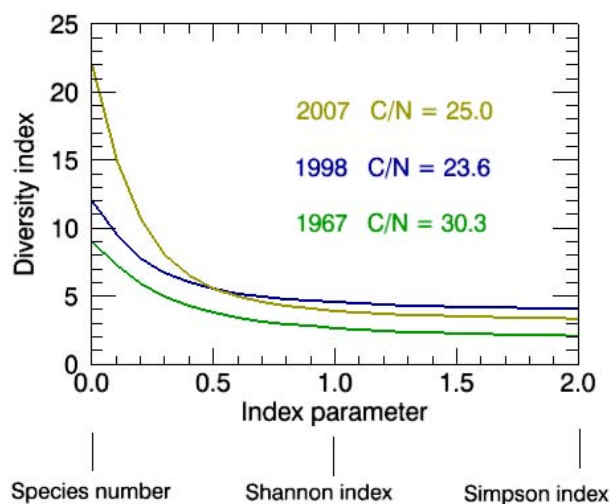


Abbildung 16: Veränderung des Diversitätsprofils zwischen 1967 und 2007. Unter dem Einfluss der massiven N-Einträge kommt es im Vergleich mit dem oberbodendegradierten Ausgangszustand zu einer Erhöhung der Diversität, wobei die Bodenvegetation zunehmend von Sandrohr dominiert wird. Damit verlagert sich die Produktivität des Ökosystems auf die Sandrohrdecke, die insbesondere über ihren hohen Wasserverbrauch in Konkurrenz zum Kiefernbestand tritt und viele Arten in der Kraut- und Moosschicht verdämmt. Mit nachlassenden N-Einträgen sinkt die Dominanz des Sandrohrs und die Artenzahl steigt beträchtlich an. Die Artenzahl hat sich aufgrund des gegenüber dem oberbodendegradierten Ausgangszustand deutlich verbesserten Nährstoffangebots bei gleichzeitiger Zurückdrängung der induzierten Nährstoffdisharmonien und des verdämmenden Sandrohrs nach 40 Jahren mehr als verdoppelt. Die in den sechziger Jahren noch beobachteten Rote-Liste-Arten, deren Auftreten an die durch Ackernutzung bis ins 19. Jahrhundert hinein verursachte Verhagerung des Oberbodens gekoppelt war, konnten nicht mehr nachgewiesen werden.

Sekundäre Kiefernforsten auf mäßig nährstoffversorgten bis nährkräftigen grundwasserfreien Laubwaldstandorten

Standort:

Bodensubstrat: Sand, lehmiger Sand
 Bodentyp: podsolierte Sand-Braunerde
 Nährkraftstufe: mittel, mittel bis kräftig
 Feuchtestufe: mäßig frisch bis mäßig trocken
 Standortformengruppe: M2+, K2-
 Humusform: Rohhumusartiger Moder bis Moder
 Oberboden-C/N vor 1965: 21 – 25

Vegetation: Sauerklee-Blaubeer-Kiefernforst, Himbeer-
 Drahtschmielen-Kiefernforst
 Hauptbaumart: Kiefer (*Pinus sylvestris*)
 Zahl geschützter Arten (600 m²): 0 - 1

Vegetationsänderung unter N-Eintrag:

Rückgang von *Vaccinium myrtillus* und *Deschampsia flexuosa*, Aufkommen von *Calamagrostis epigejos*, Zunahme und vitale Entfaltung der *Rubus*-Arten, verstärkte Entwicklung von Laubbaumunterwuchs, darunter auch *Prunus serotina*, welche Strauchschicht teilweise absolut dominiert

Beeinträchtigungen der Ökosystemintegrität unter N-Eintrag:

N-Einträge verstärken durch hohe Naturferne bedingte Instabilität der Kiefernbestände und Tendenz zur Laubwaldregeneration, Forstwirtschaft sollte Baumartenwechsel einleiten oder ggf. fördern

Klassen der Gefährdung pflanzlicher Biodiversität aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Oberbodenzustands:

Gefährdungsklasse	Eintragsbedingte Veränderung des Oberbodenzustands
Gefährdung aufgrund hoher Naturferne der Kiefernbestockung	

Natürliche Kiefernwälder auf trocken-warmen, mäßig nährstoffversorgten Sandstandorten

Standort:

Bodensubstrat:	Sand
Nährkraftstufe:	mittel, teilweise kalkhaltig im Unterboden
Feuchtestufe:	sehr trocken, starke sommerliche Austrocknung
Standortformengruppe:	M3
Humusform:	Moder
Oberboden-C/N vor 1965:	21,7 – 28,6
Oberboden-pH (KCL) vor 1965:	3,3 – 4,8

<u>Vegetation:</u>	Sandnelken-Kiefernwald (<i>Diantho-Pinetum sylvestris</i>)
Hauptbaumart:	Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)
Zahl geschützter Arten (600 m ²):	7 - 16

Vegetationsänderung unter N-Eintrag:

Rückgang und bei massiven Einträgen auch infolge Massenentfaltung des Glatthafters (*Arrhenatherum elatius*) Totalverlust u.a. folgender geschützter Arten: *Carex caryophylla*, *Carex supina*, *Potentilla incana*, *Dianthus arenarius*, *Koeleria glauca*, *Silene otites*, *Pulsatilla pratensis*, *Allium oleraceum*, *Briza media*, *Campanula sibirica*, *Helianthemum nummularium*, *Koeleria macrantha*, *Linum catharticum*, *Pimpinella nigra*, *Potentilla incana*, *Prunella grandiflora*, *Trifolium montanum*.

Beeinträchtigungen der Ökosystemintegrität unter N-Eintrag:

Es handelt sich um kleinflächige, in Deutschland jedoch sehr seltene Ökosysteme, die vor allem aufgrund ihrer hohen Vielfalt an geschützten Arten einen außerordentlichen naturschutzfachlichen Wert besitzen. Sie sind ebenso wie ihre kulturbedingten Ersatzgesellschaften, die Sandtrockenrasen, durch N-Einträge in hohem Maße bedroht.

Klassen der Gefährdung pflanzlicher Biodiversität aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Oberbodenzustands:

Gefährdungsklasse	Eintragsbedingte Veränderung des Oberbodenzustands (Humusstoffschicht und oberer Mineralboden bis 5cm)
Nicht gefährdet	$C/N > 22$ und $\Delta C/N < 1$
Potenziell gefährdet	$C/N > 22$ und $\Delta C/N > 1$
Deutlich gefährdet	$C/N < 22$ oder $\Delta C/N > 2$
Extrem gefährdet	$C/N < 21$ oder $\Delta C/N > 4$

Beispiel für Dynamik unter starken N-Einträgen:

Sandnelken-Kiefernwald auf mäßig nährstoffversorgtem, sehr trockenem Sandboden an einem sonnig-lufttrockenen Aufprallhang des Welsetals nordwestlich des Großemittenten PCK bei Schwedt, Vegetationsvergleich zwischen 1959 und 2006.

Gefährdungskategorie: **extrem gefährdet**



Abbildung 17: Sandnelken-Kiefernwald an einem sonnig-lufttrockenen Aufprallhang.

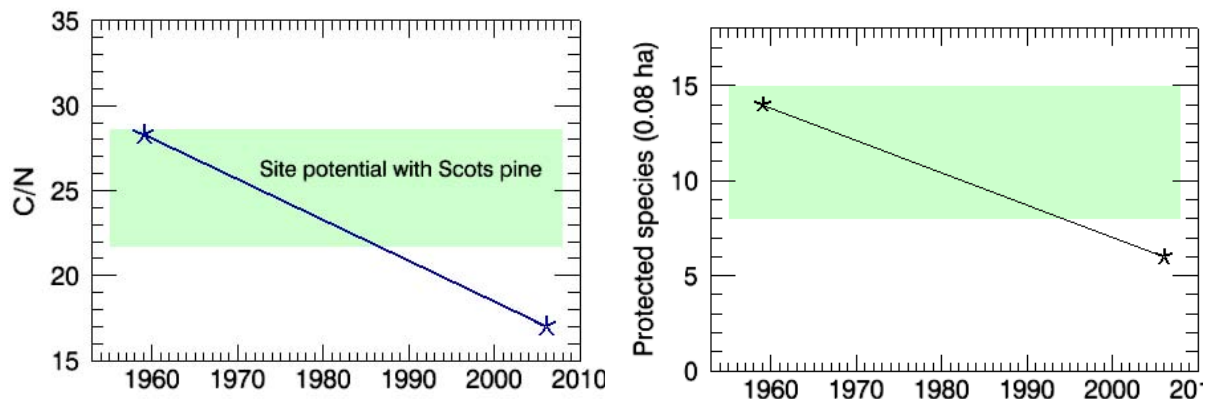


Abbildung 18: Eintragsinduzierte Veränderung im C/N-Verhältnis des Oberbodens (links) und Rückgang geschützter Arten (rechts). Der grüne Bereich kennzeichnet jeweils die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965.

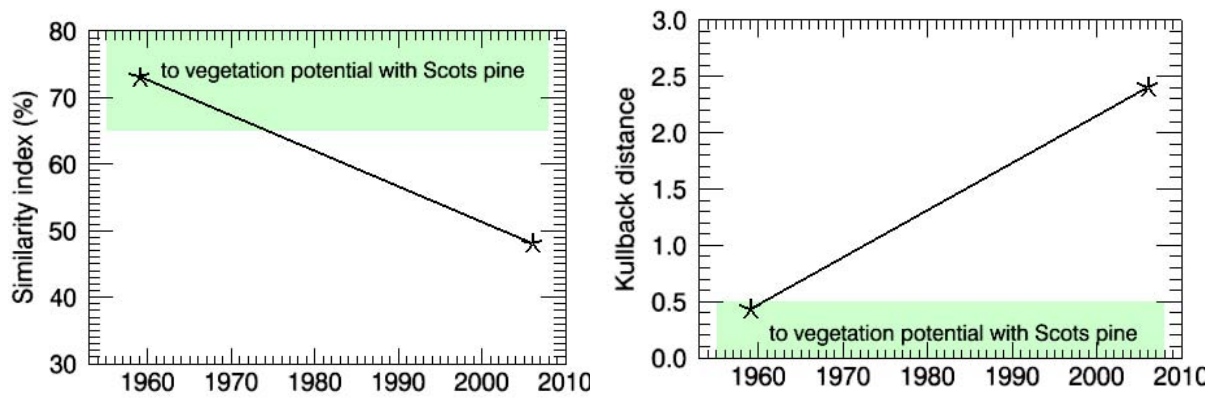


Abbildung 19: Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Kiefer, dessen Amplitude grün markiert ist.

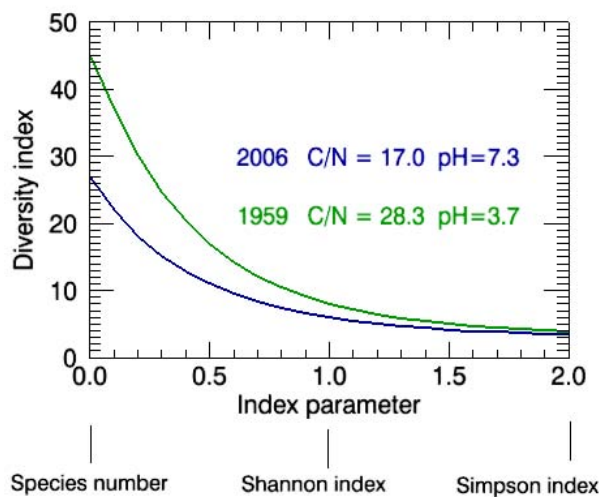


Abbildung 20: Veränderung des Diversitätsprofils zwischen 1959 und 2006 unter dem Einfluss massiver N-Einträge. Die zunehmende Dominanz des Glatthafters war mit einem enormen Rückgang der Artenvielfalt dieses von Natur aus außerordentlich artenreichen Kieferntrockenwaldes verbunden, der in seiner charakteristischen Artenzusammensetzung nahezu vollständig zerstört wurde.

Sekundäre Kiefernforsten auf nährkräftigen grundwasserfreien Laubwaldstandorten

Standort:

Bodensubstrat:	lehmiger Sand
Bodentyp:	podsolige Bändersand-Braunerde oder Sand-Braunerde
Nährkraftstufe:	kräftig
Feuchtestufe:	mäßig frisch bis mäßig trocken
Standortformengruppe:	K2, M3+
Humusform:	Moder
Oberboden-C/N vor 1965:	17,3 - 21

Vegetation:

	Himbeer-Kiefernforst, Glatthafer-Kiefernforst
Hauptbaumart:	Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)
Zahl geschützter Arten (600 m ²):	0 - 1

Vegetationsänderung unter N-Eintrag:

Vitale Entfaltung der *Rubus*-Arten, Verbuschung mit *Prunus spinosa*, Zunahme des Laubbaumunterwuchses (Naturwaldregeneration)

Beeinträchtigungen der Ökosystemintegrität unter N-Eintrag:

N-Einträge verstärken die durch sehr hohe Naturferne bedingte Instabilität der Kiefernbestände und Tendenz zur Laubwaldregeneration, Forstwirtschaft sollte Baumartenwechsel einleiten oder ggf. fördern

Klassen der Gefährdung pflanzlicher Biodiversität aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Oberbodenzustands:

Gefährdungsklasse	Eintragsbedingte Veränderung des Oberbodenzustands
Gefährdung aufgrund hoher Naturferne der Kiefernbestockung	

Sekundäre Kiefernforsten auf nährstoffreichen bis –kräftigen, trocken-warmen Laubwaldstandorten

Standort:

Bodensubstrat:	Mergel
Bodentyp:	Mull-Rendzina, Para-Rendzina
Nährkraftstufe:	reich
Feuchtestufe:	trocken bis sehr trocken
Standortformengruppe:	R3, (K3)
Humusform:	Moder
Oberboden-C/N vor 1965:	17 – 19
Oberboden-pH (KCL) vor 1965:	5,3 – 7,5

<u>Vegetation:</u>	Fiederzwenken-Kiefernforst, Wicken-Kiefernforst
Hauptbaumart:	Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)
Zahl geschützter Arten (600 m ²):	2 - 11

Vegetationsänderung unter N-Eintrag:

Rückgang der geschützten Trockenrasen-Pflanzen, starkes Aufkommen von Sträuchern, vor allem Verbuschung mit *Prunus spinosa*

Beeinträchtigungen der Ökosystemintegrität unter N-Eintrag:

N-Einträge verursachen vornehmlich über eine starke Verbuschung einen hohen Schwund licht- und wärmeliebender, anspruchsvoller Arten, darunter zahlreicher, z.T. seltener und geschützter östlich und südöstlich beheimateter Trockenrasen- und Steppenwaldpflanzen, z.B. Adonisröschen (*Adonis vernalis*).

Klassen der Gefährdung pflanzlicher Biodiversität aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Oberbodenzustands:

Gefährdungsklasse	Eintragsbedingte Veränderung des Oberbodenzustands (0 - 5cm)
Nicht gefährdet	pH > 5,3 und $\Delta\text{pH} < 0,8$
Potenziell gefährdet	pH > 5,3 und $\Delta\text{pH} > 0,8$
Deutlich gefährdet	pH < 5,3 oder $\Delta\text{pH} > 1,5$
Extrem gefährdet	pH < 4,5 oder $\Delta\text{pH} > 2$

Beispiel für Dynamik unter starken N-Einträgen:

Fiederzwenken-Kiefernforst auf Pararendzina auf Schlufflehm, nährstoffreich, durchgängig (im Unterboden stark) Kalziumkarbonat-haltig, trocken, ohne Grundwassereinfluss, Lehnhang in wetteroffener West-Exposition mit vorgelagerter, intensiv bewirtschafteter Landwirtschaftsfläche, Vegetationsvergleich zwischen 1959 und 2006.

Gefährdungskategorie: **extrem gefährdet**



Abbildung 21: Vor 50 Jahren war der „Tulpenberg“ (der Name nimmt Bezug auf das Vorkommen von *Adonis vernalis*) von einem lichten Kiefernforst bestockt, in dem die flächendeckenden Herden der Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) das Bild der Bodenvegetation bestimmten. Seit Mitte der 60er Jahre setzte eine relativ rasche Besiedlung mit gebietsheimischen Baum- und Straucharten ein, während gleichzeitig ein Großteil der Kiefern abstarb. Es entstand ein in mehrere Schichten gegliederter Mischbestand (rechts), in dem nahezu 20 verschiedene Gehölzarten neu Fuß fassen konnten, wodurch der ehemalige Charakter des „Trockenwaldes“ weitgehend verloren ging. Die Vorkommen von *Adonis vernalis*, *Anemone sylvestris* sind durch den Konkurrenzdruck der Gehölze erloschen. Andere früher vorherrschende „Trockenwaldelemente“ sind teils ebenfalls verschwunden oder wurden in ihrer Mengenausprägung stark reduziert.

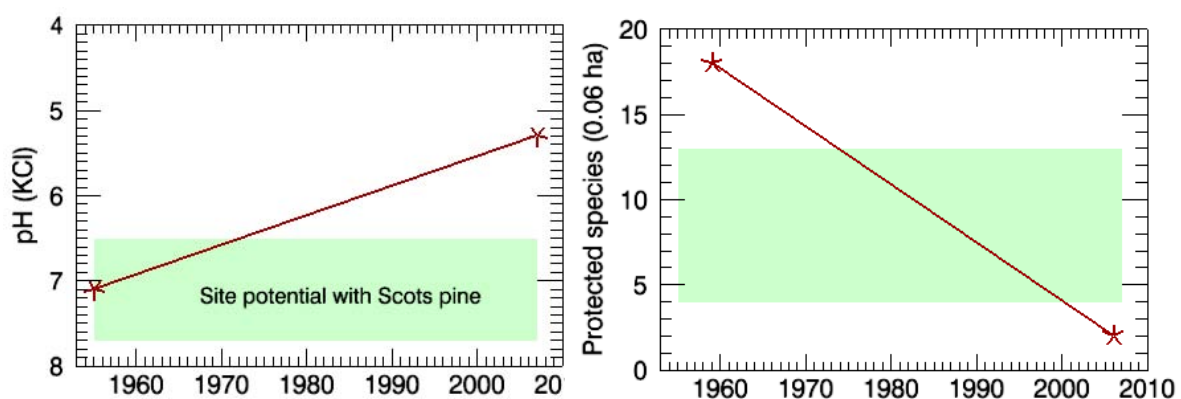


Abbildung 22: Eintragsinduzierte Veränderung im pH-Wert (KCl) des Oberbodens (links) und Rückgang geschützter Arten (rechts). Der grüne Bereich kennzeichnet jeweils die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965.

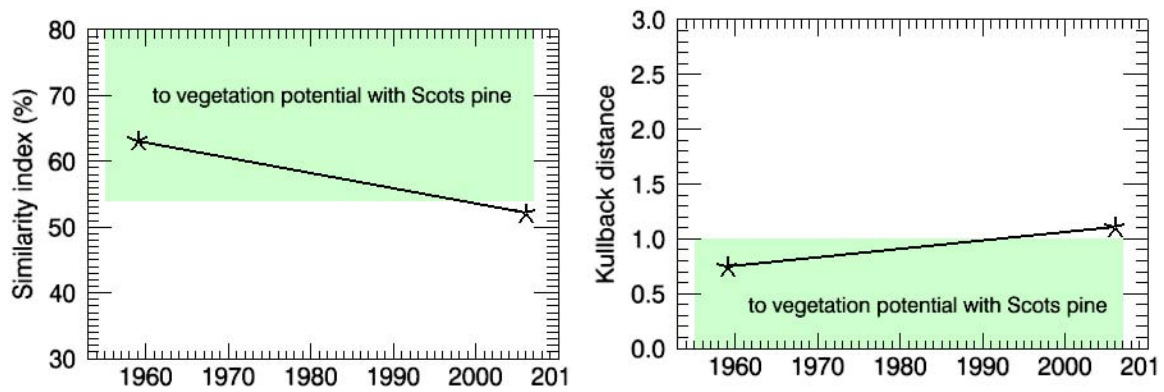


Abbildung 23: Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Kiefer, dessen Amplitude grün markiert ist.

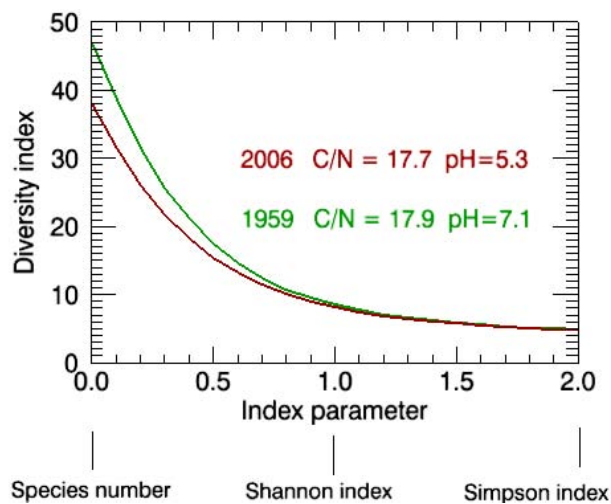


Abbildung 24: Veränderung des Diversitätsprofils zwischen 1959 und 2006 unter dem Einfluss massiver N-Einträge. Im Bereich der dominanten Arten wurden die Kiefer und die flächendeckende Herde bildende Fieder-Zwenke vor allem zugunsten von Laubbaumarten und Sträuchern zurückgedrängt. Der Artenreichtum wurde im Ergebnis stark eingeschränkt, wobei vor allem die geschützten Trockenwaldarten größtenteils verschwunden sind.

Naturnahe Eichenwälder auf ziemlich armen bis mäßig nährstoffversorgten grundwasserfreien Sandstandorten

Standort:

Bodensubstrat:	Sand
Bodentyp:	podsolige Sand-Braunerde, Braunpodsol
Nährkraftstufe:	ziemlich arm, mäßig nährstoffversorgt
Feuchtestufe:	mäßig trocken, trocken
Standortformengruppe:	A+2, Z2, Z3, Z+2, Z+3
Humusform:	rohhumusartiger Moder
Oberboden-C/N vor 1965:	20 – 26
Oberboden-pH (KCL) vor 1965:	3,1 – 4,0

Vegetation: Drahtschmielen-Eichenwälder, Beerkraut-Kiefern-Traubeneichenwälder

Hauptbaumart: Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Trauben-Eiche (*Quercus petraea*), begleitet von Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Sand-Birke (*Betula pendula*)

Zahl geschützter Arten (600 m²): 0 - 2

Vegetationsänderung unter N-Eintrag:

Auftreten von N-Zeigern wie *Urtica dioica*, *Impatiens parviflora* und Rückgang oder Ausfall anspruchsloser Arten der *Vaccinium*- und *Calluna*-Gruppe vor allem im ärmeren Bereich.

Beeinträchtigungen der Ökosystemintegrität unter N-Eintrag:

N-Einträge führen zunächst zu verbessertem Wachstum der Eiche, bei lang anhaltenden und starken N-Einträgen über die Ausbildung von Nährstoffdisharmonien in den Blättern jedoch zu Wachstumsdepressionen und erhöhter Mortalität. Eichenwälder sind aufgrund ihrer hohen Artenvielfalt und Naturnähe unter dem Aspekt der Erhaltung der pflanzlichen und tierischen Biodiversität in besonderem Maße schutzwürdig.

Klassen der Gefährdung pflanzlicher Biodiversität aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Oberbodenzustands:

Gefährdungsklasse	Eintragsbedingte Veränderung des Oberbodenzustands (Humusstoffschicht und Mineralboden bis 5 cm)*
Nicht gefährdet	C/N>20 und pH>3,1 und pH<4,0 und $\Delta C/N < 0,8$ und $\Delta pH < 0,4$
Potenziell gefährdet	C/N>20 und pH>3,1 und pH<4,0 und ($\Delta pH > 0,4$ oder $\Delta C/N > 0,8$)
Deutlich gefährdet	C/N<20 oder pH<3,1 oder pH>4,0 oder $\Delta C/N > 1,5$ oder $\Delta pH > 0,8$
Extrem gefährdet	C/N<19 oder pH<2,8 oder pH>5,2 oder $\Delta C/N > 3,0$ oder $\Delta pH > 1,2$

*Die Veränderung des Oberbodenzustands $\Delta C/N$ bzw. ΔpH wird im Vergleich zu den Modellwerten C/N bzw. pH um 1950 gemessen, sofern diese historischen Modellwert innerhalb der Amplitude des Standortpotentials unter Buche liegen. Liegen die historischen Modellwerte außerhalb des Standortpotentials (Standortsdegradation), so wird der entsprechende Grenzwert des Standortpotentials zu Grunde gelegt.

Naturnahe Buchenwälder auf ziemlich armen und mäßig nährstoffversorgten grundwasserfreien Sandstandorten

Standort:

Bodensubstrat:	Sand
Bodentyp:	podsolige Sand-Braunerde
Nährkraftstufe:	ziemlich arm, mäßig nährstoffversorgt
Feuchtestufe:	mäßig frisch bis mäßig trocken
Standortformengruppe:	A+2, Z2, Z+2, M2
Humusform:	Moder, rohhumusartiger Moder
Oberboden-C/N vor 1965:	17 – 26
Oberboden-pH (KCL) vor 1965:	3,1 – 4,5
<u>Vegetation:</u>	Hainsimsen-Buchenwälder
Hauptbaumart:	Buche (<i>Fagus sylvatica</i>), im ärmeren oder sommerwarmen Bereich in Mischung mit Trauben-Eiche (<i>Quercus petraea</i>) und Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)
Zahl geschützter Arten (600 m ²):	0 - 1

Vegetationsänderung unter N-Eintrag:

Vitalitätsschwächung von *Vaccinium myrtillus* (ärmerer und trockenerer Bereich), Zunahme von *Deschampsia flexuosa* im ärmeren Bereich sowie Eindringen und Ausbreitung von *Calamagrostis epigejos* und *Impatiens parviflora* im mäßig nährstoffversorgten Bereich

Beeinträchtigungen der Ökosystemintegrität unter N-Eintrag:

N-Einträge führen zunächst zu verbessertem Wachstum der Buche, bei lang anhaltenden und starken N-Einträgen über die Ausbildung von Nährstoffdisharmonien in den Blättern jedoch zu Wachstumsdepressionen. Mit zunehmender Vergrasung sinkt die Fähigkeit zu natürlicher Regeneration, die in diesem Falle im Vorfeld einer „Naturverjüngung“ häufig erforderliche intensive Bodenbearbeitung (Pflügen) führt zu weiteren Schädigungen des Ökosystems (Eingriff in das natürliche Bodengefüge mit Zerstörung von Mykorrhizen, Wurzelsystemen, Humusabbau u.a.). Reversible Entwicklung bei nachlassenden N-Einträgen ist wahrscheinlich.

Klassen der Gefährdung pflanzlicher Biodiversität aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Oberbodenzustands:

Gefährdungsklasse	Eintragsbedingte Veränderung des Oberbodenzustands (Humusstoffschicht und Mineralboden bis 5 cm)*
Nicht gefährdet	C/N>17 und pH>3,1 und pH<4,5 und $\Delta C/N < 0,8$ und $\Delta pH < 0,4$
Potenziell gefährdet	C/N>17 und pH>3,1 und pH<4,5 und ($\Delta pH > 0,4$ oder $\Delta C/N > 0,8$)
Deutlich gefährdet	C/N<17 oder pH<3,1 oder pH>4,5 oder $\Delta C/N > 1,5$ oder $\Delta pH > 0,8$
Extrem gefährdet	C/N<16 oder pH<2,8 oder pH>5,2 oder $\Delta C/N > 3,0$ oder $\Delta pH > 1,2$

*Die Veränderung des Oberbodenzustands $\Delta C/N$ bzw. ΔpH wird im Vergleich zu den Modellwerten C/N bzw. pH um 1950 gemessen, sofern diese historischen Modellwert innerhalb der Amplitude des Standortpotentials unter Buche liegen. Liegen die historischen Modellwerte außerhalb des Standortpotentials (Standortsdegradation), so wird der entsprechende Grenzwert des Standortpotentials zu Grunde gelegt.

Naturnahe Buchenwälder auf nährstoffkräftigen grundwasserfreien Sandstandorten

Standort:

Bodensubstrat:	Lehm, Lehmsand, Sandlehm, Sandtieflerhm, Bändersand
Bodentyp:	Braunerde, Parabraunerde, Tieflerhm-Fahlerde, Sandbänder-Braunerde
Nährkraftstufe:	nährstoffkräftig bis mäßig nährstoffversorgt, nährstoffkräftig
Feuchtestufe:	mäßig frisch, mäßig frisch bis frisch
Standortformengruppe:	M+2, K2,
Humusform:	mullartiger Moder, F-Mull
Oberboden-C/N vor 1965:	13,5 – 17
Oberboden-pH (KCL) vor 1965:	4,5 – 5,5
<u>Vegetation:</u>	Waldmeister-Buchenwälder
Hauptbaumart:	Buche (<i>Fagus sylvatica</i>), im sommerwarmen Bereich in Mischung mit Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>), Winter-Linde (<i>Tilia cordata</i>) und Trauben-Eiche (<i>Quercus petraea</i>)
Zahl geschützter Arten (600 m ²):	0 - 1

Vegetationsänderung unter N-Eintrag:

Verbreitet Massenentfaltung von *Impatiens parviflora*, unter starken Einträgen Eindringen und Ausbreitung von *Padus serotina* und *Sambucus nigra*

Beeinträchtigungen der Ökosystemintegrität unter N-Eintrag:

N-Einträge führen zunächst zu verbessertem Wachstum der Buche, bei lang anhaltenden und starken N-Einträgen über die Ausbildung von Nährstoffdisharmonien in den Blättern jedoch zu Wachstumsdepressionen. Mit zunehmendem Eindringen von Großsträuchern sinkt die Fähigkeit zu natürlicher Regeneration, die in diesem Falle im Vorfeld einer „Naturverjüngung“ häufig erforderliche intensive Bodenbearbeitung (Pflügen) führt zu weiteren Schädigungen des Ökosystems (Eingriff in das natürliche Bodengefüge mit Zerstörung von Mykorrhizen, Wurzelsystemen, Humusabbau u.a.). Reversible Entwicklung bei nachlassenden N-Einträgen ist wahrscheinlich.

Klassen der Gefährdung pflanzlicher Biodiversität aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Oberbodenzustands:

Gefährdungsklasse	Eintragsbedingte Veränderung des Oberbodenzustands (Humusstoffschicht und Mineralboden bis 5 cm)*
Nicht gefährdet	C/N>13,5 und pH>4,5 und pH<5,5 und ΔC/N<0,4 und ΔpH<0,3
Potenziell gefährdet	C/N>13,5 und pH>4,5 und pH<5,5 und (ΔC/N>0,4 oder ΔpH>0,3)
Deutlich gefährdet	C/N<13,5 oder pH<4,5 oder pH>5,5 oder ΔC/N>0,8 oder ΔpH>0,6
Extrem gefährdet	C/N<16 oder pH<2,8 oder pH>5,2 oder ΔC/N>1,5 oder ΔpH>0,9

*Die Veränderung des Oberbodenzustands ΔC/N bzw. ΔpH wird im Vergleich zu den Modellwerten C/N bzw. pH um 1950 gemessen, sofern diese historischen Modellwert innerhalb der Amplitude des Standortpotentials unter Buche liegen. Liegen die historischen Modellwerte außerhalb des Standortpotentials (Standortsdegradation), so wird der entsprechende Grenzwert des Standortpotentials zu Grunde gelegt.

Beispiel für Dynamik unter starken N-Einträgen:

Waldmeister-Buchenwald auf nährstoffkräftigem, mäßig frischen Lehm Boden an einem Aufgleithang für Luftmassen aus der Feldflur, Vegetationsvergleich zwischen 1959 und 1993.

Gefährdungskategorie: **extrem gefährdet**



Abbildung 25: Die infolge starker N-Einträge einsetzende Entwicklung von Großsträuchern führt zu einer Verdrängung der lebensraumtypischen Bodenvegetation und einem Verlust der natürlichen Regenerationsfähigkeit der Buchenwälder.

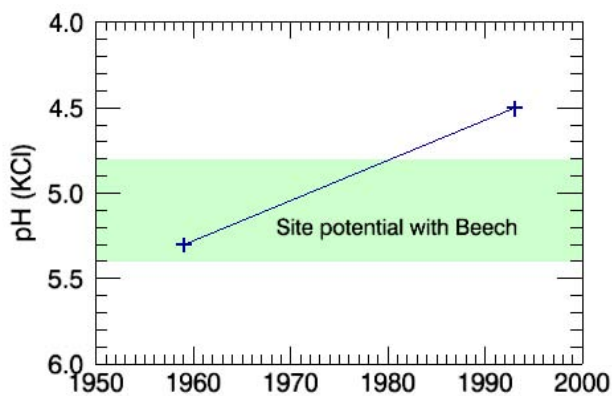


Abbildung 26: Eintragsinduzierte Veränderung im pH-Wert (KCl) des Oberbodens. Der grüne Bereich kennzeichnet die Amplitude des Ökosystemtyps vor 1965.

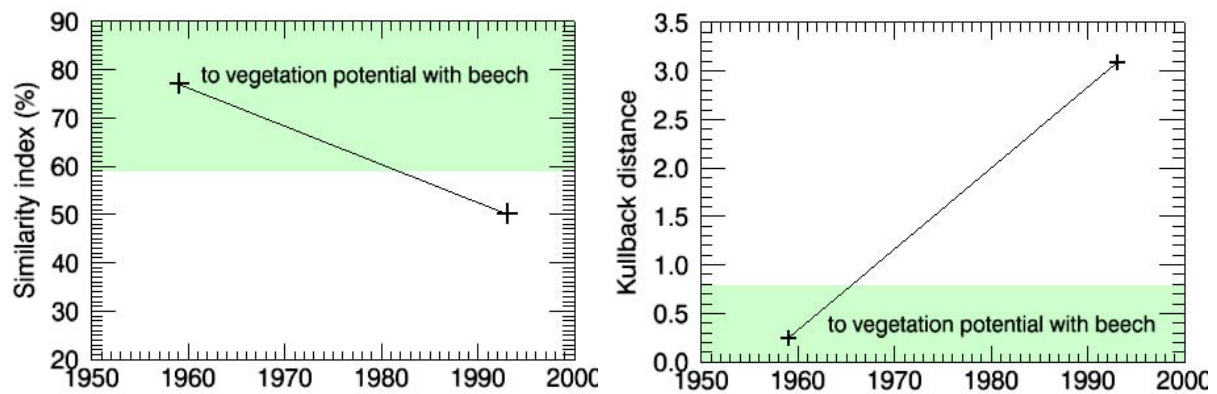


Abbildung 27: Ähnlichkeit zum (links) bzw. Kullback-Abstand vom (rechts) Vegetationspotenzial des Standortes unter Buche, dessen Amplitude grün markiert ist.

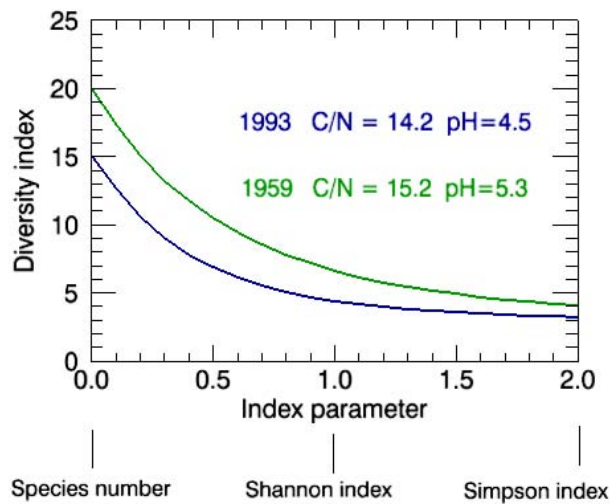


Abbildung 28: Veränderung des Diversitätsprofils des Lehm-buchenwaldes unter dem Einfluss massiver N-Einträge aus der Feldflur. Die flächendeckende Ausbildung von Großsträuchern führt zu einem Verlust an Pflanzenartendiversität, der nicht nur eine deutliche Beeinträchtigung der Lebensraumfunktion dieses FFH-Typs darstellt, sondern auch seine Fähigkeit zu Selbstregeneration, Selbststabilisierung und Anpassung an ein sich veränderndes Klima einschränkt.

9. Modellierung der Wirkung der N-Deposition auf die Pflanzenartendiversität in künftigen Entwicklungsszenarien und Regionalisierung der Ergebnisse

9.1 Modellkopplung

Durch Kopplung mit einem biogeochemischen Prozessmodell können aus der Modellierung von Szenarien der Depositions- und Klimaentwicklung Zeitreihen zur künftigen Entwicklung von Oberbodenzuständen in Wäldern und Forsten bereitgestellt werden, aus denen mit Hilfe der in diesem Teilprojekt erarbeiteten Modellbausteine Veränderungen der Pflanzenartendiversität vorhergesagt und Zuordnungen der Wälder und Forsten in die dargestellten Gefährdungskategorien getroffen werden.

Für eine Auswahl der analysierten Zeitreihen der Oberboden- und Vegetationsdynamik wurden Daten zum Bodenzustand (Horizont- und Schichtenfolgen, Körnungs- und Bodenarten der Schichten, Masse-% Ton, Schluff und Humus, Trockenrohdichten, C/N, pH und Basensättigung) an die Modellierer des IMK Garmisch-Partenkirchen übergeben. Ziel war es, mit Hilfe des biogeochemischen Prozessmodells die eintragsbedingte Entwicklung des Oberbodenzustands in der Vergangenheit abzubilden und wahrscheinliche Werte der künftigen Entwicklung des Oberbodenzustands in Abhängigkeit verschiedener Eintragsszenarien zu modellieren. Nach Rücklauf dieser Werte wurde eine Modellierung der in Zukunft zu erwartenden Veränderungen in der Pflanzenartendiversität und eine beispielhafte Zuordnung zu den Gefährdungskategorien durchgeführt. Die bisher erzielten Ergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen des biogeochemischen Prozessmodells und des Zeigerwertmodells der Vegetation.

Die verwandten Depositionsszenarien unterstellen eine nachhaltige Reduktion der N-Einträge auf Werte um $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wie sie zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts anzunehmen sind. Die nachfolgend dargestellten Modellergebnisse bestätigen dabei die empirischen Befunde hinsichtlich einer zumindest partiellen Reversibilität der Entwicklung der Ökosystemzustände und unterstreichen damit die Bedeutung von Maßnahmen der Luftreinhaltepolitik im Hinblick auf die Erhaltung der pflanzlichen Biodiversität.

Baumart:	Kiefer
Standort:	ziemlich nährstoffarmer bis mäßig nährstoffversorgter, mäßig frischer Sandboden (Sand-Braunerde, ehemals oberbodendegradiert)
Eintragssituation:	hohe N-Einträge in den 1980er und frühen 1990 Jahren
Gefährdungssituation um 2000:	potenziell bis deutlich gefährdet
Gefährdungssituation ab 2020:	nicht gefährdet

Interpretation der Modellergebnisse:

Der Kiefernforst entwickelte sich auf einer ehemals oberbodendegradierten Sand-Braunerde der Talsandterasse des Eberswalder Urstromtales (Stamm-Standortsformengruppe M2/Z2) und stand in den achtziger Jahren unter dem Einfluss starker N- Einträge, die in dem für die Modellierung verwandten Depositionsszenario bis auf Werte zwischen 60 und 70 kg ha⁻¹ a⁻¹ angestiegen sind. Unter dem Einfluss dieser Einträge hat der Oberbodenzustand in den achtziger und neunziger Jahren sein Standortpotenzial unter Kiefer wieder erreicht, der N-Mangel im Oberboden wurde überwunden. Dies äußert sich in der modellierten Verengung des C/N-Verhältnisses von über 30 in der ersten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts auf aktuell ca. 28 (Abbildung 29 oben). Hiermit verbunden war der Wandel vom typischen Hagermoos-Kiefernforst über ein Zwischenstadium mit beginnender Vergrasung zum Drahtschmielen-Kiefernforst mit Resten der *Dicranum scoparium*-Gruppe, quantitativ abgebildet durch die beschleunigte Reduzierung des Kullback-Abstandes der Artenzusammensetzung zum Vegetationspotenzial des Standortes unter Kiefer (Abbildung 29 Mitte) bzw. der entsprechenden Zunahme der Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung mit dem Vegetationspotenzial (Abbildung 29 unten).

Der Kiefernforst wurde entsprechend der erarbeiteten Klassifikation (Seite 19 ff.) um 2000 als potenziell bis deutlich gefährdet eingestuft, da sich der Oberbodenzustand aufgrund der oberbodendegradierten Ausgangssituation im Bereich des Standortpotenzials befand, jedoch eine starke Dynamik ($\Delta C/N \sim 2$) zu verzeichnen war. Bei einem Anhalten der hohen Einträge wäre daher eine beginnende Schädigung des Ökosystems zu erwarten gewesen, wie sie in dem angeführten Beispiel nachgewiesen werden konnte. Aufgrund des starken Rückgangs der N-Einträge auf Werte um 15 kg ha⁻¹ a⁻¹, wie sie in dem Szenario auch zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts angenommen wurden, erfolgt jedoch eine Stabilisierung des Systems, so dass ab etwa 2020 keine Gefährdung mehr anzunehmen ist.

Die an anderer Stelle (Anders et al. 2002; Hofmann and Jenssen 2004) dokumentierten Entwicklungen des Ernährungszustandes der Kiefernadeln und des Wachstumsverlaufs der Kiefern bestätigen die aus dem Modell abgeleiteten Aussagen. Die Nadelspiegelwerte zeigten in den neunziger Jahren einen deutlichen Anstieg von N bis in den Sättigungsbereich, während die Mg-Werte auf den unteren Grenzwert des Normbereiches abfielen. Unter den hohen Einträgen setzte ein deutlich akzeleriertes, vom Normalverlauf der Ertragstafel abweichendes Wachstum der Kiefern ein. Mit dem Nachlassen der Einträge war ein Rückgang dieser Entwicklungen zu beobachten, so dass eine weitere Stabilisierung des Systems zu erwarten ist.

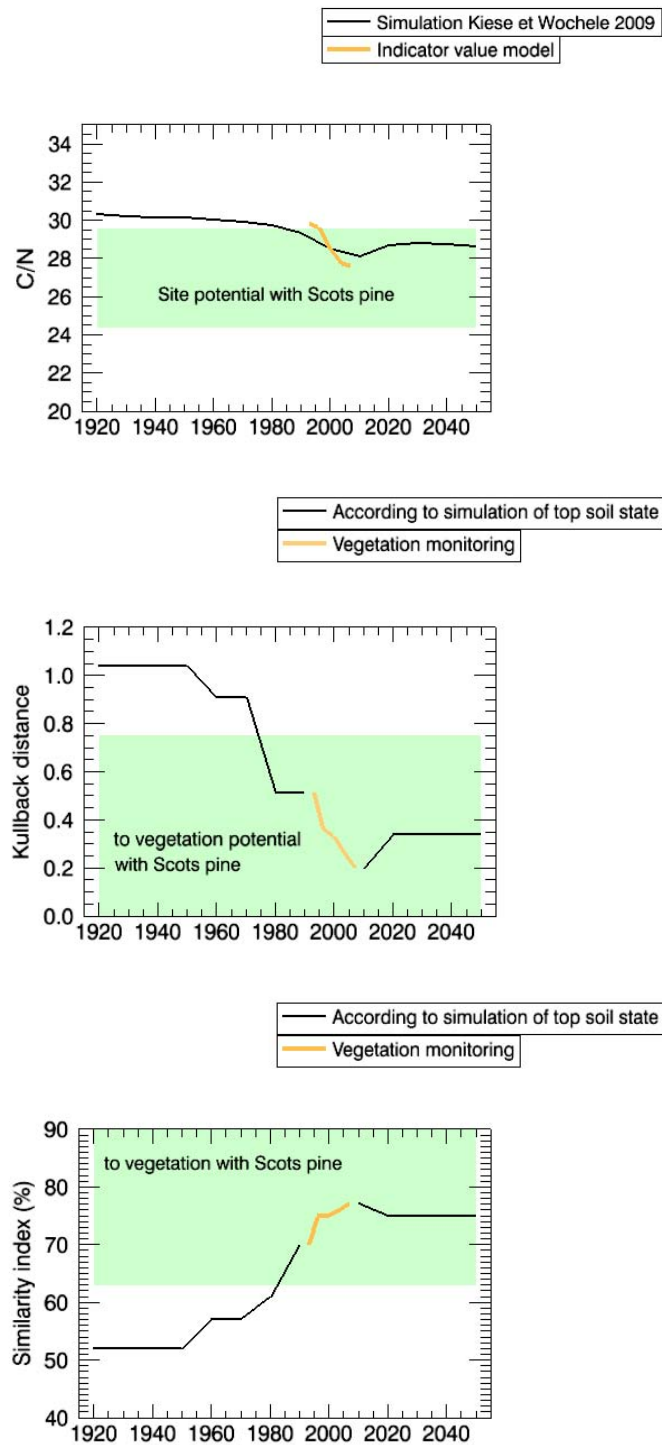


Abbildung 29: Modellierung der Veränderung des C/N-Verhältnisses (oben) sowie des Kullback-Abstandes vom (Mitte) und der Ähnlichkeit zum (unten) Vegetationspotenzial des Standortes für die Beispielfläche SC0821 entsprechend zugrunde gelegter Szenarien. Nach der angewandten Gefährdungsklassifikation (Seite 24) war um 2000 eine potenzielle bis deutliche Gefährdung gegeben. Eine starke Reduktion der N-Einträge auf Werte, wie sie zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts angenommen werden können, führt dazu, dass ab 2020 keine Gefährdung mehr vorliegt.

Baumart:	Kiefer
Standort:	mäßig nährstoffversorgter, mäßig frischer Sandboden (Sand-Braunerde)
Eintragssituation:	niedrige bis mittlere N-Einträge
Gefährdungssituation um 2000:	potenziell gefährdet
Gefährdungssituation ab 2020:	nicht gefährdet

Interpretation der Modellergebnisse:

Der Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst auf mäßig trockenem Sand mittlerer Nährkraft (Standortsformengruppe M2) mit der Humusform rohhumusartiger Moder befindet sich in der Endmoräne vorgelagerten Sanderbereich der Schorfheide fernab von lokalen Emittenten und war somit in der Vergangenheit den flächendeckenden Fremdstoffeinträgen ausgesetzt, die zwischen dem Ende der sechziger und der Mitte der achtziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts einen deutlichen Anstieg erfuhren, insgesamt jedoch auf niedrigem bis mittlerem Niveau verblieben. Unter der Zunahme der Einträge entwickelten sich seit den siebziger Jahren verstärkt Gräser wie Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Sandrohr (*Calamagrostis epigejos*) bei gleichzeitiger Abnahme der Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*). Mit nachlassenden Einträgen kehrte sich dieser Trend wieder um, wobei das anspruchsvolle Grünstengelmoos (*Scleropodium purum*) bei gleichzeitigen Flächenverlusten des Rotstengelmooses (*Pleurozium schreberi*) an Flächendeckung zunimmt. Diese Vegetationsentwicklung findet ihre Entsprechung in der bis 2010 anhaltenden mäßigen Verengung des C/N-Verhältnisses, danach weisen die Modellsimulationen bei weiter nachlassenden Einträgen wieder eine Abnahme der N-Gehalte im Oberboden aus (Abbildung 30). Das relativ naturferne Kiefernforstökotop war um 2000 potenziell gefährdet. Unter der Voraussetzung einer weiteren deutlichen Reduktion der N-Einträge auf Werte, wie sie im verwandten Depositionsszenario zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts angenommen werden, ist ab etwa 2020 keine Gefährdungsstufe mehr anzunehmen.

Die zu keinem Zeitpunkt anzunehmende deutliche Gefährdung des Kiefernforstes wird durch einen weit gehend der Ertragstafelnorm entsprechenden Wachstumsverlauf des Kiefernbestandes und die Entwicklung der Nadelspiegelwerte bestätigt (Anders et al. 2002; Hofmann and Jenssen 2004). Die N- und Mg- Ernährung der Kiefern zeigte zwischen 1993 und 1996 keine wesentliche Veränderung und verblieb im unteren Bereich des für den Ökosystemtyp ausgewiesenen Normbereichs.

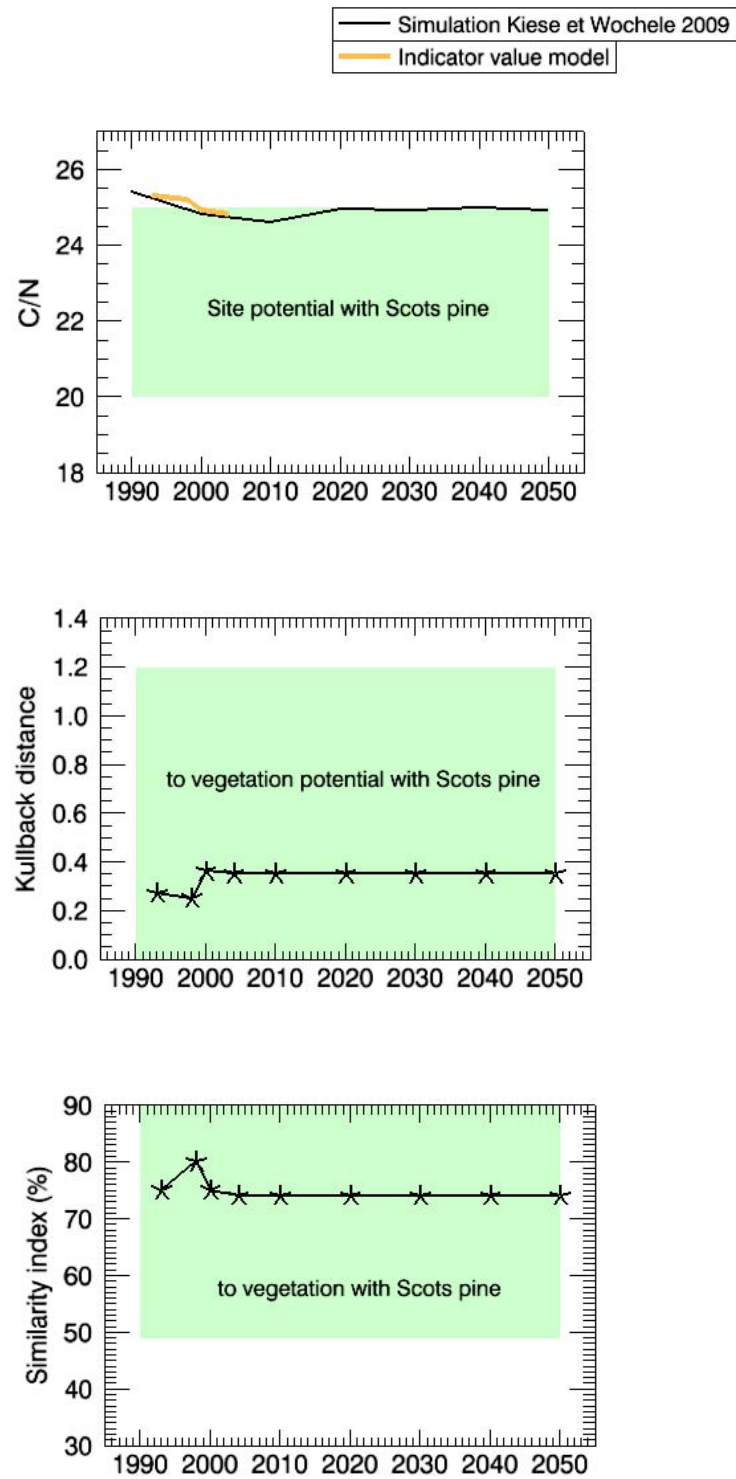


Abbildung 30: Modellierung der Veränderung des C/N-Verhältnisses (oben) sowie des Kullback-Abstandes vom (Mitte) und der Ähnlichkeit zum (unten) Vegetationspotenzial des Standortes für die Beispielfläche SC0813 entsprechend zugrunde gelegter Szenarien. Die um 2000 anzunehmende potenzielle Gefährdung ist unter der Voraussetzung weiterer drastischer Reduktionen der N-Deposition ab 2020 nicht mehr gegeben.

Baumart:	Buche
Standort:	nährkräftiger frischer Lehm Boden (Lehm-Parabraunerde)
Eintragungssituation:	niedrige bis mittlere N-Einträge
Gefährdungssituation bis 2000:	potenziell gefährdet
Gefährdungssituation ab 2000:	nicht gefährdet

Interpretation der Modellergebnisse:

Der Buchenwald befindet sich inmitten eines größeren Waldgebietes nördlich von Eberswalde auf der niederschlagsbegünstigten Grumsiner Endmoräne mit langjährigen Niederschlägen um 600 mm auf einer lehmunterlagerten Sand-Braunerde und war langjährig niedrigen bis mittleren N-Einträgen ausgesetzt. Es handelt sich um einen Perlgras-Buchenwald mit kräftiger Nährstoffversorgung, die Humusform ist mullartiger Moder (Standortsformengruppe K2).

Der Vergleich der Vegetationsausbildung zwischen 1959 und 2000 zeigt einen in 40 Jahren unveränderten Grundstock der Artenkombination. Das Verschwinden von Arten, deren Vorkommen vorrangig durch mittlere bis mangelhafte Nährstoffversorgung bestimmt wird, deutet jedoch auf eine Oberbodenverbesserung. Dagegen treten nach über vierzig Jahren Arten wie das Springkraut (*Impatiens noli-tangere*), die Brennnessel (*Urtica dioica*) und an kräftige Nährstoffversorgung gebundene Arten neu hinzu, die auf die stattgehabte schleichende N-Eutrophierung schließen lassen.

Diese vegetationsdynamischen Befunde werden durch die Ergebnisse der Oberbodenzustandsmodellierung bestätigt, wobei das Zeigerwertmodell der Vegetation und das geochemische Prozessmodell wiederum eine ausgezeichnete Übereinstimmung zeigen (Abbildung 31). Die Parameter des Oberbodenzustandes und der Vegetationszusammensetzung verbleiben während der gesamten Entwicklung in dem für den Ökosystemtyp typischen Bereich, die starke Verengung des C/N-Verhältnisses indiziert jedoch nach den für diesen Typ ausgewiesenen Kriterien (Seite 19 ff.) eine potenzielle Gefährdung bis zum Ende des vergangenen Jahrhunderts. Trotz der auch in diesem Szenario angenommenen starken Reduktion der N-Deposition auf Werte, wie sie zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts angenommen werden können, ist eine weitere Verengung des C/N-Verhältnisses bis zum Jahr 2050 ablesbar.

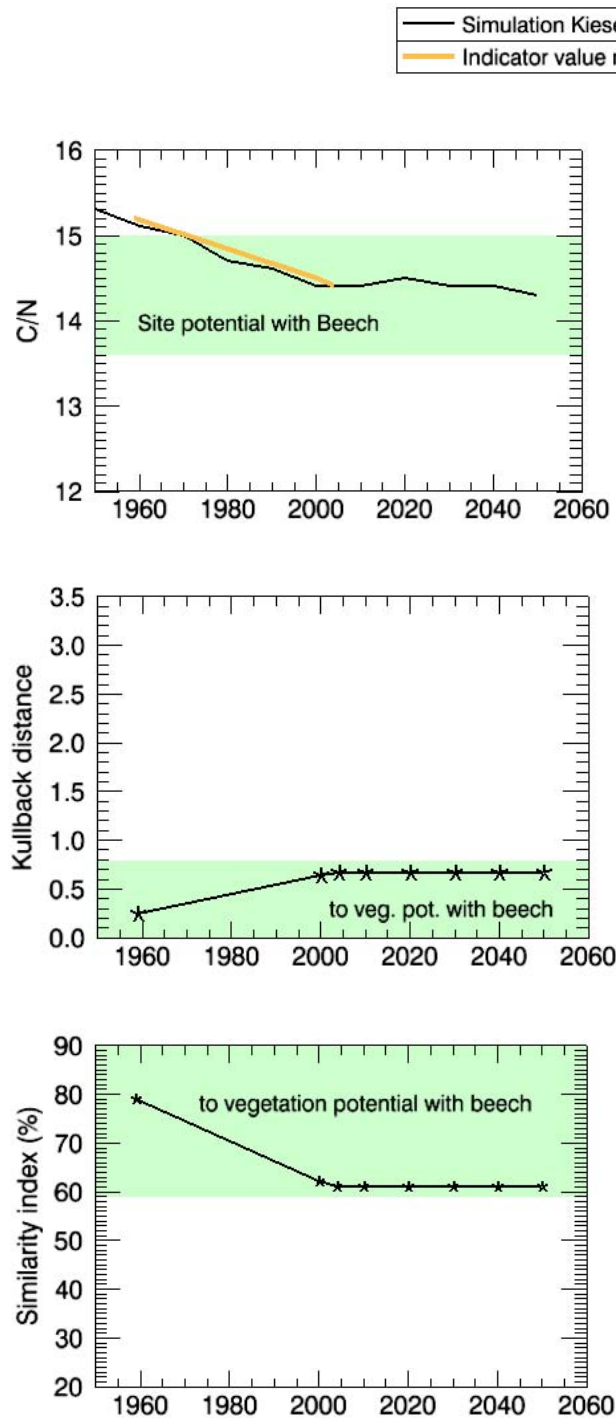


Abbildung 31: Modellierung der Veränderung des C/N-Verhältnisses (oben) sowie des Kullback-Abstandes vom (Mitte) und der Ähnlichkeit zum (unten) Vegetationspotenzial des Standortes für die Beispielfläche SC0806 entsprechend zugrunde gelegter Szenarien. Der naturnahe Buchenwald war aufgrund der eintragsinduzierten Dynamik von Vegetation und Oberbodenzustand bis zum Ende des vergangenen Jahrhunderts potenziell gefährdet.

9.2 Regionalisierung der Gefährdungseinschätzung und weiterer Bedarf an Forschung und Entwicklung

Über die wechselseitige Zuordnung der Informationen über Stammbodenform, Hauptbaumart(en) und Ökosystemtyp kann in einem weiteren Arbeitsschritt auf der Grundlage von N-Eintragsszenarien eine Regionalisierung der Ergebnisse durchgeführt werden.

Im Rahmen einer Vorstudie wurden die für eine Regionalisierung der Gefährdungseinschätzung erforderlichen Informationen für ein Beispielsgebiet des ostdeutschen Tieflands mit einer Waldfläche von insgesamt knapp 100 000 Hektar (Amt für Forstwirtschaft Eberswalde) erarbeitet. Auf der Grundlage dieser Ausgangswerte und einer regionalisierten Zeitreihe der Deposition kann mittels des biogeochemischen Prozessmodells der gegenwärtige Oberbodenzustand modelliert und mit vorhandenen Messdaten verglichen werden. Auf der Grundlage zukünftiger Eintrags- und Klimaszenarien können wahrscheinliche künftige Entwicklungen des Oberbodenzustands auf der Waldfläche der Modellregion dargestellt werden. Durch Kopplung mit den in diesem Teilprojekt erarbeiteten Modellbausteinen kann dann eine Gefährdungseinschätzung für die Waldfläche der Modellregion durchgeführt werden.

Eine Regionalisierung der Gefährdungseinschätzung für die gesamte Waldfläche Deutschlands und die Erarbeitung modellgestützter CL im Hinblick auf den Schutz der pflanzlichen Biodiversität erfordert folgende weitere Arbeiten:

- Erweiterung des Zeigerwertmodells für den Oberbodenzustand für weitere mitteleuropäische Waldarten und den Oberbodenparameter Basensättigung
- Ableitung von Vegetationspotenzialen für Ökosystemtypen weiterer Hauptbaumarten und Standortsbereiche (z.B. Fichten- und Douglasienforsten, Standortsbereiche weiterer Höhenstufen), Auswertung vorhandener Zeitreihen unter N-Deposition für diese Ökosystemtypen
- Neuaufnahme der Vegetation auf langjährig beobachteten Versuchsflächen zur Fortführung der Zeitreihen
- Analyse der Wirkungen unterschiedlicher Kombinationen von Fremdstoffeinträgen (N-Verbindungen, saure und basische Bestandteile der Deposition, weitere Nährstoffe) auf die pflanzliche Biodiversität, z.B. durch Auswertung von Düngungsversuchen
- Ableitung von Daten zu Standort und Bestockungszustand aus forstlichen und standortkundlichen Informationssystemen für die deutschen Bundesländer

10. Literatur

- Anders, S., Beck, W., Bolte, A., Hofmann, G., Jenssen, M., Krakau, U., and Müller, J. (2002). *Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands*, 1 Ed., Dr. Kessel, Oberwinter.
- Bücking, W. (1993). "Stickstoff-Immissionen als neuer Standortfaktor in Waldgesellschaften." *Phytocoenologia*, 23, 65-94.
- Ellenberg, H. (1985). "Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngungen und Immissionen." *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 136(1), 19-39.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., and Paulissen, D. (1992). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa* 3Ed., Goltze, Göttingen.
- Grime, J. P. (1998). "Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects." *Journal of Ecology*, 86, 902-910.
- Hill, M. O. (1973). "Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences." *Ecology*, 54, 427-432.
- Hofmann, G. (1972). "Vegetationsveränderungen in Kiefernbeständen durch Mineraldüngungen und Möglichkeiten zur Nutzenanwendung der Ergebnisse für biologische Leistungsprüfungen." *Beitr. Forstw.*, 6(4), 29-36.
- Hofmann, G. (1974). "Die natürliche Waldvegetation Westthüringens, ihre Gliederung und ihr Weiserwert für Boden, Klima und Ertrag," Habilitationsschrift, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Eberswalde.
- Hofmann, G. (1997). *Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild*, 2 Ed., Deutscher Landwirtschaftsverlag, München.
- Hofmann, G., and Heinsdorf, D. (1990). "Zur landschaftsökologischen Wirkung von Stickstoff-Emissionen aus Tierproduktionsanlagen, insbesondere auf Waldbestände." *Tierzucht*, 44(11), 500-504.
- Hofmann, G., and Jenssen, M. (2004). "Die Entwicklung ausgewählter Wälder und Forsten." In: *Lebensräume im Wandel. Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs.*, L. Brandenburg, ed., Eberswalde, Potsdam, 128-139.
- Jenssen, M. (2007). "Ecological potentials of biodiversity modelled from information entropies: Plant species diversity of North-Central European forests as an example." *Ecological Informatics*, 2(4), 328-336.
- Jenssen, M. (Year). "Potenziale der Artenvielfalt und Selbstorganisation. Der „gute ökologische Zustand“ langlebiger terrestrischer Ökosysteme aus Sicht der systemökologischen Waldforschung." *UBA-Texte*, 110-126.
- Jenssen, M. (2009a). "Relating plant biodiversity in forests with the spatial scale of ecosystem interaction." *International Journal of Ecology*, submitted.
- Jenssen, M. (2009b). "Relating plant biodiversity in forests with the spatial scale of ecosystem processes." *International Journal of Ecology*, accepted.
- Jenssen, M., and Hofmann, G. (2003). "Die Quantifizierung ökologischer Potentiale der Phytodiversität und Selbstorganisation der Wälder." *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 37(1), 18-27.
- Jenssen, M., and Hofmann, G. (2005). "Einfluss atmogener Stickstoffeinträge auf die Vielfalt der Vegetation in Wäldern Nordostdeutschlands." *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 39(3), 132-141.
- Jenssen, M., and Hofmann, G. (2006). "Modellgestützte Rekonstruktion und Bewertung der Wirkungen von Stickstoffeinträgen auf die Biodiversität der Waldvegetation bei veränderten ökologischen Randbedingungen." *FKZ 363 01 138*, Umweltbundesamt, Eberswalde.
- Kullback, S. (1951). *Information Theory and Statistics*, Wiley, New York.
- MacArthur, R. H. (1955). "Fluctuations of animal populations and a measure of community stability." *Ecology*, 36, 533-536.
- Märgalef, R. (1958). "Information theory in ecology." *General Systems Yearbook*, 3, 36-71.

- Mendes, R. S., Evangelista, L. R., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., and Gomez, L. C. (2008). "A unified index to measure ecological diversity and species rarity." *Ecography*, 31, 450-456.
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological Diversity*, Wiley, New York.
- Rényi, A. (Year). "On measures of entropy and information." *Fourth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, University of California Press, Berkeley, CA, 547-561.
- Rényi, A. (1970). *Probability Theory*, North-Holland, Amsterdam.
- Ricotta, C. (2005). "Through the jungle of biological diversity." *Acta Biotheoretica*, 53, 29-38.
- Shannon, C. E. (1948). "A mathematical theory of communication." *Bell System Technical Journal*, 27, 370-423, 623-656.
- Simpson, E. (1949). "Management of diversity." *Nature*, 163, 688.
- Tóthmérész, B. (1995). "Comparison of different methods for diversity ordering." *Journal of Vegetation Science*, 6, 283-290.
- Tüxen, R. (1956). "Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung." *Angew. Pflanzensoziol.*, 13, 5-42.
- Ulrich, B. (1989). "Waldökosystemforschung, Konzepte und Wege." *Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.*, Bonn.
- Walker, D. A., Wiseman, G. P., Vasudevan, A., Baydack, R. K., and Campbell, J. M. (Year). "Developing a 'richness-free' statistic for measuring ecosystem diversity in landscape decision support." *Science and Management of Protected Areas*, Victoria, BC.