TEXTE
08/2010

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

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

Umwelt Bundesamt

| TEXTE | 08/2010

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Förderkennzeichen 205 85 239
UBA-FB 001341

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

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

von

Dr. Hans-Dieter Nagel
Dr. Angela Schlutow
Philipp Kraft
Thomas Scheuschner
Regine Weigelt-Kirchner

Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH – ÖKO-DATA, Strausberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennummer&Suchwort=3909
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 III: Modellierung der Wirkung der Stickstoff-Deposition auf die biologische Vielfalt der Pflanzengesellschaften von Wäldern der gemäßigten Breiten

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

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

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 atmogenen 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 kg N ha^{-1} $Jahr^{-1}$ für Waldstandorte in Deutschland. Das FuE-Vorhaben „Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention“ wurde gemeinschaftlich von vier Partnern bearbeitet, mit der zentralen Fragestellung, wie sich atmogene 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 (> 40kg N ha^{-1} $Jahr^{-1}$) 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 kg N ha^{-1} $Jahr^{-1}$ (entspricht im Mittel dem Maximum Feasible Reduction = MFR Szenario von IIASA, Stand 2003) eine mäßige Erholung einiger, bei einem Rückgang auf 5 kg N ha^{-1} $Jahr^{-1}$ eine schnellere Erholung aller untersuchter Waldstandorte zu verzeichnen ist.

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

nachfolgend an zwei verschiedene Bewertungsmodelle für die oberirdische Biodiversität weitergegeben. Die hierzu verwendeten Modelle BERN (Bioindication for Ecosystem Regenerarion 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 Biodiversitäts-modelle 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 Stoffaustrag 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 kg N ha^{-1} 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 kg N ha^{-1} 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 kg N ha^{-1} $year^{-1}$ (it averages the maximum feasible reduction = MFR deposition scenario , IIASA 2003) show a moderate, a decline of nitrogen deposition to 5 kg N ha^{-1} $year^{-1}$ show a faster recovery of the forest sites investigated.

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

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

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

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

The climate induced changes highly depend on the chosen climate scenario. Further research is needed especially towards the question how changing environmental conditions, like temperature and moisture, as well as extreme weather events, do effect the vegetation and the microbial C and N transformation having impacts on ecosystem nutrient availability and nutrient losses. Furthermore, the study of Gießen University could demonstrate that the relation between structures and functions of ecosystems and biodiversity of soil organisms, including feedback mechanisms to soil functions e.g. decomposition, should be considered especially given that relatively little is known about this topic compared to plant biodiversity. Due to the information of available data a negative effect of nitrogen deposition on the diversity of several soil organisms can already be noticed. However, due to the lack of reliable data as well as the inferior quality of some studies general conclusions about effects of elevated nitrogen deposition on soil fauna composition can´t be drawn at present.

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

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

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

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

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 001341	2.	3.

4. Titel des Berichts
Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention
Teilbericht II: Das BERN-Modell – ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität

5. Autor(en), Name(n), Vorname(n)

Schlutow, Angela
Kraft, Philipp
Nagel, Hans-Dieter
Scheuschner, Thomas
Weigelt-Kirchner, Regine

6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)

ÖKO-DATA - Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH

Hegermühlenstr. 58
15344 Strausberg

7. Fördernde Institution (Name, Anschrift)
Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau

8. Abschlussdatum

Dezember 2009

9. Veröffentlichungsdatum

März 2010

10. UFOPLAN-Nr.
205 85 239

11. Seitenzahl
123

12. Literaturangaben
100

13. Tabellen und Diagramme
13

14. Abbildungen: 47

15. Zusätzliche Angaben
.

16. Zusammenfassung

Naturnahe Ökosysteme sind seit mehreren Jahrzehnten hohen atmogenen 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 kg N ha^{-1} $Jahr^{-1}$ 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 atmogene 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 bei OKO-DATA wurde das Biodiversitätsmodell BERN weiterentwickelt. Insgesamt wurden 14 585 Vegetationsaufnahmen aus ganz Deutschland sowie weitere 2 914 aus Nachbarländern ausgewertet und die entsprechenden gewonnenen Daten in die BERN-Datenbank integriert. Mit dem Modell konnten die Vegetationsveränderungen in Abhängigkeit vom Wandel der Standortsbedingungen (Stoffeinträge und -entzüge, Klimawandel) ermittelt werden, wobei die entsprechender Zeitreihen von geochemischen bzw. klimaökologischen Parametern aus MoBiLE Forest-DNDC-SAFE (siehe Teilbericht I des Projektes) implementiert wurden. Eine Validierung der MoBiLE-BERN-Kopplung erfolgte an den Level-II-Standorten. Aus der Dynamik der Vegetationsentwicklung im Kontext von Standortsveränderungen können ökologische Belastungsgrenzen abgeleitet werden. Es ließen sich die aktuellen Regenerierungspotenziale ablesen und Zielzustände im harmonischen natürlichen Gleichgewicht der Standortfaktoren bestimmen. Ebenso konnte der Verlauf des Gefährdungspotentials für die Biodiversität und die Existenzmöglichkeiten von Arten oder Gesellschaften aufgezeigt werden. Die eindeutigste Abhängigkeit der Biodiversitätsveränderung konnte zu den Änderungen der Standortfaktoren C/N-Verhältnis, Basensättigung und Vegetationszeitlänge mit einer starken multiplen Korrelation nachgewiesen werden.

17. Schlagwörter Biodiversität, BERN-Modell, C/N-Verhältnis, Regenerierungspotenzial, Standortfaktoren		
18. Preis		
		20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 001341	2.	3.

4. Report Title

Modelling and mapping of spatial differentiated impacts of nitrogen input to ecosystems within the framework of the UNECE – Convention of Air Pollution Prevention
Report of OEKO-DATA - Ecosystem Analysis and Environmental Data Management
The Model BERN – Assessment of Vegetation Change and Biodiversity

5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s)

Schlutow, Angela
Kraft, Philipp
Nagel, Hans-Dieter
Scheuschner, Thoma
Weigelt-Kirchner, Regine

6. Performing Organisation (Name, Address)

OEKO-DATA –
Ecosystem Analysis and Environmental Data Management
Hegermuehlenstr. 58
15344 Strausberg
Germany

7. Funding Agency (Name, Address)
Umweltbundesamt (Federal Environmental Agency)
Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau

8. Report Date

December 2009

9. Publication Date

March 2010

10. UFOPLAN-Ref. No.
205 85 239

11. No. of Pages
123

12. No. of Reference
100

13. No. of Tables, Diagrams
13

14. No. of Figures: 47

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 kg N ha-1 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 (OEKO-DATA and Waldkundeinstitut Eberswalde) and soil organisms (Gießen University).

Work carried out at OEKO-DATA initially concentrated on the development of the BERN-model. About 14 585 vegetation inventories from all over Germany and other 2 914 relevant inventories evaluated from neighboring countries were integrated in BERN database.

With this model, the vegetation changes as a function of variations in the location conditions could be identified due to the implementation of the corresponding time series of geochemical and climate parameters from MoBiLE. A validation of the MoBiLE-BERN-coupling was carried out at Level II sites. From the dynamics of the vegetation development in the context of location changes could be derived critical loads and limits. Also the current regeneration potential as well as a harmonious natural balance of location factors could be determined. Likewise, the potential of danger to biodiversity and the livelihood opportunities of plant species or societies could be demonstrated. The most distinct dependence of biodiversity change could be detected on the alterations of location factors, C / N ratio, base saturation, and growing season length, with strong multiple correlations.

17. Keywords

Biodiversity, BERN-model, C/N-ratio, regeneration capacity, natural conditions

18. Price

		20.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis ..... **IX**

Tabellenverzeichnis ..... **XI**

1 Ziele und Aufgaben des Teil-Projektes **12**

2 Grundlagen **14**

3 Modell-Konzept **19**

3.1 Ziele des BERN-Modells 19

3.2 Mathematische Grundlagen und Gleichungen des Modells BERN 19

3.2.1 Unscharfe Relation R_{SP} zwischen Standortfaktor und Pflanzenart 20

3.2.2 Möglichkeitsverteilungsfunktion (MVF) der Arten für einen Standortfaktor 22

3.2.3 Zugehörigkeitsfunktion für mehrere Standortfaktoren 24

3.2.4 Möglichkeitsverteilungsfunktion für eine Pflanzengesellschaft 25

4 Datenbasis **31**

4.1 Ermittlung von Referenzwerten der Standortfaktoren 31

4.2 Standortstypisierung nach Stammeigenschaften und Zuordnung der Stamm-Vegetationseinheiten 35

4.3 Ableitung der ökologischen Nischen der konstanten Arten 43

5 Modell-Validierung und -verifizierung **45**

5.1 Vergleich von modellierten und gemessenen aktuellen Bodenzustands-Parametern 45

5.2 Vergleich von historischen Zeitreihen von Vor-Ort-Aufnahmen mit BERN-Modell-Ergebnissen 50

6 Implementierung des BERN-Modells in die dynamische Modellierung von Ökosystemen **57**

6.1 Methodische Grundlagen 57

6.2 Aufbau einer operationellen Schnittstelle des BERN-Modells zu biogeochemischen Modellen 59

7 Interpretationsrahmen nach Kopplung mit dem dynamischen Modell MoBiLE **61**

7.1 Ermittlung des aktuellen Standort-Zustands und des Abweichgrades vom Referenzzustand des Stamm-Standorttyps 61

7.2 Anwendung des BERN-Modells zur Berechnung von Biodiversitäts-Parametern 63

7.3 Ermittlung des Regenerierungsziels und des aktuellen Regenerierungspotenzials 66

7.4 Ableitung von Grenzwerten für N-Einträge 71
7.4.1 Zielstellung und Grundlagen 71
7.4.2 Ermittlung von Critical Limits 72
7.4.3 Berechnung von Critical Loads 82
7.5 Zeitlich-dynamische Entwicklung der Vitalität von Arten und Gesellschaften 83
8 Ergebnisse der Kopplung von MoBiLE mit BERN 86
9 Zusammenfassung und Ausblick 116
Literaturverzeichnis 120

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Nährstoffkreislauf eines naturnahen Ökosystems im harmonischen Gleichgewicht 15

Abb. 2: Möglichkeitsverteilungen als Modell der ökologischen Nische 23

Abb. 3: Möglichkeitsverteilungsfunktion der hochsteten Arten (gelb-braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des Aγ-Operators 27

Abb. 4: Herleitung der MVF der Gesellschaft Dentario pentaphyllae-(Abieto-)Fagetum für zwei Klimafaktoren (Vegetationszeitlange und mittlere Wasserbilanz pro Vegetationsmonat) bei optimaler Bodenfeuchte, Basensättigung und C/N-Verhältnis aus den MFV der hochsteten Arten 28

Abb. 5: Verteilung der Zugehörigkeitsräume (Alpha-Level-Menge 0,5) aller Pflanzengesellschaften des Stamm-Standortstyps Extensivwiese in der planar-subkontinentalen Region mit flachem Relief in 3-dimensionaler Darstellung der Parameter Bodenfeuchtegrad, Basensättigung und C/N.....29

Abb. 6: Verteilung der Zugehörigkeitsmaxima aller Pflanzengesellschaften des Stamm-Standortstyps Wald in der schwach subkontinentalen collinen Region mit flachem Relief bei einer Bodenfeuchte von 0,46m³/m³.....30

Abb. 7: Formular für die Eingabe der Gesellschaften in die BERN-Datenbank.....32

Abb. 8: Steckbrief einer Art in der BERN-Datenbank.....44

Abb. 9: Level-II-Daten der PCC-Datenbank, ...45

Abb. 10: BERN-Formular mit den resultierenden Bioindikator-Spannen 46

Abb. 11: Vergleich der Messwerte (PCC 2006) und der BERN-Indikator-Spannen für die Basensättigung am Level-II-Standort 1202 47

Abb. 12: Spannweiten der modellgestützt ermittelten Indikatorwerte für die Basensättigung (rote und hellgrüne Linien) im Vergleich mit den Spannen der Messwerte des PCC (orange und dunkelgrüne Punkte), jeweils im Zeitraum 1995-1998 aufgenommen 48

Abb. 13: Vergleich der vom PCC gemessenen mit den BERN-modellierten Wertespannen für den pH-Wert an den Level-II-Standorten Deutschlands 48

Abb. 14: Vergleich der vom PCC gemessenen mit den BERN-modellierten Wertespannen für das C/N-Verhältnis (a)) sowie der Vergleich der C/N-Mittelwerte (b)) an den Level-II-Standorten Deutschlands.....49

Abb. 15: Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 1 51

Abb. 16: Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 2 52

Abb. 17: Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 3 52

Abb. 18: Die rekonstruierten Stamm-Vegetationsgesellschaften Bayerns im Referenzzustand von Boden, Klima und Wasserhaushalt.....57

Abb. 19: Dynamische Entwicklung von Leitwaldtypen für den prognostizierten Klimawandel nach dem B1-Szenarium des IPCC bis 2100 in Sachsen 59

Abb. 20: Datenimportdialog in BERN 60
Abb. 21: Abweichung des aktuellen Zustands vom natürlichen Stamm-Standortstyp, Critical-Limit-Funktion, Artenverlust und Natürlichkeitsgrad an einem Beispiel.....63
Abb. 22: Regenerierungspotenziale eines stark (harmonisch) veränderten Standortes.....67
Abb. 23: Regenerierbarkeitsgrenze für irreversibel veränderte Habitate an einem Beispiel 70
Abb. 24: Darstellung des Prinzips der Berechnung von Critical Loads auf der Basis eines Critical Limits C/Ncrit für die zu schützende Pflanzengesellschaft an einem Level-II-Standort in Deutschland. 83
Abb. 25: Level II-Standort 303 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 88
Abb. 26: Level II-Standort 304 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 90
Abb. 27: Level II-Standort 305 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 92
Abb. 28: Level II-Standort 601 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 94
Abb. 29: Level II-Standort 602 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 96
Abb. 30: Level II-Standort 706 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 98
Abb. 31: Level II-Standort 808 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 100
Abb. 32: Level II-Standort 903 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 102
Abb. 33: Level II-Standort 1206 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 104
Abb. 34: Level II-Standort 1403 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 106
Abb. 35: Level II-Standort 1605 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung 108
Abb. 36: Zunahme der N-Deposition versus Abnahme des C/N.....110
Abb. 37: C/N-Abnahme in Abhängigkeit vom Referenz-C/N.....110
Abb. 38: Abnahme des C/N versus Abnahme der Basensättigung (BS) in den Stamm-Pufferbereichen a) Karbonat- und Silikatpuffer; b) Tonmineral- und Austauscherpuffer; c) Aluminium- und Aluminium-Eisen-Puffer 111
Abb. 39: Abnahme der Basensättigung (BS) in Abhängigkeit von der Referenz-BS (1920) 112
Abb. 40: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von N-Depositionszunahme.....112
Abb. 41: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von der Abnahme des C/N.....113
Abb. 42: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von der BS-Abnahme.....113
Abb. 43: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von C/N- und BS-Abnahme 114
Abb. 44: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von Zunahme der Vegetationszeitlänge und Abnahme des C/N.....114
Abb. 45: Exemplarischer Verlauf des Gefährdungspotentials für unterschiedliche Zielgrößen für den Standort 602 (vergl. Teilbericht IMK-IFU, Abb 4.1).....117
Abb. 46: Simulierter Verlauf von Vitalitätsfunktionen im Szenario „Aussterben“ 119
Abb. 47: Simulierter Verlauf von Vitalitätsfunktionen im Szenario „Erholung“ 119

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Die konstanten Arten der Gesellschaft Lolio-Cynosuretum cristati mit physiologischem Optimum (m_{BS}) und physiologischer Nischenbreite (b_{BS}) für den Standortfaktor Basensättigung (in %) 26
Tab. 2: Untersuchungsmethoden der Stichprobenflächen 34
Tab. 3: Bodenwasserhaushaltstypen im UG 36
Tab. 4: Zuordnungsmatrix zur Ermittlung des volumetrischen Wassergehaltes 37
Tab. 5: Säure-Basen-Status, C/N-Verhältnis und Humusform im harmonischen Gleichgewicht (KONOPATZKI U. KIRSCHNER 1997) 38
Tab. 6: Bodenformentypen 38
Tab. 7: Höhen-/Klimastufen in Deutschland, abgeleitet aus WOLFF et al. (2003) 42
Tab. 8: Ergebnisse der Aufnahme der Wald-Pflanzengesellschaften am Beispiel UF1 53
Tab. 9: Vergleich der Messwerte 2005 mit den Zeigerwerten der 2005 vorkommenden Pflanzenarten 56
Tab. 10: Puffersysteme in Böden (ULRICH 1985, verändert) 72
Tab. 11: Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (Klap et al. 1997) 78
Tab. 12: Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) 79
Tab. 13: Kritische untere Verhältnisse von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Bodenlösung des Wurzelraumes für ausgewählte Waldgesellschaften (UBA 1996) 80

1 Ziele und Aufgaben des Teil-Projektes

Als Bestandteil des an das IMK-IFU vergebenen UBA F+E-Vorhabens zur „Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention“ (FKZ 205 85 239) bearbeitete die Gesellschaft für Ökosystemforschung und Umweltdatenmanagement (ÖKO-DATA) ein Teilthema zur „Kopplung von biogeochemischen Modellen mit Bewertungsmodellen zur oberirdischen Biodiversität“.

Vorgehensweise:

Zur Ermittlung ökosystemarer Zusammenhänge zwischen den biotischen Komponenten (Vegetations- und Bodenorganismengesellschaften) und anthropogener Schadstoffeinträge wurde das BERN-Modell auf der Basis empirischer Erhebungen in einer Region Deutschlands entwickelt und validiert (SCHLUTOW und HÜBENER 2005). Die Anwendbarkeit dieses Modells auf die Aufgabenstellungen in diesem Projekt sollte zunächst überprüft werden. Dazu wurde die Datenbasis für das BERN-Modell erweitert und verifiziert. Notwendige Anpassungen des Modells wurden durchgeführt und vor allem an gut erkundeten Referenzstandorten bzw. –regionen validiert.

In einem ersten Arbeitsschritt wurden zunächst die naturnahen und halbnatürlichen zu schützenden Ökosystemtypen hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung und Biodiversität unter nicht bis wenig anthropogen veränderten Standortbedingungen erfasst und beschrieben.

Die dynamische Entwicklung der bodenchemischen und geländeklimatischen Parameter, wie z. B. C/N-Verhältnis, C- und N-Vorräte, Immobilisierungs- / Mineralisierungsraten von N, aber auch pH-Wert und / oder Basensättigung, Temperatur und Niederschlag bestimmen die zeitliche Entwicklung der Standortseignung für die verschiedenen Wald- und Graslandgesellschaften, die aufgrund der schwer veränderlichen Stamm-Standortparameter an einem bestimmten Standort existieren könnten. Die Ausgabe der Zeitreihen dieser Parameter als Ergebnis des im IFK-IFU entwickelten Modells „Modular Biospheric Simulation Environment“ (MoBiLE“ sind die Eingangsdaten für das BERN-Modell.

Die Erarbeitung von Zielvorstellungen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung der natürlichen Biodiversität muss die Prognosen für die zukünftige Entwicklung der veränderlichen Standortbedingungen berücksichtigen, d. h. die Modellierung in die Zukunft muss auf Annahmen (Szenarien der Depositionsentwicklung, der Klimaveränderungen und der Nutzungsweise) basieren.

Relativ realistische Annahmen sind das Depositionsszenarium nach Erfüllung der Emissions-Minderungsverpflichtungen, die Deutschland mit dem vom Deutschen Bundestag 2004 ratifi-

zierten (BGBL 2004 II S. 884) und 2005 international in Kraft getretenen sogenannte Multikomponenten- oder Göteborg Protokoll (Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone) eingegangen ist, und das „mittlere Klimaszenarium“ des International Panel for Climate Change (IPCC 2001) sowie die Szenarien zum ökologischen Waldumbau und zur Bodenschutzkalkung.

Die Kalibrierung des Modells und die Verifizierung der Modellergebnisse wurden zunächst an gut untersuchten Level-II-Punkten durchgeführt, wobei die größtmögliche Anzahl an Level-II-Punkten bearbeitet wurde, für die eine ausreichende Datenbasis vorliegt.

Nach erfolgreicher Validierung des Modells und seiner Basis-Datenbanken wurde dann in einem weiteren Schritt die Übertragbarkeit der Modell-Ergebnisse (z. B. aus Forest-DNDC mit angekoppeltem BERN-Modul) auf größere Flächeneinheiten getestet.

2 Grundlagen

Um ökologische Zusammenhänge bei der Ermittlung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen und bei der Bestimmung von ökologischen Belastbarkeitsgrenzen besser als bisher einzubeziehen, wurde das BERN-Modell auf der Basis empirischer Erhebungen in Deutschland entwickelt.

Da quasi alle biologischen Ökosystem-Komponenten an ein langfristig evolutionär entwickeltes Nährstoffverhältnis (Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff, basische Kationen wie Kalzium, Kalium und Magnesium) sowie Wasser- und Wärmedargebot angepasst sind, kann man insbesondere die Vegetationsstruktur als Indikator für endogene Veränderungen nutzen. Weil Pflanzengesellschaften den höchsten und komplexesten Informationsgehalt darstellen, können aus ihrer Struktur relativ genaue Informationen über die Standortfaktoren abgeleitet werden.

Die anthropogen bedingten Schwefel- und Stickstoff-Emissionen erreichten ihren Höhepunkt in Mitteleuropa zwischen 1975 und 1985 (LÖVBLAD et al. 2004). Die Klimaerwärmung hat vermutlich ihren Höhepunkt gegenwärtig noch nicht erreicht.

Die endogenen Veränderungen der abiotischen Standortfaktoren wie Bodenchemismus, Bodenwassergehalt und Klimafaktoren werden durch Änderungen der Produktivität von Pflanzen und Bodenorganismen bis hin zum Wandel der Vegetationsstruktur sowie durch den Wandel der Humusstruktur angezeigt (ELLENBERG 1996: 308, 603, 389, 507, 714, 376, 475, 743). Vor der starken Industrialisierungswelle in Mitteleuropa waren die meisten Ökosysteme nicht oder nur leicht durch Verschmutzungen oder Klimawandel beeinflusst. Die natürliche Spontan-Vegetation hatte sich an einen standortspezifischen stabilen Nährstoffhaushalt in Abhängigkeit vom Wasser- und Wärmedargebot angepasst (vgl. Abb. 1).

Wird durch Nährstoffeinträge oder -verluste das gleiche Nährstoffverhältnis auf höherem oder niedrigerem Niveau erreicht, so wandert eine für diesen Standort typische neue natürliche („potenziell-natürliche“) Gesellschaft ein (ELLENBERG 1996). Ebenso reagiert die Vegetation auf den Wandel des Verhältnisses zwischen Temperatur und Wasserdargebot mit einer Veränderung in der Artenstruktur bis hin zum Einwandern von Gesellschaften aus benachbarten Florenzonen.

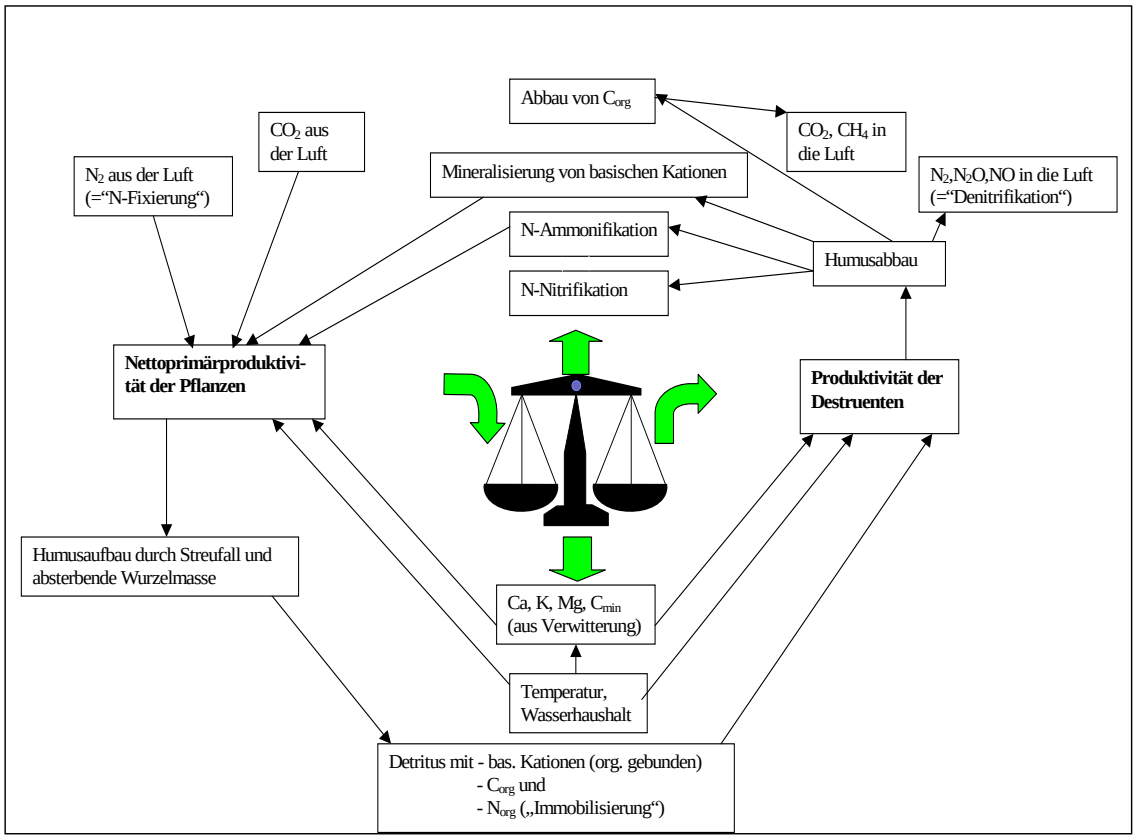


Abb. 1: Nährstoffkreislauf eines naturnahen Ökosystems im harmonischen Gleichgewicht

Aber ein großer Teil der Standorte Mitteleuropas ist gegenwärtig in Folge von bodenchemischen Prozessen in Reaktion auf anthropogene eutrophierende und / oder versauernde Stoffeinträge in den letzten Jahrzehnten gekennzeichnet von einem Nährstoffverhältnis, das so vor 1960 in Mitteleuropa nicht existiert hatte. Die Folgen waren meistens die Abnahme der Vitalität und ökosystemaren Funktionstüchtigkeit zunächst einzelner Individuen bis hin zum Absterben der Population und letztendlich bis zum Verlust der über Jahrhunderte entwickelten natürlichen Pflanzengesellschaft am Standort (KONOPATZKI et KIRSCHNER 1997: 103). Übrig blieben polyöke Arten (in Fragmentgesellschaften) und es entstehen Derivatgesellschaften (KOPECKÝ et HEJNÝ 1979).

Eine ähnliche Entwicklung des Biodiversitätsverlustes ist bei weiter zunehmender Erwärmung und gleichzeitig abnehmender Wasserversorgung zu erwarten, wenn es nicht gelingt, rechtzeitig eine trendangepasste Umstrukturierung z.B. von Waldökosystemen zu initiieren.

Das BERN-Modell beruht auf folgenden Definitionen:

Nach TÜXEN (1957: 151) ist „*eine Pflanzengesellschaft eine in ihrer Artenverbindung durch den Standort ausgelesene Arbeitsgemeinschaft, die als sich selbst regulierendes und regenerierendes Wirkungsgefüge im Wettbewerb um Raum, Nährstoffe, Wasser und Energie sich in einem soziologisch-dynamischen Gleichgewicht befindet, in dem jedes auf alles wirkt, und*

das durch die Harmonie zwischen Standort und Produktion und aller Lebenserscheinungen und ihren zeitlichen Ablauf gekennzeichnet ist".

Desweiteren wird der Auffassung von KOPP (2003) gefolgt, der den Methodenansatz für die forstliche Standortserkundung in Deutschland erarbeitete: *„Die Erkundung anthropogenen Zustandswandels geht von der Erkundung des natürlichen Gleichgewichtszustandes zwischen Standort und Vegetation aus. Für den Standort sind dabei die anthropogen schwer beeinflussbaren Eigenschaften (Stammeigenschaften) bestimmend. Die die Stammeigenschaften widerspiegelnde Vegetation wird als Stamm-Vegetationsform definiert."*

Als Stammvegetationsformen wurden in das BERN-Modell die sich selbst regulierenden und regenerierenden Pflanzengesellschaften im Sinne TÜXENS (1957) aufgenommen, die sich in einem feststehenden soziologisch-dynamischen Gleichgewicht und in Harmonie mit den Standortbedingungen befinden. Sukzessionsstadien im Ergebnis kurzfristiger Übergangsperioden oder graduelle Variationen, die durch räumliche Überlappung in Grenz-Ökotonen entstehen, werden vernachlässigt und vom BERN-Modell nicht erfasst. Lediglich nicht oder selten extensiv genutzte Gesellschaften werden berücksichtigt, weil deren Konkurrenz-Gleichgewicht über große Zeiträume homöostatisch bleibt, weshalb die indikatorisch angezeigten Veränderungen ausschließlich auf Verschmutzungen zurückgeführt werden können.

Die Stamm-Pflanzengesellschaften sind eigenständige und reproduzierbare Vegetations-Einheiten (CLEMENTS 1916) und wurden in der Literatur von vor 1960 über die Flora Europas als natürliche Gesellschaften des Waldes, der Moore und Sümpfe oder als halb-natürliche Gesellschaften des extensiv genutzten Trockengraslandes und der Heiden (im Folgenden zusammengefasst als „natürliche Stammgesellschaften" bezeichnet) umfassend beschrieben und klassifiziert (ELLENBERG 1996, KLAPP 1965, OBERDORFER 1979, PASSARGE 1964, PASSARGE UND HOFMANN 1968, POTT 1994).

Qualitatives Wissen über die Beziehung zwischen Standortstypen und Pflanzengesellschaften ist in großem Maße vorhanden. Um dieses nicht exakt erfassbare Expertenwissen in exakte mathematische Formeln umformen zu können, bedient sich das BERN-Modell des Ansatzes unscharfer Beziehungen nach ZADEH (1978) zwischen Standorttypen und Pflanzenarten unter Berücksichtigung empirisch ermittelter Kenntnisse über die Pflanzen-Physiologie und die Pflanzen-Konkurrenz. Der Grad der unscharfen Relation wird bestimmt durch eine Möglichkeits-Verteilungs-Funktion des Pflanzenvorkommens in Abhängigkeit von einem oder mehreren Standortfaktoren in einem Wertebereich von 0 bis 1.

Diese Definition entspricht weitgehend der Definition der ökologischen Nische nach HUTCHINSON (in: BURROWS 1990 et SHUGART 1984), der die ökologische Nische als n-dimensionales Hypervolumen im funktionalen Raum der Standortfaktoren sieht. WHITTAKER (in ELLENBERG 1996) und BURROWS (1990) unterschieden zwischen der fundamentalen und

der realisierten Nische. Die fundamentale Nische entspricht dem Hypervolumen, das durch die unscharfen Bedingungen der Anpassung einer Art an exogene Faktoren definiert ist, ohne die Einschränkungen, die durch Konkurrenz mit anderen Arten entstehen. Dieser Bereich ist durch die physiologischen und genetisch festgelegten Eigenschaften der Art bestimmt und nur sehr langsam im Rahmen der Evolution veränderbar. Die realisierte Nische ergibt sich aus den sozialen Eigenschaften der Arten und wird nicht nur von der Konkurrenzstärke einer Art, sondern auch durch ihre Reproduktionsbedingungen im Vergleich mit anderen Arten bestimmt.

Während die fundamentale Nische von den meisten Autoren mit einer Art Glockenkurve gekennzeichnet wird, kann die realisierte Nische von Arten ganz andere Formen annehmen, z.B. zweigipfelig. Aufgrund der Schwierigkeit, das Konkurrenzverhalten verschiedener Pflanzenarten zueinander zu beschreiben, wird im Modell BERN zunächst nur die fundamentale Nische beschrieben. Anschließend wird die realisierte Nische der gesamten Gesellschaft modelliert.

Gebräuchliche Ansätze wie die Ordination (ROBERTS 1986) oder die Bioindikation auf der Grundlage von Arten (ELLENBERG 1974, 1979, 1996) oder ökologischen Artengruppen (SUCCOW et JOOSTEN 2001) sind nicht verwendbar für das BERN-Modell, weil es nicht möglich ist, das Vorkommen einer Pflanzenart auf der Grundlage von Standortfaktoren vorher zu sagen, denn die Konkurrenzeinflüsse sind nach heutigem Wissensstand nicht voraus bestimmbar. Um das tatsächliche Vorkommen einer Art zu modellieren, müssten Gleichgewichtspunkte des dynamischen Konkurrenzverhaltens bestimmt werden durch Anwendung der Lottka-Volterra-Gleichung (SHUGART 1998:75). Es fehlt jedoch an ausreichendem Wissen über die Gleichgewichtspunkte der Arten untereinander (ELLENBERG 1996). Jedoch kann der Möglichkeitsgrad für das Vorkommen einer Pflanzengesellschaft ermittelt werden (LORTIE et al. 2004), denn dieser stellt die gegenwärtige Endlösung eines langfristigen Konkurrenzgleichgewichtes zwischen den Arten dar (CALLAWAY 1995). Es gibt genügend veröffentlichtes Expertenwissen über die Beziehungen einer Pflanzengesellschaft zu dem von ihr bevorzugten Standorttyp.

Um dieses Wissen zu nutzen, werden im BERN-Modell die fundamentalen Nischen der Arten, die hauptsächlich den Aufbau einer Gesellschaft bilden, kombiniert, um so die realisierte Nische einer Pflanzengesellschaft zu bestimmen. Aus diesem Grunde werden nur die einheimischen Arten, die mit hoher Stetigkeit in dieser Gesellschaft vorkommen, berücksichtigt. Eine hochstetige Pflanzenart einer Gesellschaft ist definiert als eine Art, die mit ähnlicher Populationsdichte in mehr als 70 % aller Vegetationsaufnahmen, die dieselbe Pflanzengesellschaft repräsentieren, gefunden wurde. Das Ensemble der hochsteten Pflanzenarten einer Gesellschaft variiert nicht signifikant innerhalb einer Klimaregion oder innerhalb einer

kurzen Zeitspanne, sofern die Standortfaktoren innerhalb des Raumes nicht variieren oder sich mit der Zeit ändern. Die realisierte Nische der natürlichen Stamm-Gesellschaft zeigt uns nun den Bereich der Stammfaktoren des Standortstyps.

3 Modell-Konzept

3.1 Ziele des BERN-Modells

Die Konzeption des BERN-Modells beinhaltet 6 Stufen:

Stufe 1 Klassifizierung von Stamm-Standortsformentypen nach
a) schwer veränderlichen Stamm-Standortfaktoren,
b) nach leicht veränderlichen Stamm-Standortfaktoren, sowie ihre Klassifikation zu Stamm-Standortstypen;

Stufe 2 Zuordnung von Stamm-Pflanzengesellschaften zu Stamm-Standortstypen;

Stufe 3 Ermittlung des gegenwärtigen Zustands der leicht veränderlichen Standortfaktoren einer aktuellen Untersuchungsfläche und Vergleich mit Stammeigenschaften des Stamm-Standortstyps;

Stufe 4 Ableitung von Regenerierungszielen und Regenerierungspotenzialen;

Stufe 5 Ableitung der ökologischen Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) für eutrophierende und versauernde Einträge sowie der Schwellenwerte (Critical Limits), die vom C/N-Verhältnis und der Basensättigungsgrad angezeigt werden für
a) Strukturveränderung der Stamm-Pflanzengesellschaft und
b) den irreversiblen Verlust der Selbst-Regenerierbarkeit jeglicher natürlichen Pflanzengesellschaft;

Stufe 6 Ermittlung der Zielvegetation (optionale Gleichgewichtsvegetationsgesellschaften) unter Berücksichtigung prognostizierter Klimaveränderungen in einem dynamischen Modell-Ansatz.

3.2 Mathematische Grundlagen und Gleichungen des Modells BERN

Einige Autoren (z. B. BURROWS (1990), GLAVAC (1996), DIERSCHKE (1994)) vertreten die Ansicht, dass mathematische Ansätze zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen den Standorteigenschaften und der Vegetationsstruktur nicht geeignet sind. Als Argument wird unter anderem vorgebracht, dass mathematische Berechnungen einen Anspruch auf Genauigkeit vermitteln, der durch den Untersuchungsgegenstand nicht gerechtfertigt ist.

Andererseits besteht aber dennoch die Notwendigkeit, die Beziehung zwischen Standortfaktoren und Pflanzenart numerisch zu erfassen, damit Critical Loads für die Sensitivität der Vegetationsausstattung von Ökosystemen berechnet werden können.

GLAVAC (1996:49/198) bezeichnet den Zusammenhang zwischen Standorttyp und Pflanzengemeinschaft als „*Unschärferelation*“. Durch die Entwicklung der Fuzzy-Logik durch L. A. ZADEH in den 1960er Jahren steht ein mathematisches Instrumentarium zur Verfügung, mit dem unscharfe Zusammenhänge charakterisiert werden können. Dadurch kann eine „unscharfe Relation“ (fuzzy relation) mathematisch exakt beschrieben werden, ohne dass ein nicht erfüllbarer Anspruch auf deterministische Präzision erhoben würde.

Damit kann auch qualitatives Wissen über die Beziehung zwischen Standorttypen und Pflanzengesellschaften aus den umfangreichen pflanzensoziologischen Veröffentlichung etwa von ELLENBERG (1996), KLAPP (1965), OBERDORFER (1957), PASSARGE (1968), POTT (1994) für die Modellierung verfügbar gemacht werden.

Mit dem BERN-Modell wird nunmehr ein Teil dieses Wissens in numerischer Form für die computergerechte Ökosystemmodellierung zugänglich gemacht, indem eine unscharfe Zuordnung der Menge aller möglichen Standorte zu der Menge der Pflanzenarten erfolgt. Diese Relation folgt empirischen Regeln, die zwar nicht direkt physiologisch begründet sind, aber dennoch der Pflanzenphysiologie nicht widersprechen.

3.2.1 Unscharfe Relation R_{SP} zwischen Standortfaktor und Pflanzenart

Es besteht eine unscharfe Relation R_{SP} zwischen Standortfaktor und Pflanzenart.

Relationen beschreiben Beziehungen zwischen Objekten. In der klassischen Algebra werden sie durch Tupel gekennzeichnet, die aus den in Beziehung stehenden Objekten bestehen. Diese Tupel sind somit Elemente des kartesischen Produkts der Grundmengen der Objekte.

Dadurch ist eine Relation eine Teilmenge der Produktmenge der Objekte. Für eine Relation, die nur zwei Mengen von Objekten miteinander verbindet, gilt deshalb für die Relation R zwischen den Objekten der beiden Mengen *X* und *Y*:

$$R(X,Y) \subseteq X \times Y$$

Welche geordneten Paare (x, y) aus $X \times Y$ zur Relation R gehören, wird durch eine Bedingung festgelegt, oder auch, bei endlichen Mengen, durch eine Aufzählung der zugehörigen Tupel. Wird die Relation durch eine sog. unscharfe Bedingung erzeugt, ist R eine unscharfe Menge und stellt damit eine unscharfe Beziehung zwischen den Mengen X und Y her. Bei unscharfen Mengen kann ein Objekt nicht nur Element bzw. nicht Element der Menge sein, sondern mit einem unterschiedlichen Zugehörigkeitsgrad dieser Menge angehören. Durch eine unscharfe Relation kann somit der Grad der Beziehung zwischen Objekten angegeben werden.

Die Definition einer unscharfen Relation zwischen Standortfaktoren und dem Pflanzenbestand dieses Standortes ist der mathematische Grundansatz. Dazu muss die unscharfe Bedingung erzeugt werden, die das Maß der Zugehörigkeit einer Standort-Pflanzenart Kombination zur Menge der tatsächlich auftretenden Kombinationen angibt.

Die unscharfen Beschränkungen, die zur Definition dieser unscharfen Relation notwendig sind, werden in den folgenden Abschnitten hergeleitet. Der Grad der Erfüllung einer unscharfen Bedingung wird, nach ZADEH 1978 auch die Möglichkeit (*possibility)* der Variablen x, die Bedingung B zu erfüllen, genannt. Der Wert der Möglichkeit von „x erfüllt B“ wird durch eine

Möglichkeitsverteilungsfunktion (MVF) $\pi(x)$ mit dem Wertebereich [0...1] wiedergegeben (vgl. Abb. 2).

Wenn die Variable x einen Standorttyp darstellt, der durch einen Vektor von Standortfaktoren $x = (x_1, \ldots, x_n)$ definiert ist und $\pi_y(x)$ eine MVF ist, die die Möglichkeit der Pflanzenart y, auf diesem Standorttyp zu existieren, wiedergibt, dann gilt:

$$\pi(x) \in \Re; x \in \Re^n$$

wobei

π	=	Möglichkeitswert der Pflanzenart
x	=	Vektor der Standortfaktoren
n	=	Anzahl der Standorteigenschaften

Diese Definition entspricht weitgehend der Definition der ökologischen Nische nach HUTCHINSON (in BURROWS 1990:115; SHUGART 1984:185), der die ökologische Nische als n-dimensionales Hypervolumen im funktionalen Raum der Standortfaktoren sieht. Die Definition über die MVF erzeugt ein unscharfes Hypervolumen, eine Art Hyperwolke. Die grafischen Veranschaulichungen der ökologischen Nische bei BEGON et al. (1997), MARTIN (2002), DIERSCHKE (1994), BURROWS (1990) und vielen anderen entspricht der Vorstellung einer Hyperwolke.

WHITTAKER (in ELLENBERG (1996) und BURROWS (1990)) unterschied zwischen der fundamentalen und der realisierten Nische. Die fundamentale Nische entspricht dem Hypervolumen, das durch die unscharfen Bedingungen der Anpassung einer Art an exogene Faktoren definiert ist, ohne die Einschränkungen, die durch Konkurrenz mit anderen Arten entstehen. DIERSCHKE (1994) bezeichnet die fundamentale Nische auch als „*Möglichkeitsfeld*“, da dieser funktionale Raum den Bereich angibt, in dem diese Pflanzenart überhaupt existieren kann. Dieser Bereich ist durch die physiologischen und genetisch festgelegten Eigenschaften der Art bestimmt und nur sehr langsam veränderbar.

Die realisierte Nische ergibt sich aus den sozialen Eigenschaften der Arten und wird nicht nur von der Konkurrenzstärke einer Art, sondern auch durch ihre Reproduktionsbedingungen im Vergleich mit anderen Arten bestimmt. DIERSCHKE (1994) weist deshalb darauf hin, dass diese Beziehungen nur schwer entwirrbar sind, und SHUGART (1998) betont den dynamischen Charakter von Konkurrenz-Beziehungen.

Dazu kommt, dass das Konkurrenzverhalten von Arten wiederum eine Funktion der Standortfaktoren ist.

Während die fundamentale Nische von den meisten Autoren mit einer Art Glockenkurve gekennzeichnet wird, kann die realisierte Nische von Arten ganz andere Formen annehmen.

Besonders konkurrenzschwache Arten mit einer weiten fundamentalen Nische werden in ihrem Optimum durch konkurrenzstärkere Arten verdrängt und kommen auf verschiedensten Extremstandorten vor. Ein Beispiel dafür ist *Pinus sylvestris,* die sowohl auf besonders trockenen als auch besonders nassen Böden existiert, aber auf mittleren Böden z. B. durch *Fagus sylvatica* verdrängt wird (ELLENBERG 1996). Ein solches „Ausweichverhalten“ ist allerdings durch mathematische Modelle schwer beschreibbar.

Aufgrund der Schwierigkeit, das Konkurrenzverhalten als dynamischen standortabhängigen Prozess zu beschreiben, wird im Modell BERN im ersten Schritt nur die fundamentale Nische beschrieben. Dazu werden unscharfe Schranken der Pflanzenart für einzelne Standortfaktoren bestimmt und anschließend mit den Operatoren der Fuzzy-Logik kombiniert.

Um das tatsächliche Vorkommen einer Art zu modellieren, müssten Gleichgewichtspunkte des dynamischen Konkurrenzverhaltens bestimmt werden, allerdings fehlt das genaue Wissen über das Konkurrenzverhalten aller Arten. Durch die große Anzahl pflanzensoziologischer Aufnahmen sind allerdings viele realisierte stabile Gleichgewichte von Konkurrenzbeziehungen bekannt, da eine natürliche oder naturnahe Pflanzengesellschaft ein solches Gleichgewicht darstellt.

Um dieses Wissen zu nutzen, werden im nächsten Schritt die fundamentalen Nischen der Arten, die zusammen eine Gesellschaft bilden, kombiniert, um so die realisierte Nische einer bekannten klassifizierten Gesellschaft zu bestimmen. Die spezifische Kombination der Pflanzenarten zeigt dadurch jeweils einen spezifischen Ausschnitt der realisierten Nische der Arten und das Problem des Konkurrenzverhältnisses wurde durch die Verwendung bekannter Kombinationen gelöst.

3.2.2 Möglichkeitsverteilungsfunktion (MVF) der Arten für einen Standortfaktor

Die Möglichkeitsverteilungsfunktion (MVF) der Arten für einen Standortfaktor (1-dimensionaler Fall) müssen einen plausiblen Verlauf haben, der heuristisch hergeleitet werden muss, da theoretische Herleitungen für den Verlauf nicht existieren.

Die ökologische Nische einer Art wird im Allgemeinen durch eine Funktion dargestellt, die der Gauss’schen Normalverteilung ähnelt, auch wenn der Wert, der mit dieser Funktion dargestellt wird, unterschiedlich ist. BEGON et al. (1998) stellt als Funktionswert der Nische die Überlebensfähigkeit (1 - Mortalität) dar, BURROWS (1990) die Biomasseproduktivität, MARTIN (2002) die Nutzungshäufigkeit der Ressource und SCHUBERT (1991) die Vitalität. Alle diese Werte können als Indikatoren für den Grad der Möglichkeit einer Art, an einem Standort zu existieren gesehen werden. Das punktförmige Maximum aller glockenartigen Kurven ist allerdings aufgrund der großen Unsicherheit in den Messungen eher dem verwendeten stochastischen Modell geschuldet, als exakt nachweisbar. Für die Verwendung mit einschränkenden Operatoren der Fuzzy-Logik, kann ein punktförmiges Maximum leicht zu niedrigen

Maxima der resultierenden Möglichkeitsverteilungsfunktion führen. Deshalb ist die Verwendung einer Trapezfunktion zur Beschreibung der fundamentalen Nische besser geeignet (ZADEH, 1978). Trapezfunktionen werden in der unscharfen Logik als Standard-Funktionsform angenommen, wenn keine exakteren Aussagen über die Form der Möglichkeitsverteilung gemacht werden können (TRAEGER, 1993), ähnlich der Glockenkurve als Standardannahme in der Probabilistik.

$\pi_a(x) \quad = \quad T(x, x_{pess,\min}, x_{opt,\min}, x_{pess,\max}, x_{opt,\max})$

$\pi_a(x)$	=	die Möglichkeit der Pflanzenart a unter der Umweltbedingung x zu existieren
$x_{pess,\min}$, $x_{pess,\max}$	=	Maximale Amplitude der Pflanzenart
$x_{opt,\min}$, $x_{opt,\max}$	=	Optimale Amplitude der Pflanzenart
$T(x)$	=	stückweise lineare Funktion ist mit folgenden Teilstücken:

$$T(x) = 0 \; für \; x \notin \left[x_{pess,\min} \ldots x_{pess,\max}\right]$$
$$T(x) = 1 \; für \; x \in \left[x_{opt,\min} \ldots x_{opt,\max}\right]$$
$$T(x) = \frac{x - x_{pess,\min}}{x_{opt,\min} - x_{pess,\min}} \; für \; x \in \left[x_{pess,\min} \ldots x_{opt,\min}\right]$$
$$T(x) = \frac{x - x_{pess,\max}}{x_{opt,\max} - x_{pess,\max}} \; für \; x \in \left[x_{opt,\max} \ldots x_{pess,\max}\right]$$

Die eindimensionale Lösung der Möglichkeitsverteilungsfunktion hat in ihrer allgemeinen Darstellung diese Form:

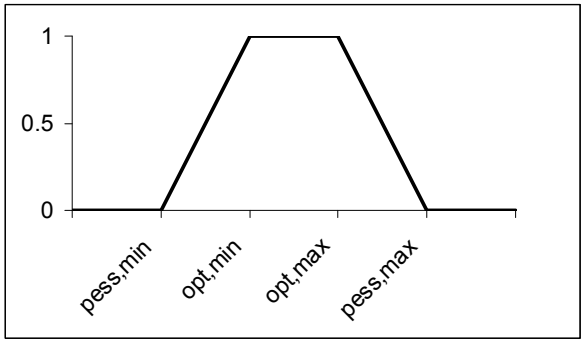


Abb. 2: Möglichkeitsverteilungen als Modell der ökologischen Nische

Das Quadrupel ($x_{pess,\min}$, $x_{opt,\min}$, $x_{opt,\max}$, $x_{pess,\max}$) parametrisiert die Amplitude einer Pflanzenart und wird im Folgendem auch durch N_{Art} dargestellt, z.B. $\pi_{Art}(x)=T(x,N_{Art})$

Damit existiert eine quantitative unscharfe Bedingung für die Existenz einer Pflanzenart in Abhängigkeit von einem Standortfaktor.

3.2.3 Zugehörigkeitsfunktion für mehrere Standortfaktoren

Die Zugehörigkeitsfunktion für mehrere Standortfaktoren (n-dimensionaler Fall) wird mathematisch wie folgt definiert:

Standortfaktoren wirken in der Regel nicht unabhängig voneinander. Erst die Kombination der vegetationsbeeinflussenden Standortfaktoren ergibt die reale Möglichkeit für die Existenz einer Pflanzenart. Die real existierenden Kombinationen von Standortfaktoren werden zu Standorttypen zusammengefasst.

Um mehrere exogene Faktoren zu berücksichtigen, werden die unscharfen Bedingungen der Einzelfaktoren kombiniert, um eine Aussage zu machen, welchem Bereich des funktionalen n-dimensionalen Raumes die Pflanzenarten einnehmen können. Dazu müssen alle Standortfaktoren innerhalb des physiologischen Potenz-Bereiches liegen. Mathematisch ist diese Bedingung in folgender Gleichung formuliert:

$$\vec{x} \in G \; wenn \; (x_1 \in G_1) \wedge (x_2 \in G_2) \wedge (x_3 \in G_3) \wedge \ldots \wedge (x_n \in G_n)$$

wobei:

$\vec{x}$	=	Vektor der Standortfaktoren (x_1,...x_n)
G	=	Menge der für eine Pflanzenart geeigneten Standorte
x_i	=	ein Standortfaktor
G_i	=	Menge der für eine Pflanzenart geeigneten Werte des Standortfaktors x_i

In der Fuzzy-Logik gibt es eine große Anzahl an Operatoren, die die Funktion eines unscharfen Operators erfüllen.

Beim Minimum-Operator ist ausschließlich der Standortfaktor mit der geringsten Eignung für die betrachtete Pflanzenart für die Gesamteignung des Standorttyps ausschlaggebend, d.h. die Verwendung des Minimum-Operators impliziert die Annahme, dass eine Pflanzenart die gleiche Vitalität auf einem Standort aufweist, bei dem alle Standortfaktoren bis auf einen – den mit dem geringen Eignungsgrad – optimal sind, wie auf einem Standort, bei dem alle Standortfaktoren einen geringen Eignungsgrad aufweisen

Werden die Funktionen für einen Standortfaktor mit dem Produkt-Operator verknüpft, impliziert dies die Annahme, dass durch mehrere mäßige Bedingungen für eine Pflanzenart der Standort an sich nahezu ungeeignet ist. Diese multiple Stresswirkung führt sicherlich bei einigen Standortfaktoren bei bestimmten Pflanzenarten zu einem stärkeren Verlust der Vitalität, als dies nur durch einen Stressfaktor hervorgerufen werden kann. Es ist aber keine Da-

tenbank bekannt, die diese Effekte für viele Pflanzenarten auflistet. Nach ERNST (1978 in DIERSCHKE 1991) „kann kein Faktor in seiner Wirkungsweise isoliert betrachtet werden“.

Der Minimum-Operator verengt den Möglichkeitsbereich am wenigsten (DUBOIS et PRADE 1997) und implementiert damit keine, möglicherweise nicht vorhandenen, gegenseitigen Verstärkungen von mehreren Stressfaktoren.

Deshalb wird im Modell BERN für die Verknüpfung der Möglichkeitsfunktionen entsprechend der „Liebig’schen Regel der Minimumtonne“ als UND-Operator der Minimum-Operator wie folgt verwendet:

$$\mu_{A \cap B}(x) = \min(\mu_A(x), \mu_B(x))$$

Damit ergibt sich folgende Gleichung als multivariate Möglichkeitsverteilungsfunktion einer Pflanzenart und als Definition der fundamentalen Hutchinson-Nische dieser Art:

$$\pi_a(\vec{x}) = \min\begin{pmatrix} \pi_a(x_1) \\ \pi_a(x_2) \\ \dots \\ \pi_a(x_n) \end{pmatrix}, \text{ mit}$$

$$\pi_a(x_i) = T(x_i, N_{a,i})$$

wobei:

x_i = der Wert des Standortfaktors i=[1..n]

$\vec{x}$ = der Vektor aller Standortfaktoren (x_1, ..., x_n)

n = Anzahl der Standortfaktoren

$N_{a,i}$ = die Parameter der Amplitude der Pflanzenart a entlang des Standortfaktors i (s. o.)

T = Trapezfunktion (s. o.)

$\pi_a(x_i)$ = die Möglichkeit der Pflanzenart a in Bezug auf den Standortfaktor i

3.2.4 Möglichkeitsverteilungsfunktion für eine Pflanzengesellschaft

Die Möglichkeitsverteilungsfunktion (MVF) für eine Pflanzengesellschaft soll so hergeleitet werden, dass alle Arten, die einen unverzichtbaren Beitrag zur Bildung dieser Pflanzengesellschaft leisten (d. h. alle konstanten Arten), die Möglichkeitsverteilung der Pflanzengesellschaft bestimmen sollen.

Die Herleitung der MVF'n der Pflanzengesellschaften soll am Beispiel einer an konstanten Arten relativ armen und häufigen Gesellschaft (Lolio-Cynosuretum cristati) dargestellt werden (Tab. 1).

Tab. 1: Die konstanten Arten der Gesellschaft Lolio-Cynosuretum cristati mit physiologischem Optimum (m_{BS}) und physiologischer Nischenbreite (b_{BS}) für den Standortfaktor Basensättigung (in %)

Art	m_{BS}	b_{BS}
Bellis perennis	49	39
Lolium perenne	47,5	37,5
Poa pratensis	55	45
Trifolium repens	50	40
Achillea millefolium	55	45
Cerastium caespitosum	49	39
Dactylus glomerata	45	35
Festuca pratensis	67,5	32,5
Leontodon autumnalis	49	39
Plantago lanceolata	50	40
Taraxacum officinalis	51,5	36,5
Trifolium dubium	60	28

Die Verknüpfung der n-dimensionalen Zugehörigkeitsfunktionen soll so gewählt werden, dass das Möglichkeitsfeld der Pflanzengesellschaft dort die höchsten Werte annimmt, wo die meisten der die Pflanzengesellschaft konstituierenden Arten ihre höchsten Möglichkeitswerte haben. Vereinzelte niedrige Werte sollen die Möglichkeit der Pflanzengesellschaft nur geringfügig verringern. Eine solche Kombination ist nicht mit den Fuzzyverknüpfungen, die aus der klassischen Logik abgeleitet sind (UND- und ODER-Operatoren), zu erreichen. Da aber solche Verknüpfungen für unscharfe Mengen sinnvoll sind, wurde eine große Anzahl an sog. kompensatorischen Operatoren entwickelt. Aus diesen Operatoren wurde für die Verknüpfung der MVF der konstanten Pflanzenarten der folgende nicht-konvexe algebraische Gamma Operator A_γ ausgewählt:

$$A_\gamma(x_1, x_2, \ldots x_n) = \left(\prod_{i=1}^{n} x_i\right)^{\gamma} \left(1 - \prod_{i=1}^{n} (1 - x_i)\right)^{1-\gamma}$$

Für diesen Operator sprachen die folgenden Gründe:

- Der Operator ist, im Gegensatz zu vielen anderen, auf mehr als zwei unscharfe Bedingungen anwendbar.
- Wenn eine unscharfe Menge den Wert 0 annimmt, ist das Ergebnis 0. Das heißt, wenn eine konstante Art der Pflanzengesellschaft nicht existieren kann, kann, per definitionem auch die Pflanzengesellschaft nicht existieren.

- Die Verknüpfung konvexer Fuzzymengen ergibt wieder eine konvexe Fuzzymenge.
- Durch den Parameter γ ist die Stärke der Abhängigkeit der Gesellschaft von dem Möglichkeitswert einer konstanten Art einstellbar.

Die Anwendung dieses Operators zeigt Abb. 3.

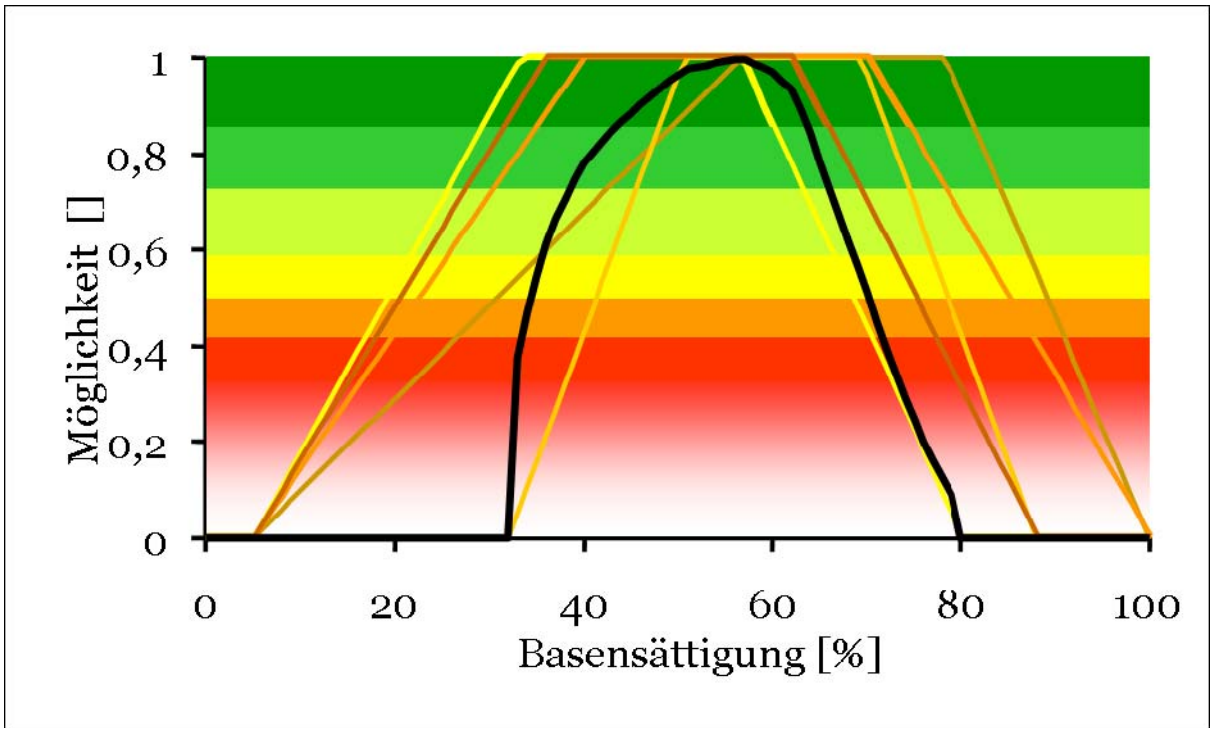


Abb. 3: Möglichkeitsverteilungsfunktion der hochsteten Arten (gelb-braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des Aγ-Operators

Die MVF der Gesellschaft mit ihrem Maximum wird wie folgt normalisiert:

$$\pi_{Ges} = \frac{A_\gamma\left(\pi_{Art\,1},\ldots,\pi_{Art\,n}\right)}{\sup\left(A_\gamma\right)} \Rightarrow \sup\left(\pi_{Ges}\right) = 1$$

Da die MVF der Pflanzengesellschaft nur durch die MVF der Arten definiert ist, ist die Anwendung der Funktion auf den n-dimensionalen Vektor der Standortfaktoren eines Standortyps wie folgt möglich: Abb. 4a-d zeigen die Herleitung der MVF einer Pflanzengesellschaft für zwei klimaökologische Standortfaktoren in der Abfolge der Arbeitsschritte.

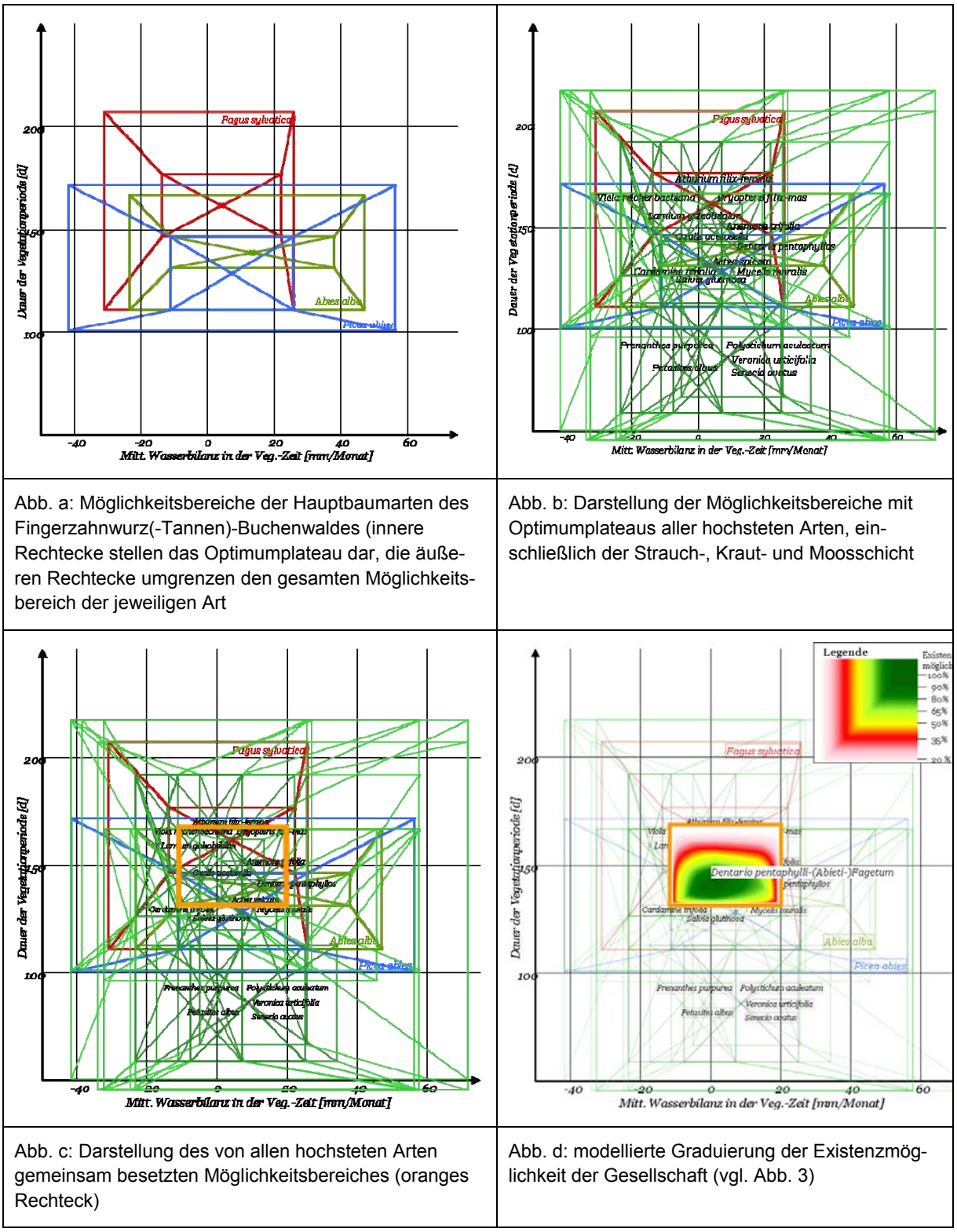


Abb. a: Möglichkeitsbereiche der Hauptbaumarten des Fingerzahnwurz(-Tannen)-Buchenwaldes (innere Rechtecke stellen das Optimumplateau dar, die äußeren Rechtecke umgrenzen den gesamten Möglichkeitsbereich der jeweiligen Art

Abb. b: Darstellung der Möglichkeitsbereiche mit Optimumplateaus aller hochsteten Arten, einschließlich der Strauch-, Kraut- und Moosschicht

Abb. c: Darstellung des von allen hochsteten Arten gemeinsam besetzten Möglichkeitsbereiches (oranges Rechteck)

Abb. d: modellierte Graduierung der Existenzmöglichkeit der Gesellschaft (vgl. Abb. 3)

Abb. 4: Herleitung der MVF der Gesellschaft Dentario pentaphyllae-(Abieto-)Fagetum für zwei Klimafaktoren (Vegetationszeitlange und mittlere Wasserbilanz pro Vegetationsmonat) bei optimaler Bodenfeuchte, Basensättigung und C/N-Verhältnis aus den MFV der hochsteten Arten

Für die Kopplung mit Modellen, die als Eingangswerte scharfe Grenzwerte benötigen, kann die Menge der für eine Pflanzengesellschaft geeigneten Standortfaktoren in eine klassische Menge umgewandelt werden, in dem eine sog. α-Level-Menge gebildet wird. Hierzu wird ein

Grenzwert der Möglichkeit angegeben. Alle Elemente, deren Zugehörigkeitswert größer als dieser Grenzwert sind, sind Element der α-Level-Menge. Eine Anwendung der α-Level-Menge ist die Definition von Critical Limits (siehe nachfolgenden Abschnitt „Bestimmung von Critical Limits für natürliche Pflanzengesellschaften“).

Nach dem gleichen Vorgehen werden die Zugehörigkeitsbereiche der Gesellschaften zu den Feuchtegraden und dem C/N-Verhältnis für die Gesellschaften ermittelt. Für einen Stamm-Standortstyp entsteht auf diese Weise ein dreidimensionales Bild der Verteilung natürlicher Pflanzengesellschaften mit ihren Zugehörigkeitsgraden zu den Zustandsparametern Bodenfeuchte, Basensättigung und C/N-Verhältnis (vgl. Abb. 5) bzw. ein zweidimensionales Bild, wenn man nicht die Änderungen des Bodenfeuchtegrades mit betrachten will, wie in dieser Arbeit geschehen (Abb. 6).

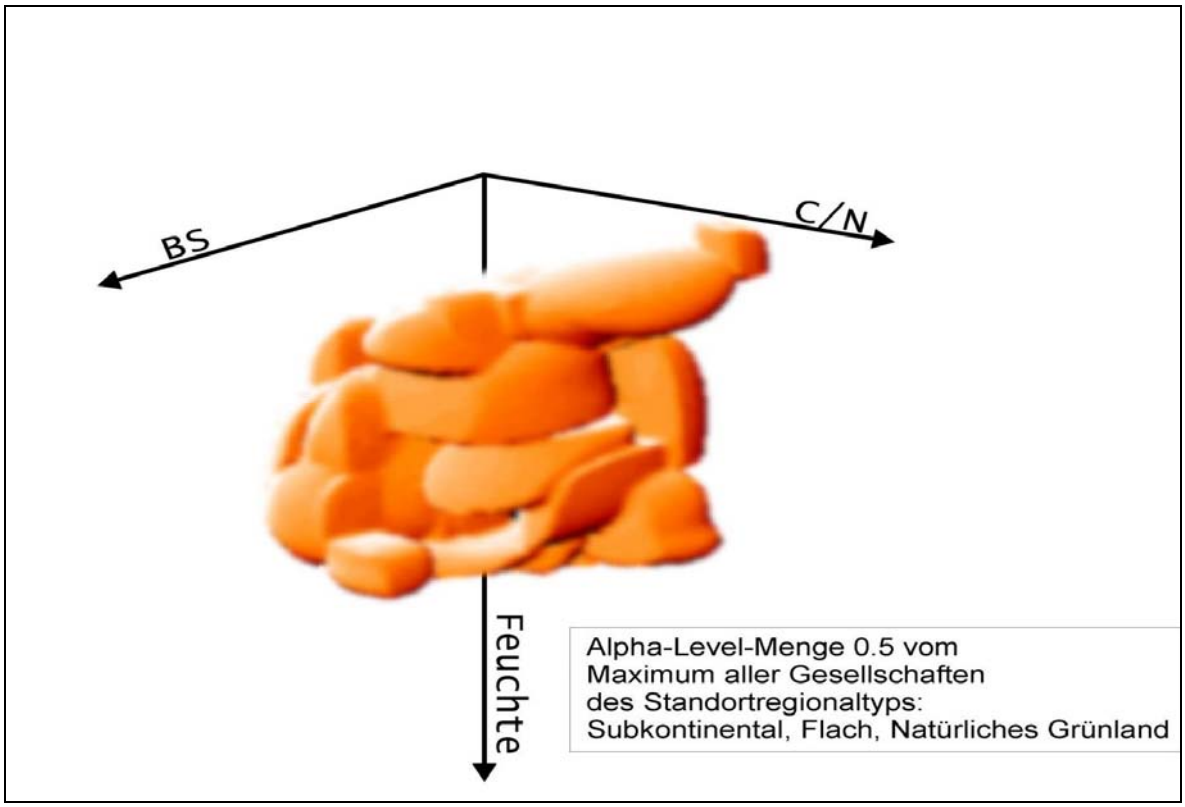


Abb. 5: Verteilung der Zugehörigkeitsräume (Alpha-Level-Menge 0,5) aller Pflanzengesellschaften des Stamm-Standortstyps Extensivwiese in der planar-subkontinentalen Region mit flachem Relief in 3-dimensionaler Darstellung der Parameter Bodenfeuchtegrad, Basensättigung und C/N

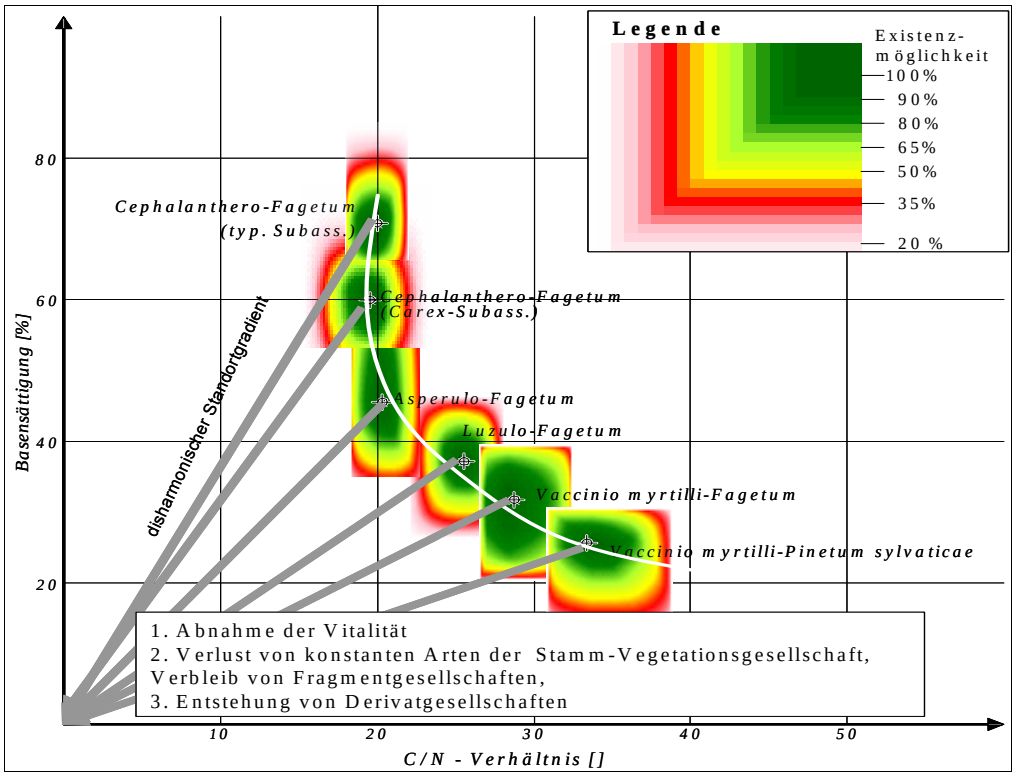


Abb. 6: Verteilung der Zugehörigkeitsmaxima aller Pflanzengesellschaften des Stamm-Standortstyps Wald in der schwach subkontinentalen collinen Region mit flachem Relief bei einer Bodenfeuchte von 0,46m³/m³

Es zeigt sich eine offensichtlich regelhafte Anordnung der natürlichen Pflanzengesellschaften auf einem Graphen, der einen indirekten proportionalen Zusammenhang zwischen Basensättigung und C/N im natürlichen Gleichgewichtszustand kennzeichnet. Dieses Bild der Anordnung der natürlichen Pflanzengesellschaften auf einem Vector harmonischer Gleichgewichtszustände von Basensättigung zu C/N wiederholt sich für alle Stamm-Standortsformentypen und alle natürlichen bzw. halbnatürlichen Ökosystemtypen.

Gleichzeitig zeigt die Übersicht über alle natürlichen Pflanzengesellschaften eines Stamm-Standortstyps aber auch das Fehlen von natürlichen Gesellschaften in den extrem disharmonischen Bereichen mit hohen Stickstoffgehalten und geringen Basengehalten im durchwurzelten Boden, hier in der Abb. 6 links unten im weißen Bereich zu erkennen.

4 Datenbasis

4.1 Ermittlung von Referenzwerten der Standortfaktoren

Es existiert eine Fülle von Aufnahmen natürlicher und sekundär-natürlicher Waldgesellschaften mit überwiegend verbalen Angaben zu Standort- und Klimafaktoren. Aus diesen und eigenen Aufnahmen wurden die Datenbanken für das BERN-Modell entwickelt. Eine Datei enthält die spontan vorkommenden Pflanzengesellschaften aus Datensammlungen, die vor 1960 aufgenommen worden waren. Es wurden nur die langfristig stabilen Schluss-Gesellschaften der Wälder, Weiden (einschließlich Trocken- und Feuchtheiden), der Wiesen (nur extensives Naturgrasland), Moore und Sümpfe in die Datenbank übernommen, keine Sukzessionsgesellschaften.

Die 14 585 Vegetationsaufnahmen aus Deutschland, die bis heute ausgewertet wurden, verteilen sich auf die Regionen wie folgt: 4 643 Aufnahmen aus Süddeutschland (Hessen, Saarland, Baden-Württemberg, Thüringen, Bayern, einschließlich Alpen, in OBERDORFER 1992), 4 338 aus der norddeutschen Tiefebene (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Tiefland von Sachsen-Anhalt, Sachsen und Niedersachsen, in PASSARGE 1964; PASSARGE et HOFMANN 1968, SUCCOW 1988), 3 593 aus Sachsen (2 084 in SCHMIDT et al. 2000, 1 509 in HARTMANN et JAHN 1967), 660 aus Niedersachsen (in PREISING et al. 1990, 1997), 1 351 aus den Mittelgebirgen Sachsen-Anhalts, Sachsens und Thüringens (SCHUBERT 1960, MAHN 1965).

Außerhalb Deutschlands wurden weitere 2 914 Vegetationsaufnahmen ausgewertet und die entsprechenden gewonnenen Daten aus den Aufnahmen in die BERN-Datenbank integriert. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf Vegetationsaufnahmen aus Südost-Europa wie der Slowakei (MICHALKO 1986), aus Tschechien (NEUHÄUSL et NEUHÄUSLOVA 1976-1998), aus Ungarn (JAKUCS 1961; KEVEY et BORHIDI 2005), aus der Schweiz, Österreich und Slowenien (WILLNER 2002) gelegt.

Diesen Pflanzengesellschaften sind ihre Präferenz für schwer veränderliche Standortparameter wie Klimaregionaltyp, Relieftyp, Expositionstyp, Bodentyp und Substrattyp zugeordnet, die sich hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur deutlich voneinander abgrenzen lassen (vgl. Abb. 7). Die Zuordnung wurde den verbalen Angaben zu den Fundorten der ausgewerteten Stetigkeitstabellen entnommen.

In Auswertung dieser umfassenden Zusammenstellungen historischer Aufnahmen - überprüft anhand der Karte der potenziell natürlichen Vegetation Deutschlands (BOHN 1996) - wurden die natürlichen und naturnahen Pflanzengesellschaften (Assoziationen bzw. Subassoziationen) in die Datenbank aufgenommen, die die o. g. Standorttypen spontan besiedeln und

daher indikativ repräsentieren. Zu diesen Pflanzengesellschaften sind die hochsteten standorttreuen Arten zugeordnet worden, wenn sie in dieser Gesellschaft mit einer Stetigkeit von über 70 % aller Aufnahmen vorkamen (vgl. Abb. 7). Auf diese Weise sind gleichzeitig die konkurrenzbedingten Einschränkungen der Existenzmöglichkeiten der Arten innerhalb einer Pflanzengesellschaft mit erfasst, da die natürliche Pflanzengesellschaft die evolutionäre (derzeitige) Endlösung eines Konkurrenz-Gleichgewichtes der hochsteten Arten untereinander darstellt.

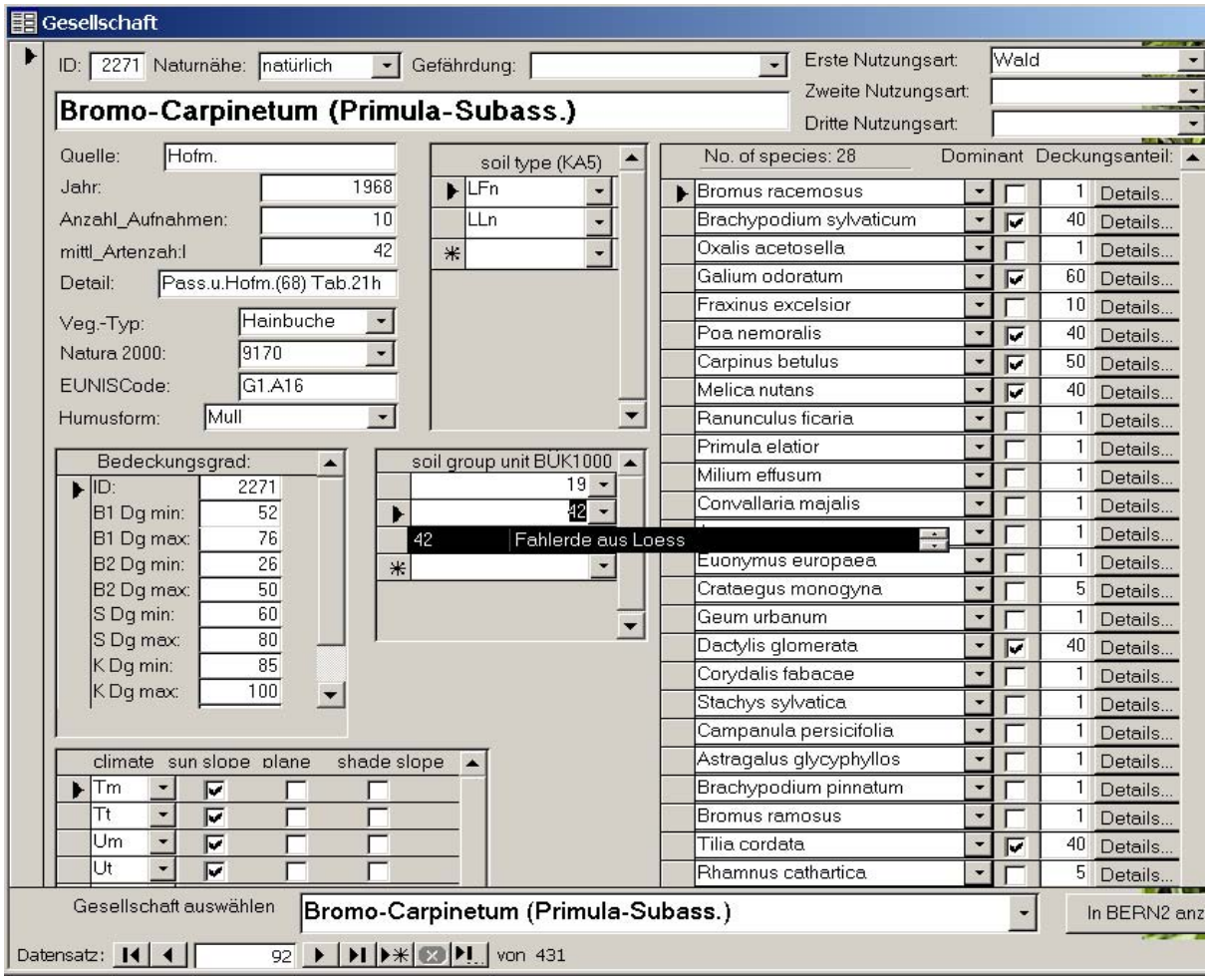


Abb. 7: Formular für die Eingabe der Gesellschaften in die BERN-Datenbank

Um nutzungsbedingte Veränderungen der Vegetation von immissions- oder klimawandelbedingten Diversitätsänderungen abgrenzen zu können, wurden neben den 194 naturnahen Waldgesellschaften im Zuge dieses Projektes weiterhin folgende halbnatürliche bzw. forstlich überformte Gesellschaften in die BERN-Datenbank aufgenommen:

- 52 Wiesengesellschaften
- 34 Weidegesellschaften
- 61 Extensivgrünland-Gesellschaften
- 26 Kiefernforst-Gesellschaften

- 14 Fichtenforst-Gesellschaften
- 9 Laubforst-Gesellschaften

Den verbalen Angaben zu den Standortfaktoren Boden, Klima, Relief und Exposition wurden jeweils Wertespannen von Messwerten für die Basensättigung, pH-Wert, C/N-Verhältnis und Bodenfeuchte zugeordnet, wie sie an vom Menschen unbeeinflussten Standorten des entsprechenden Standorttyps gemessen worden sind.

Diese Referenzmessdaten sind folgenden Quellen entnommen:

- ICP FOREST 2004 (Level-II-Monitoring): 72 Wald-Standorte in Deutschland (Aufnahmen 1990, 1993, 1995, 1998, 2001, 2004);
- KONOPATZKY, KIRSCHNER (1997) 441 Wald-Standorte in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Tiefland von Sachsen und Sachsen-Anhalt (Aufnahmen von 1959 bis 1982 „Altweiserprogramm“, Wiederholung 1982 und 1991/92);
- Datenspeicher Waldfond Sachsen 1970-1980 (Forstliche Standortskartierung 1:10 000): Ausschnitte der Standorts- und Vegetationskartierung an 168 Wald-Standorten, die 1994 als BZE-Punkte nachuntersucht wurden;
- WOLFF et RIEK 1997 (BZE-Datenfond 1992- 1994): 168 Wald-Standorte in Sachsen;
- SCHLUTOW 1965-2003: 1640 Grünland-Standorte in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und Sachsen-Anhalt;
- KLAPP (1965): 5 522 Grünland-Standorte in West-, Mittel- und Süddeutschland;
- HOFMANN 1969: Forstamt Eberswalde 8 924 Bodenanalysen mit 537 Vegetationsaufnahmen im Wald (1952 Erstaufnahme; 1962-1964 Wiederholungsaufnahme);
- Datenspeicher Waldfonds des Forstamtes Eberswalde (2000): 5 410 Wald-Standorte;
- HARTMANN et JAHN (1967): 332 Wald-Standorte

Die Ermittlung von Wertespannen für die Bodenparameter im weitgehend unbeeinflussten Referenzzustand, d. h. bei 100 % Existenzmöglichkeit der natürlichen Vegetation, erfolgte grundsätzlich nur auf der Basis von Messdaten, die vor 1970 aufgenommen wurden. Jüngere Messdaten dienten der Verifizierung des modellierten Vegetationswandels im Zusammenhang mit dem Wandel von Standortparametern. So wurden die Level-II-Daten und die BZE-Daten nicht als Referenzdaten gewertet.

Um die Messdaten vergleichen und verallgemeinern zu können, wurden grundsätzlich nur Messdaten ausgewertet, die nach folgenden Messmethoden erhoben wurden oder nach Methoden, deren Ergebnisse vergleichbar bzw. umwandelbar waren (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Untersuchungsmethoden der Stichprobenflächen

Parameter	**Umfang (und Zeitpunkt) der Probe**	**Analysemethode**	**Auswertung nach (Quelle)**	**Ableitung von Parametern**
Körnungszusammensetzung des Bodens	horizontweise bis 40 (-70) cm Tiefe entspr. des Hauptwurzelraums am Aufnahmepunkt	Fingerrollprobe	KA4 (AG BODEN 1994, S. 137-139	Ableitung des Basensättigungsgrades entsprechend KA4 (AG BODEN 1994, S. 336-339) und der nutzbaren Feldkapazität (nach dem Diagramm von MÜLLER et al. (in AMBERGER 1988, S. 76) in Verbindung mit Schema von MÜCKENHAUSEN (1993).
Humusgehalt	im Mineraloberboden (0-4 dm)	Bestimmung der Färbung	KA4 (AG BODEN 1994, S. 107)	
pH-Wert	im Mineraloberboden bis 40 (-70) cm Tiefe entspr. des Hauptwurzelraum am Aufnahmepunkt	Elektrodenmessung in 10, 50 und 80 cm Tiefe (anschließend gemittelt)	KA4 (AG BODEN 1994, S. 330); Umrechnung in pH(H_2O) nach KONOPATZKI et KIRSCHNER 1999)	
		dest. Wasser VDLUFA		
		in KCl (DIN 19684-1)		
Kohlenstoffgehalt	In der Humusschicht und im Mineraloberboden (0-1 dm)	Glühverlust (DIN 19684-3)	KA4 (AG BODEN 1994, S. 340)	Bestimmung des C/N-Verhältnisses
Stickstoffgehalt		KJELDAHL (VDLUFA A6.2.2.1)		
Flächenanteile mit hydromorphen Merkmalen	im Mineraloberboden bis 40 (-70) cm Tiefe entspr. des Hauptwurzelraums	Feststellung des Vernässungsgrades	KA4 (AG BODEN 1994, S. 111ff in Verbindung mit S. 243-245).	Ableitung des reliktischen Hydromorphieflächentyps anhand Legende zur MMK
Grenze des Gr-Horizontes (mittlerer Grundwassertiefstand + geschlossener Kapillarraum)	im Mineraloberboden bis 40 (-70) cm Tiefe entspr. des Hauptwurzelraums am Aufnahmepunkt	Erfassung der typischen Zeichnung mit Rostfleckung	KA4 (AG BODEN 1994, S. 112 in Verbindung mit S. 243-245)	
aktueller Grundwasserflurabstand	bis zum Grundwasserstand (im Mai)	mit Messlatte im Entwässerungsgraben oder durch Grabung bis zum		Ableitung des Entwässerungsgrades durch Vergleich mit

Parameter	Umfang (und Zeitpunkt) der Probe	Analysemethode	Auswertung nach (Quelle)	Ableitung von Parametern
		Grundwasser		dem reliktischen Hydromorphieflächentyp
Hangneigung	mittlere Hanglage, überwiegender Flächenanteil	Abschätzung nach Höhe und Fußbreite	KA4 (AG BODEN 1994, S. 58)	Klassifizierung in - flach = < 5 % - schwach geneigt >5 %
Neigungsrichtung (Exposition)	Punkt in der mittleren Hanglage	Himmelsrichtung rechtwinklig zum Planum der geneigten Oberfläche wurde mit Kompass bestimmt	(vgl. KA4 - AG BODEN 1994, S. 59)	Klassifizierung nach Hangrichtungswinkel (Kompassgrad) Süden-Osten: 45°-135°-225° Norden-Westen: 225°-315°-45°

4.2 Standortstypisierung nach Stammeigenschaften und Zuordnung der Stamm-Vegetationseinheiten

Die real existierenden Kombinationen von Standortfaktoren wurden klassifiziert zu Standortsformentypen und ihnen wurden die jeweils typischen naturnahen Pflanzengesellschaften zugeordnet, wobei einem Standorttyp mehrere Pflanzengesellschaften mit unterschiedlichem Zugehörigkeitsgrad zugeordnet sein können.

Um eine Zuordnung der verbalen Beschreibungen der Standorteigenschaften am Fundort einer Pflanzengesellschaft einer Referenzwertespanne dieses Parameters vornehmen zu können, haben wir die Standortklassifizierung wie folgt durchgeführt:

Es wurde in der Datenbank die Parameterwerte bzw. –spannen aufgenommen, die typisch sind für die natürlichen weitgehend unbeeinflussten harmonischen Gleichgewichtszustände der Parameter untereinander. Der weitaus überwiegende Teil der ausgewerteten Aufnahmen naturnaher weitgehend unbeeinflusster Standorte, die vor 1960 aufgenommen wurden enthielt klassifizierte oder verbal beschreibende Angaben zu den Standortparametern. Substrattyp, Hydromorphietyp, Bodentyp, Humusform und Klima-/Höhenstufe, die i. d. R. bei der Beschreibung von Vegetationsaufnahmen mit genannt wurden, sind an den wenig oder nicht veränderten Standorten gute Informationsquellen zur Abschätzung von Bodenfeuchte, Basensättigung und C/N-Verhältnis im Oberboden der Aufnahme-Standorte.

Aus Aufnahmen mit Vor-Ort-Messungen konnten diese Angaben wie folgt verifiziert bzw. parametrisiert werden.

Bodenwasserhaushalt

Die verbalen Angaben zum Hydromorphietyp des Standortes einer Pflanzengesellschaft wurden wie folgt den Codes der forstlichen bzw. landwirtschaftlichen Standortskartierung unter Zuhilfenahme der Wasserhaushaltsparameter Nutzbare Feldkapazität und Grund- bzw. Stauwasserflurabstand zugeordnet:

Tab. 3: Bodenwasserhaushaltstypen im UG

Bezeichnung	**Kurz-Zeichen nach MMK**	**Kurz-Zeichen nach FSK**	**Grund-/ Stauwasser-flurabstand (dm)**	**nutzbare Feldkapazi-tät (%)**	**Vol. Wasser-gehalt (m^3/m^3) von / bis**
grundwasserfern trocken	N3	(T) 3	>20	<15	0,111 - 0,221
grundwasserfern mäßig frisch	N2	(T) 2	>20	15-20	0,222 - 0,332
grundwasserfern frisch	N1	(T) 1	>15	>20	0,333 - 0,443
grundwasserbeeinflusst	G1	B 2, Ü 2,	15-10		0,444 - 0,554
grundwasserbestimmt	G2	N 2, Ü1	10-6		0,555 - 0,666
grundwasserbeherrscht	G3	N 1, O 3	6-2		0,667 - 0,777
sumpfig	G4	O 2, O 1	0-2		0,778 - 0,890
stauwasserbeeinflusst	S1	W 3	15-10		0,444 - 0,554
stauwasserbestimmt	S2	W 2	10-6		0,555 - 0,666
stauwasserbeherrscht	S3	W 1	<6		0,667 - 0,777

Der Bodenwasserhaushalt wurde mit einem Wert für den jahresdurchschnittlichen volumetrischen Wassergehalt im Boden (0...1 m^3/m^3) versehen, der sich aus der Kombination von Grund- und/oder Stauwassereinfluss sowie der nutzbaren Feldkapazität ergibt (vgl. Tab. 3) und den Wasserhaushalt des Bodens (grob) charakterisieren soll.

Die Ermittlung des volumetrischen Wassergehaltes [m³ Wasser / m³ Boden] erfolgt nach folgender Zuordnungsmatrix:

Tab. 4: Zuordnungsmatrix zur Ermittlung des volumetrischen Wassergehaltes

Grund-/ Stau-wasser-flurab-stand	nutzbare Feldkapazität [%]																
	0	2,5	5	7,5	10	12,5	15	17,5	20	22,5	25	27,5	30	32,5	35	37,5	40
0 dm	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1 dm	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94
2 dm	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88
3 dm	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82
4 dm	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76
5 dm	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
6 dm	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64
7 dm	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58
8 dm	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52
9 dm	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46
10 dm	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
11 dm	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34
12 dm	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,288	0,306	0,325	0,325	0,325	0,325	0,325
>13 dm	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,231	0,25	0,269	0,288	0,306	0,325	0,325	0,325	0,325	0,325

Nutzungstyp

Es wurden die selten oder/und extensiv genutzten Nutzungstypen Wald, Forst, Mähwiesen, Weiden (einschließlich Heiden), Sümpfe und Moore eingegeben.

C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis wurde in der Humusschicht und/oder in den obersten 10 cm des obersten Mineralbodenhorizontes ermittelt (vgl. SCHLUTOW 2003).

Basensättigung [%]

Die Basensättigung, d. h. der Anteil der Kalzium-, Kalium-, Magnesium- und Natrium-Ionen an der gesamten Kationenaustauschkapazität (in %) wurde für jeden Horizont gesondert bis in eine Tiefe, bei der die aktuelle Haupt-Durchwurzelungszone endet (enthält 85 % der Wurzeltracht der dominanten Arten) gemessen (vgl. SCHLUTOW 2003).

In der BERN-Datenbank sind nur V-Werte (nach KAPPEN-ADRIAN oder MEHLICH) als Basensättigungswerte aufgenommen, da nur diese eine signifikante Korrelation zum Vorkommen von Arten aufweisen. Ersatzweise wurde auch der S-Wert (AK BODEN 2005 S. 371) aus dem pH-Wert abgeleitet. Wenn Messwerte von Kapazitätsparametern der einzelnen Ionen angegeben waren, berechnet sich der Anteil der basischen Kationen an der KAK_{pot} direkt. Man kann aber auch den V-Wert aus dem V_{bKat} (= BS nach MEIWES oder BEHM) bzw.

aus der AKe durch Interpolation wie folgt abschätzen: bei pH-Wert 8,2 beträgt der V_{bKat} 1/8 des V-Wertes, bei pH-Wert 4,5 beträgt er 1/3 des V-Wertes (nach KONOPATZKI und KIRSCHNER 1996).

Humusform

Als ein Summenindikator für C/N und Basensättigung im Oberboden (unter Berücksichtigung von Jahresdurchschnittstemperatur und Feuchte) wurde auch die Humusform an den Erhebungsstandorten aufgenommen. Dabei ergab sich an weitgehend unbeeinflussten Standorten ein harmonisches Nährstoffgleichgewicht (vgl. Tab. 5).

Tab. 5: Säure-Basen-Status, C/N-Verhältnis und Humusform im harmonischen Gleichgewicht (KONOPATZKI U. KIRSCHNER 1997)

Humusform	**Mager-rohhumus**	**Rohhumus**	**Rohhumus-artiger Moder**	**typischer Moder**	**mullartiger Moder**	**Mull**	
C/N (Mittelwert)	>38,4 (40)	29,4-41,6 (36)	22,7-31,2 (27)	17,8-23,8 (21)	14,2-18,5 (16)	11,6-14,7 (13)	
BS (Mittelwert)	<13 (10)	11-20 (15)		18-32 (25)	28-46 (37)	44-66 (55)	>64 (77)

Bodenformentyp (zusammengefasst)

Tab. 6: Bodenformentypen

Bodenformen-Gruppe	**Bodentypen nach KA4 (AG Boden 1994)**	**Ton-/Schluff-/ Sandgehalt (%) im Hauptwurzelraum**	**nutzbare Feldkapazität (Vol-%)**	**Humusgehalt im Mineralboden %(0-4dm)**	**Basensättigungsgrad (%)(0-4dm)**	**C/N im Mineralboden-humus**	**Hydromorphieform (nach FSK)**
(1)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
Sand-Podsole	PPn, PPe, PPh, BB-PP	0-5/0-10/85-100	10-15	3,1-6,0	13-22	25-35	T3
Sand-Rosterden	BBp-PP	0-5/0-10/85-100	10-15	2,6-5,2	12-25	26-38	T3
Sand-Ranker/Regosol	(RN)*/RQ/RQ-BB	8-12/10-40/48-82	10-15	2,6-3,4	18-22	22-28	T3
Sand-Braunerden/ Bändersand-Braunerden	BBn, BBh, BBl, PP-BB,	3-25/5-40/35-93	14-19	3,1-6,9	22-35	18-26	T2
Fahlerden	LFn, LFd, BB-LF, PP-LF	8-12/10-40/48-82	14-19	3,1-7,7	35-50	15-20	T2

Bodenformen-Gruppe	**Bodentypen nach KA4 (AG Boden 1994)**	**Ton-/Schluff-/ Sandgehalt (%) im Hauptwurzelraum**	**nutzbare Feldkapazität (Vol-%)**	**Humusgehalt im Mineralboden %(0-4dm)**	**Basensättigungsgrad (%)(0-4dm)**	**C/N im Mineralbodenhumus**	**Hydromorphieform (nach FSK)**
(1)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
Parabraunerden	LLn, LLd, TT-LL, BB-LL, PP-LL	17-25/30-40/35-53	20-36	3,1-9,5	50-80	13-18	T1
Lehm- und Mergel-Rendzina, Parazendzina	RRn, BB-RR, RZn, BB-RZ	8-17/50-65/18-42	20-36	5,2-12,0	80-90	12-20	T1
Lehm-Schwarzerden	TTn, BB-TT, LL-TT	12-17/65-83/0-23	20-36	6,9-17,2	90-95	10-15	T1
Sand-Rostgleye/ Podsol-gleye/ Sand-Braungleye	BBp-PP-GG, PP-GG	0-5/0-10/85-100	20-36	8,6-9,5	12-25	24-30	N2, W1
lehmige Sand-Rostgleye/ Podsolgleye/ Braungleye		5-15/25-50/35-70	17-32	10,3-11,2	23-26	22-26	N2, W1
Sand-Grundgleye	GGn	0-5/0-10/85-100	17-32	7,7-11,2	25-60	18-23	N1
sandige Lehm-Grundgleye		8-12/10-40/48-82	22-36	7,7-11,2	60-90	17-20	N1
Kolluvialsande und -lehme	YK, YK-GG	0-20/15-50/30-85	20-36	7,7-11,2	25-60	12-20	W3
lehmige Sand-Staugleye	BB-SS	5-15/25-50/35-70	20-36	11,2-12,0	40-50	16-21	W1-2
sandbedeckte Lehm-/Ton-Gleye	SS-GG	25-45/15-30/25-60	20-38	7,7-11,2	55-70	13-18	W1-2
Sand-Schwarzgley	TT-GG	17-30/50-65/5-33	23-36	11,2-15,5	73-76	10-15	N1-2
Ton-Staugleye und -Gleye	SS-GG	25-35/30-50/15-45	27-42	11,2-15,5	80-86	10-16	B2, W2
Sand-Humus-Gleye	GGh	0-5/0-10/85-100	25-36	11,2-15,5	40-70	16-19	W1, N1-2
lehmige Sand-Humus-Gleye		5-15/25-50/35-70	20-36	11,2-15,5	50-80	14-18	W1, N1-2
Lehm-Humus-Gleye		12-17/10-40/43-78	32-38	11,2-15,5	55-85	13-17	B2, W2, N1-2
Kalk-Humus-Gleye		12-17/65-88/0-23	29-32	12-16	85-90	10-14	W1, N1-2

Bodenformen-Gruppe	Bodentypen nach KA4 (AG Boden 1994)	Ton-/Schluff-/ Sandgehalt (%) im Hauptwurzelraum	nutzbare Feldkapazität (Vol-%)	Humusgehalt im Mineralboden %(0-4dm)	Basensättigungsgrad (%)(0-4dm)	C/N im Mineralbodenhumus	Hydromorphieform (nach FSK)
(1)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
stark bis wechselnd vernäßte Auensande und -lehmsande	GGa	0-17/10-40/43-90	25-36	5,5-12,9	50-80	13-16	Ü1; W1, B1
stark bis wechselnd vernäßte Auenlehme		17-35/30-50/15-53	27-38	6,5-13	75-85	10-14	Ü1; W1, B1
stark bis wechselnd vernäßte Auentone		35-65/15-30/5-50	29-38	7-10	80-95	8-11	Ü1; W1, B1
mäßig bis schwach vernäßte Auensande und -lehmsande	AB-GG	0-17/10-40/43-90	25-37	5-6,5	50-80	14-19	Ü2; W2, B2
mäßig bis schwach vernäßte Auenlehme und -tone		17-65/15-50/5-53	28-38	3,5-6,5	75-95	11-15	Ü2; W2, B2
sandbedeckter Torf, Torfflachsand	GM, GH	0-5/0-10/85-100	30-50	36,0-40	15-45	20-35	O1-3, W1, N1-2
lehmbedeckter Torf/Torfflachlehm		3-25/5-40/35-93	30-50	36,0-40	35-55	18-28	O1-3, W1, N1-2
Torfflachmudde		12-17/65-88/0-23	30-50	36,0-40	45-70	17-26	O1-3, W1, N1
Torfflachton		35-65/15-30/5-50	30-50	36,0-40	70-80	15-25	O1-3, W1, N1
tonbedeckter Torf		35-65/15-30/5-50	30-50	36,0-40	70-80	12-20	N1, O3
tiefgründiger Niedermoortorf	H	0/0/0	50-60	36,0-40	30-60	19-30	O3, W1, N1-2
Asche-Kippböden	-	0/10-30/0-5	15-20	0	30-50		T3, W3

Klimatyp: Vegetationszeitdauer und Kontinentalität

Grundlage bildeten die Rasterkarten des Deutschen Wetterdienstes für die Periode 1961-1990 sowie die Wetterkarte für Europa des IIASA für den gleichen Zeitraum. Besser wären Rasterkarten aus dem Zeitraum 1941-1970 gewesen, da diese wohl noch keinen Einfluss des Klimawandels enthalten hätten. Diese Daten stehen jedoch nicht zur Verfügung. Die Informationen zu den 17 499 ausgewerteten historischen Vegetationsaufnahmen enthielten

deren genaue Fundortbenennung bzw. eine kartographische Darstellung, so dass eine Verortung der Aufnahmeflächen möglich war. Gleichzeitig waren unter anderem Angaben zu den Klimaverhältnissen, insbesondere zur Kontinentalität des Fundortes zum Vergleich mit den Klimadaten angegeben. Aus den jeweiligen Rasterdaten der Niederschlagssumme und der Mitteltemperatur in der jeweiligen von der Vegetationszeitlänge bestimmten Vegetationsperiode wurde der Kontinentalitätsindex nach DEMARTONNE (siehe WOLFF et al. 2003) berechnet und der Vegetationsaufnahme an diesem Ort im Raster zugeordnet. So konnte die Spanne von Kontinentalitätsindex und Vegetationszeitlänge für alle Standorte, an denen die gleiche Pflanzengesellschaft kartiert wurde, ermittelt werden.

Aus dem statistischen Vergleich von Kontinentalitätsindex nach DEMARTONNE und der Mittleren Klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit 1961 - 1990 (zur Zeit der Vegetationsaufnahmen) an den 17 499 Standorten ergab einen Korrelationskoeffizienten von $r^2 = 0{,}975$. Die Regressionsberechnung für die 2 486 Aufnahmen nur aus Sachsen ergab einen Korrelationskoeffizienten von $r^2 = 0{,}92$.

Die Klimatische Wasserbilanz errechnet sich aus der Differenz von Niederschlagssumme in der Vegetationsperiode minus potenzieller Verdunstung.

Die Klassifizierung von Klimaregionaltypen nach WOLFF et al. (2003) erfolgte auf der Grundlage der Klimadaten von 1901-1950 nach den Parametern entsprechend Tab. 7.

Tab. 7: Höhen-/Klimastufen in Deutschland, abgeleitet aus WOLFF et al. (2003)

Klima-regionaltyp	**Höhe [m ü. NN]**		**Vegetations-Niederschlag [mm]**		**Vegetations-Temperatur [°C]**		**De Mar-tonne-Index**		**Jahrestempera-turspanne**	**Vegetations-zeitlänge d>10°C**		**Kontinentalität/ Ozeanität**	**Höhenstufe**
	von	**bis**	**von**	**bis**	**von**	**bis**	**von**	**bis**	**[K]**	**von**	**bis**	**(WOLFF et al. 2003)**	
sehr feucht alpid	1600	2100	630	780	1,5	5,6	40	100	15	10	90	ozeanisch	alpin
sehr feucht präalpid	600	1200	660	800	10	14	30	36	15	100	160	ozeanisch	hochsubalpin
feuchte hohe Kammlagen	800	1200	390	585	9	10	20	30	16,5	60	100	subozea-nisch	tiefsubalpin
sehr feuchte hohe Kammlagen	1450	1700	505	675	5,6	8,1	30	40	15	10	100	ozeanisch	tiefsubalpin
feuchte hohe Berglagen	650	850	380	485	10	12	18	23	17,0	100	130	subozea-nisch	hochmontan
sehr feuchte hohe Berglagen	750	1500	485	630	10	12	23	30	15	100	130	ozeanisch	hochmontan
mäßig feuchte hohe Berglagen	650	850	250	380	10	12	12	18	18,5	100	130	intermediär	hochmontan
sehr feuchte mitt-lere Berglagen	500	750	540	705	13	14	23	30	15	130	145	ozeanisch	montan
feuchte mittlere Berglagen	450	700	405	515	12	13	18	23	17,5	130	145	subozea-nisch	montan
mäßig feuchte mittlere Berglagen	450	700	325	415	13	13	14	18	18,0	100	130	intermediär	montan
feuchte untere Berglagen	250	500	400	525	15	15	16	21	18,0	145	160	subozea-nisch	collin
sehr feuchte unte-re Berglagen	250	500	525	750	15	15	21	30	18,0	145	160	ozeanisch	collin
mäßig feucht/kühle unte-re Berglagen	350	500	220	345	14	15	9	14	18,0	130	145	subozea-nisch	submontan

Klima-regionaltyp	Höhe [m ü. NN]		Vegetations-Niederschlag [mm]		Vegetations-Temperatur [°C]		De Mar-tonne-Index		Jahrestempera-turspanne	Vegetations-zeitlänge d>10°C		Kontinentalität/ Ozeanität	Höhenstufe
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	[K]	von	bis	(WOLFF et al. 2003)	
mäßig trockene untere Berglagen	150	350	280	405	15	15,5	11	16	18,5	145	160	intermediär	collin
trockene untere Berglagen	90	250	200	280	15	15,5	8	11	18,8	145	160	subkonti-nental	collin
trockenes Tiefland	40	150	180	280	15	16	7	11	19,0	160	185	subkonti-nental	planar
mäßig trockenes Tiefland	80	200	280	355	15	16	11	14	18,5	160	185	intermediär	planar
feuchtes Tiefland	0	150	355	460	15	16	14	18	18	160	185	subozea-nisch	planar
sehr feuchtes Tiefland	0	150	460	765	15	16	18	30	18	160	185	ozeanisch	planar
feuchtes warmes Tiefland	150	300	375	620	16	18	14	23	16,5	185	220	subozea-nisch	submediter-ran
mäßig trockenes warmes Tiefland	75	150	295	375	16	18	11	14	18,5	185	220	intermediär	submediter-ran
trockenes warmes Tiefland	75	150	160	295	16	18	6	11	18,5	185	220	subkonti-nental	submediter-ran

4.3 Ableitung der ökologischen Nischen der konstanten Arten

Für 1 530 Pflanzenarten sind nun die fundamentalen, das heißt die phänologisch potenziellen Nischenbreiten der leicht veränderlichen Standort-Parameter Basensättigung, C/N-Verhältnis, Bodenwassergehalt, Kontinentalität (auch als Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit bezeichnet) und Vegetationszeitlänge aus den Standortangaben zu den Fundorten der Gesellschaften, in denen sie hochstet vertreten sind, ermittelt worden. Die z. T. unscharfen verbalen Angaben zu den Standortfaktoren wurden Referenzmessdaten zugeordnet und diese als unscharfe Wertespannen in die Datenbank übernommen. Aufgenommen wurden alle Gefäßpflanzen, Moose und Flechten, die in Deutschland standorttreu vor 1960 in natürlichen Pflanzengesellschaften vorkamen, also nicht die erst in jüngster Zeit eingewanderten Neophyten.

In der BERN-Datenbank sind die Arten mit ihren Nischen hinsichtlich Basensättigung, C/N-Verhältnis im Oberboden, Bodenfeuchte, Vegetationszeitlänge, Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit und Kontinentalitätsindex aufgenommen (vgl.

Abb. 8), wobei die Nischen als unscharfe Beziehung zu den Standortfaktoren im Sinne der Fuzzy-Logik erfasst werden. Dabei ist das Minimum der Spanne festgelegt beim 10er Perzentil aller Standorts-Messdaten am Ort des Vorkommens der Art, das Maximum ist festgelegt am 90er Perzentil. Das Optimumplateau (vom Optimum-Minimum bis Optimum-Maximum) bezeichnet die Standortsfaktor-Spanne, in der die Art ihre volle phänologisch mögliche Biomasse entwickeln kann.

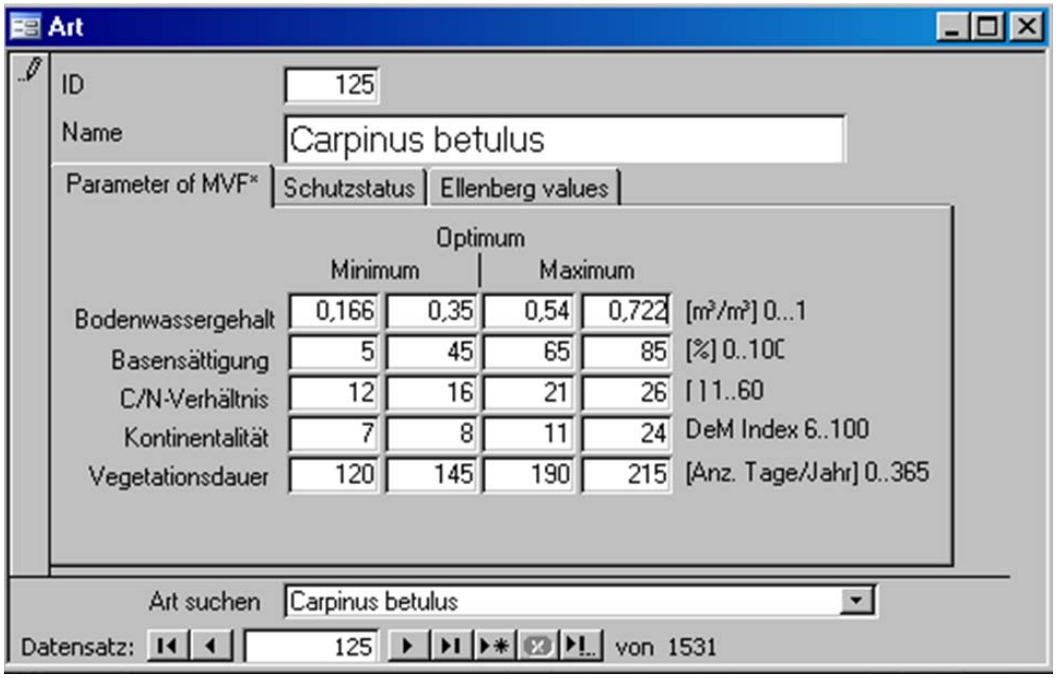


Abb. 8: Steckbrief einer Art in der BERN-Datenbank

5 Modell-Validierung und -verifizierung

5.1 Vergleich von modellierten und gemessenen aktuellen Bodenzustands-Parametern

Für eine Validierung standen die Mess- und Aufnahmeergebnisse der Level-II-Standorte des Forst-Monitoringsystems zur Verfügung (*PCC* 2006, schriftliche Mitteilung). Die in der Level-II-Datenbank enthaltenen 72 deutschen Level-II-Punkte enthielten Angaben über Messungen des Kohlenstoff- und des Stickstoffgehaltes in der Humusauflage sowie in der mineralischen Oberbodenbodenschicht, soweit vorhanden. Daraus ließ sich unmittelbar das C/N-Verhältnis berechnen. Weiterhin waren horizontweise Messwerte des pH-Wertes und der Basensättigung aus dem Jahr 1995/96 dokumentiert (Abb. 9). Komplettiert wurde der Datensatz mit Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1996, und/oder 1998, und/oder 2001. Wenn mehrere Vegetationsaufnahmen in verschiedenen Jahren gemacht worden waren, wurde für die Validierung der Datensatz gewählt, der zeitlich am nächsten am Messjahr lag.

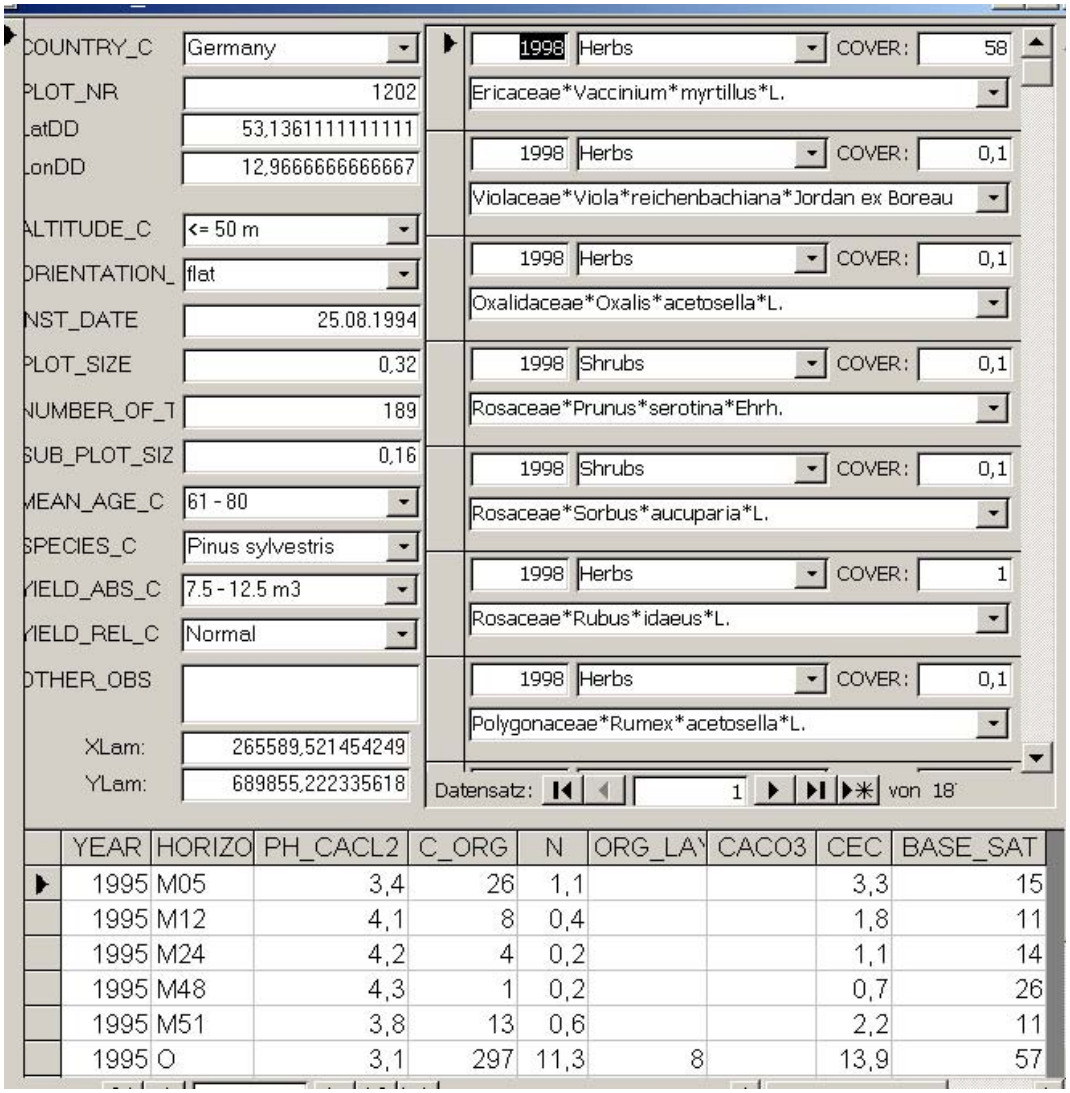


Abb. 9: Level-II-Daten der PCC-Datenbank,

Die Artenliste dieses Jahres wurde in das BERN-Standort-Formular eingegeben (Abb. 10).

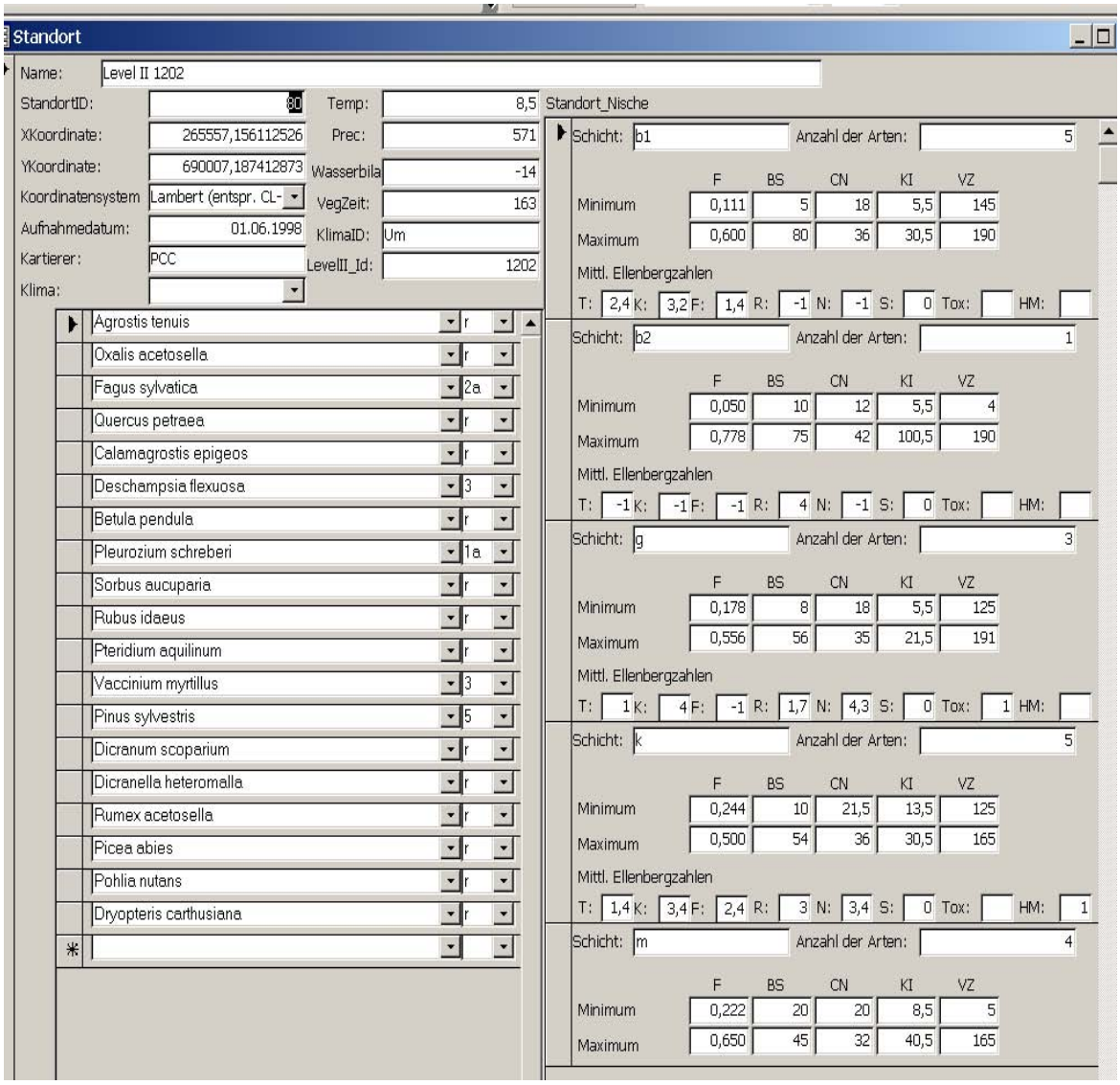
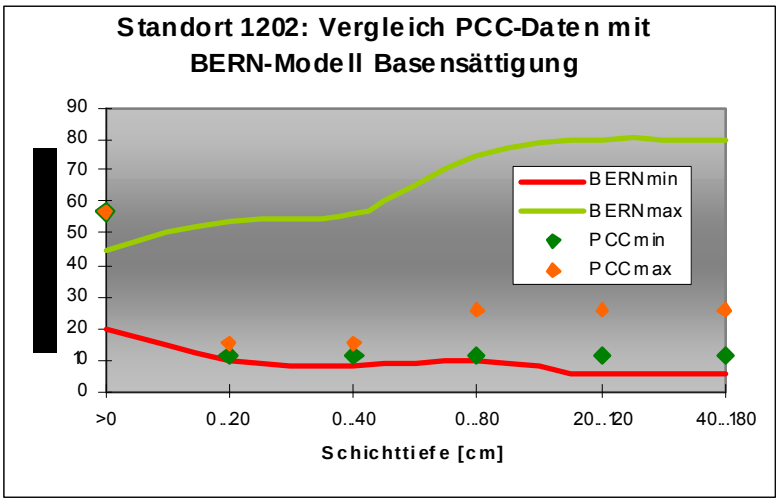


Abb. 10: BERN-Formular mit den resultierenden Bioindikator-Spannen

Ein Problem beim Vergleichen der Mess- mit den Indikatorspannen für die Boden-Parameter bestand darin, dass die Messwerte in bestimmten, den Horizonten direkt eindeutig zuordenbaren Tiefen erhoben wurden. Die Pflanzen erstrecken ihr Wurzelwerk aber über alle Horizonte, die sie aufgrund der Durchwurzelbarkeit des Bodens bzw. aufgrund ihrer genetisch determinierten Wurzellänge erreichen können. Dabei kommt es auch dazu, dass eine Pflanze aufgrund einer Mangelsituation in einem Horizont, den größten Teil ihres Wurzelwerkes in den für sie günstigen Horizont mit ausreichendem Nährstoffgehalt verlegt und die anderen Horizonte dann nur wenig von Feinwurzeln durchdrungen sind. Im Extremfall kann sich die Hauptwurzeltracht ausschließlich in der Humusauflage ausbilden, z. B. nach einer Kalkung aus der Luft. Ein sinnvoller Vergleich kann also nur erfolgen, wenn man auch die Wertespannen der PCC-Messwerte über alle durchwurzelten Bereiche einer Vegetationsschicht ermittelt. Dabei wird hier vereinfachend angenommen, die Wurzelschicht der Moosschicht

(m) beschränkt sich auf die Humusschicht über dem Mineralboden (> 0), die Krautschicht (k) durchwurzelt den Bereich von 0-20 cm unter Flur, die Grasschicht (g) den Bereich von 0-40 cm unter Flur, die Strauchschicht (s) und die Baumschicht 2 (b2) von 0-80, die Baumschicht 1 (b1) aus Stiel- und Traubeneiche oder Waldkiefer von 40-180 cm unter Flur, die Baumschicht 1 (b1) aus allen anderen Baumarten von 20-120 cm unter Flur.

Am **Bespielstandort** 1202 ergibt die Gegenüberstellung der Mess- zu den Indikatorspannen folgendes Bild (vgl. Abb. 11).



Schicht-tiefe	BERN min	BERN max	PCC min	PCC max
>0	20	45	57	57
0...20	10	54	11	15
0...40	8	56	11	15
0...80	10	75	11	26
20...120	5	80	11	26
40...180	5	80	11	26

Abb. 11: Vergleich der Messwerte (PCC 2006) und der BERN-Indikator-Spannen für die Basensättigung am Level-II-Standort 1202

Das Ergebnis der Validierung für die **Gesamtheit der Level-II-Standorte** ergibt folgendes Bild für die Basensättigung im Hauptwurzelraum von 0-80 cm unter Flur (vgl. Abb. 12).

Es ergibt sich zwar insgesamt eine ausreichende Übereinstimmung, d. h. die BERN-modellierten Indikatorwerte-Spannen umfassen weitgehend die tatsächliche Spanne der Messwerte. Gleichzeitig ist aber auch die Schwierigkeit eines derartigen Vergleiches zu sehen: Im Bereich sehr niedriger aktueller Basensättigung im Ergebnis lang andauernder Säure-Einträge anthropogener Herkunft sind am Standort nur noch solche Arten mit einer sehr weiten ökologischen Nische in Bezug auf die Basensättigung präsent. Je höher die aktuelle Basensättigung tatsächlich noch ist, desto umfassender überdecken sich die Spannen der Mess- mit den Indikatorwerten. Da Basensättigungsgrade unter 13% unter unbeeinflussten natürlichen Bedingungen in mitteleuropäischen Böden nicht vorkommen, gibt es keine stenöken Arten, deren Nische nur auf derart extrem versauerte Standorte angepasst wäre. Deshalb leben an diesen Standorten nur polyöke Arten, die extrem unsensibel gegenüber Säure-/Basen-Veränderungen sind. Dieses Ergebnis war zu erwarten und bestätigt die Kalibrierung des BERN-Modells.

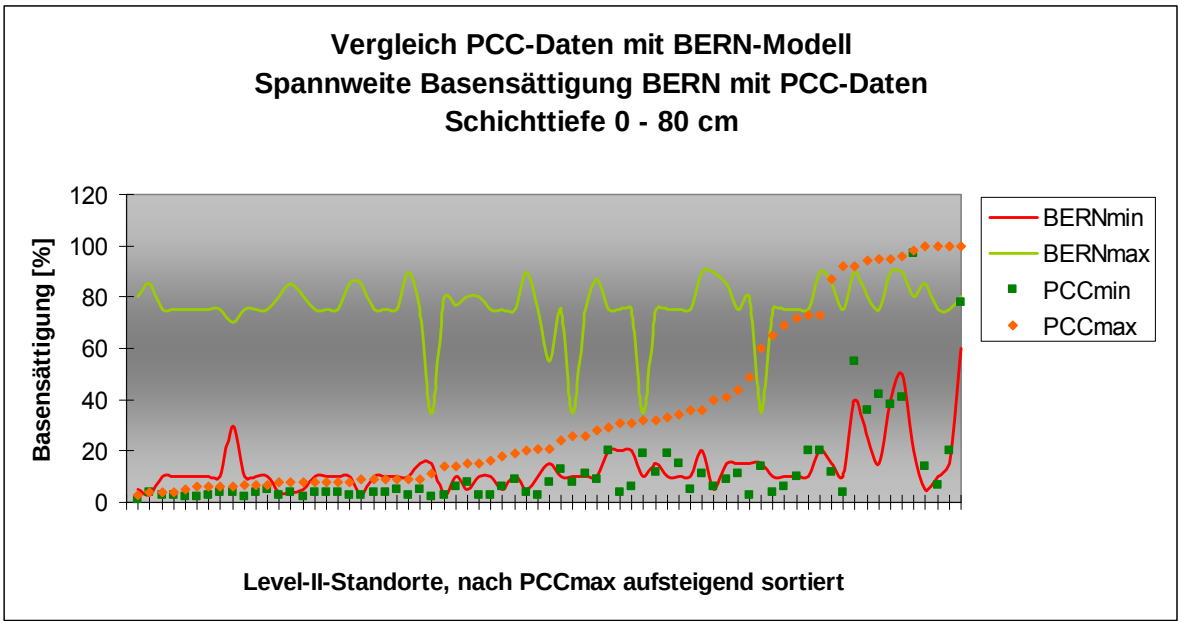


Abb. 12: Spannweiten der modellgestützt ermittelten Indikatorwerte für die Basensättigung (rote und hellgrüne Linien) im Vergleich mit den Spannen der Messwerte des PCC (orange und dunkelgrüne Punkte), jeweils im Zeitraum 1995-1998 aufgenommen

Auch der Vergleich der gemessenen mit den modellierten pH-Werten zeigt, dass die höchsten gemessenen pH-Werte in der gesamten durchwurzelten Bodentiefe innerhalb der Spanne der Indikatorwerte liegt, die niedrigsten Messwerte jedoch meist unterhalb (vgl. Abb. 13).

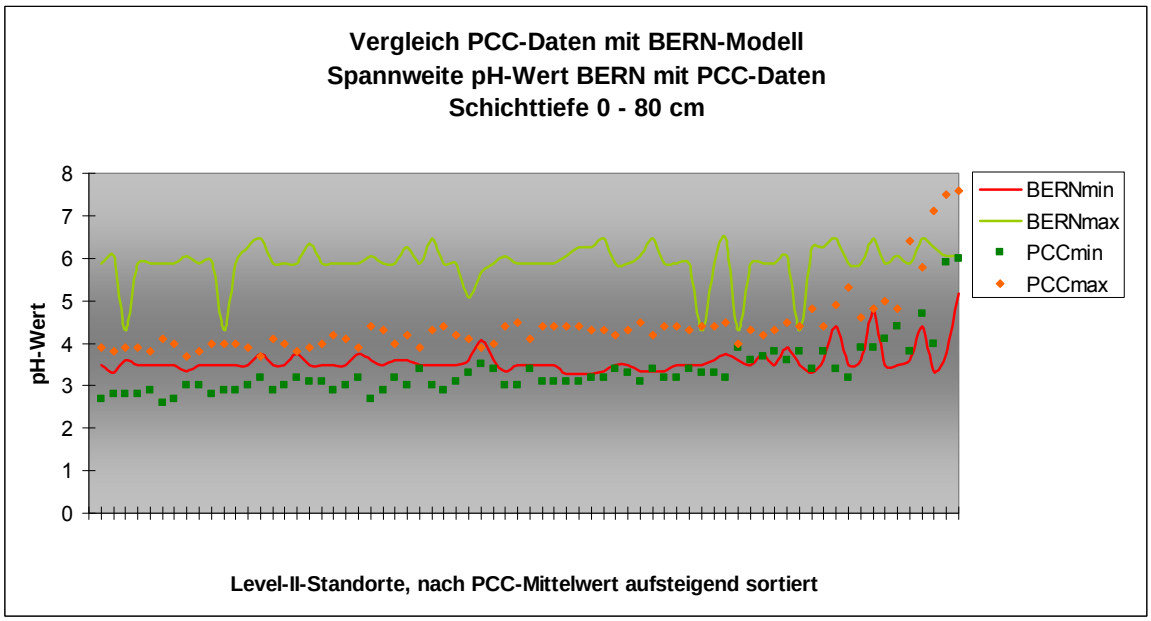


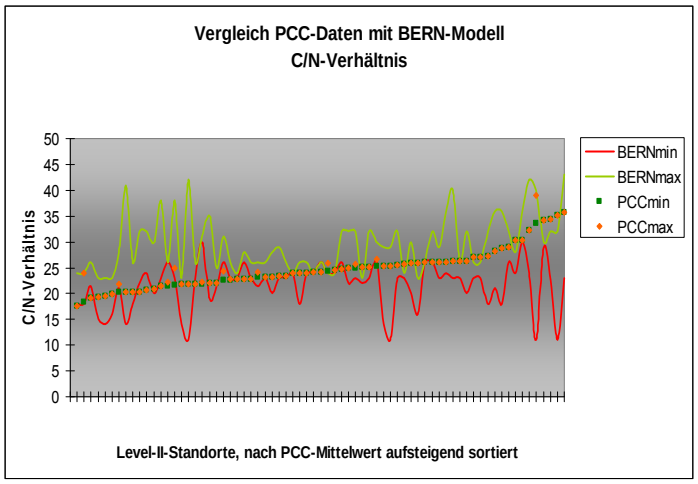
Abb. 13: Vergleich der vom PCC gemessenen mit den BERN-modellierten Wertespannen für den pH-Wert an den Level-II-Standorten Deutschlands

Dies bestätigt die These, dass die Haupt-Wurzeltracht der Pflanzen sich in dem Horizont mit noch ausreichend hohen pH-Werten konzentriert. Das ist – wie die Level-II-Standorte zeigen – meistens die Humusschicht. Dies ist auch eine der Ursachen für die abnehmende

Standfestigkeit von Bäumen bei gleichzeitig zunehmender Windwurf- und Schneebruch-Gefährdung.

Eine Verfälschung der Ergebnisse ergab sich bei den Standorten (Standorte 69 - 72), die vor kurzem gekalkt worden waren. Auf die sehr hohen pH-Werte hat die Vegetation in der Kürze der Zeit noch nicht sichtbar mit einem Artenwechsel reagieren können.

Ein Vergleich der gemessenen C/N-Verhältnisse in der Auflage zuzüglich der oberen 10 cm Mineralbodenschicht zeigt ebenfalls eine gute Übereinstimmung (Abb. 14a).



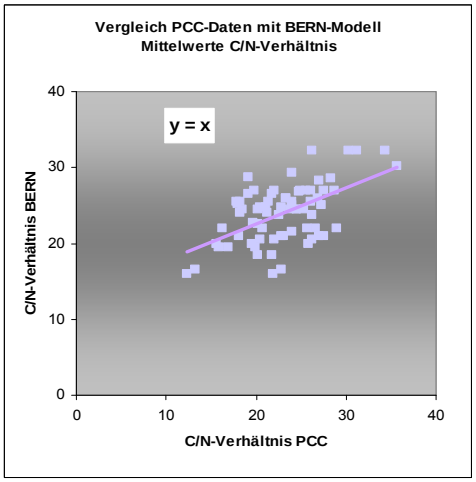


Abb. 14a) Abb. 14b)

Abb. 14: Vergleich der vom PCC gemessenen mit den BERN-modellierten Wertespannen für das C/N-Verhältnis (a)) sowie der Vergleich der C/N-Mittelwerte (b)) an den Level-II-Standorten Deutschlands

Gleichzeitig zeigen die Abb. 14 a) und b) aber auch die Problematik dieser Validierung: Die Messungen der Boden-Parameter wurde 1995/96 durchgeführt, zu einer Zeit, in der Veränderungen dieser Parameter aufgrund von anthropogen bedingten Stoffeinträgen bereits sehr weit fortgeschritten waren. Andererseits wurde die BERN-Datenbank entsprechend der Definition naturnaher Pflanzengesellschaften auf der Basis von Aufnahmen und Bodenanalysen von vor 1960 erstellt, einer Zeit in der anthropogene Stoffeinträge die Selbstregulation in den Ökosystemen i. d. R. noch nicht überforderte. So liegt heute bei einer Vielzahl der Level-II-Standorte das C/N-Verhältnis aufgrund lang anhaltender hoher N-Einträge am unteren Ende der Zeigerwert-Spanne. Einige Level-II-Punkte liegen aber aktuell auch am oberen Ende der BERN-modellierten Spanne, weil sie in der Vergangenheit überwiegend stark versauernden Einträgen ausgesetzt waren, so dass der versauernde Einfluss auf das C/N-Verhältnis (Erhöhung) den eutrophierenden Einfluss (Verringerung) überwogen hat. Ein direkter Vergleich z. B. der Mittelwerte der BERN-C/N-Spannen mit den (Mittelwerten der) Messdaten (vgl. Abb. 14b) ist deshalb nicht zielführend für eine Validierung und ergibt lediglich einen

(Pearsonschen) Korrelationskoeffizienten von r = 0,58, obwohl nahezu 100 % der Level-II-Messwerte innerhalb der BERN-modellierten Spannen liegen.

Damit kann die BERN-Datenbank hinsichtlich der C/N-Zeigerspannen der aufgenommenen Pflanzenarten als verifiziert betrachtet werden.

5.2 Vergleich von historischen Zeitreihen von Vor-Ort-Aufnahmen mit BERN-Modell-Ergebnissen

Es wurden in den Forstrevieren Stadtwald Altlandsberg (UF 1), Strausberger Stadtwald (UF 2) und Stienitz-Wald (UF 3) repräsentative Flächen mit unterschiedlichen Abständen zum Zementwerk Rüdersdorf untersucht: 18 km zu UF 1; 12 km zu UF 2; 6 km zu UF 3. Die Mitglieder der Agenda-21-Gruppen in Petershagen-Eggersdorf, in Strausberg und der NABU-Ortsgruppe Altlandsberg haben an den Untersuchungsflächen aktuelle Vegetationsaufnahmen sowie Messungen der Klimafaktoren (Boden- und Lufttemperatur, Regenmengen und deren Verteilung im Jahr) durchgeführt. Das UABG-Umweltlabor Berlin führte 2005 aktuelle Messungen von pH-Wert, Basensättigung, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt in 4 Bodenschichten bis in eine Tiefe von 120 cm durch.

In der Nähe der Untersuchungsflächen hat das Zementwerk Rüdersdorf, Betriebsteil Hennickendorf über viele Jahrzehnte große Mengen Kalkstaub emittiert. Den Höhepunkt erreichte die Emission 1980 mit 50 kt a^{-1} Staub. Danach wurden Staubfilter eingebaut, so dass die Emissionen 1994 nur noch 1 kt a^{-1} betrug. Diese seit 1960 andauernde Kalkstaubdeposition im Umkreis hat zu einer mehr oder weniger starken Aufbasung der Böden geführt. Seit 1980 hat aber außerdem auch der versauernde und gleichzeitig eutrophierende Einfluss von Immissionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen aus dem Langstreckentransport von Luftschadstoffen aus dem Cottbuser Raum ständig zugenommen.

Die Bodenform ist bei allen drei Flächen eine Braunerde aus anlehmigen mittelfeinen Sanden. Der Grundwasserflurabstand betrug (und beträgt auch gegenwärtig) mehr als 2 m, also beeinflusst den Wurzelraum nicht. Die nutzbare Feldkapazität beträgt 15-20 %. Es handelte sich also in allen drei Flächen um gleichartige mäßig frische Standorte ziemlich armer Nährkraft.

Der Klimaregionaltyp der 3 Untersuchungsflächen ist das trockene (subkontinental-planare) Tieflandsklima Ostbrandenburgs.

Die natürliche Waldvegetation war vor 1950 geprägt von den Strauch- und Krautarten der Wachtelweizen-Stieleichen-Waldgesellschaft (Melampyro-Quercetum roboris), auch wenn die Hauptbaumarten durch Aufforstungen der Kiefer dominiert werden.

Auf der Grundlage dieser Datenbasis zu den Stamm-Eigenschaften der Standorte und der Zeitreihe der Depositionen basischer Kationen konnte mit dem BERN-Modell eine zeitliche Veränderung der Vegetationsstruktur vorhergesagt werden (Abb. 15, Abb. 16 und Abb. 17).

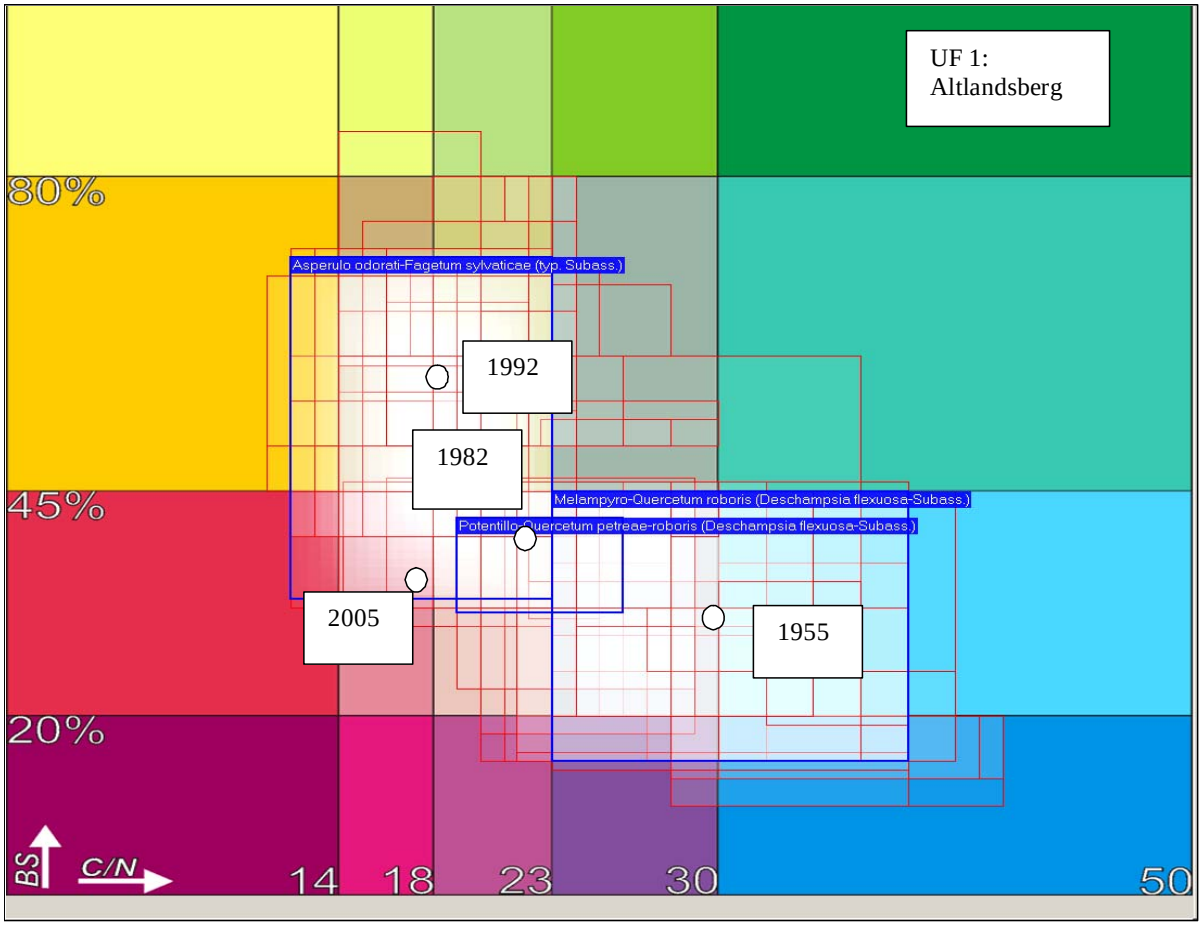


Abb. 15: Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 1

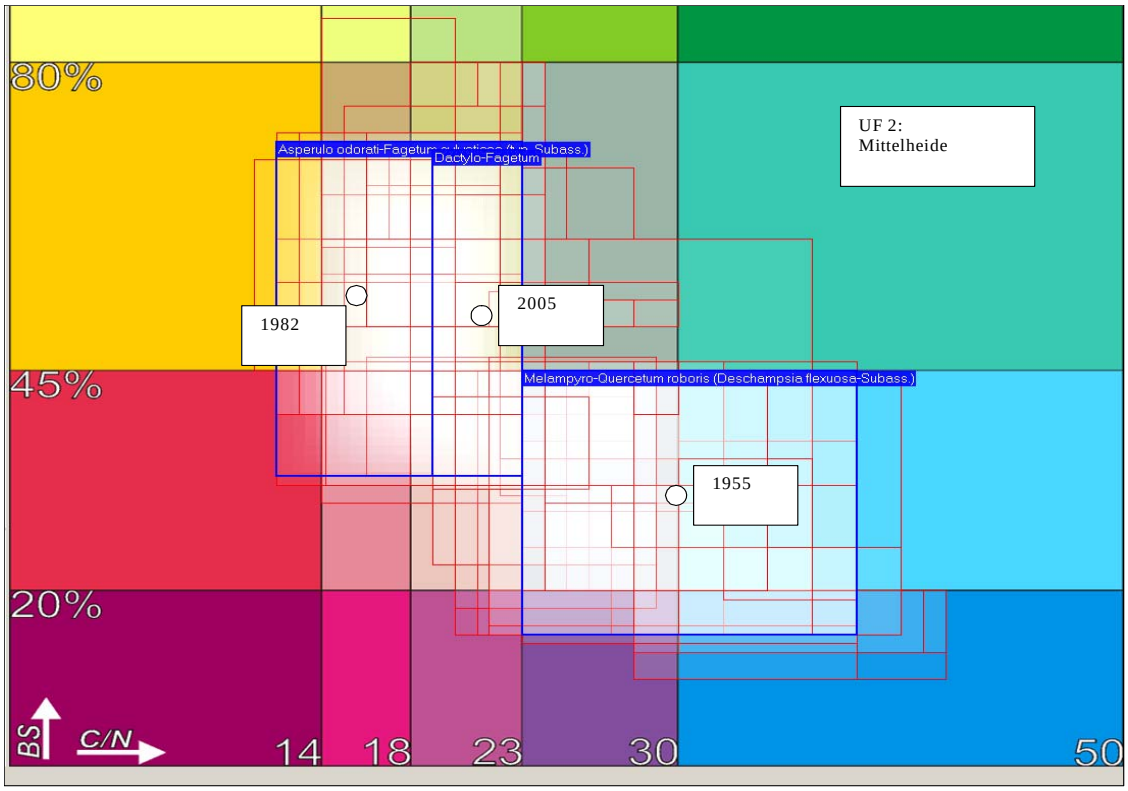


Abb. 16: Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 2

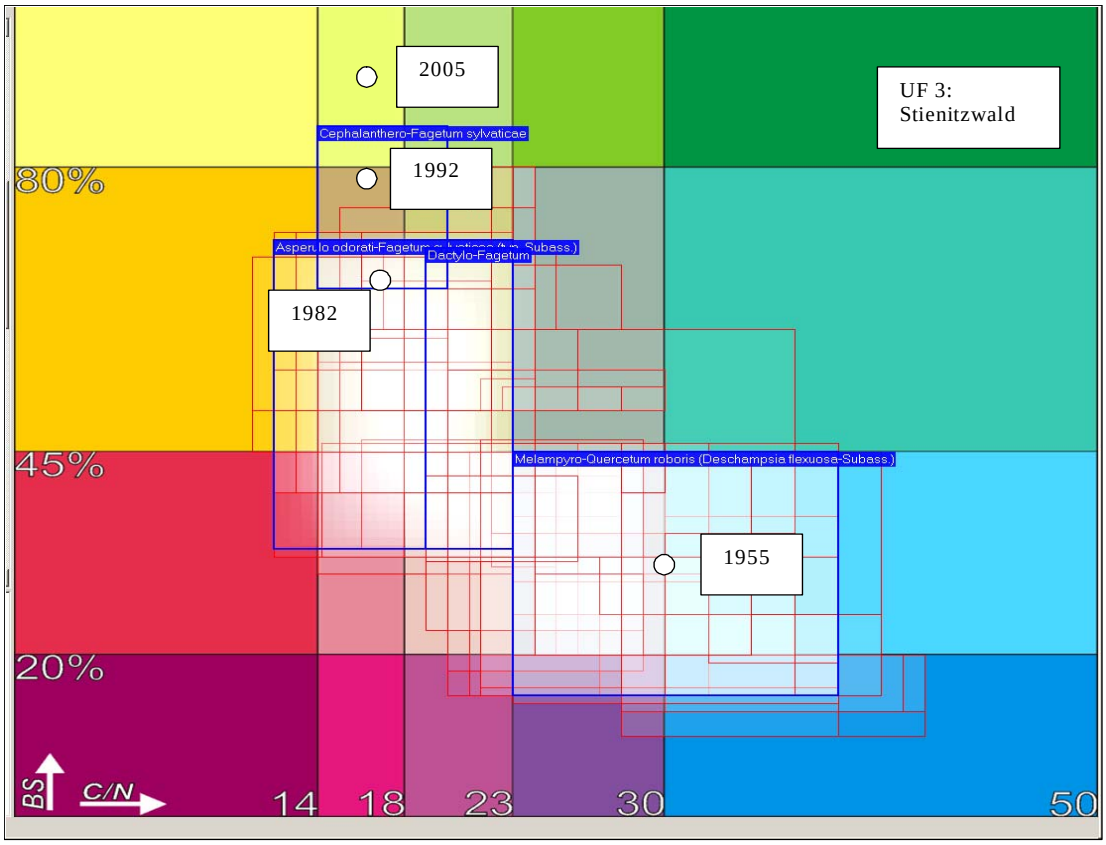


Abb. 17: Dynamische Entwicklung von Basensättigungsgrad, C/N-Verhältnis und Wald-Vegetationsgesellschaft an UF 3

Da für die 3 Standorte originale Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1955, 1981, 1992 und aktueller aus dem Jahr 2005 vorliegen (vgl. Tab. 8) konnte das Modell-Ergebnis überprüft werden. Es kann eine 100%ige Übereinstimmung der vorhergesagten Pflanzengesellschaften mit den tatsächlich vor Ort aufgenommenen festgestellt werden und somit das BERN-Modell auch für diesen Anwendungsfall an 3 Standorten als verifiziert deklariert werden.

Tab. 8: Ergebnisse der Aufnahme der Wald-Pflanzengesellschaften am Beispiel UF1

UF1: Altlandsberger Wald				
	1955	**1981**	**1995**	**2005**
	Pflanzengesellschaft			
Bodenschicht:	Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flex.-Subass.)	Potentillo-Quercetum petrea-e-roboris (Primula-Subass.)	Asperulo odorati-Fagetum	Asperulo odorati-Fagetum
40-180 cm	**Baumschicht 1**			
	Stiel-Eiche	Stiel-Eiche	Stiel-Eiche	Stiel-Eiche
	Wald-Kiefer	Wald-Kiefer	Wald-Kiefer	Wald-Kiefer
Feuchtegrad	0,1-0,72	0,05-0,72	0,05 -0,72	0,05 -0,72
Basensättigung (%)	10-80	10-80	10 - 80	10 - 80
C/N-Verhältnis	17-40	17-40	17 - 40	17 - 40
Kontinental-Index	10,5-12	5-12	5,5-21,5	8,5-16
Veg.zeit (d/a)	145-190	145-191	125-165	155-165
20-120 cm	**Baumschicht 2**			
	Sand-Birke			
	Stiel-Eiche	Stiel-Eiche	Stiel-Eiche	Stiel-Eiche
		Eberesche	Eberesche	Eberesche
			Spitz-Ahorn	
				Rot-Buche
Feuchtegrad	0-0,77	0-0,77	0,1 - 0,7	0,1 - 0,7
Basensättigung (%)	10-75	10-75	15 - 75	10 – 75
C/N-Verhältnis	12-42	12-42	14 - 34	12 – 42

UF1: Altlandsberger Wald				
	1955	**1981**	**1995**	**2005**
	Pflanzengesellschaft			
Bodenschicht:	Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flex.-Subass.)	Potentillo-Quercetum petrea-e-roboris (Primula-Subass.)	Asperulo odorati-Fagetum	Asperulo odorati-Fagetum
0-40 cm	**Krautschicht**			
	Holcus mollis			
	Carex piluliferae			
	Hieracium pilosella			
	Calluna vulgaris			
	Luzula campestris			
	Hieracium umbellataum			
	Anthoxanthum odoratum	Anthoxanthum odoratum		
	Festuca ovina ovina	Festuca ovina ovina		
	Agrostis tenuis	Agrostis tenuis		
	Poa pratensis	Poa pratensis		
	Deschampsia flexuosa	Deschampsia flexuosa	Deschampsia flexuosa	Deschampsia flexuosa
	Vaccinium myrtillus			Vaccinium myrtillus
	Melampyrum pratense	Melampyrum pratense		Melampyrum pratense
	Veronica officinalis	Veronica officinalis		Veronica officinalis
	Veronica chamaedrys	Veronica chamaedrys		Veronica chamaedrys
	Hieracium lachenalii			Hieracium lachenalii
		Poa nemoralis		
		Melica nutans		
		Convallaria majalis		
		Euphorbia cyparissias		
		Galium verum		
		Campanula persicifolia		
		Hypericum perforatum		
		Arrhenatherum eliatius		
		Moehringia trinervia	Moehringia trinervia	
		Urtica dioica	Urtica dioica	

UF1: Altlandsberger Wald				
	1955	**1981**	**1995**	**2005**
	Pflanzengesellschaft			
Bodenschicht:	Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flex.-Subass.)	Potentillo-Quercetum petrea-e-roboris (Primula-Subass.)	Asperulo odorati-Fagetum	Asperulo odorati-Fagetum
		Galeopsis tetrahit	Galeopsis tetrahit	
		Calamagrostis epigeos	Calamagrostis epigeos	
		Brachypodium sylvaticum	Brachypodium sylvaticum	Brachypodium sylvaticum
		Viola riviniana	Viola riviniana	Viola riviniana
		Pteridium aquilinum		Pteridium aquilinum
		Dactylis glomerata		Dactylis glomerata
			Glechoma hederacea	
			Fagus sylvatica	
			Galium aparine	
			Acer platanoides	Acer platanoides
			Impatiens parviflora	Impatiens parviflora
				Oxalis acetosella
				Geum urbanum
				Fragaria vesca
				Prunus mahalep
				Maianthemum bifolium
Feuchtegrad	0,22-0,26	0,22-0,44	0,4 - 0,8	0,33-0,44
Basensättigung (%)	15-45	30-56	45 - 68	30-50
C/N-Verhältnis	23-38	19-23	13 - 23	18-23

Die Indikatorwertespannen der Arten gelten natürlich nur für die durchwurzelten Bodenschichten. Deshalb ist eine differenzierte Ermittlung der Indikatorspannen für jede Vegetationsschicht erforderlich, da ihre Wurzellängen differieren.

Der Vergleich der Messwerte 2005 mit den Zeigerwerten der 2005 vorkommenden Pflanzenarten (vgl. Tab. 9) zeigt, dass eine gewisse Trägheit im Anpassungsverhalten der Arten be-

steht. Der Artenwandel vollzieht sich im Nachgang des Wandels der bodenchemischen Werte mit einem Zeitverzug von mehreren Jahren. Bei den weniger stark belasteten Standorten UF 1 und UF 2 ist die Entbasung seit 1994 (seitdem die Kalk-Deposition aus Rüdersdorf quasi aufgehört hat) schneller fortgeschritten als der Artenrückgang von Kalk-Zeigerarten. An der UF 3 ist jedoch noch kein Basenrückgang eingetreten und die Anpassung der Arten an zunehmende Kalkgehalte ist noch nicht abgeschlossen. Es ist also anzunehmen, dass je intensiver der Einfluss auf die Standortfaktoren wirkt, desto länger dauert die Anpassung der Vegetationsausstattung.

Einen ähnlichen Verlauf zeigen die C/N-Verhältnisse. Die Abnahme der Stickstoffeinträge aus der Luft bis 1992 und die Stagnation der N-Depositionsraten auf hohem Niveau seitdem wird sehr gut von den Zeigerwertspannen der Arten (BERN-Min…BERN-Max) widerspiegelt.

Tab. 9: Vergleich der Messwerte 2005 mit den Zeigerwerten der 2005 vorkommenden Pflanzenarten

	UF 1: Altlandsberg	**UF 2: Mittelheide**	**UF 3: Stienitzwald**
Basensättigung (%)			
BERN-Min	30	50	45
BERN-Max	50	55	80
Messwert	31	54	91
pH-Wert			
BERN-Min	4,1	4,8	4,5
BERN-Max	4,8	5	6,1
Messwert	4,08	4,9	6,66
C/N-Verhältnis			
BERN-Min	18	20	14
BERN-Max	23	23	23
Messwert	17,1	21,8	16,5

6 Implementierung des BERN-Modells in die dynamische Modellierung von Ökosystemen

6.1 Methodische Grundlagen

Die Vegetationsentwicklung in der Vergangenheit kann mit Hilfe des BERN-Modells rekonstruiert werden. Die typische natürliche Pflanzengesellschaft für die Stamm-Standortsparameter Boden und Klima sowie die harmonischen für den Stamm-Standort typischen Zustandsparameter Bodenfeuchte, Basensättigung und C/N-Verhältnis im Referenzzustand wird vom Modell ausgegeben. Als Beispiel wurde für ganz Bayern die Stammvegetationsgesellschaft im Referenzzustand auf der Basis der Bodenübersichtskarte 1:1000000 Deutschlands (BGR 2006), den Datenreihen des Deutschen Wetterdienstes 1960-1990 (DWD2001) und dem Digitalen Geländemodell Deutschlands (DGM25) ermittelt (vgl. Abb. 18).

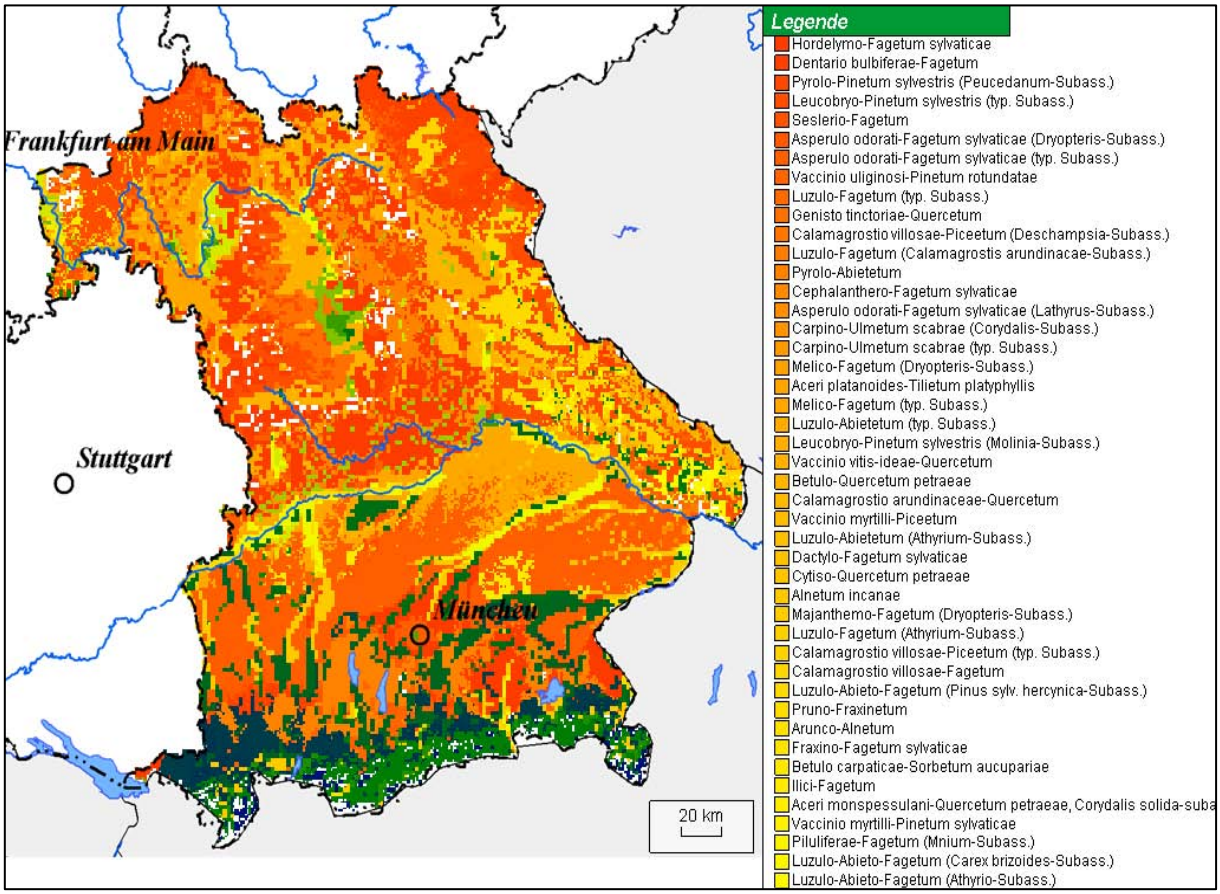


Abb. 18: Die rekonstruierten Stamm-Vegetationsgesellschaften Bayerns im Referenzzustand von Boden, Klima und Wasserhaushalt

Die zukünftige zeitliche Entwicklung der Bodenparameter C/N-Verhältnis, Basensättigung, Temperatur und Niederschlag bestimmen die zukünftige zeitliche Entwicklung der Existenzmöglichkeit für die verschiedenen Gesellschaften, die aufgrund der schwer veränderlichen Stamm-Standortparameter des Bodens an dem Standort existieren könnten. Die Entwicklung

dieser Parameter in der Zukunft muss auf Annahmen (Szenarien der Depositionsentwicklung, der Klimaveränderungen und der Nutzungsweise) basieren.

Am Beispiel des Freistaates Sachsen haben SCHLUTOW U. GEMBALLA (2008) die Entwicklung der Stamm-Waldgesellschaften (Leitwaldgesellschaften) bis 2100 in Abhängigkeit von der prognostizierten Klimaentwicklung nach dem mittleren IPCC-Szenarium B1 mit dem BERN-Modell ermittelt (vgl. Abb. 19).

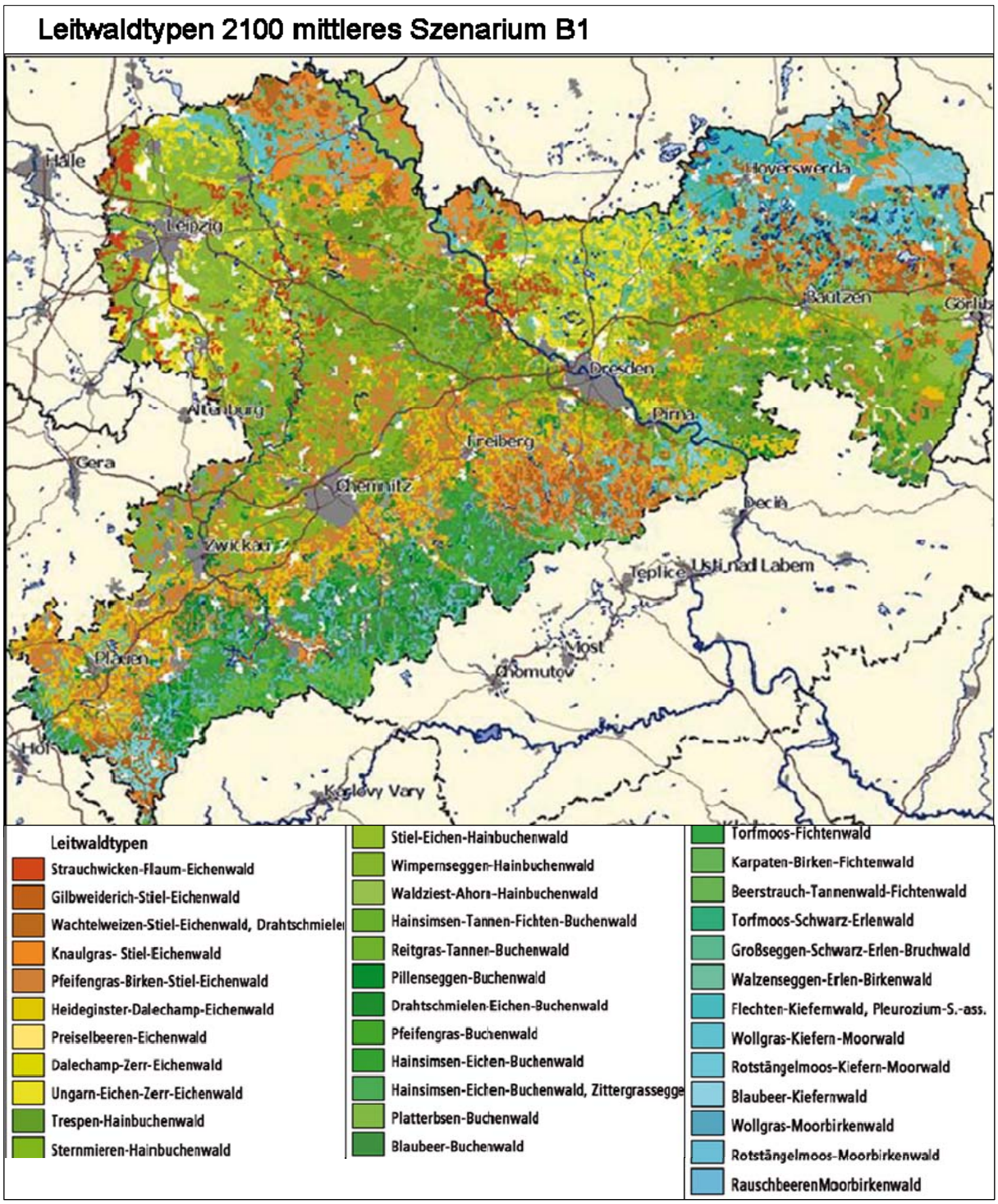


Abb. 19: Dynamische Entwicklung von Leitwaldtypen für den prognostizierten Klimawandel nach dem B1-Szenarium des IPCC bis 2100 in Sachsen

6.2 Aufbau einer operationellen Schnittstelle des BERN-Modells zu biogeochemischen Modellen

Die Implementierung einer Schnittstelle von einem zu anderen Modellen, kann prinzipiell eine große Herausforderung darstellen, wenn eine Rückkopplung zwischen den Modellen dargestellt werden soll. BERN wird aber seine Ergebnisse in ein biogeochemisches Modell nicht zurückspielen, sondern die chemischen Kennwerte des biogeochemischen Modells in

Effekte auf die Biodiversität „übersetzen“. Insofern ist keine Echtzeit-Schnittstelle notwendig, sondern die Ergebnisse der biogeochemischen Modellierung können in eine Datei oder Datenbank geschrieben werden, die dann von BERN gelesen werden. Da die Kopplung nicht nur auf ein bestimmtes Modell ausgerichtet sein soll, ist die Schnittstelle generisch, d.h. vom Format unabhängig ausgestaltet. Abb. 20 zeigt den Datenimport-Dialog des Modells.

Abb. 20: Datenimportdialog in BERN

Eine beliebige Tabelle, die die notwendigen Zeitreihen der 5 Standortfaktoren enthält, kann als Input verwendet werden. Die Bedeutung der Spalten wird vom Benutzer angegeben, so dass kein Zwang für eine bestimmte Reihenfolge der Spalten oder eine exakte Beschriftung notwendig ist. Als Eingangsformat werden bis jetzt Access-, SQL-Server und dBase-Datenbanken sowie Excel- und Text-Dateien zugelassen. Eine direkte Unterstützung weiterer Datenbankformate, wie Oracle, MySQL, DB2 oder PostgreSQL ist leicht möglich, obwohl bereits jetzt eine Verwendung dieser und anderer Datenbanken über ODBC, einer in Windows und Unix-Betriebssystemen vorhandenen Datenbankabstraktionsschicht möglich ist.

7 Interpretationsrahmen nach Kopplung mit dem dynamischen Modell MoBiLE

7.1 Ermittlung des aktuellen Standort-Zustands und des Abweichgrades vom Referenzzustand des Stamm-Standorttyps

Die vor Ort erfassten Pflanzenarten an einem homogen ausgestatteten Standort werden in einem Formular des BERN-Modells eingegeben.

Aus der Datenbank der fundamentalen Nischen der Pflanzenarten werden die gemeinsam von den aktuellen Arten angezeigten Bereiche (Minimum der Zugehörigkeitskurven aller Arten) der Basensättigung, des C/N-Verhältnisses, Bodenwassergehalt, Klimatische Wasserbilanz pro Vegetationsmonat und Vegetationszeitlänge für jede Vegetationsschicht errechnet, wie in Abb. 21 an einem Beispiel gezeigt wird. Aus der Hauptwurzeltiefe jeder Vegetationsschicht kann man nun die Ergebnisse (Indikator-Spannen) den Horizontschichten des Bodens zuordnen. Die Hauptwurzeltiefe wird dabei für jede Vegetationsschicht (Baumschicht 1 und 2, Strauchschicht, Krautschicht, Moosschicht) in jeder Pflanzengesellschaft bestimmt, indem die Wurzellänge der jeweils in der Schicht dominierenden Art mit der längsten Wurzel als Durchschnittswert aus Literaturangaben ermittelt wurden (vgl.

Tab. 8).

Zum Aufnahmestandort werden weiterhin die kaum veränderlichen Stammeigenschaften Bodenform, Hydromorphieform, Klimaregionalform, Reliefform und Expositionsform entweder durch Aufnahme vor Ort oder aus geeigneten großmaßstäbigen Karten ermittelt und in das BERN-Formular eingegeben. So ermittelt das Modell die Stamm-Vegetationseinheit aus den angegebenen Stammeigenschaften (vgl. Abb. 21).

Die Modell-Software stellt nun die Distanz zwischen Stammeigenschaften und aktuellem Zustand dar.

Entsprechend der Definition des ökologischen Belastbarkeitsgrenzwertes („Critical Load“) gegenüber Stoffeinträgen (ICP 2004), die besagt, dass die Belastbarkeitsgrenzen eingehalten werden, solange keine Veränderungen der Struktur und der Funktionen der Vegetation zu verzeichnen sind, muss der Belastbarkeitsgrenzwert sich aus einem Schwellenwert der Zugehörigkeitsfunktion der Stamm-Vegetationseinheit zum Standortparameter ergeben. Ein sinnvoller Schwellenwert ist der Zugehörigkeitsgrad von 0,5. An diesem Zustandsparameterwert hat die Stamm-Vegetationseinheit nur noch die halbe Möglichkeit ihrer Existenz, also nur noch die halbe Funktionstüchtigkeit. Diese Annahme eines sinnvollen Schwellenwertes für die Erhaltung der Funktionsfähigkeit ist derzeit noch als Expertenschätzung zu bewerten. Es wird hier zunächst vereinfachend eine lineare Beziehung zwischen Existenzmöglichkeitsgrad einer Art/Gesellschaft und ihrer Funktionstüchtigkeit im Ökosystem als Ganzes unter-

stellt. So sind z. B. die Beziehungen zwischen den Vorkommen von Pflanzenarten und den von ihnen abhängigen Tiergesellschaften nur pauschal reflektiert. Der Mangel an gesicherten Erkenntnissen hierzu erlaubt derzeit keine differenziertere mathematische Fassung dieses Zusammenhangs.

Die Schwellenwerte für die in Abb. 21 dargestellte Stamm-Vegetationseinheit liegen demnach an der Grenze des gelben zum grünen Bereich.

Die dreidimensionale Betrachtungsweise der Vegetationseinheiten in Abhängigkeit von Basensättigung UND C/N-Verhältnis UND Wasserform bedingt, dass auch der Schwellenwert einer Gesellschaft immer ein dreidimensionaler Vector in Form einer Schwellenschale ist. Vereinfacht ist in den folgenden Abbildungen die Wasserform für eine Gesellschaft als Konstante (Optimum) festgelegt und die Schwellenschale als zweidimensionale Beziehung von Basensättigung und C/N-Verhältnis angegeben worden.

Die aktuelle Überschreitung des Schwellenwertes entspricht der kürzesten Spanne von aktuellem Zustandspunkt zum nahesten Punkt auf der Schwellenschale.

Zur Ermittlung der Abweichgrade wird als ein weiterer Parameter der Artenverlust vom Modell berechnet. Die Berechnung erfolgt auf Grund folgender Definition:

Artenverlust V_{akt} = Anteil der nicht übereinstimmenden Arten der Artenliste (A_{alt}) der Stamm-Vegetationseinheit der Standortsform an der aktuell aufgenommenen Artenliste (A_{akt})

$$V_{akt} = \frac{A_{alt} - A_{akt}}{\sum A_{alt}} \cdot 100 \text{ [\%]}$$

Analog zur Ermittlung der Abweichgrade aus den aktuell aufgenommenen Pflanzenarten kann man die Abweichgrade auch aus der aktuell aufgenommenen Humusform im Wald oder Moor ermitteln (vgl. Abb. 21).

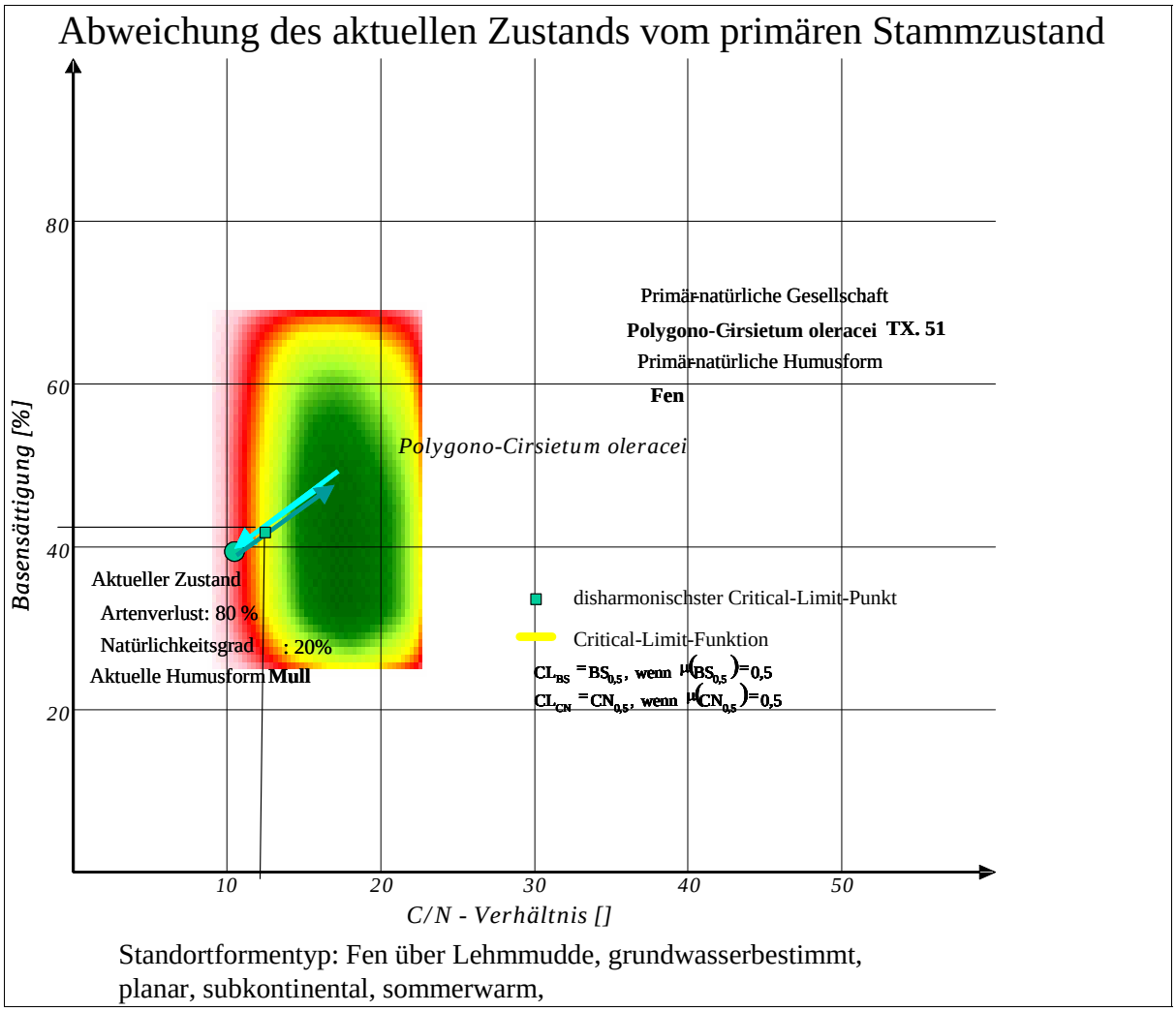


Abb. 21: Abweichung des aktuellen Zustands vom natürlichen Stamm-Standortstyp, Critical-Limit-Funktion, Artenverlust und Natürlichkeitsgrad an einem Beispiel

7.2 Anwendung des BERN-Modells zur Berechnung von Biodiversitäts-Parametern

In einer Vorstudie wurden verschiedene Parameter zur qualitativen Ermittlung der Biodiversitätsänderungen bei Standortsveränderungen in einem repräsentativen Beispielgebiet, dem Forstamt Eberswalde, getestet (siehe Forschungsbericht zum UBA F+E-Vorhaben, FKZ 363 01 138).

Unter dem Aspekt der Biodiversität wird meistens die mittlere Arten-Anzahl als Parameter ermittelt und dessen zeitliche Entwicklung interpretiert. Dieser Parameter wurde deshalb zunächst ermittelt. Gleichzeitig erfolgte aber auch ein Test von anderen Parametern zur Beschreibung der Entwicklung der Biodiversität.

Die überwiegend aus PASSARGE und HOFMANN (1968) entnommenen natürlichen Waldgesellschaften enthielten die Information zur mittleren Artenanzahl, die so in die BERN-Datenbank übernommen wurden. Auch die Kiefern- und Eichen-Forstgesellschaften von

HOFMANN (in: ANDERS et al. 2002) beinhalten Angaben zur mittleren Artenzahl. Demzufolge war die Ermittlung und Gegenüberstellung der mittleren Artenzahlen in den Zeitschritten Refernezzustand, 1960 und 2000 aus der Datenbank der Wald- und Forstgesellschaften direkt möglich

Aus dem Ergebnis mussten folgende Schlussfolgerungen gezogen werden: Die Ermittlung der Gesamtzahl von vorkommenden Arten an einem Standort ist nicht ausreichend für die Ableitung von Diversitätsparametern bzw. als Indikator für den Erhaltungszustand der Diversität in einem Gebiet.

In Auswertung der Analysen der mittleren Artenzahl in drei Zeitabschnitten ergab, dass die mittlere Artenzahl offensichtlich nicht korreliert mit der Nutzungsintensität und/oder mit der Belastung durch Fremdstoffeinträge. Während z. B. natürliche Buchenwälder durchaus eine relativ geringe mittlere Artenzahl aufweisen, kann die Aufforstung von Kiefer auf den Buchenstandorten zu einer explosionsartigen Entfaltung vieler lichtbedürftigerer Arten führen, so dass die absolute Artenzahl deutlich steigt. Auch der Fremdstoffeintrag kann zunächst zum Einwandern weiterer Arten in vorher zu armen (stickstofflimitierten) Standorten führen. Der Vergleich der Arten selbst zeigt aber einen qualitativen Aspekt, der von der Quantität der Arten deutlich abweicht. Es wandern in alle Abteilungen bei Aufforstung mit Kiefer mehr oder weniger die gleichen Kraut- und Grasarten ein, nur jeweils eine bis (selten) zwei Trennarten führen noch zur Differenzierung der Forstgesellschaften untereinander. Auch unter eutrophierenden Einträgen kommt es in mehr oder weniger allen Abteilungen zum Einwandern immer derselben nitrophilen Arten. So erhöht sich zwar in jeder Abteilung die Artenzahl, aber im Gesamtgebiet kommen insgesamt nur wenige neue Arten hinzu. Je größer man die Vergleichsfläche wählen würde, desto geringer wäre der Artenzugewinn. Wenn die Einflüsse bereits (wie im Testgebiet) über mehrere Vermehrungszyklen der Bodenvegetation angedauert haben, wird aus der in einem Diagramm darstellbaren Wurzelfunktion der Arten-Anzahl in Abhängigkeit von der Flächengröße eine Sättigungsfunktion. Die absolute Artenzahl ist somit kein im Zusammenhang mit anthropogenen Belastungen sinnvoll interpretierbarer Parameter für die Biodiversität einzelner Standorte.

Ziel der Diversitätsbetrachtung sollte deshalb die Ermittlung eines Parameters sein, der das langfristig dynamisch-stabile standorteigene Diversitätspotenzial als Bezugsgröße beinhaltet. Die aktuelle Artenausstattung ist dann in Relation zu diesem standortseigenen Artenpotenzial zu bewerten. Dieser Parameter muss ein Qualitätsparameter sein. Ein reiner Quantitätsparameter (z. B. Anzahl aller vorhandenen Arten) kann aus o. g. Gründen nicht als Indikator für einen ausreichenden Schutz der Biodiversität einer Landschaft dienen.

Mit Hilfe des BERN-Modells konnte das Stammarten-Potenzial eines Standortes ermittelt werden, d. h. die Anzahl an Arten, die aufgrund ihrer hohen Standorttreue (> 70 % Stetigkeit)

am Standort zu erwarten wären. Diesem Potenzial wird aus aktuellen Vegetationsaufnahmen der rezente Stammarten-Anteil als Biodiversitätsparameter gegenübergestellt. Bewertet wird dabei aus der dynamischen Betrachtung der Vegetationsentwicklung in der Vergangenheit die Entwicklung der Biodiversität wie folgt:

relativer rezenter Stammarten-Anteil	=	Anzahl der aktuell aufgenommenen Arten (A_{akt}) eines Habitats, die einer hochsteten (standorttreuen) Art der Stammvegetation im Referenzzustand des entsprechenden Naturraumtyps entsprechen	:	Stammarten-Potenzial (potenziell mögliche Anzahl der hochsteten Arten der Stammvegetation im Referenzzustand)

Als Stammarten gelten die hochsteten Arten einer Gesellschaft, die mit über 70 % Stetigkeit in einer Pflanzengesellschaft vorkommen und damit als standortstreue Weiserarten für die jeweiligen Stamm-Standortsformen angesehen werden können.

Diese Arten sind potenziell immer in einem Stamm-Standortstyp zu erwarten, es sei denn der Zustand der bodenchemischen oder klimatischen Standortsfaktoren hat sich soweit geändert, dass sie außerhalb der ökologischen Nischen (= Möglichkeitsfelder) dieser Stammarten liegen.

Die rezente Stammarten-Anzahl bezeichnet nun die zu einem bestimmten Zeitpunkt aufgenommene noch vorhandene Anzahl der Arten, die mit dem Stammarten-Inventar übereinstimmen. Der prozentuale Anteil der verbliebenen Stammarten an der potenziellen Stammarten-Anzahl der Standortsform ist dann das Maß für die Veränderung der Biodiversität in Abhängigkeit von den anthropogenen Zustandsänderungen der Standorte.

Die Interpretationsmöglichkeiten des hier diskutierten Parameters „rezenter Stammarten-Anteil“ sind vielfältig und plausibel. Der Parameter zeigt eine deutliche Korrelation zur Intensität des anthropogenen Einflusses sowohl in Bezug zur Hauptbaumartenwahl als auch hinsichtlich der eutrophierenden Stickstoffeinträge.

Als ein weiterer Parameter zur Trendermittlung der Biodiversität wurde die Ausprägung von FFH-Lebensraumtypen im Testgebiet geprüft. Aufschluss über die Signifikanz dieses Parameters sollte die Gegenüberstellung der Natura 2000-Lebensräume verschiedenen Zeitschnitten liefern. Es zeigte sich, dass die Aufforstung mit einer nicht standortgerechten Hauptbaumart einen massiven Rückgang von geschützten FFH-Lebensräumen mit sich gebracht hat. Dahingegen ergab sich aus den eutrophierenden Fremdstoffeinträgen zwischen 1975 und 2000 kein weiterer Verlust eines geschützten FFH-Lebensraumes im Testgebiet. Die Definition des geschützten FFH-Lebensraumes ist offensichtlich zu grob für die Kennzeichnung von anthropogen bedingten Einflüssen auf die Biodiversität. Dazu kommt ein viel-

fach bedauerter fachlicher Mangel des Natura 2000-Systems, in dem die natürlichen Kiefernwälder nicht als geschützte FFH-Lebensräume ausgewiesen sind, obwohl sonst alle anderen natürlichen Waldgesellschaften im Natura 2000-System enthalten sind.

Das BERN-Modell wurde auch genutzt, um die Vorkommensmöglichkeit von gefährdeten Arten entsprechend den Roten Listen Deutschlands, der EU und des Landes Brandenburg für die Stamm-Vegetationsgesellschaft im Referenzzustand der tatsächlichen, durch forstliche Maßnahmen geprägten Vegetation zu den Zeitpunkten 1960 und 2000 gegenüberzustellen.

Während in den natürlichen Buchen-Waldgesellschaften i. d. R. eine Rote-Liste-Art existieren könnte, besteht in den natürlichen Eichen- und Kiefernwaldgesellschaften für mindestens 2-3 Arten eine Vorkommensmöglichkeit. Nach Aufforstung mit Kiefer konnten um 1960 auf den ärmeren Standorten bis zu 4 Rote-Liste-Arten existieren. Ein deutlicher Rückgang der Vorkommensmöglichkeiten von Rote-Liste-Arten erfolgte unter dem Einfluss von Luftschadstoff-Einträgen zwischen 1960 und 2000. Die Eutrophierung der früher ärmeren Böden führte zum Verlust der Vorkommensmöglichkeit stenöker Arten, die auf N-arme Standorte spezialisiert sind. Die allgemeine Nivellierung der Standortbedingungen durch anthropogene Einflüsse ist signifikant mit dem Rückgang der Vorkommensmöglichkeiten gefährdeter (weil empfindlicher) Arten gekoppelt; an den meisten Standorten fand und findet jedoch eine multiple Wirkungsüberlagerung mehrerer anthropogener Einflüsse statt. Grenzwerte für die vorsorgende Verhinderung des Verlustes empfindlicher Arten müssen deshalb einen mehrdimensionalen Charakter haben.

7.3 Ermittlung des Regenerierungsziels und des aktuellen Regenerierungspotenzials

Liegt der aktuelle Zustand nicht weit ab vom primären Stamm-Zustand, dann sind i. d. R. noch eine oder mehrere Dominanzarten (die mit einem großen Bestand die typische Struktur der Stammgesellschaft prägen) vorhanden, die bei nachlassender Beeinträchtigung ihre volle Funktionstüchtigkeit wiedererlangen würden und damit die Stamm-Vegetationseinheit rekonstruieren würden. Eine Selbstregenerierung bei nachlassenden Belastungen zum primären Stamm-Zustand ist in relativ kurzer Zeit wahrscheinlich.

Liegt der aktuelle Zustand jedoch weit ab vom Stamm-Zustand (vgl. Abb. 21), so sind meist alle Dominanz- und konstanten Arten der Stamm-Vegetationseinheit am Standort ausgefallen. Es sind aber auch meist neue Arten eingewandert, die den veränderten Bodenparametern besser angepasst sind. Wenn eine oder mehrere der neu eingewanderten Arten aber wieder Dominanzarten einer oder mehrerer natürlicher Vegetationseinheiten innerhalb der Reihe von Stamm-Vegetationseinheiten auf dem harmonischen C/N- BS-Vektor innerhalb

einer Standortformengruppe sind (vgl. Abb. 22), so wird sich bei nachlassenden Belastungen eine (rezent-) natürliche Vegetationseinheit (sekundäre Stamm-gesellschaft im Sinne der „heutigen potenziell natürlichen Vegetationsgesellschaft) auf einem neuen Niveau ausprägen, die ebenfalls wie die primäre Stamm-Gesellschaft eine hohe Artenvielfalt und hohe Funktionstüchtigkeit aufweisen wird. Welche dieser natürlichen bzw. halbnatürlichen Zielgesellschaften durch Ökosystemmanagement angestrebt wird, ist letztendlich eine politische Entscheidung und hängt von den präferierten Entwicklungszielen ab. So wird zum Beispiel in einem Naturschutzgebiet eine Aufbasung durch Düngung völlig ausgeschlossen werden, was aber im Wirtschaftswald durchaus eine sinnvolle Maßnahme wäre.

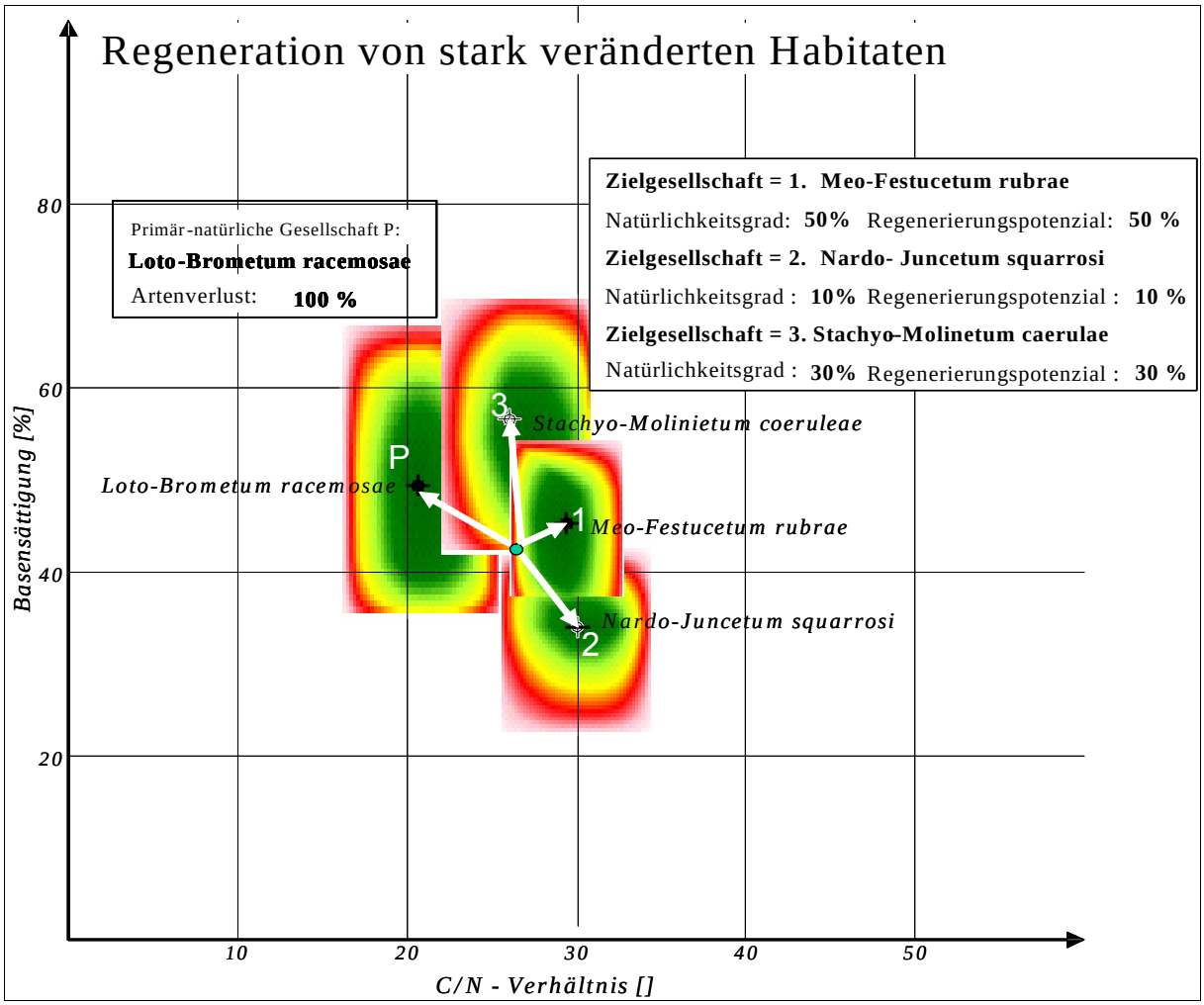


Abb. 22: Regenerierungspotenziale eines stark (harmonisch) veränderten Standortes

In Abhängigkeit von dem aktuellen Vorhandensein von Arten, die ihre Population zu Dominanzbeständen in einer der natürlichen Vegetationseinheit entwickeln können, d. h. in Abhängigkeit vom Vorhandensein eines vermehrungsfähigen Genpotenzials für die Entwicklung einer rezent-natürlichen Vegetationseinheit, wird dieser Regenerierungsprozess mehr oder weniger lange dauern.

Zur Bestimmung des Regenerierungsziels ist als Voraussetzung die Ermittlung des aktuell noch vorhandenen Natürlichkeitsgrades der aktuellen Artenzusammensetzung am Standort erforderlich.

Es sollen folgende Definitionen gelten:

Natürlichkeitsgrad N_{akt} = Anteil von aktuell aufgenommenen Arten (A_{akt}), die mit den konstanten Arten (A_{pot}^{D}) der natürlichen Vegetationseinheit übereinstimmen, die den (von den aktuell aufgenommenen Arten angezeigten) aktuellen Standortparametern am nächsten liegt und einem naturidentischen harmonischen Gleichgewicht von BS und C/N innerhalb der Standortsformengruppe entspricht. Diese nächstgelegene harmonische Parameterkombination soll das Regenerierungsziel für den Standort sein. Dieses Ziel muss nicht identisch mit dem primären unbeeinflussten Zustand sein.

Die Berechnung erfolgt nach folgender Gleichung:

$$N_{act} = \frac{M(A_{act} \cap A_{pot^D})}{M(A_{pot^D})} = \frac{\sum_{i=1}^{k} \frac{i}{i}[\forall i / a_{act_i} \in (A_{act_i} \wedge A_{pot^D})]}{l} \cdot 100 \qquad [in\%]$$

$$A_{act} = \{a_{act_i} \wedge i = [1;k]\}$$

$$A_{pot^D} = \{a_{pot^D{}_j} \wedge j = [1;l]\}$$

wobei:

A_{act} = Menge der aktuell erfassten Pflanzenarten am Untersuchungsstandort

k = Mächtigkeit (bzw. Anzahl der Elemente) der Menge A_{act}

A_{potD} = Menge der konstanten Arten der natürlichen Vegetationseinheit im Zielzustand

l = Mächtigkeit (bzw. Anzahl der Elemente) der Menge A_{potD}

Regenerierungspotenzial R_{pot} = Anteil der in der geschätzten Regenerierungsdauer zu erwartenden einwandernden Arten an der Gesamt-Artenliste der natürlichen Vegetationseinheit (Dominanz- und konstanten Arten) am Regenerierungsziel A_{pot} in Abhängigkeit von der bodenchemischen Regenerierbarkeit und dem Ausbreitungsverhalten der potenziellen Dominanz- und konstanten Arten

Regenerierungsziele:

Ziel 1 (für wenig veränderte Ökosysteme):

Revitalisierung der Stamm-Pflanzengesellschaft (z. B. durch Minimierung der Depositionen)

Ziel 2 (für stark veränderte Ökosysteme):

Entwicklung des naturidentischen harmonischen Gleichgewichtszustandes, das dem aktuellen Zustand am nächsten liegt und deshalb am schnellsten durch Selbstregenerierung zu erreichen ist – Etablierung einer neuen naturnahen Pflanzengesellschaft (z. B. durch Kalkung in stark eutrophierten Waldökosystemen)

Ziel 3 (für irreversibel disharmonisch veränderte Ökosysteme):

Sanierung des Standorts, Herstellung eines harmonischen Stoff-Gleichgewichts in einem Rohbodenstadium, Einleitung der natürlichen Sukzession einer neuen naturnahen Pflanzengesellschaft (z. B. Abschieben von Rohhumus-Auflagen und anschließende Tiefenmelioration mit Kalk-Magnesium-Kali, dann Aufforstung von Pionierbaumarten)

Insbesondere bei einem hohen Auswaschungsgrad an basischen Kationen (vgl. Abb. 23), der bereits tiefere Bodenschichten erfasst hat, kann nicht mehr davon ausgegangen werden, dass noch ausreichend basische Kationen aus der Verwitterung des Ausgangsgesteins in den durchwurzelten Raum nachgeliefert werden können, um die Stamm-Basensättigung im Oberboden wieder herzustellen. Zum Einen haben die tief wurzelnden Pflanzenarten, die die Förderung der basischen Kationen an die Oberfläche vollziehen könnten, bei Erreichen eines toxisch wirkenden niedrigen Verhältnisses von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen in der Bodenlösung bereits so starke Wachstumsdepressionen erfahren, dass diese Leistung kaum noch vollbracht wird. Zum Anderen haben bodenchemische Prozesse zu einer Destabilisierung des Bodengefüges im Übergangsbereich vom Aluminium- zum Eisenpufferbereich geführt, was im Extremfall nicht mehr reversibel ist.

In Extremfällen ist durch lang anhaltende und sehr starke Versauerung bei gleichzeitiger Eutrophierung der Nährstoffhaushalt einiger Standorte so stark disharmonisch verändert, dass das Selbstregenerierungspotenzial zu einem naturidentischen Gleichgewichtszustand völlig erloschen ist. Die Regenerierbarkeitsgrenze („point of no return“) ist irreversibel überschritten. Diese Habitate sind charakterisiert durch das Fehlen von Arten, die in irgendeiner potenziellen natürlichen Vegetationseinheit als Dominanz- oder konstante Art fungieren könnten (Natürlichkeitsgrad = 0). Es kommen nur noch Arten mit sehr breiten ökologischen Nischen vor, die sehr unstet in vielen Gesellschaften der Standortsformengruppe vorkommen können, aber niemals als Dominanzart einer rezent-natürlichen Vegetationseinheit auftreten

könnten, weil sie in Anwesenheit vieler Arten nicht konkurrenzkräftig genug wären (vgl. Abb. 23).

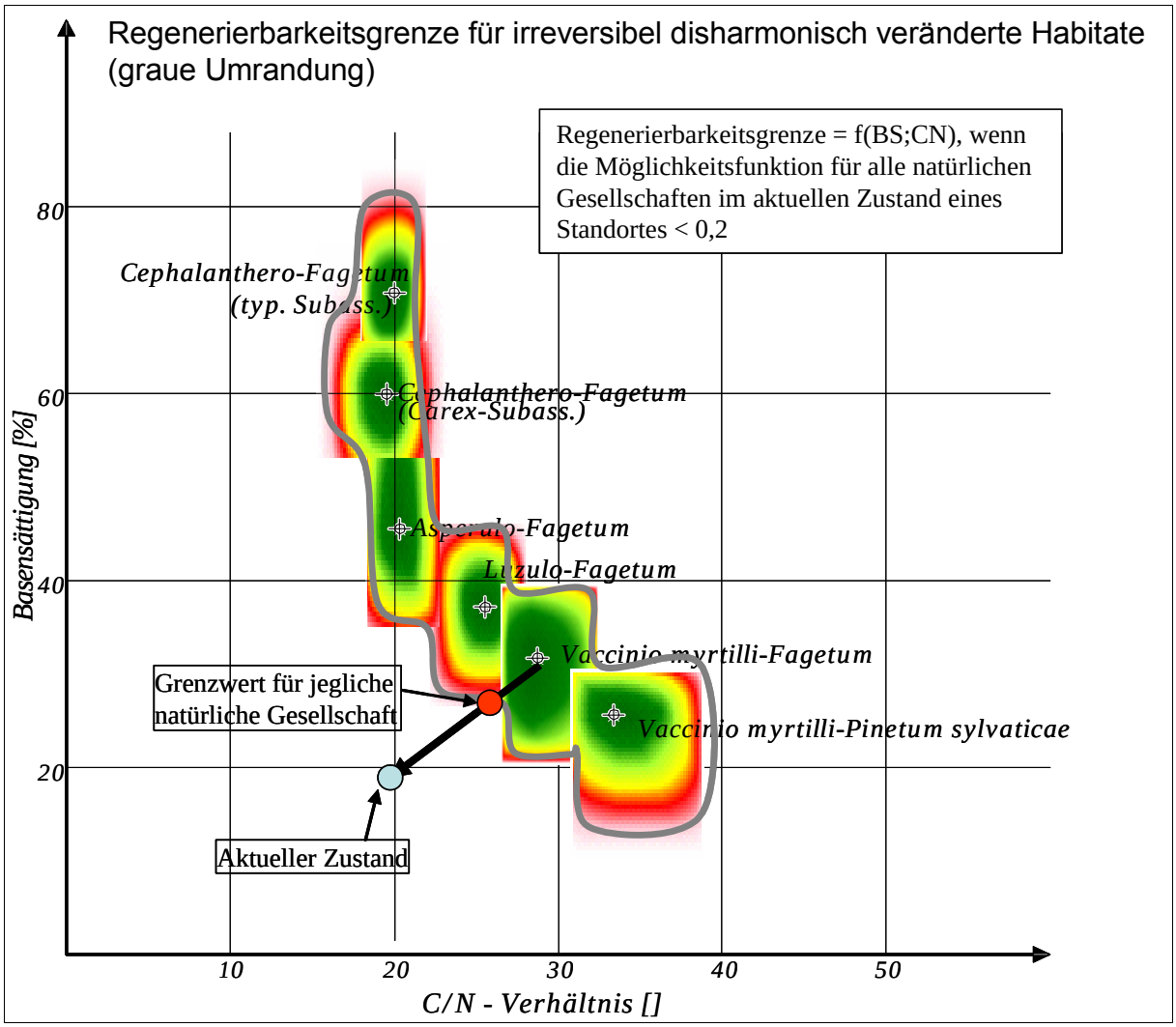


Abb. 23: Regenerierbarkeitsgrenze für irreversibel veränderte Habitate an einem Beispiel

Ein weiteres Merkmal irreversibel veränderter Standorte mit einem extrem disharmonischen Nährstoffhaushalt ist in Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes das Vorliegen der Humusform Rohhumus bei gleichzeitig hohen Gehalten von N in der Humusauflage und einem BS in der mineralischen Oberbodenschicht von < 10 % .

Es ist also erforderlich, neben der Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen (= Critical Loads) im bisher definierten Sinne (ICP MODELLING AND MAPPING 2004), auch die Regenerierbarkeitsgrenze zu ermitteln, bei deren Überschreitung keine Selbstregenerierung mehr stattfinden kann.

7.4 Ableitung von Grenzwerten für N-Einträge

7.4.1 Zielstellung und Grundlagen

Die Ableitung des Vorschlages von Grenzwerten für den N-Eintrag erfolgt im Folgenden unter der Zielstellung,

a) die Biodiversität der Ökosysteme nicht weiter absinken zu lassen. Dieses Ziel steht vor dem Hintergrund international und national verpflichtender Abkommen (Convention on Biological Diversity - CBD; Berner Konvention, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie),

b) die Leistungs-, Funktions- und Regenerationsfähigkeit der Naturgüter zu erhalten (Bundesnaturschutzgesetz u. a.).

Beide Zielstellungen sind nicht getrennt voneinander zu erreichen, sie bedingen sich gegenseitig.

Funktions- und regenerierungsfähige Ökosysteme zeichnen sich gegenüber wenig oder nicht mehr funktions- und regenerierungsfähigen Ökosystemen nicht zwingend durch eine in absoluten Zahlen ausgedrückten höheren pflanzlichen Biodiversität aus. Sie weisen aber ein standortspezifisches Artengefüge auf, das seine Funktionen aus dem Zusammenwirken der Populationen untereinander ausübt. Eine wichtige Funktion der Ökosysteme ist die Lebensraumfunktion für Flora und Fauna. Sie muss vom Ökosystem selbst langfristig stabil, d. h. nachhaltig selbstregulierend aufrechterhalten werden. Ständige Eingriffe des Menschen zur Aufrechterhaltung der Lebensraumqualität (Pflege, Erhaltung von Sukzessionsstadien) sollten nur ausnahmsweise zur Erhaltung der Biodiversität zugelassen werden, da ein ständiges Management auf Dauer zu teuer und uneffektiv ist, gibt uns doch die Natur ihre Regenerierungsleistung gratis, solange die Selbst-Regenerierungspotenziale nicht durch Verlust eines naturnahen Stammarten-Gefüges irreversibel versiegt sind. Dabei kommt es nicht darauf an, ob es sich um das primär natürliche Stammarten-Gefüge, oder um ein sekundär nach harmonischer Veränderung eines Standortes sekundär entstandenes natürliches Stammarten-Gefüge handelt (vgl. Kap. 7.3).

Ziel des Schutzes der Biodiversität muss deshalb die Erhaltung einer Pflanzengemeinschaft sein, die evolutionär an die gegebenen Standort- und Klimaverhältnisse am besten angepasst ist, ein dynamisch-stabiles Konkurrenz-Gleichgewicht der Populationen untereinander und zu ihrer vergesellschafteten Fauna ausgeprägt hat und dieses bei Störungen immer wieder selbst regenerieren kann.

Auch die Zielstellung „Erhaltung des Natura 2000-Netzes“ ist nur erreichbar, wenn die standortspezifisch ausgeprägten natürlichen, naturnahen und halbnatürlichen Vegetationsgesellschaften erhalten werden, denn diese sind die Schutzgüter des Natura 2000-Systems.

Die Ableitung eines Belastbarkeitsgrenzwertes für N-Einträge unter den o. g. Aspekten muss sich also beziehen auf die Erhaltung des Stammarten-Gefüges, das eine standortstypabhängige spezifische Zusammensetzung erfordert. Die Erhaltung einer Mindestanzahl der gesell-

schaftsprägenden hochsteten Arten in Quantität und Qualität ist der Maßstab für die Grenzwertermittlung.

7.4.2 Ermittlung von Critical Limits

7.4.2.1 Kritischer pH-Wert zur Erhaltung von Boden- und Produktionsfunktionen

Stickstoff hat neben der eutrophierenden auch eine versauernde Wirkung. Dem Eintrag bzw. der Bildung von Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert abhängig sind (vgl. Tab. 10). Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Bereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wertabsenkung ist neben der Menge der deponierten Protonen von diversen Faktoren wie der Mineralverwitterung des Bodensubstrats, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

Tab. 10: Puffersysteme in Böden (ULRICH 1985, verändert)

Puffersubstanz	**niedrigste akzeptable Basensättigung (BS_{crit})**	**niedrigster akzeptabler pH-Wert**	**bodenchemische Veränderung**
Karbonat-Puffer ($CaCO_3$)	83	6,2	Basenauswaschung
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	56	5,0	Vergrößerung der Kationenaustauschkapazität
Austauscher-Puffer Mangan-Oxide	43	4,5	Reduktion der Kationenaustauschkapazität
Tonminerale	35	4,2	Reduktion der Basensättigung
Aluminium-Puffer (n [Al(OH)x(3-x)+], Aluminium-Hydroxosulfate	30	< 4,2	Übergangsphase von Tonmineral- zu Aluminium-Auswaschung
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-$Fe(OH)_3$“)	15	< 3,8	Aluminium-Auswaschung
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	5	< 3,2	organische Fe-Komplexe

Basenreiche Böden puffern eingetragene Protonen über die Freisetzung basischer Kationen ab.

Wird infolge von versauernden Schadstoffeinträgen in einem Boden der bodentypische natürliche Pufferbereich verlassen, ist der Boden degradiert. Dies soll durch Setzung von Critical Limits verhindert werden. Das anzusetzende Critical Limit ist der niedrigste akzeptable pH-Wert (pHcrit) des Pufferbereichs, dem ein Boden natürlicherweise im unbelasteten Zustand angehört (Spalte 3 der Tab. 10).

Sinkt der pH-Wert durch Basenauswaschung infolge von Versauerung weiter, tritt ein

Kritischer pH-Wert zur Limitierung der Immobilisierung [pH(crit)]

ein.

Für die Critical Load-Berechnung ist die Stickstoff-Immobilisierung als die über einen längeren Zeitraum vertretbare Stickstofffestlegung im Oberboden, d. h. zunächst in der Humusschicht, nach Austauschvorgängen i. d. R. auch in der oberen Mineralbodenschicht, einschließlich der Fixierung durch Mikroorganismen, definiert (ICP MODELLING AND MAPPING 2004). Immobilisiert werden können einerseits durch Mineralisierungsprozesse aus dem Humuspool des Bodens freigesetzte und andererseits deponierte mineralische Stickstoffverbindungen. Die Freisetzung aus dem Humus erfolgt hauptsächlich durch Ammonifikation.

Niedrigere Temperaturen und Basenmangel bedingen eine geringe biologische Aktivität der Boden-Organismen, dies führt zur Immobilisierung von Stickstoff (HORNUNG et al. 1995). Die natürliche anthropogen unbeeinflusste Stickstoff-Immobilisierungsrate wird aus dem Wertebereich von 1 - 5 kg N ha^{-1} a^{-1} den in Deutschland gemessenen Jahresmitteltemperaturen von < 5 bis 8°C zugeordnet (NAGEL et al. 2004).

Bezüglich der Humusbildung werden erhebliche Unterschiede aber auch in naturnahen Wäldern zwischen Laub- und Nadelwaldbeständen und Grasland deutlich. Laubbaumbestände und Grasland bilden aufgrund ihrer gut zersetzbaren Streu bzw. Erntereste, die eine schnelle Rückführung von Stickstoff und basischen Nährkationen in den Nährstoffkreislauf ermöglichen, vorwiegend Mineralbodenhumusformen aus. Die schwerer zersetzbare Streu von Nadelbäumen (weites C/N-Verhältnis in der Streu), eine aufgrund höherer Interzeptionsverlusten geringere Bodenfeuchte und niedrigere Temperaturen unter dem ständig geschlossenen Kronendach führen zu einer Verminderung der biologischen Aktivität, zur Entstehung von Auflagehumusschichten (Rohhumus) und einer geringen Tiefen-Bioturbation (= Bodendurchmischung) der Bodenorganismen. Hierdurch gelangen weniger Nährkationen an die Oberfläche, es findet eine Entkoppelung von Ammonium-Aufnahme und Ammonifikation statt. Somit sind die pH-Werte im Humus unter Nadelbäumen meist wesentlich geringer als unter Laubbeständen oder im Grasland (GULDER und KÖLBEL 1993).

Der Effekt der Entkoppelung des Nährstoffkreislaufes zwischen Humus- und Mineraloberboden kann aber auch infolge von anthropogen verursachter Versauerung des Bodens eintreten.

Immobilisierungsraten von 27 bis 82 kg N ha^{-1} a^{-1}, wie sie im Solling ermittelt wurden (MATZNER 1988), weisen darauf hin, dass die natürlichen Immobilisierungsraten insbesondere im Humus anthropogen beeinflusst werden können.

Wird ein kritischer pH-Wert von 4,2 in der durchwurzelten Bodenzone unterschritten, kann oxidierter Stickstoff (Nitrit, Nitrat) nicht mehr durch Bioturbation in den Nährstoffkreislauf des Bodens von der Humusschicht in den Mineraloberboden einverleibt werden. Eine Verfrachtung von Stickstoff aus der Humusschicht in die durchwurzelte Mineraloberbodenschicht kann nur durch Regenwürmer (Lumbriciden) erfolgen, die bei einem pH-Wert unter 4,2 nicht mehr existieren können. Bei niedrigeren pH-Werten werden sie von Borstenwürmern (Enchytraeiden) abgelöst, die nur in der Humusschicht existieren können. Sowohl atmogene N-Einträge wie auch organisch gebundener Stickstoff im Streufall werden dann nur noch in der Humusauflage aufgenommen und führen hier zur Akkumulation. Eine Auswaschung mit dem Sickerwasser findet nicht statt. Einige Standorte, die aufgrund ihres Substrats (Sand, Grand) nur eine sehr niedrige natürliche Kationenaustauschkapazität haben und/oder endversauerte Standorte, die unter langjährigen Überschreitungen der Critical Loads für versauernde Stoffeinträge gelitten haben, weisen deshalb meist Rohhumusauflagen auf.

In Böden mit einem pH-Wert unter 4,2 wird der gesamte atmogen eingetragene Stickstoff in der Humusschicht akkumuliert. Das C/N-Verhältnis, das in naturnahen Nadelwäldern auf natürlich sauren Böden mit einem natürlichen pH-Wert um 4,2 bei 30 - 35 liegt, verengt sich bei fortschreitenden N-Einträgen immer mehr. Die Krautschicht, die überwiegend in der Humusauflage wurzelt, wandelt ihre Struktur, da nitrophile Arten nun ihre Populationen (den Deckungsgrad in der Schicht) vergrößern können und damit die nitrophoben Arten verdrängen (JENSSEN et HOFMANN 2005). Die Bäume verlagern ihre Hauptwurzeltracht in die Humusschicht und verlieren so an Standfestigkeit (HOFMANN et al. 1990).

Der akzeptable niedrigste Grenzwert des pH-Wertes (= 4,2) im Oberboden wird als Critical Limit in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt. Es ist kein Zufall, dass der unterste pH(crit) zur Sicherung der Vegetation identisch ist mit dem $pH_{(crit)}$ zur Sicherung des harmonischen Stoffhaushaltes im Boden. Die natürlichen bzw. naturnahen Pflanzengesellschaften haben sich über Jahrtausende an ein anthropogen unbeeinflusstes Gleichgewicht evolutionär angepasst und sind heute darauf angewiesen. Weitere Anpassungen an anthropogene Stoffhaushaltsveränderungen werden nicht innerhalb weniger Jahrzehnte vonstatten gehen, wie die partiell drastische Einbuße an heimischen Arten in der jüngsten Vergangenheit zeigt.

Sinkt der pH-Wert durch Basenauswaschung infolge von Versauerung weiter, tritt eine

Kritische Aluminium-Mobilisierungsrate zur Limitierung des Strukturverlustes im Wurzelraum ($Al_{le(crit)}$)

ein.

Von besonderer Bedeutung ist die Schwelle von 15 % Basensättigung bzw. pH-Wert 3,8. Während eine Degradation des Bodens, die diese Schwelle noch nicht unterschritten hat, bei Nachlassen der Belastung und Zufuhr von basischen Kationen (aus Verwitterung des anste-

henden Muttersubstrats oder durch Kalkung) reversibel ist, kann eine Unterschreitung dieses Schwellenwertes nicht mehr rückgängig gemacht werden. Wenn durch Auswaschung ein Mindestgehalt an Aluminium nicht mehr vorhanden ist, können sekundäre Aluminium-Phasen und –Komplexe im Boden nicht mehr wieder hergestellt werden. Die Stabilität der Bodenstruktur geht irreversibel verloren.

Deshalb wird festgelegt, dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser nicht höher sein darf als die Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien, d. h. der Schwellenwert für die Ermittlung des Critical Load wird festgesetzt mit:

$Al_{le(crit)} = Al_w$

wobei: Al_w = Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien (eq ha^{-1} a^{-1})

Die Freisetzung von Al steht in einem mehr oder weniger konstanten Verhältnis zur Verwitterungsrate basischer Kationen, so dass man unter Berücksichtigung der Stöchiometrie einen Faktor p bestimmen kann, der dieses Verhältnis angibt:

$Al_w = p \cdot BC_w$

wobei:

p = Faktor als Verhältnis von B_{cw} zu Al_w

Untersuchungen an typischen Mineralien in Nord-Europa ergaben Relationen zwischen den Messwerten der Verwitterungsraten basischer Kationen und den gemessenen Verwitterungsraten von Aluminium in einer Spanne von 1,5-3 (MANUAL, ICP MODELLING AND MAPPING 2004). Für p wird deshalb als beste Schätzung der Mittelwert der ermittelten Wertespanne festgesetzt:

P = 2.

7.4.2.2 Kritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen [Bc/Al(crit)]

Sinkt der pH-Wert durch Basenauswaschung infolge von Versauerung weiter, ergibt sich einKritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen [Bc/Al(crit)] in der Bodenlösung zur Limitierung von Aluminium-Intoxikation.

Bei pH-Werten von 5,0 bis 4,2 findet eine Änderung der Ausstattung der Böden mit Nährstoffen, insbesondere mit basischen Kationen, statt (MATZNER 1988, ULRICH 1985). Insbesondere Ammoniak wirkt in anhydromorphen (= grundwasserunbeeinflussten) Böden bei Sauerstoffsättigung nach seiner Umwandlung in Ammonium-Ionen überwiegend versauernd (HOLZER 1993). Das heißt, in Böden mit einer Basensättigung oberhalb des Aluminium-Pufferbereichs und einer ausreichend hohen mikrobiellen Aktivität im Oberboden (Humusform mullartiger Moder bis Mull) werden Ammoniumionen von den meisten Pflanzen vorrangig vor Nitrationen aufgenommen, wobei von den Pflanzenzellen zum Konzentrationsaus-

gleich Wasserstoffprotonen in die Bodenlösung abgegeben werden, was eine Versauerung mit sich bringt. Die Ammoniumionen verdrängen zudem in tonmineralreichen (basenreichen) Böden die basischen Nährkationen wie Kalzium, Kalium, Magnesium, Mangan und weitere ein- oder zweiwertige Schwermetalle an den Tonmineraloberflächen. Die basischen Kationen werden ausgewaschen, weil sie aufgrund des Überangebots von Ammoniumionen auch nicht von den Pflanzen aufgenommen werden, da diese die Ammoniumionen leichter aufnehmen können als basische Kationen. Es kommt zu einer übermäßigen Grünmasseentwicklung auf Kosten der Wurzeln und auf Kosten der Stabilität der Pflanzen.

Die gelösten ausgewaschenen basischen Kationen gehen so dem Stoffkreislauf zwischen Boden, Humus und Pflanzen verloren. Säureneutralisationskapazität geht verloren. Eine weitere Versauerung geht damit einher. Infolgedessen stehen den Pflanzen weniger basische Kationen zur Aufnahme zur Verfügung, was insgesamt - verstärkt durch hohe Depositionen eutrophierenden Stickstoffs - zu Nährstoffimbalancen und den bekannten Mangelerscheinungen bis hin zu Nekrosen führt (hier ist insbesondere der Magnesium- und Kalium-Mangel zu nennen).

In bereits endversauerten Böden (Aluminum-Eisen-Pufferbereich) ist der Beitrag des durch Luftschadstoffe eingetragenen Ammoniums zur Pflanzenernährung nur sehr gering, weil die im sauren Milieu bereits hohe Wasserstoffionenkonzentration in der Bodenlösung eine Diffusion in die Pflanzenzellen erschwert, d. h. das Konzentrationsgefälle zwischen Bodenlösung und Zelle reicht für die Aufnahme von Ammoniumionen nicht aus. Die Humusauflage reichert sich weiter mit Ammoniumionen an, ohne dass diese pflanzenverfügbar in einen Kreislauf eingehen könnten.

Sind bereits so viele basische Kationen aus den Bodenkolloiden abgelöst und mit dem Sickerwasser ausgewaschen worden, dass die Basensättigung unter 30 % gesunken ist, wird der Aluminium-Puffer wirksam. Das heißt, nunmehr bei pH-Werten unter 4,2, geht das bisher am Bodenfestkörper gebundene Aluminium in die Bodenwasserlösung über. Eine zu hohe Al^{3+}-Konzentration im Bodenwasser kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen als Alternative für die Aufnahme durch die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen Bc = Ca+Mg+K zu Al^{3+}-Ionen. Dieses kritische (beginnend toxisch in der Pflanze zu wirkende) Bc/Al-Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. Untersuchungen von SVERDRUP et al. (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden:

Bc/Al: Fichte 1,2; Kiefer: 1,2; Bergkiefer 1; Birken 0,8; Weiden 5; Rotbuche 0,6; Stiel- und Traubeneiche 0,6; Offenlandvegetationstypen 0,8

Bc/H: Erle 1,05; Birken 0,24; Offenlandvegetationstypen 0,2

In Mischwäldern gilt der jeweils höchste Wert der Mischbaumarten.

Der akzeptable niedrigste Grenzwert der Basensättigung im Oberboden für den nachhaltigen Erhalt einer Vegetationsgesellschaft wird als Critical Limit in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt.

Eine Liste der bisher empirisch ermittelten Critical Limits der Basensättigung und der Bc/Al-Quotienten ist für 285 natürliche, naturnahe und halbnatürliche Ökosystemtypen Mitteleuropas veröffentlicht (SCHLUTOW et HÜBENER 2004 und 2005; SCHLUTOW et KRAFT 2006).

7.4.2.3 Kritische C/N-Grenzen zu Erhaltung der Funktionen des Oberbodens [$C/N_{min(crit)}$; $C/N_{max(crit)}$]

Das **C/N-Verhältnis im Oberboden** von Wäldern und Grünlandstandorten (im Mittel über Humusschicht und oberste 10 cm der Mineralbodenschicht) ist ein Parameter, der langfristige Veränderungen des Stickstoffgehaltes im Humus akkumulierend anzeigt. Die Trends der Veränderungen z. B. durch Stickstoffeinträge oder Veränderungen der Produktivität der humusabbauenden Bodenorganismen (= Destruenten) z. B. aufgrund von Basenmangel oder langfristigen Temperaturänderungen werden deutlich widerspiegelt. Das C/N-Verhältnis ändert sich innerhalb einer standorttypischen Spanne zwischen den beiden „Points of no return“ (CN_{max} und CN_{min}) bei anhaltenden N-Einträgen nur langsam.

Wird der obere Regenerierbarkeitsgrenzwert (CN_{max}) überschritten (z. B. durch eine früher übliche Nutzung von Streu oder anderen organischen Materialien, in Nadelholzbeständen oder aufgrund extremer schwefelbürtiger Versauerung oder zu niedriger Jahresdurchschnittstemperatur), sind die Regenwurm-Populationen nicht mehr lebensfähig. Es findet ausschließlich nur noch eine Immobilisierung von Stickstoff im Humus statt. Der Nährstoffkreislauf zwischen Humus- und Mineralbodenoberschicht ist unterbrochen. Rohhumusauflagen entstehen. Auch wenn später das Basenangebot wieder steigt (z. B. durch Kalkung), ist mit einer Regenerierung des Nährstoffkreislaufes auf lange Sicht nicht mehr zu rechnen (SCHLUTOW et al. 2004).

Ist der untere Extrempunkt (CN_{min}) erreicht und sind gleichzeitig ausreichende Gehalte an basischen Kationen (für die Ernährung und Vermehrung der Humusdestruenten) im Boden und eine Boden-Temperatur über 2 °C vorhanden, wird jegliche verfügbare organische Substanz rasch mineralisiert, eine Immobilisierung von Stickstoff findet nicht mehr statt. Der überschüssige Mineralstickstoff, der von den Pflanzen nicht mehr aufgenommen werden

kann, wird in die Bodenschichten unterhalb der Wurzelzone ausgewaschen bis hin ins Grundwasser.

Das C/N-Verhältnis ist also eng an die Basensättigung und den pH-Wert (bei ausreichender Temperatur) im Boden gekoppelt.

Nur ein Standort, dessen C/N-Verhältnis im bodentypspezifischen harmonischen Bereich über $C/N_{min(crit)}$ und unter $C/N_{max(crit)}$ liegt, gewährleistet ein langfristig sich selbst organisierendes Fließ-Gleichgewicht von Mineralisierung und Immobilisierung und somit ein langfristig stabiles harmonisches Nährstoffangebot für die Vegetation und die Bodenorganismen.

Der akzeptable niedrigste und höchste Grenzwert des C/N-Verhältnisses im Oberboden (vgl. Tab. 11) wird als Critical Limit in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt.

Tab. 11: Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (Klap et al. 1997)

Bodenart des mineralischen Oberbodens	**Minimum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Immobilisierung** $C/N_{min(crit)}$	**Kritisches Maximum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Mineralisierung** $C/N_{max(crit)}$
Moore	15	40
großporige Bodenarten (Sand, Lehm)	15	35
feinporige Bodenarten (Ton)	10	25
vulkanische Böden	10	20
Kalk-Böden	10	20

7.4.2.4 Kritische N-Konzentration zur Erhaltung der Wasserqualität ($[N]le_{(crit)}$)

Der Rest an deponiertem und mineralisiertem Stickstoff, der nicht von Pflanzen aufgenommen, durch Denitrifikation in die Atmosphäre ausgegast oder durch Immobilisierung im Humus akkumuliert wird, wird mit dem Niederschlag aus dem Bodenwasser in die tieferen Schichten und letztendlich ins Grundwasser ausgewaschen.

Die Auswaschung von Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser sollte bei stabilen Ökosystemen im Gleichgewichtszustand von Mineralisierung und Immobilisierung nur sehr gering sein. In intakten, nicht stickstoffübersättigten naturnahen Ökosystemen mit geschlossenem Kreislauf dürfte in der Regel kein Austrag ins Grundwasser erfolgen bzw. nicht mehr als 1 kg ha^{-1} a^{-1} ausgewaschen werden (MATZNER 1988).

Ein hoher Stickstoffaustrag ins Grundwasser ist zumeist gleichbedeutend mit einer Störung des Gleichgewichts, Stickstoffübersättigung (BEESE 1986) oder der Entkopplung des Stickstoffkreislaufs, z. B. durch Überschussnitrifikation (MATZNER 1988; TÜRK 1992). Der Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser erfolgt zum überwiegenden Teil in Nitratform. Neben dem direkten Eintrag der Nitratdeposition entsteht Nitratstickstoff einerseits bei der Nitrifikation von deponiertem Ammonium-Stickstoff und andererseits bei der Mineralisierung organischer Stickstoffverbindungen aus dem Humus. Da in jedem Fall dabei Protonen (H^+) frei werden, ist die Auswaschung von gebildetem oder deponiertem Nitrat in der Regel mit Versauerungsprozessen gekoppelt (SCHACHTSCHABEL et al. 1998).

In der auf europäischer Ebene vorgeschlagenen Methodik wurde ein weiter Wertebereich diskutiert (GRENNFELT et THÖRNELÖF 1992; HORNUNG et al. 1995; ICP MODELLING AND MAPPING 2004). Dabei wurden für den tolerierbaren Austrag unter Critical Load-Bedingungen (Erhaltung des steady state) unter Nadelwäldern Werte zwischen 0,5 und 3 kg N ha^{-1} a^{-1} sowie 2 bis 4 kg N ha^{-1} a^{-1} unter Laubwäldern angenommen. Letztendlich spielt aber für eine realistische Abschätzung dieser Größe die Sickerwasserrate eine entscheidende Rolle.

So können für die Begrenzung der Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser für verschiedene Vegetationstypen bestimmte kritische Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung herangezogen werden. Bei einer Überschreitung dieser Werte sind Vegetationsveränderungen bzw. ein erhöhter Stickstoffaustrag ins Grundwasser zu erwarten (Gefährdung von Trinkwasser und Oberflächengewässern). Eine Zusammenstellung der kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung verschiedener Vegetationstypen aus dem Manual zur Kartierung und Modellierung von Critical Loads (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) zeigt Tab. 12.

Tab. 12: Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (ICP MODELLING AND MAPPING 2004)

Vegetationstyp			**$[N]_{crit}$ [mg N l^{-1}]**	**$[N]_{crit}$ [eq m^{-3}]**
Nadelwald	→	Nährstoffungleichgewicht	≤ 0,2	≤ 0,0143
Laubwald	→	Nährstoffungleichgewicht	≤ 0,2 - 0,4	≤ 0,0143 - 0,0276
Flechten	→	Moosbeeren	≤ 0,2 - 0,4	≤ 0,0143 - 0,0276
Heide	→	Blaubeeren	≤ 0,4 - 0,6	≤ 0,0276 - 0,0429
Blaubeeren	→	Gräser	≤ 1 - 2	≤ 0,0714 - 0,1429
Gräser	→	Krautvegetation	≤ 3 - 5	≤ 0,2143 - 0,3571

Mit der Berücksichtigung dieser Grenzkonzentrationen wird gewährleistet, dass der Grundwasseraustausch in unterschiedlich empfindlichen benachbarten Ökosystemen nicht zu einer Überbelastung des empfindlicheren hydromorphen (= grundwasserbeeinflussten) Ökosystems im Grundwasserabstrom führt. Im Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass keine direkte Abhängigkeit von N-Auswaschungsrate und Vegetationswandel nachweisbar ist. Literaturdaten weisen jedoch darauf hin, dass Nährstoff-Ungleichgewichte auftreten, wenn die N-Auswaschungsrate die natürlichen Hintergrundwerte übersteigen (VAN DAM 1990) und solange das Sickerwasser sich noch in der durchwurzelten Bodenschicht befindet. Eine hohe N-Konzentration führt nicht direkt zu Vegetationsschäden, solange gleichzeitig ein hohes Angebot von basischen Kationen für die Aufnahme zur Verfügung steht. Erst wenn ein disharmonisches Verhältnis (siehe Kap.7.4.2.5) von basischen Kationen zu Stickstoff aufgrund von Versauerung eintritt, führt dies zu einer Intoxikation und Destabilisierung der Pflanzen.

7.4.2.5 Kritisches Bc/N- Verhältnis zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten

Sinkt der pH-Wert aufgrund der Freisetzung und nachfolgenden Auswaschung basischer Kationen bis an die Schwelle des natürlichen Puffers (von pH 6,2 auf pH 5 auf pH 4,5), dann wird ein kritisches Bc/N- Verhältnis erreicht, dessen Unterschreitung zu Nährstoffungleichgewichten in der Bodenlösung des Wurzelraumes führt.

Basische Kationen und Stickstoff werden immer nur in einem konstanten Verhältnis aufgenommen. Die Arten des (naturnahen) Lebensraumtyps sind evolutionär an das standorttypische Verhältnis von Basen zu Stickstoff angepasst. Dieses Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. So haben Untersuchungen von DEVRIES et al. (1993) ergeben, dass durchschnittliche Bc/N-Verhältnisse bei Fichte von 0,9 und bei Kiefer sowie bei den Laubbaumarten und der Krautvegetation von 0,7 normal sind (vgl Tab. 13). Solange dieses Verhältnis nicht unterschritten wird, tritt keine Nährstoff-Imbalance auf. Deshalb wird hier für die Bestimmung von Critical Loads mit dem BERN-Modell auch als Critical Limit eine Kombination von kritischem C/N-Verhältnis bei gleichzeitiger Einhaltung der kritischen Basensättigung für die betrachtete Pflanzengesellschaft verwendet.

Tab. 13: Kritische untere Verhältnisse von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Bodenlösung des Wurzelraumes für ausgewählte Waldgesellschaften (UBA 1996)

Baumart	**Ca:N**	**Mg:N**	**K:N**	**Summe Bc:N**
Fichten-Waldgesellschaften	0,60	0,20	0,20	0,90
Kiefern- Waldgesellschaften	0,50	0,15	0,12	0,70

Baumart	Ca:N	Mg:N	K:N	Summe Bc:N
Rotbuchen- Waldgesellschaften	0,40	0,20	0,20	0,70
Eichen- Waldgesellschaften	0,40	0,20	0,20	0,70

Die Konzentration pflanzenverfügbarer basischer Kationen (= Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}) korreliert mit dem pH-Wert. Wenn also der pH-Wert den bodentypischen Basensättigungsbereich anzeigt und das Verhältnis von Bc:C:N standorttypisch harmonisch ist, ist nicht von einer Nährstoff-Imbalance auszugehen. Das Critical Limit wird eingehalten. Da ein Fließgleichgewicht zwischen der Konzentration in der Bodenlösung und am Austauscher der Bodenfestphase besteht, kann eine Akkumulation von N nur bis zum Erreichen der Kationen-Austauschkapazität erfolgen, der weitere Überschuss wird dann mit dem Sickerwasser ausgewaschen. In Lebensräumen, deren belebte Bodenzone nicht in Beziehung zu Stau- oder oberen Grundwasserhorizonten steht, wird der überschüssige Stickstoff (überwiegend als Nitrat) ins tiefere Grundwasser ausgewaschen und wird dort akkumuliert (vgl. Kap.7.4.2.4).

Früher waren basenreiche Standorte oft nutzungsbedingt N-limitiert, was zur Ausbreitung von Arten geführt hat, die mit wenig Stickstoff auskommen. Gleichzeitig waren die stickstoffliebenden Arten in ihrer Vitalität und Ausbreitung gehemmt.

Wenn nunmehr aufgrund von N-Depositionen weder Stickstoff noch Nährkationen in der Bodenlösung limitiert sind, können die Pflanzen ihr physiologisch determiniertes Wachstumspotenzial voll ausschöpfen. Es kann dadurch zu Verschiebungen im Deckungsgrad einzelner Arten zugunsten konkurrenzstärkerer Arten kommen.

7.4.3 Berechnung von Critical Loads

Der Critical Load für N-Einträge wird erreicht, wenn ein nachhaltig stabiles Gleichgewicht zwischen N-Einträgen, Immobilisierung, Mineralisierung, Aufnahme in die oberirdische Biomasse und Austrag mit dem Sickerwasser zu einem langfristig stabilen C/N-Verhältnis im Boden geführt hat, das gerade ausreichend für die Existenz einer regenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft ist. Dieses Critical Limit für das untere akzeptable C/N-Verhältnis ergibt sich aus dem CN-Minimum der ökologischen Nische der Pflanzengesellschaft. Da mineralisierende und immobilisierende Prozesse gegenläufig zueinander ablaufen und beide Prozesse von denselben Umweltfaktoren direkt bzw. indirekt proportional abhängig sind, muss die Bestimmung des langfristig gültigen Critical Loads eine iterative Näherungslösung sein.

Um die jährliche Änderung des N-Gehaltes in der organischen Substanz des Oberbodens (SOM) zu ermittelt, muss folgende Gleichung in Jahresschritten gelöst werden:

$$\frac{d[N]_{SOM}}{dt} = N_{litterfall} - r_{\min}[N]_{SOM} + r_{imm}(r_{\min}[N]_{SOM} + N_{dep} - N_{upt,tot})$$

wobei:

r_{min} = Mineralisationsrate [kg ha^{-1} a^{-1}]

r_{imm} = Immobilisationsrate [kg ha^{-1} a^{-1}]

N_{dep} = N-Depositionsrate [kg ha^{-1} a^{-1}]

$N_{litterfall}$ = totaler N-Gehalt in der Streu [kg ha^{-1} a^{-1}]

$N_{upt,tot}$ = totale Aufnahmerate in die oberirdische pflanzliche Biomasse [kg ha^{-1} a^{-1}]

Für die Modellierung dieses Ansatzes wurde das DECOMP-Modell, das für die dynamische Entwicklung von C-Gehaten im Boden entwickelt wurde, an die Aufgabenstellung, den N-Gehalt in Bezug zum C-Gehalt zu modellieren, erweitert.

Ein Test mit dem N-adaptierten DECOMP-Modul im BERN-Modell hat plausible Ergebnisse erbracht.

Für einen Level-II-Standort wurde nun der Critical Load berechnet (vgl. Abb. 24) auf der Basis des mit dem BERN-Modell ermittelten Critical Limits für das C/N-Verhältnis der natürlichen Pflanzengesellschaft. Dieses Critical Limit ist das Ergebnis der BERN-Modellierung und beträgt für die zu schützende Pflanzengesellschaft *Vaccinio myrtylli-Piceetum* C/N_{crit} = 24,5.

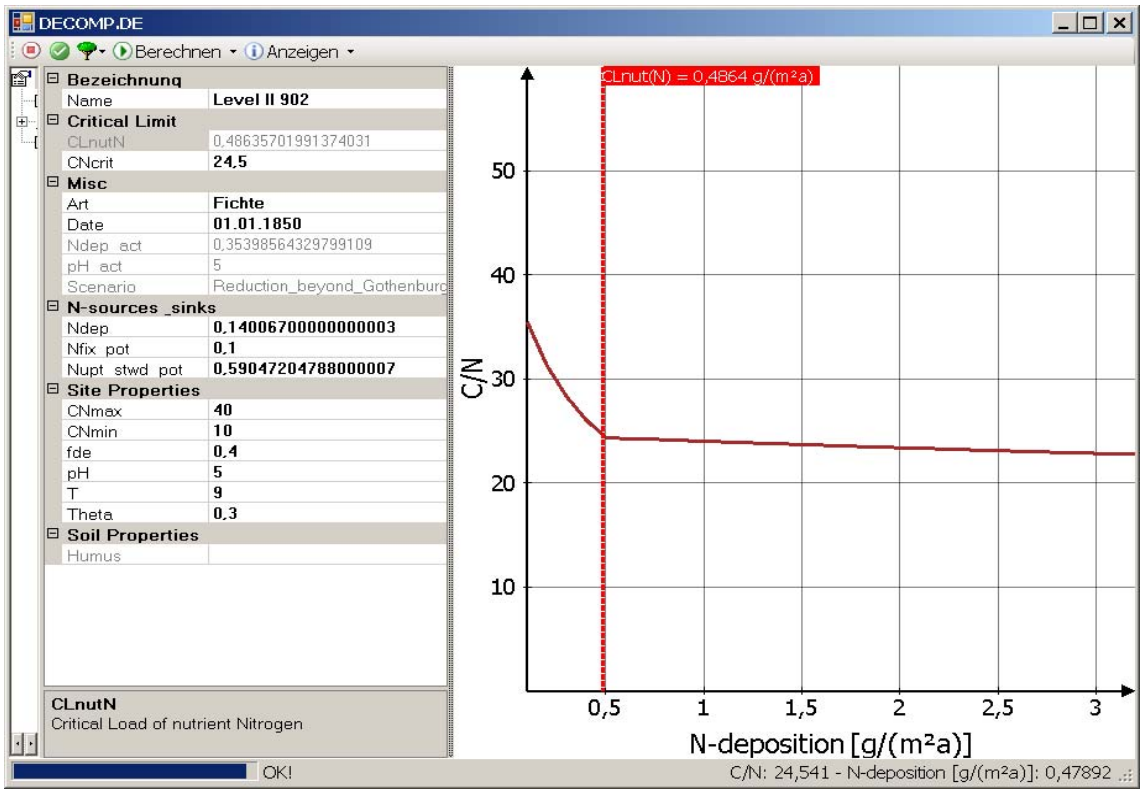


Abb. 24: Darstellung des Prinzips der Berechnung von Critical Loads auf der Basis eines Critical Limits C/Ncrit für die zu schützende Pflanzengesellschaft an einem Level-II-Standort in Deutschland.

7.5 Zeitlich-dynamische Entwicklung der Vitalität von Arten und Gesellschaften

In der naturschutzfachlichen Planungspraxis ist auch die Beantwortung der Frage von Bedeutung, welche Pflanzenarten bzw. Artengruppen durch gezielte Pflegemaßnahmen bzw. Initialpflanzungen in naturferne Ökosysteme eingebracht werden sollten, um die Selbstregenerierungsfähigkeit wieder herzustellen und funktionstüchtige Naturräume auch in der Zukunft zu erhalten.

Ein Beitrag hierzu leistet das BERN-Modell mit der Berechnung und Ausgabe von Zeitreihen der Vitalität einzelner Pflanzenarten, sowie der relativen Funktionsfähigkeit von Gesellschaften an einem Standort in Abhängigkeit von der rekonstruierten bzw. prognostizierten Entwicklung der Standorts-Zustandsparameter.

Die Vegetationsgesellschaft mit dem höchsten Zugehörigkeitsgrad zu einem Stamm-Standorttyp kann hier unter kaum veränderten Bedingungen auch die bestmögliche Mehrfach-Funktionstüchtigkeit dauerhaft ausprägen (WAGNER 2005). Wir setzen daher den Existenzmöglichkeitsgrad einer Gesellschaft an einem Standort mit dem Grad der Ausprägung der Mehrfach-Funktionsfähigkeit, gemessen als Relativwert (0-100%) zur maximal möglichen potentiellen Mehrfach-Funktionstüchtigkeit (= 100 %), gleich. Gemeint ist mit Mehrfach-Funktionsfähigkeit die gleichzeitige und gegenseitig bedingte Erfüllung ökologischer Funktionen wie der Selbstregenerierungsfunktion, Biomasseprimärproduktion, der Lebensraumfunk-

tion für Tiere, der Erosionswiderstandsfunktion, der Fremdstofffilter- und -speicherfunktion, der klimaökologischen Ausgleichsfunktion u. a.. Diese ökologischen Funktionen sind die Grundlage für die durch den Menschen nutzbaren Leistungen der Ökosysteme wie land- und forstwirtschaftliche Produktion, landschaftsgebundene Erholung, Bodenschutz, Trinkwasserschutz, Klimaschutz, Immissionsschutz usw..

Erhebliche anthropogene Standortveränderungen verursachen zunächst direkt Strukturveränderungen der natürlichen Gesellschaft und damit indirekt Veränderungen der Vitalität der einzelnen Arten, wenn die veränderten Konkurrenzbeziehungen zur (nicht natürlichen) Dominanz einzelner Arten und damit zur Verdrängung anderer Arten führen. Die Biodiversität und damit die Lebensraumfunktion nehmen ab. Die Resistenz der gesamten Waldgesellschaft gegenüber Kalamitäten nimmt mit der Biodiversität (fehlende Schädlings-Antagonisten) ab, die Wiedergesundung (Elastizität) nach Katastrophen ist weniger wahrscheinlich aufgrund des mehrfachen Stresses nicht optimaler Standortbedingungen. Das ökologische Funktionspotenzial nimmt insgesamt ab. Das sind alles Vorgänge, die von der Struktur der natürlichen Gesellschaft, also der Beziehungen der Arten zueinander anhängen.

Der relative Vitalitätsgrad (ein relativer Wert zwischen dem Optimum = 1 und dem Pessimum = 0) ergibt sich aus der rekonstruierten bzw. prognostizierten Standortseignung für die Existenz einzelner Pflanzenarten (in Waldgesellschaften: Vitalität der Bäume). Der relative Vitalitätsgrad kann daher gleichgesetzt werden mit dem Zugehörigkeitsgrad einer Art zu einer real existierenden Standortfaktorenkombination (Zustand eines Standortes).

Anbaueignung, Vitalität und Möglichkeitsgrad sind linear proportional. Da man nicht direkt eine Messgröße für Anbaueignung und Vitalität ansetzen kann, bedienen wir uns eines relativen Wertes, dem Grad (Anteil an dem maximal möglichen physiologisch-genetischen Potenzial der Baumart). Da das Existenzmöglichkeitsfeld die n-dimensionale fundamentale Nische einer Art umfasst, ist der Möglichkeitsgrad 1:1 korreliert mit dem Anbaueignungsgrad und dem (latenten) Vitalitätsgrad. Dabei berücksichtigt die fundamentale Nische (und somit auch die Vitalität und die Anbaueignung) nicht die möglichen konkurrenzbedingten Vitalitätseinbußen.

Es soll gelten:
Möglichkeitsgrad einer Art 100 % = Vitalität 100 % = Höchstmögliche Anbaueignung + höchstmöglicher artspezifischer wirtschaftlicher Erfolg

Ein deutlich mit dem Vitalitätsgrad korrelierter Parameter ist die Zuwachsrate (WAGNER 2004).

Die Reaktion der Bäume auf sich ändernde Standorteigenschaften ist jedoch i. d. R. zeitlich deutlich verzögert, so dass nicht zu erwarten ist, dass Schadsymptome zeitgleich mit der

Abnahme der Standorteignung und der latenten Vitalität zu erkennen sind. Die Zeitverzögerung der Wirkung kann viele Jahre und Jahrzehnte dauern.

Aus dem Möglichkeitsgrad der Leitwaldgesellschaft, in der die Art hochstet auftritt, ergibt sich die Anbausicherheit. In den Leitwaldgesellschaften treten die Haupt-, Misch- und Nebenbaumarten in einem nachhaltig stabilen Konkurrenzgleichgewicht zueinander und zu den weiteren Tier- und Pflanzenarten der gesamten Biozönose auf, da die Gesellschaft das Ergebnis evolutionärer Anpassung darstellt. In der Leitwaldgesellschaft ist die ökologische Funktionsfähigkeit der Selbstregulierung und Selbstregenerierung optimal ausgeprägt. Diese Funktionalität bewirkt u. a. die bestmögliche Resistenz gegenüber Störungen und die höchstmögliche Elastizität als Voraussetzung für eine Wiedergesundung nach Katastrophen. Die Wahrscheinlichkeit, dass die geeigneten biogenen Partner zur Schädlingsbekämpfung, zur Symbiose, für die geschützte Jugendentwicklung im Bestandesverbund usw. vorhanden sind, ist in der naturidentischen Leitwaldgesellschaft am größten. Das heißt, die Anbausicherheit ist mit der relativen Funktionsfähigkeit, somit mit dem Möglichkeitsgrad der Leitwaldgesellschaft korreliert.

Es soll gelten:
Möglichkeitsgrad der Leitwaldgesellschaft 100 %= ökologische Funktionsfähigkeit 100 % = Anbausicherheit für die Baumarten der LWG 100 %

Insbesondere in der Forstwirtschaft wird im Rahmen des aktuellen ökologischen Waldumbau-Programms die Wahl der auch in Zukunft am besten geeigneten Haupt- und Nebenbaumarten diskutiert. Die Hauptbaumarten der mit BERN ermittelten natürlichen Zielgesellschaften und ihre Anteile in der Gesellschaft geben z. B. den wichtigsten Anhaltspunkt für die Empfehlung zum ökologischen Waldumbau. Eines der für die Forstwirtschaft wichtigsten Kriterien ist die zu erwartende Vitalität der potenziellen Hauptbaumarten. Die zu entwickelnden Mischbestände sollten vorrangig oder auch nur übergangsweise (in Vorwald- bzw. Zwischenwaldgesellschaften) die Baumarten enthalten, die auf die Änderung der Standorteigenschaften besser angepasst sind als die aktuell geplanten Bestockungs-Zieltypen.

8 Ergebnisse der Kopplung von MoBiLE mit BERN

Die Kopplung des MoBiLE-Modells mit dem BERN-Modell wurde an 11 Level-II-Standorten Deutschlands getestet. Diese Standorte wurden so gewählt, dass eine möglichst breite Repräsentanz der Waldstandorte gegeben ist.

Die folgenden Abbildungen (vgl. Abb. 25 bis Abb. 35) zeigen den dynamischen Verlauf der Vegetationsentwicklung in Abhängigkeit von der Entwicklung der Basensättigung (BS) und des C/N-Verhältnisses als Ergebnis der Wirkungen versauernder und eutrophierender Luftschadstoffeinträge, sowie in Abhängigkeit vom Klimawandel, auf der Basis der Ergebnisse des MoBiLE-Modells.

Der zeitliche Verlauf der geochemischen Parameter BS und C/N in der Wurzelzone, die mit MoBiLE ermittelt und ausgegeben wurden, sind hinterlegt von den Möglichkeitsräumen der Wald- und Forstgesellschaften, die während dieser Entwicklung durchlaufen wurden (Abbildung Xa zum jeweiligen Standort).

Der zeitliche Verlauf der Vegetationszeitlänge und der Bodenfeuchte, hinterlegt von den Möglichkeitsräumen der Wald- und Forstgesellschaften, die während dieser Entwicklung durchlaufen wurden ist zum jeweiligen Standort in der Abbildung Xb dargestellt.

Die Entwicklung der Existenz-Möglichkeitsgrade der Wald- und Forstgesellschaften sowie der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosarten wurde nun mit BERN in Abhängigkeit von der geochemischen **und** Klimaentwicklung berechnet und zum jeweiligen Standort in den Abbildungen c und d dargestellt. Das starke „Flattern“ der Kurven resultiert aus den starken Ausschlägen der Eingangsdaten, insbesondere der Klimadaten, die die natürlichen Schwankungen des Klimas von Jahr zu Jahr nachvollziehen. Die Pflanzen reagieren in der Natur zeitverzögert (Hysterese-Effekt), was sich jedoch (derzeit) im Modell noch nicht berücksichtigen lässt (vgl. aber auch Kap. 9). Die Simulation bis 2050 zeigt an einigen Level-II-Standorten, dass die angegebene Zielgesellschaft keinen nennenswerten Existenzmöglichkeitsgrad erreichen wird. Ein Anstieg der Möglichkeitsgrade wäre jedoch nach 2050 deutlich erkennbar. So würde der Umbau von Nadelforsten auf geeigneten Standorten in Laubwälder auch dann zu einer Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit (insbesondere der Basen) im Boden führen, wenn die Depositionen versauernder Einträge nach 2050 nicht weiter sinken würden. Als Zielgesellschaft wurde im Begleittext zu den folgenden Abbildungen immereine naturnahe Waldgesellschaft angegeben, weil diese gegenüber Forstgesellschaften eine höhere Funktionalität und Biodiversität ausprägen kann (vgl. Kap. 7.4.1).

Ausgehend von der Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten wurde anschließend die Entwicklung der Biodiversität anhand des Parameters „Anteil der Stammarten“ an der aktuellen Artenausstattung ermittelt und zum jeweiligen Standort in den Abbildungen e dargestellt.

Level-II-Standort 303 (vgl. Abb. 25a bis e): Die Referenzgesellschaft war ein Blaubeer-Fichtenwald (Vaccinio myrtilli-Piceetum). Nach Aufforstung mit gleichaltrigen Fichten war die Blaubeere in der Krautschicht zunächst immer noch dominant (Vaccinio myrtyilli-Cultopiceetum). Durch Klimaerwärmung ab 1990 hat sich jedoch ein Gabelzahnmoos-Fichtenforst (Dicrano-Cultopiceetum) herausgebildet.

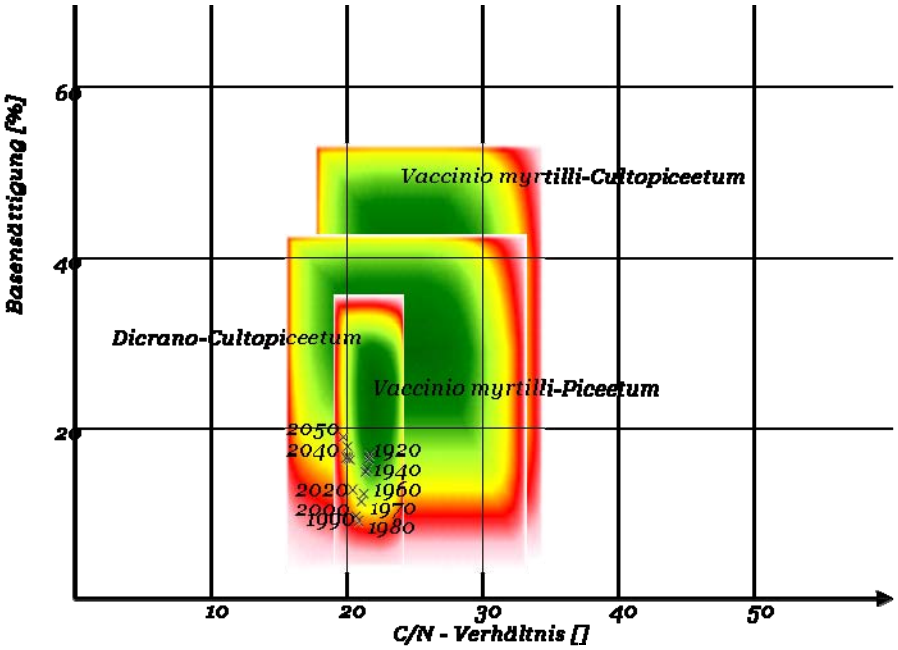


Abb. 25a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

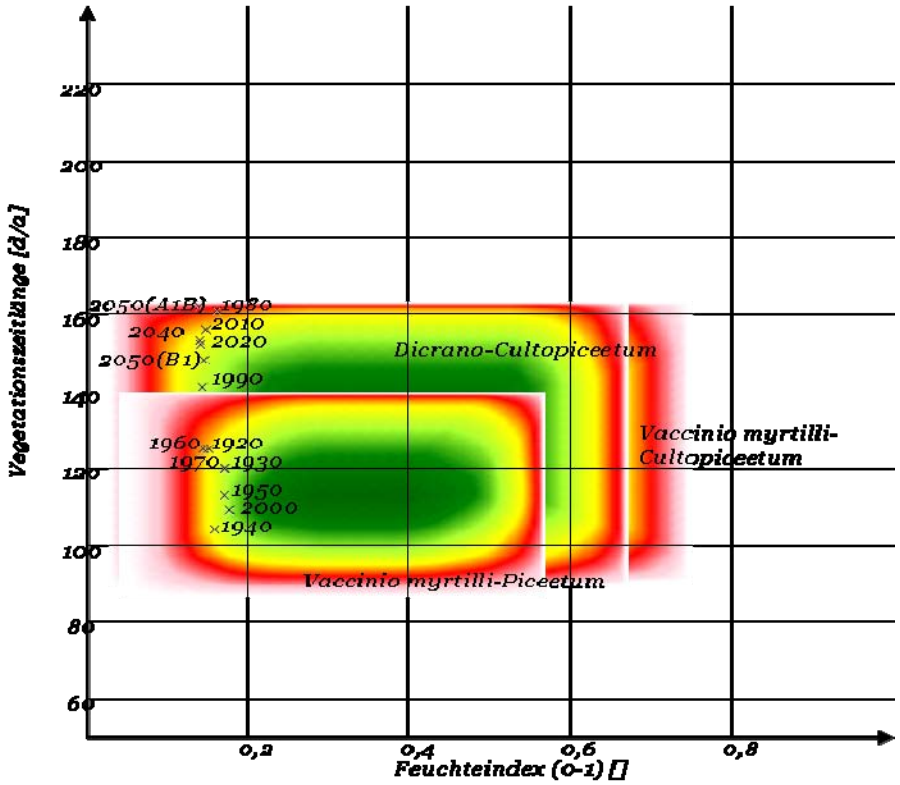


Abb. 25b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

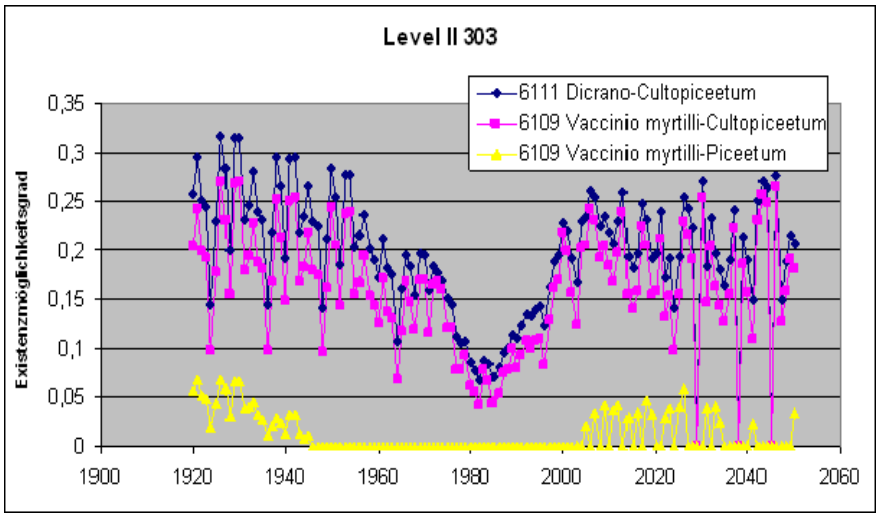


Abb. 25c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

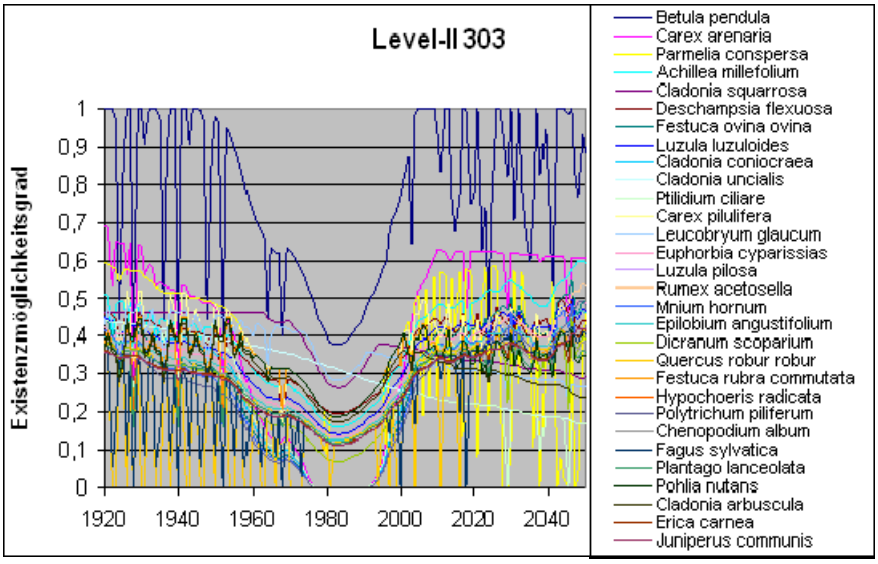


Abb. 25d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

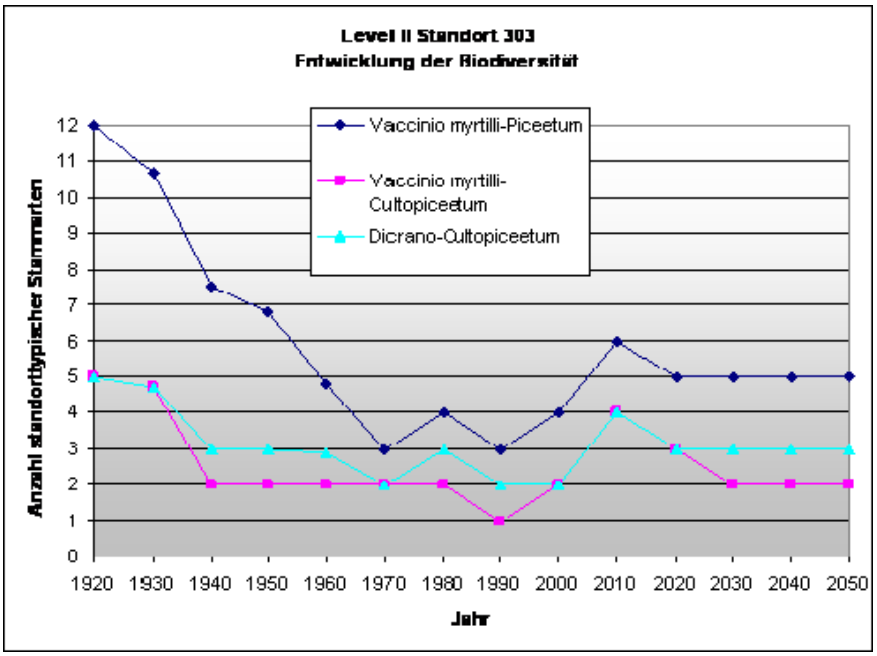


Abb. 25e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 25: Level II-Standort 303 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 304 (vgl. Abb. 26a bis e): Die Referenzgesellschaft wäre ein Drahtschmielen-Buchenwald (Deschampsio flexuosae-Fagetum) gewesen. Nach Aufforstung von Fichten und einsetzender Versauerung hat sich ein Weidenröschen-Fichtenforst (Epilobio angustifoliae-Cultopiceetum) ausgeprägt. Um 2050 einen vitalen und multifunktionalen Wald zu erhalten, wäre der Umbau in einen Eichen-Birken-Buchenwald (Deschampsio flexuosae-Fagetum) sinnvoll, da der Trend der Klimaentwicklung in Richtung Abnahme der Wasserbilanz und Zunahme der Vegetationszeit geht. Das Regenerierungspotenzial dieser naturnahen Waldgesellschaft ermöglicht in Zukunft die bestmögliche Funktionalität und Biodiversität.

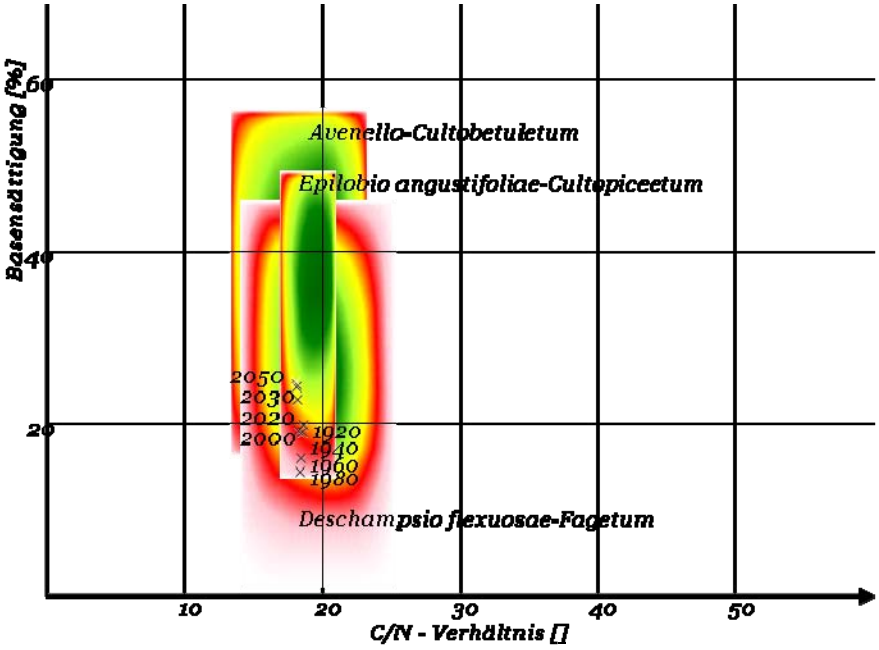


Abb. 26a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

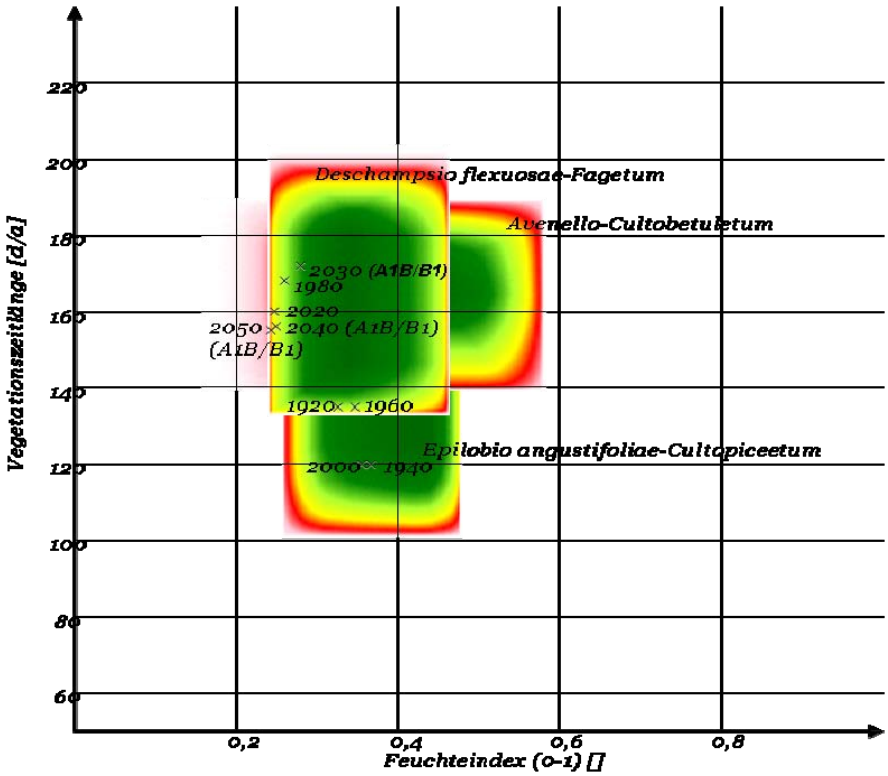


Abb. 26b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

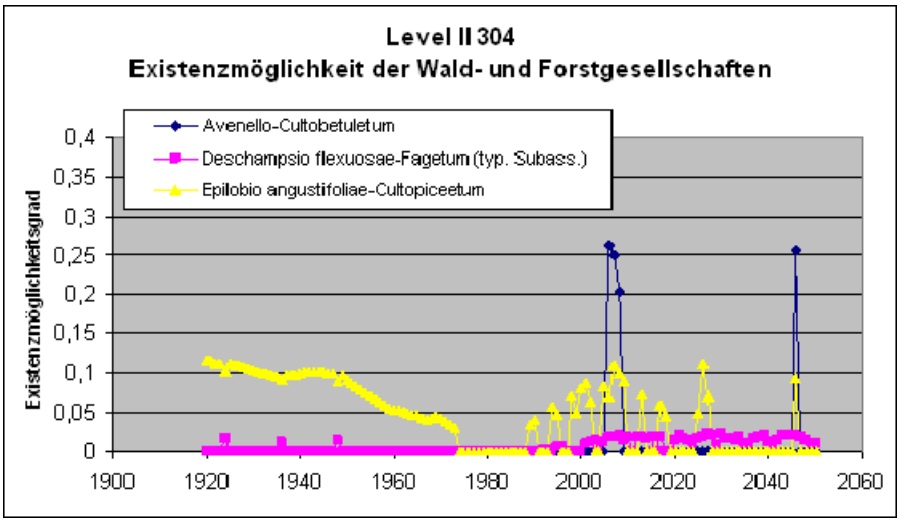


Abb. 26c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

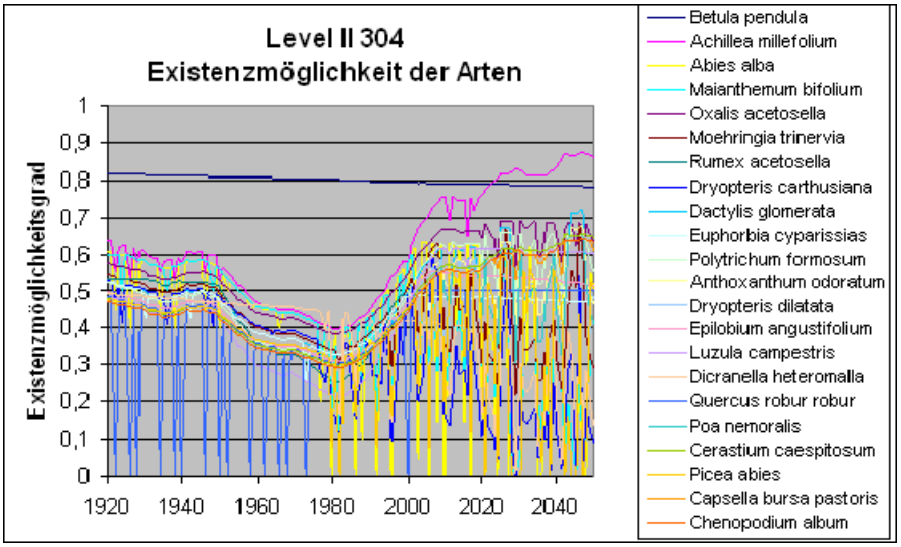


Abb. 26d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

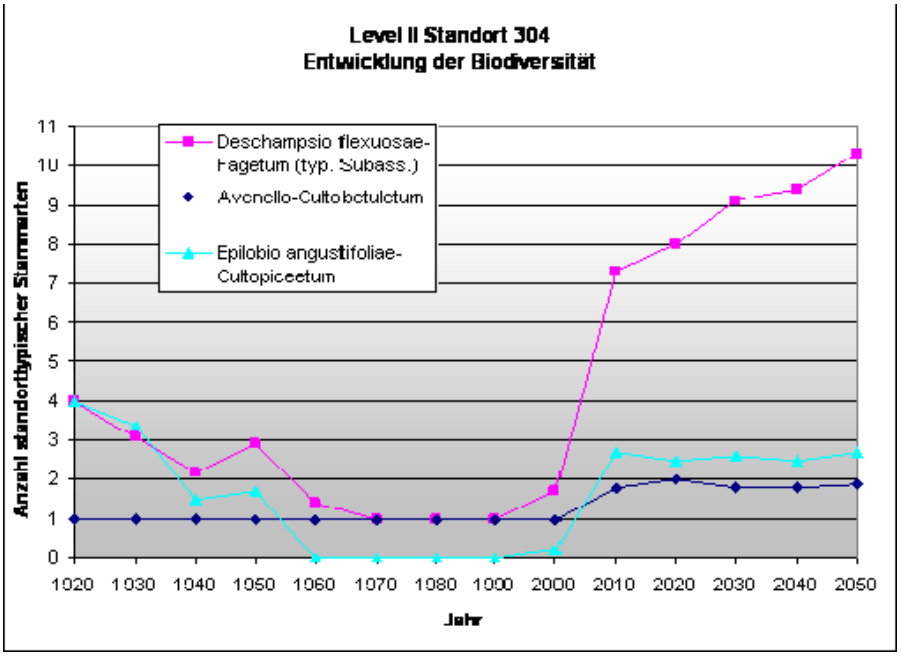


Abb. 26e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 26: Level II-Standort 304 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 305 (vgl. Abb. 27a bis e): Die Referenzgesellschaft wäre ein Gabelzahlmoos-Stieleichenwald (Dicrano-Quercetum) gewesen. Nach Aufforstung 1930 mit einem Fichtenforst ist in der Krautschicht ebenfalls noch Gabelzahlmoos dominant (Dicrano-Cultopiceetum). Durch Eutrophierung ist die Blaubeere ab 1960 an seiner Stelle dominant ausgeprägt worden (Vaccinio myrtylli-Cultopiceetum). Um 2050 einen vitalen und multifunktionalen Wald zu erhalten, wäre der Umbau in einen Kiefern-Stieleichenwald (Festuco-Pinetum sylvestris) sinnvoll, da der Trend der Klimaentwicklung in Richtung Abnahme der Wasserbilanz und Zunahme der Vegetationszeit geht. Das Regenerierungspotenzial dieser Waldgesellschaft ermöglicht in Zukunft die bestmögliche Funktionalität und Biodiversität.

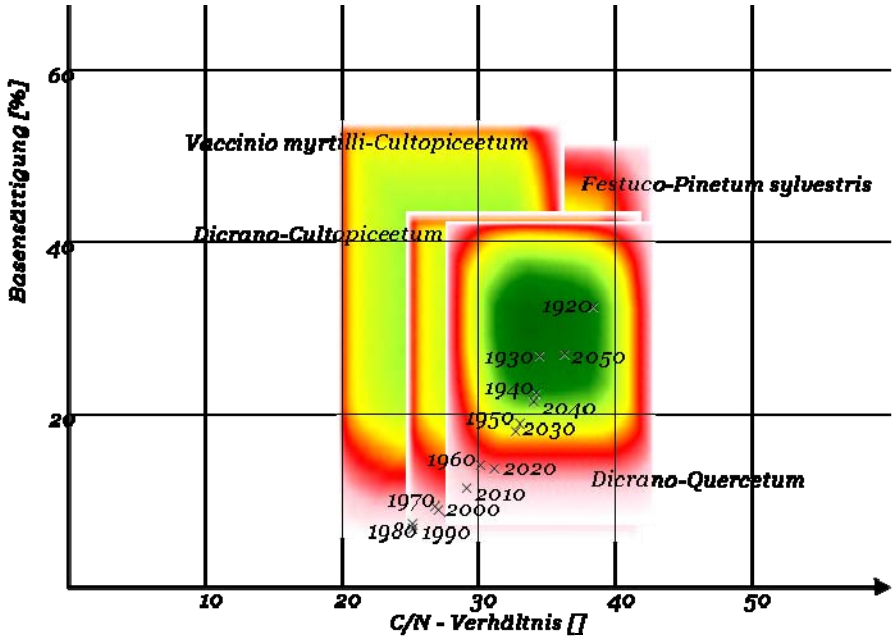


Abb. 27a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

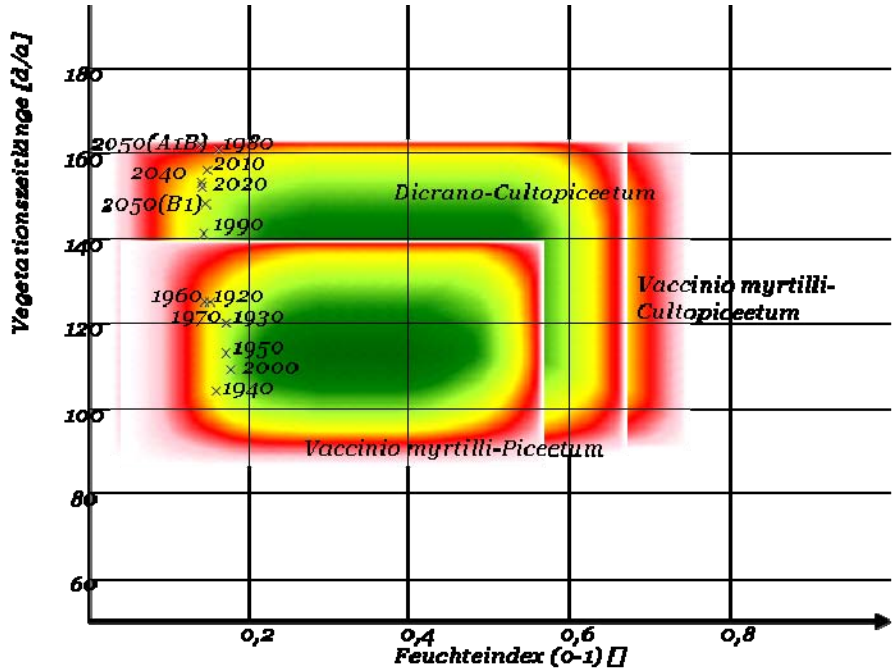


Abb. 27b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

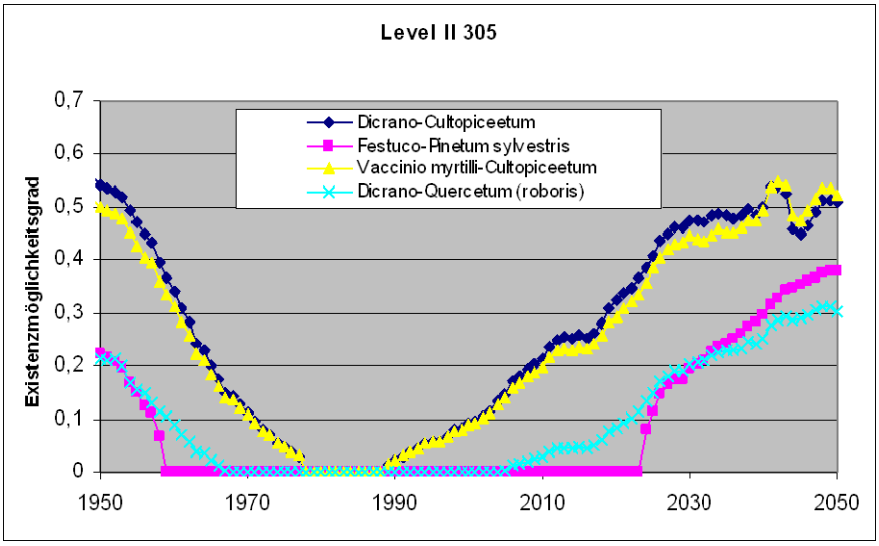


Abb. 27c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

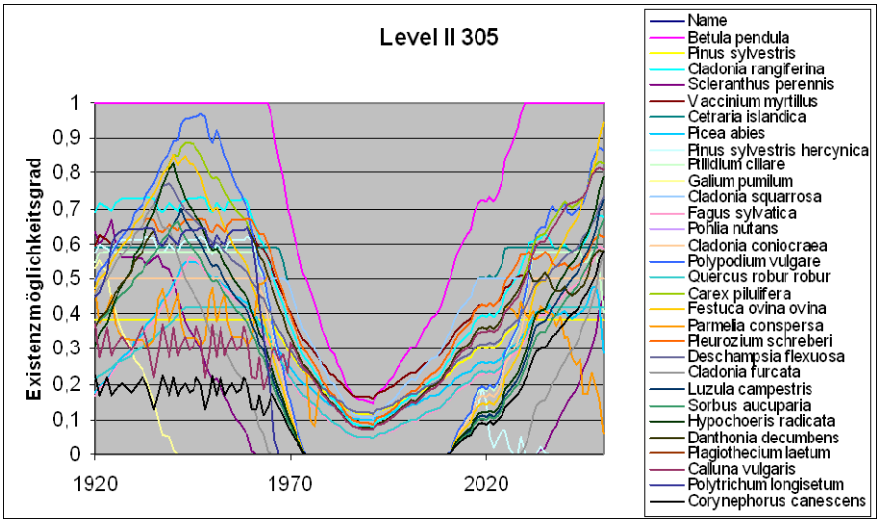


Abb. 27d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

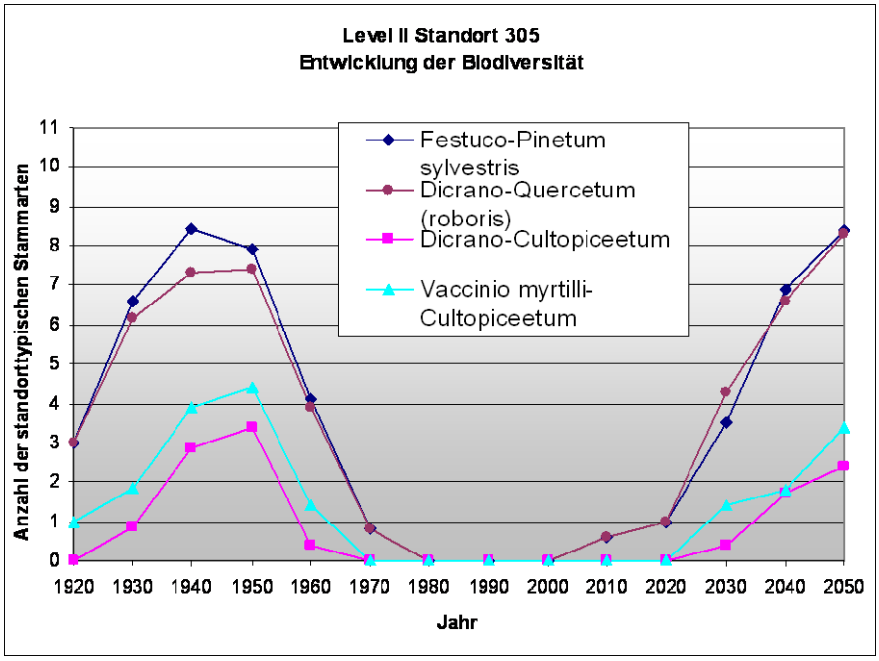


Abb. 27e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 27: Level II-Standort 305 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 601 (vgl. Abb. 28a bis e): Die Referenzgesellschaft wäre ein Blaugras-Buchenwald (Seslerio variae-Fagetum) gewesen. Nach einsetzender Versauerung und Eutrophierung hat sich ein Drahtschmielen-Buchenwald (Deschampsio flexuosae-Fagetum) ausgeprägt. Um 2050 einen vitalen und multifunktionalen Wald zu erhalten, wäre kein Umbau erforderlich. Es ist sogar damit zu rechnen, dass sich aufgrund der prognostizierten Basenzunahme und Klimaerwärmung ein Orchideen-Buchenwald (Cephalanthero-Fagetum) einstellen wird. Das Regenerierungspotenzial dieser Waldgesellschaft ermöglicht in Zukunft die bestmögliche Funktionalität und Biodiversität.

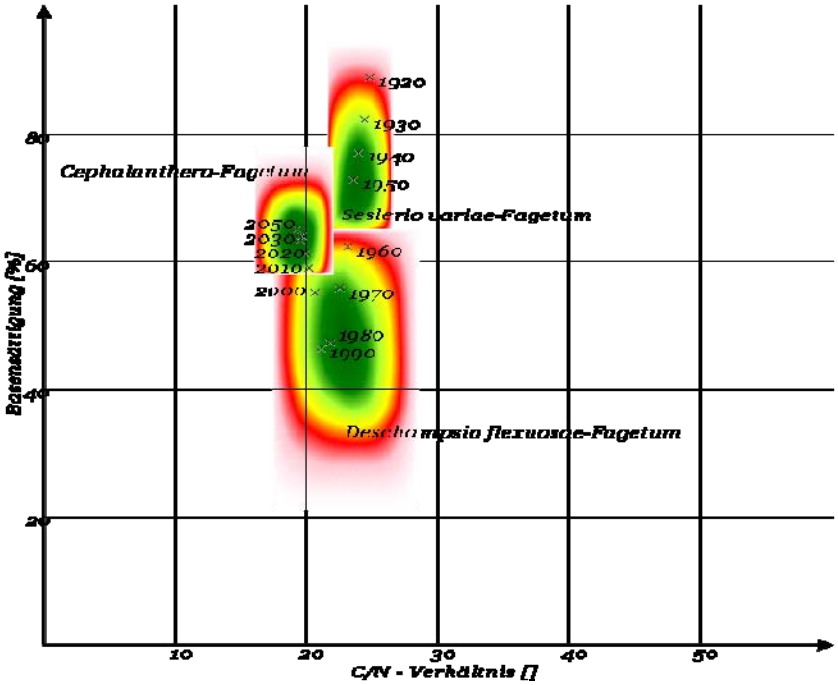


Abb. 28a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

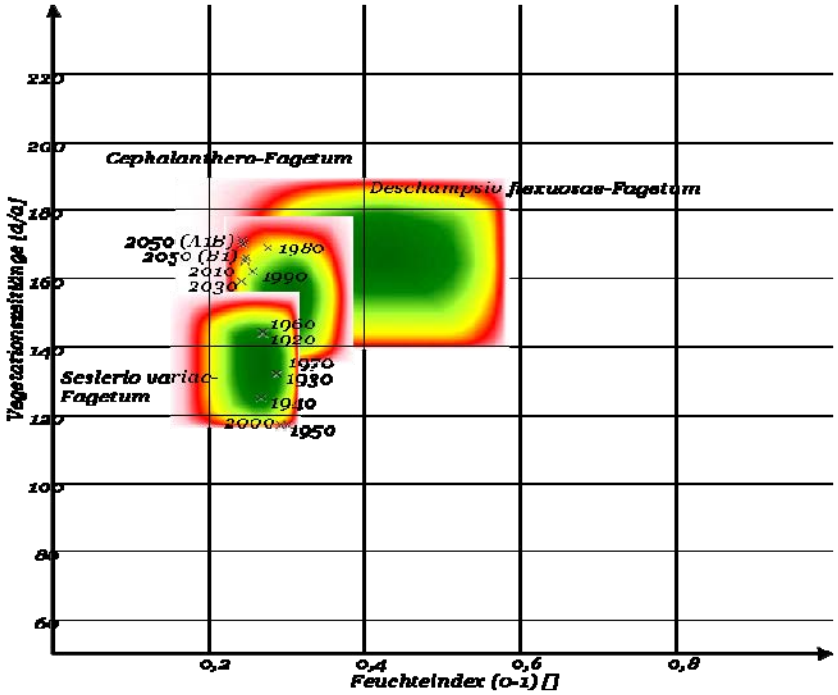


Abb. 28b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

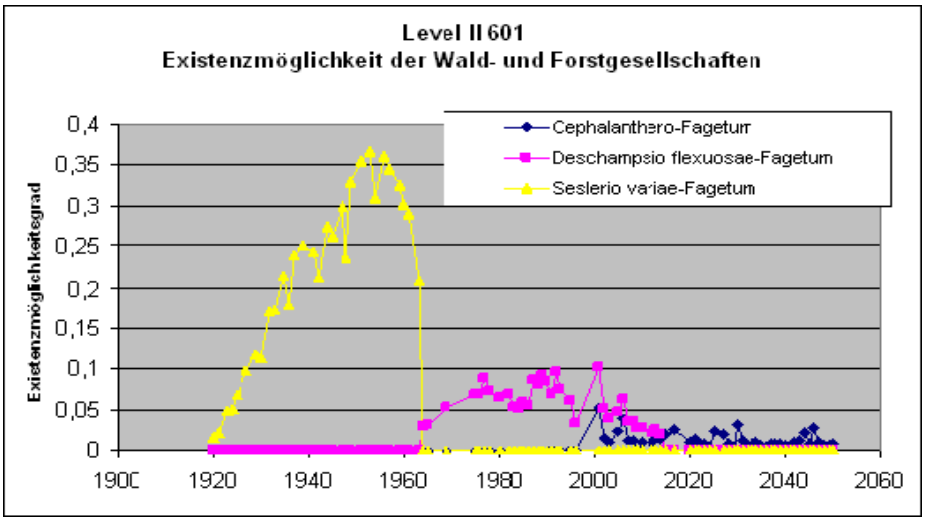


Abb. 28c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

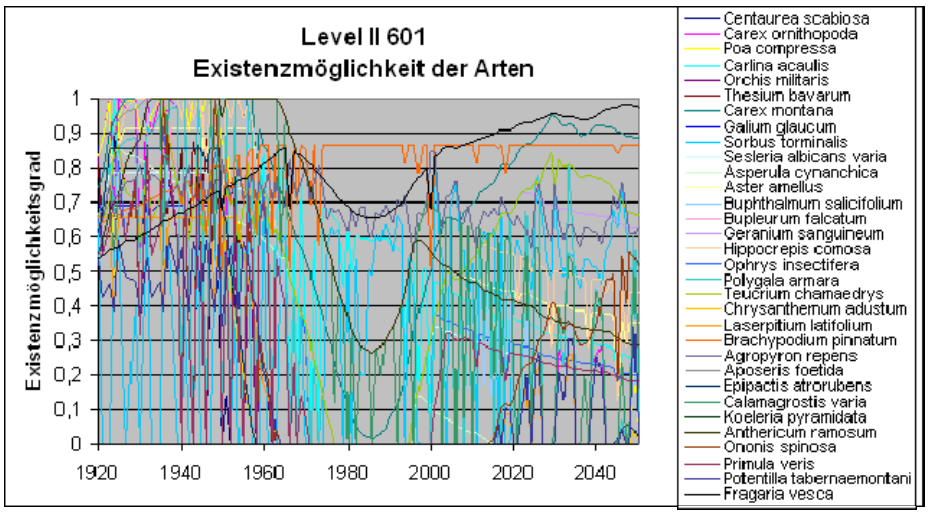


Abb. 28d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

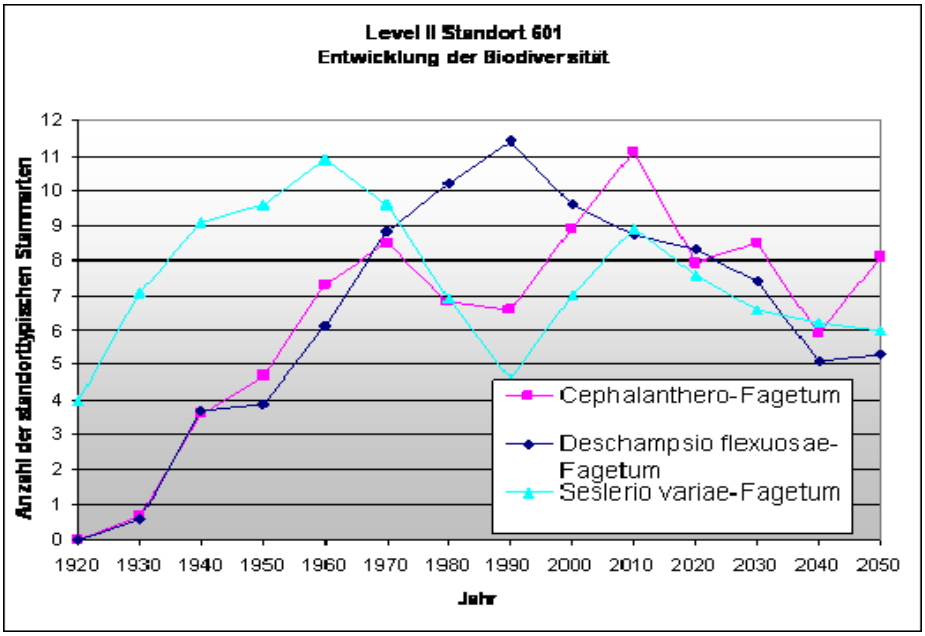


Abb. 28e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 28: Level II-Standort 601 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 602 (vgl. Abb. 29a bis e): Die Referenzgesellschaft war ein Schafschwingel-Kiefernwald (Festuco-Pinetum syslvestris). Nach Aufforstung mit Fichten hat sich aufgrund von Versauerung und Klimawandel ab 1960 ein Gabelzahnmoos-Fichtenforst (Dicrano-Cultopiceetum) ausgeprägt. Zukünftig wäre ein Umbau wieder zu einem Kiefernwald (Festuco- Pinetum syslvestris) sinnvoll. Das Regenerierungspotenzial dieser Zielgesellschaft ermöglicht in Zukunft die bestmögliche Funktionalität und Biodiversität.

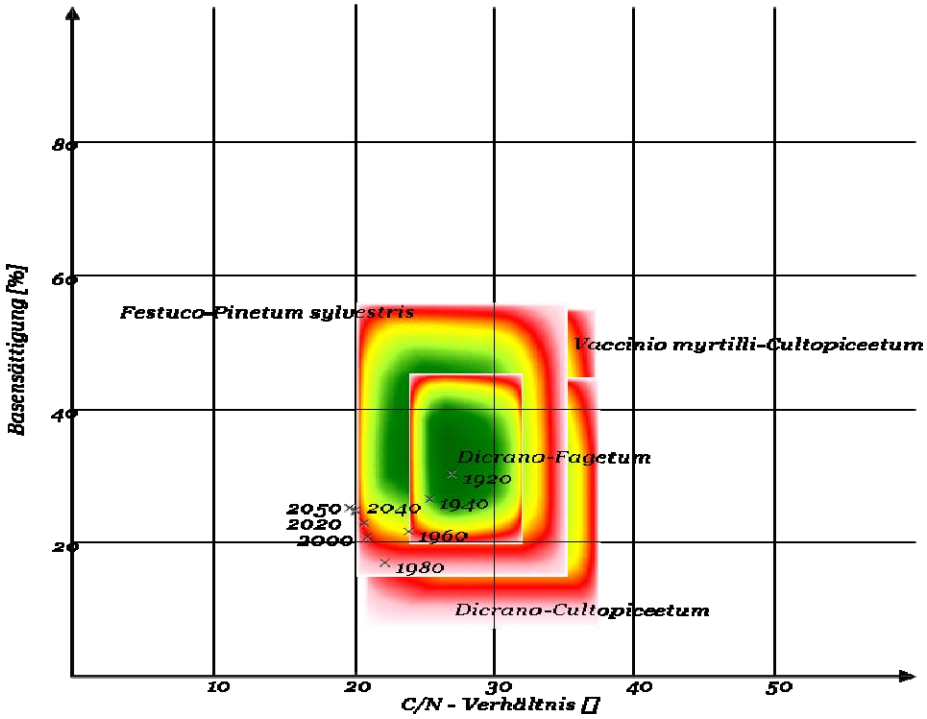


Abb. 29a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

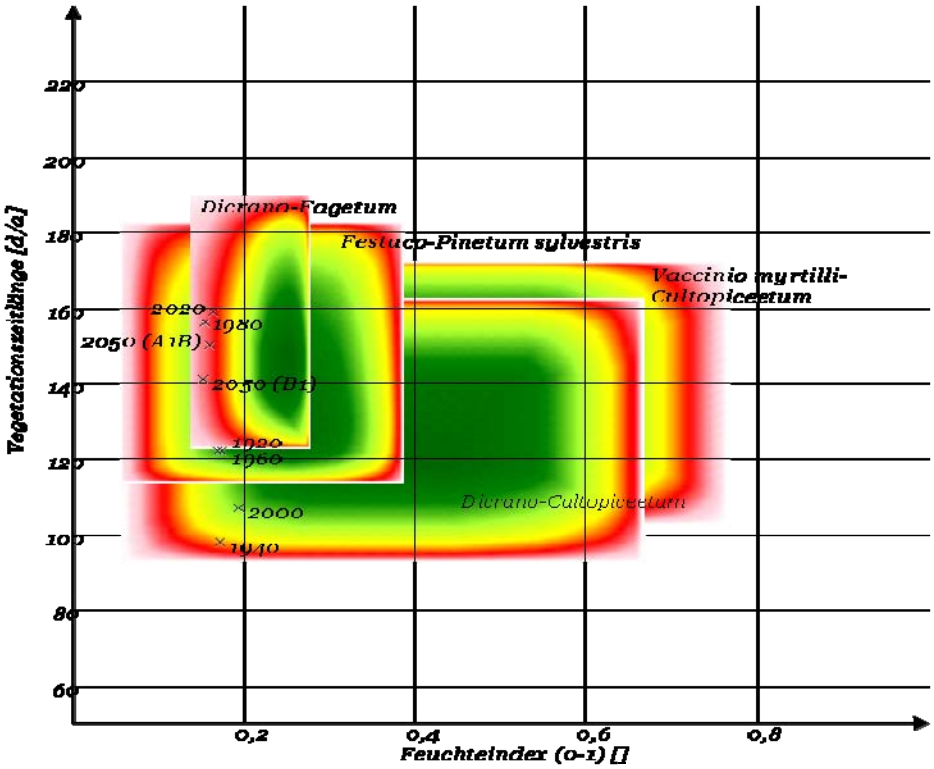


Abb. 29b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

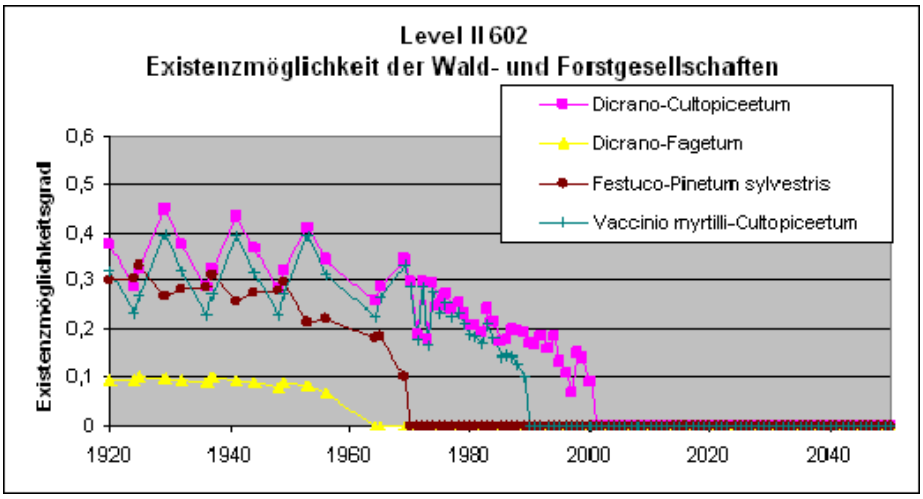


Abb. 29c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

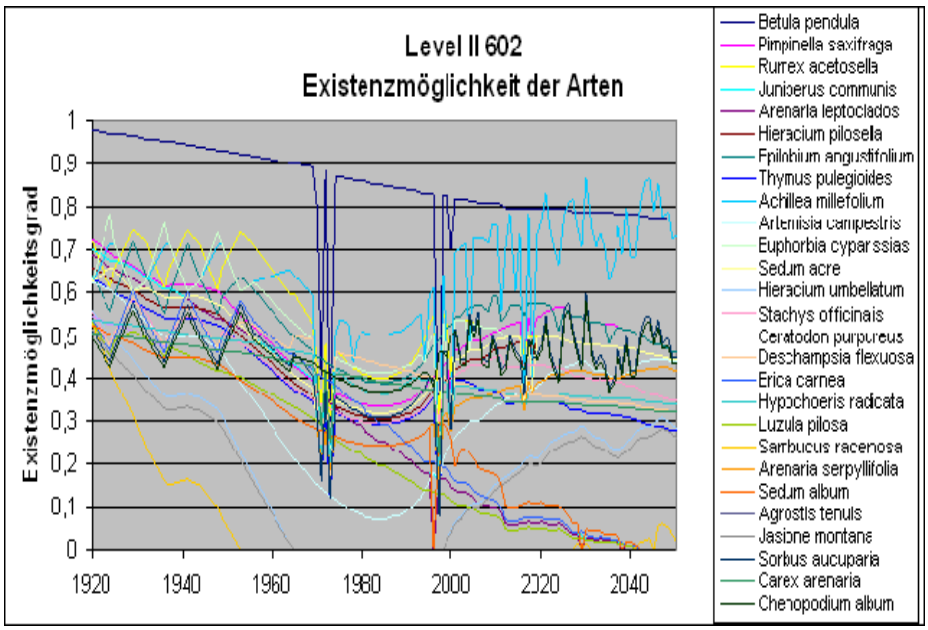


Abb. 29d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

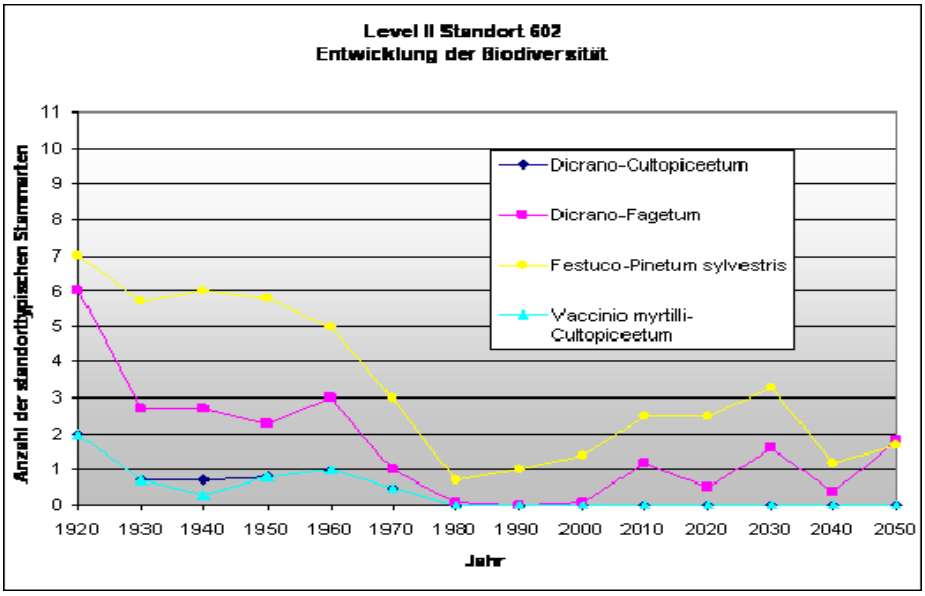


Abb. 29e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 29: Level II-Standort 602 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 706 (vgl. Abb. 30a bis e): Die Referenzgesellschaft, ein Waldmeister-Buchenwald (Asperulo-Fagetum) hat sich im Zuge der Versauerung und Klimaerwärmung in einen Drahtschmielen-Buchenwald (Deschampsio flexuosae-Fagetum) umgewandelt. Zukünftig ist mit einer relativ hohen Zunahme der Vegetationszeitlänge zu rechnen, weshalb sich ein Umbau in einem Flaumeichen-Traubeneichenwald mit Buchen (Aceri tartarici-Quercetum pubescentis-petraeae) empfiehlt. Nur durch diese Maßnahme kann eine Waldgesellschaft mit hoher Funktionalität und Biodiversität erzielt werden.

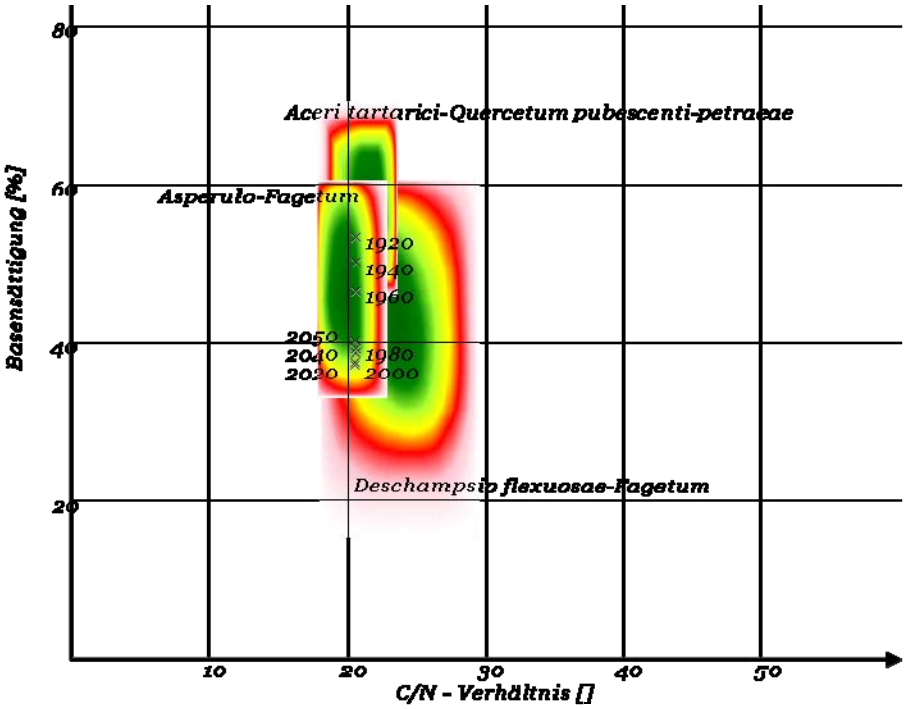


Abb. 30a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

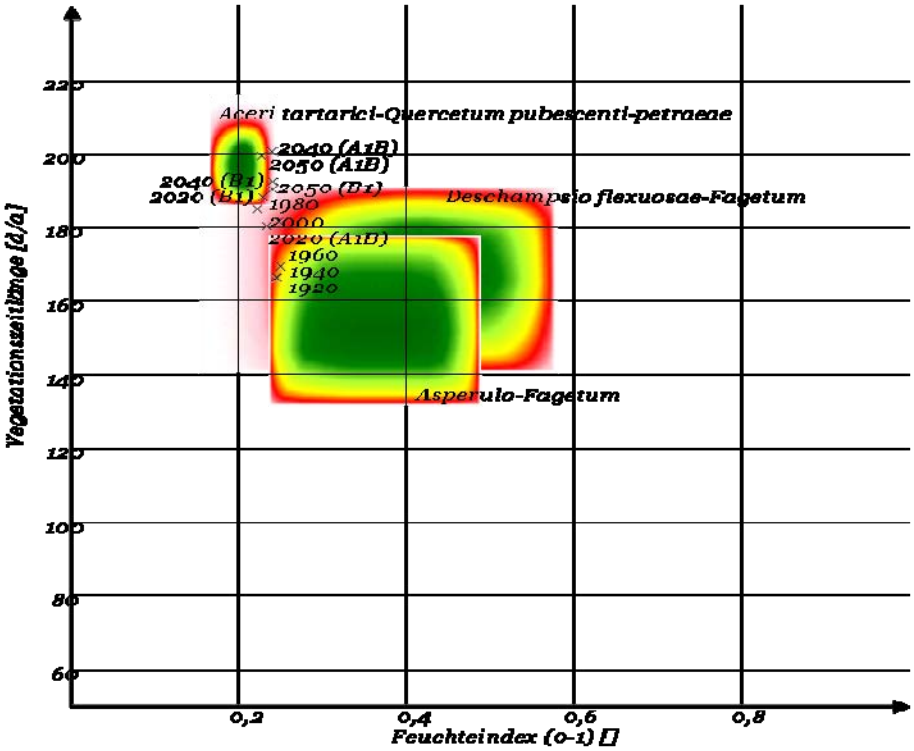


Abb. 30b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

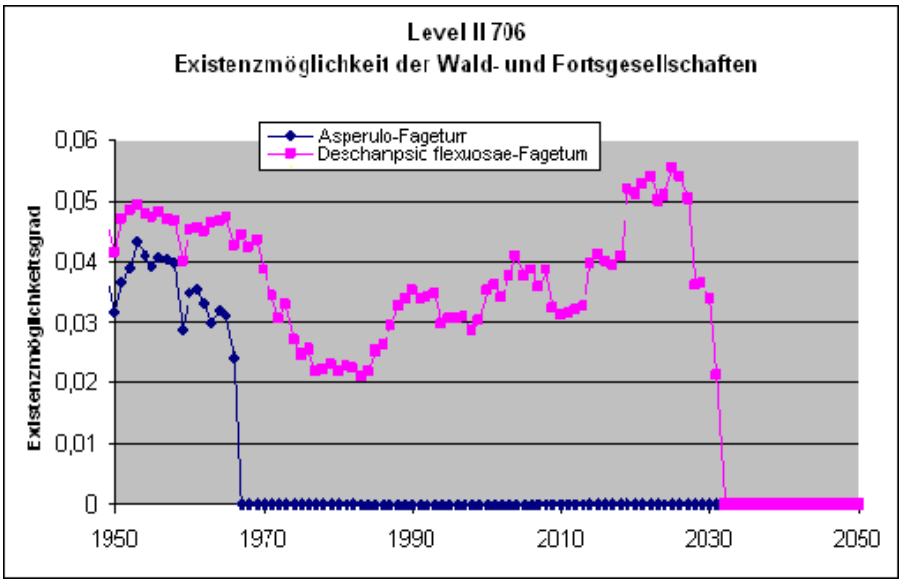


Abb. 30c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

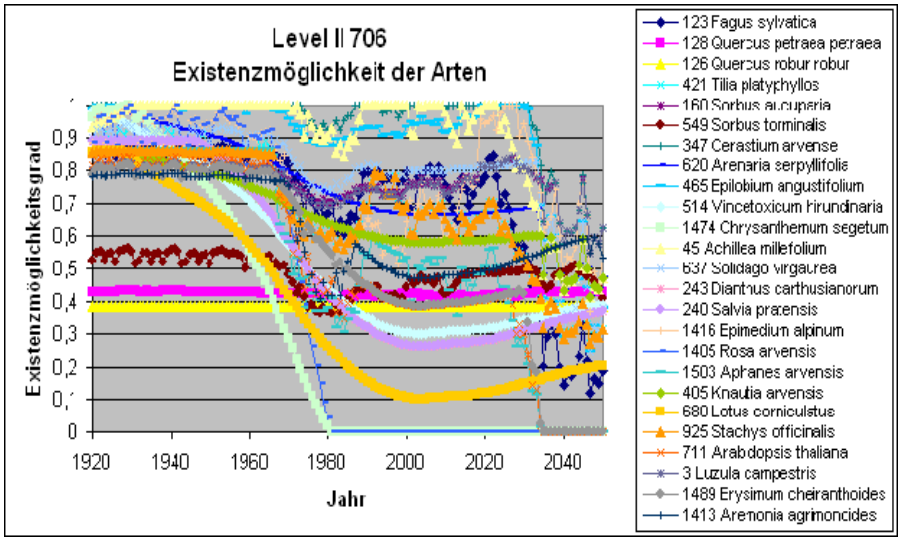


Abb. 30d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moos-schicht in Abhängig-keit von geochemi-schen und Klima-Veränderungen

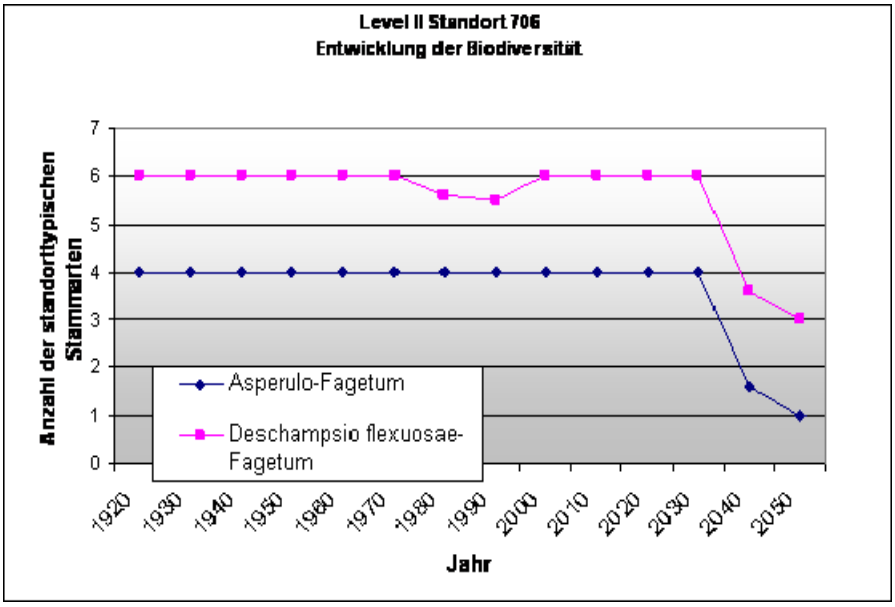


Abb. 30e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesell-schaftstypische Stammarten

Abb. 30: Level II-Standort 706 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 808 (vgl. Abb. 31a bis e): Die Referenzgesellschaft wäre ein Wintergrün-(Buchen-) Tannenwald (Pyrolo-Abietum) gewesen. Nach Aufforstung von Fichten und einsetzender Versauerung und Eutrophierung hat sich ein Weidenröschen-Fichtenforst (Epilobio angustifoliae-Cultopiceetum) ausgeprägt. Um 2050 einen vitalen und multifunktionalen Wald zu erhalten, wäre der Umbau über einen (Buchen-)Birken-Zwischenwald (Avenello-Cultobetuletum) bis hin zu einem Waldmeister-Buchenwald (Avenello-Fagetum) sinnvoll, da der Trend der Klimaentwicklung in Richtung Zunahme der Vegetationszeit geht. Das Regenerierungspotenzial dieser Waldgesellschaft ermöglicht in Zukunft die bestmögliche Funktionalität und Biodiversität.

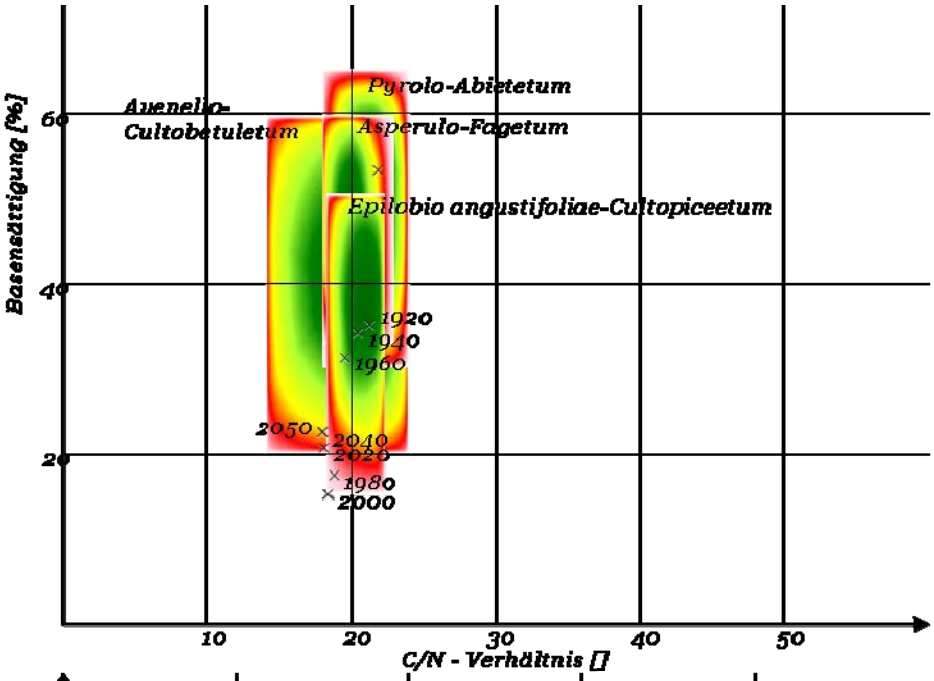


Abb. 31a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

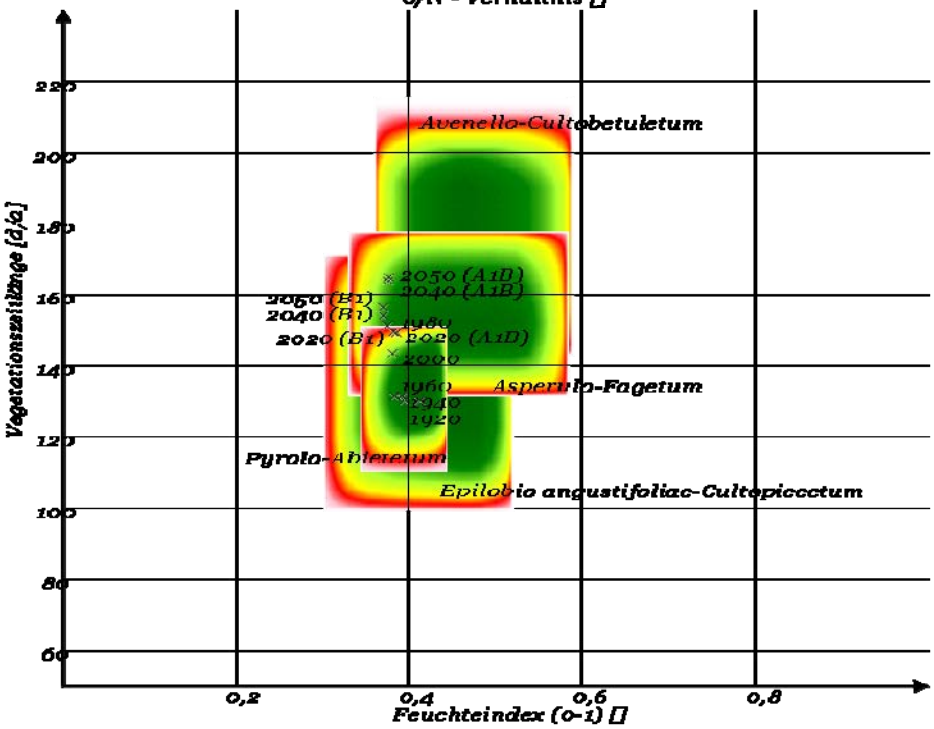


Abb. 41b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

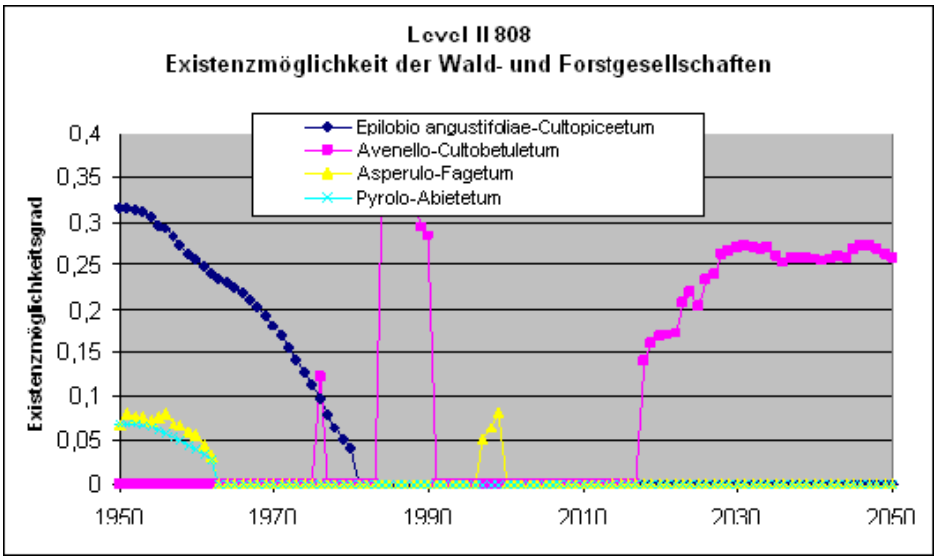


Abb. 31c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

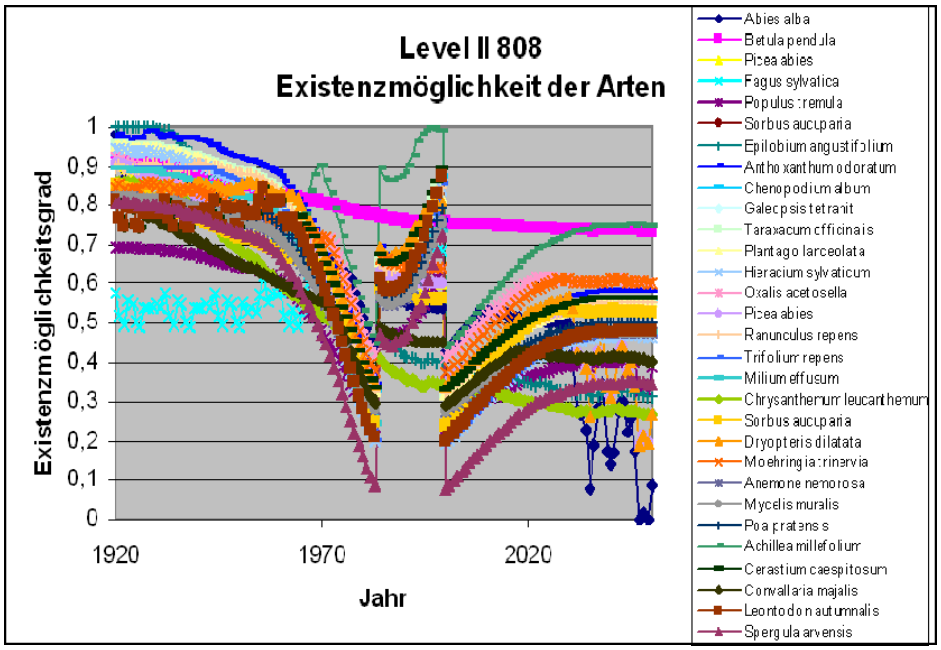


Abb. 31d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

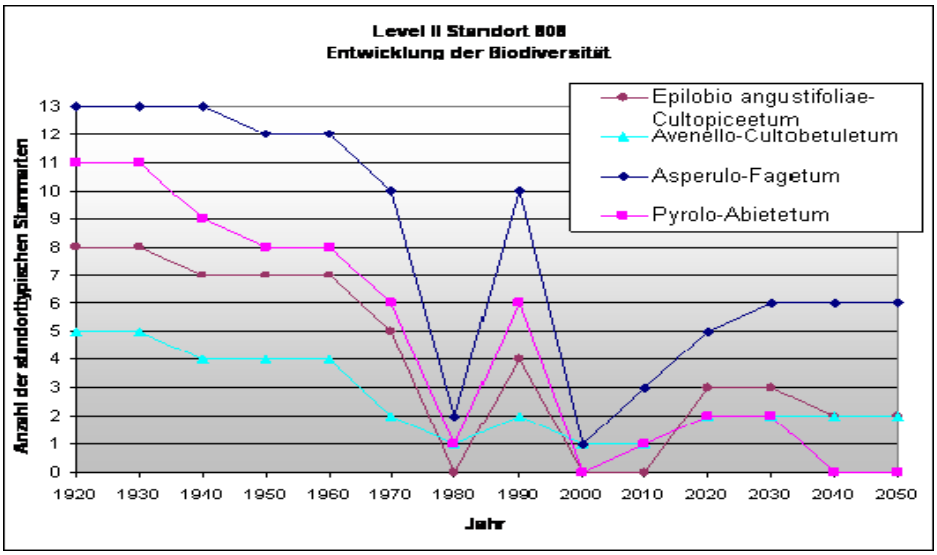


Abb. 31e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 31: Level II-Standort 808 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 903 (vgl. Abb. 32a bis e): Die Referenzgesellschaft wäre ein Wintergrün-(Buchen-) Tannenwald (Pyrolo-Abietum) gewesen. Nach Aufforstung von Fichten und einsetzender Versauerung und Eutrophierung hat sich ein Weidenröschen-Fichtenforst (Epilobio angustifoliae-Cultopiceetum) ausgeprägt. Um 2050 einen vitalen und multifunktionalen Wald zu erhalten, wäre der Umbau über einen (Buchen-)Birken-Zwischenwald (Avenello-Cultobetuletum) bis hin wieder zu dem Wintergrün-(Buchen-)Tannenwald (Pyrolo-Abietum) sinnvoll, da der Trend der Klimaentwicklung in Richtung Zunahme der Vegetationszeit geht. Das Regenerierungspotenzial dieser Waldgesellschaft ermöglicht in Zukunft die bestmögliche Funktionalität und Biodiversität.

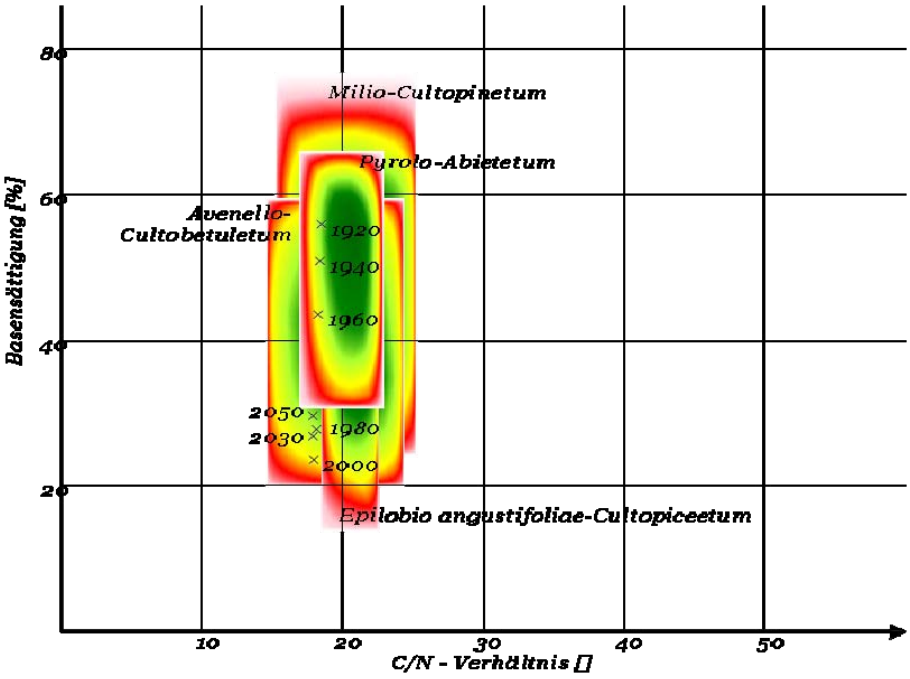


Abb. 32a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

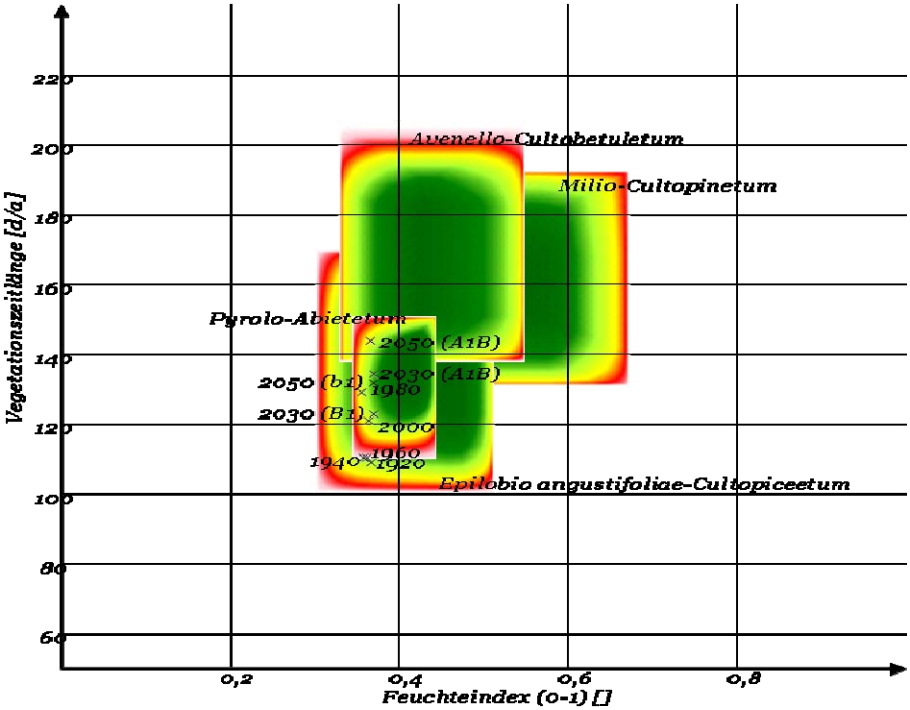


Abb. 32b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

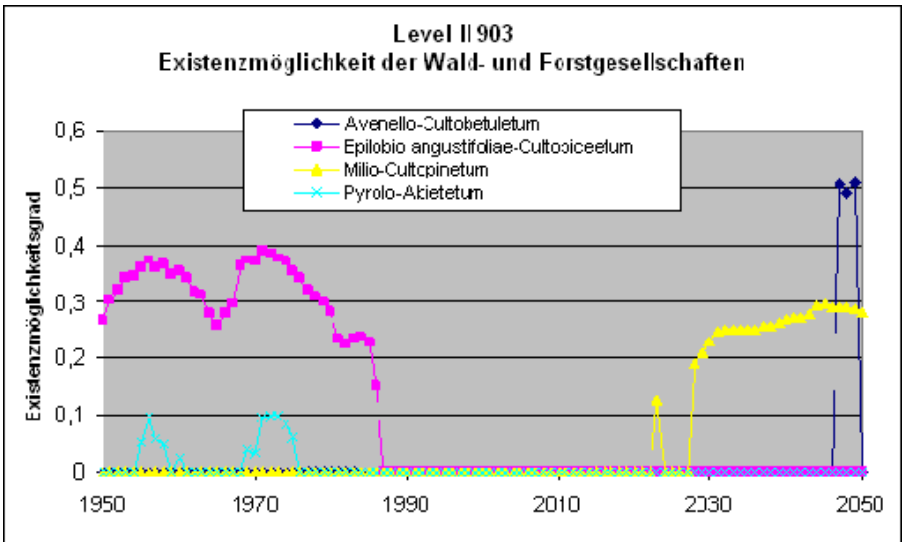


Abb. 32c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

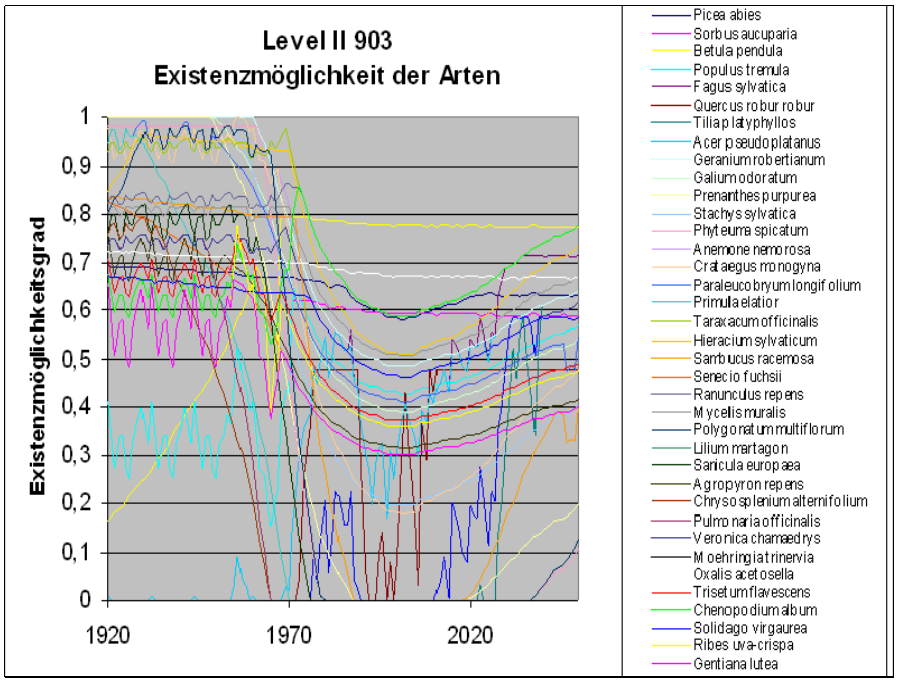


Abb. 32d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

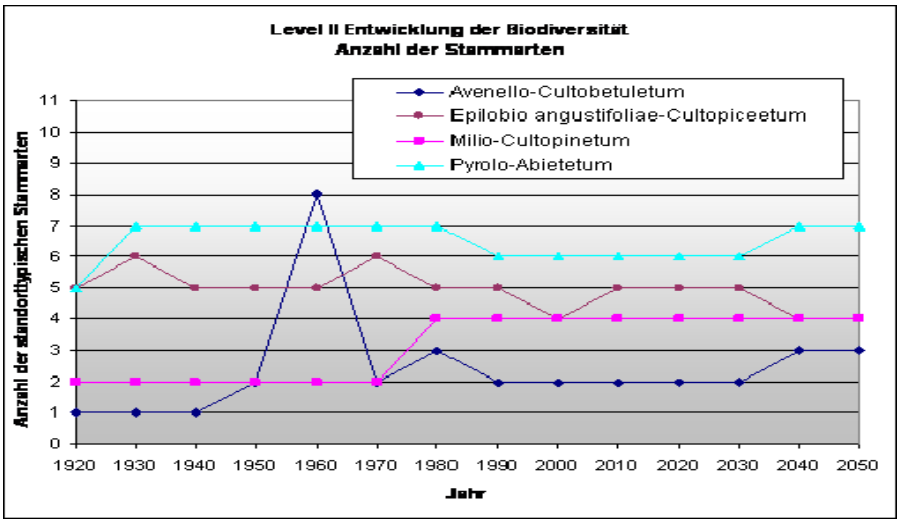


Abb. 32e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 32: Level II-Standort 903 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 1206 (vgl. Abb. 33a bis e): Die Referenzgesellschaft wäre ein Gabelzahlmoos-Stieleichenwald (Dicrano-Quercetum) gewesen. Nach Aufforstung mit Kiefern, entsprechender Versauerung und Eutrophierung durch Luftschadstoffeinträge hat sich ein Schafschwingel-Kiefernforst (Festuco-Cultopinetum) ausgeprägt. Um 2050 einen vitalen und multifunktionalen Wald zu erhalten, wäre der Umbau in einen Kiefern-Stieleichenwald (Festuco-Pinetum sylvestris) sinnvoll, da der Trend der Klimaentwicklung in Richtung Zunahme der Vegetationszeit geht. Das Regenerierungspotenzial dieser Waldgesellschaft ermöglicht in Zukunft die bestmögliche Funktionalität und Biodiversität.

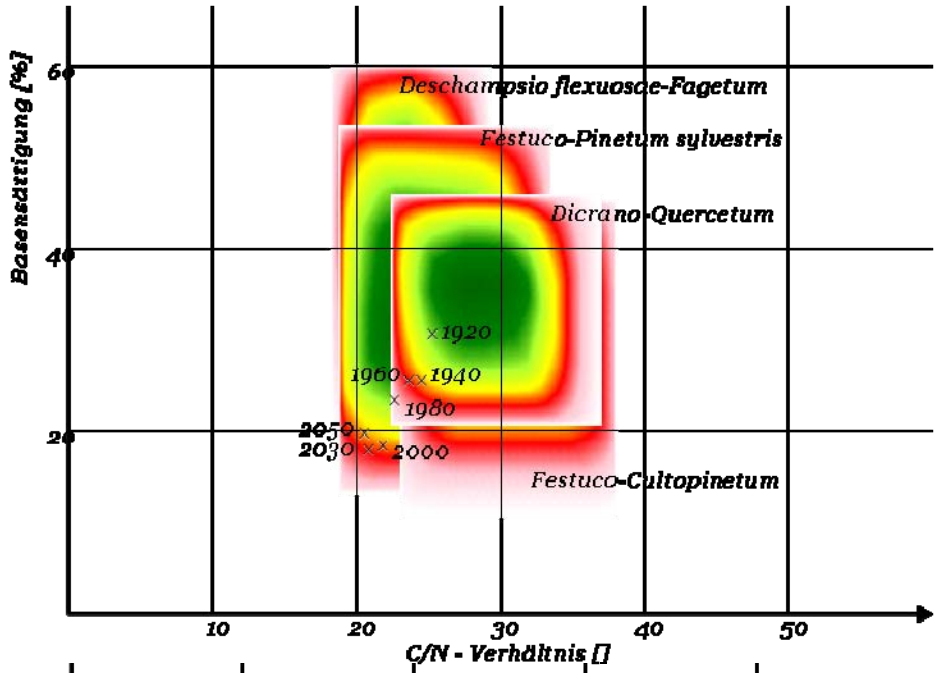


Abb. 33a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

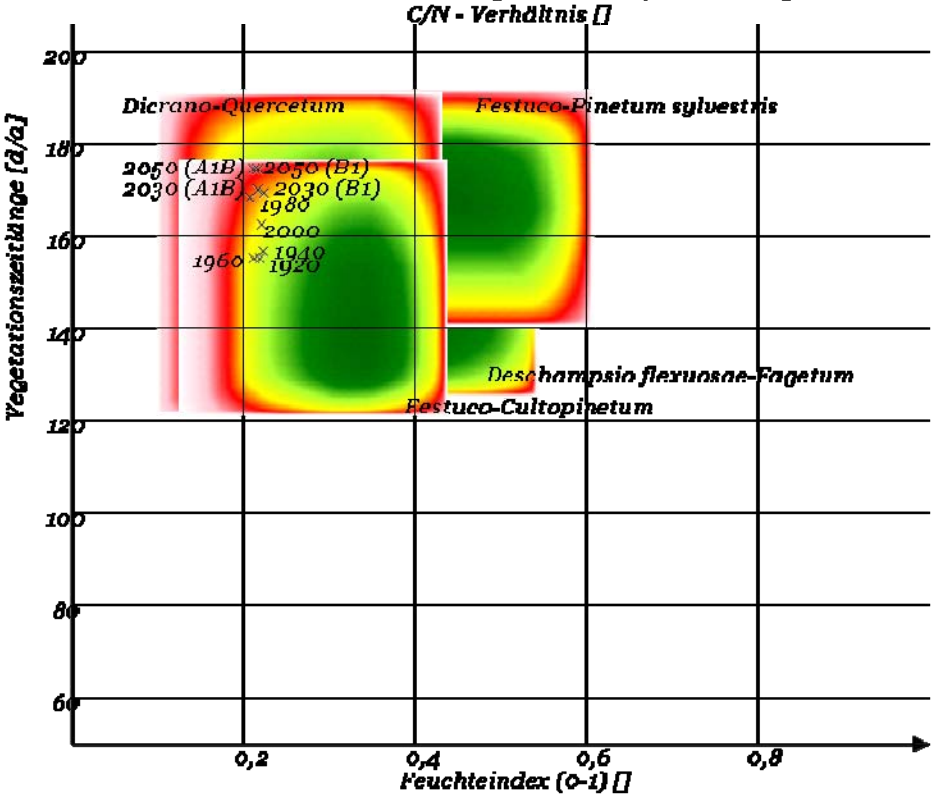


Abb. 33b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

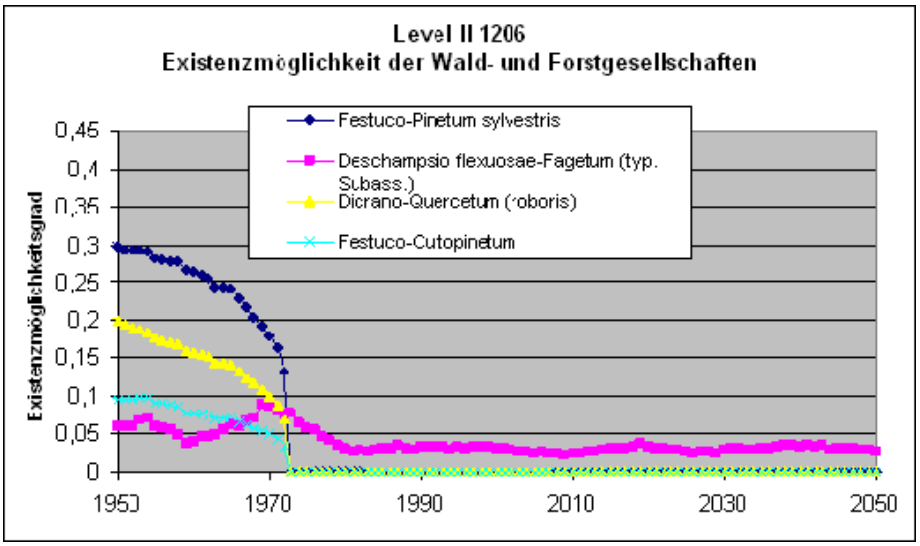


Abb. 33c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

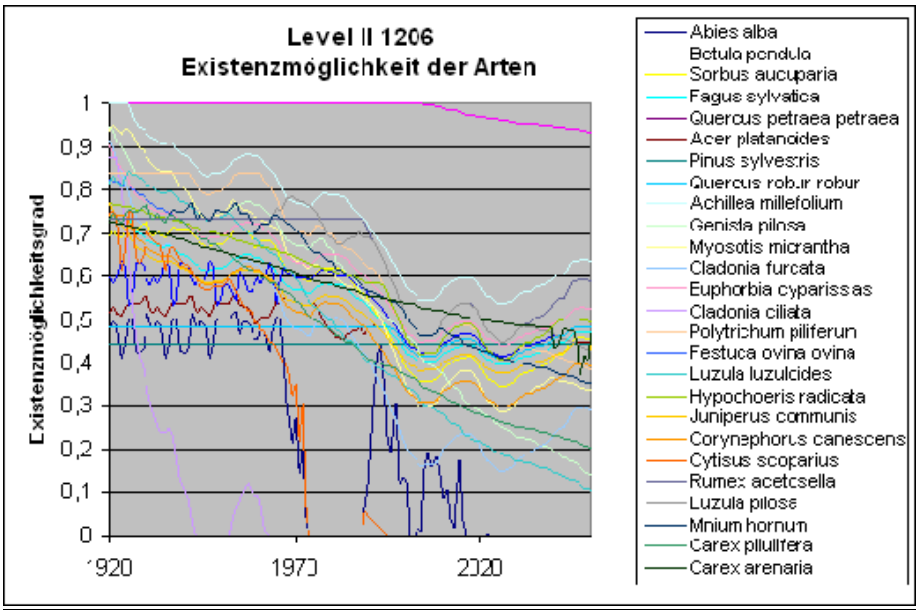


Abb. 33d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

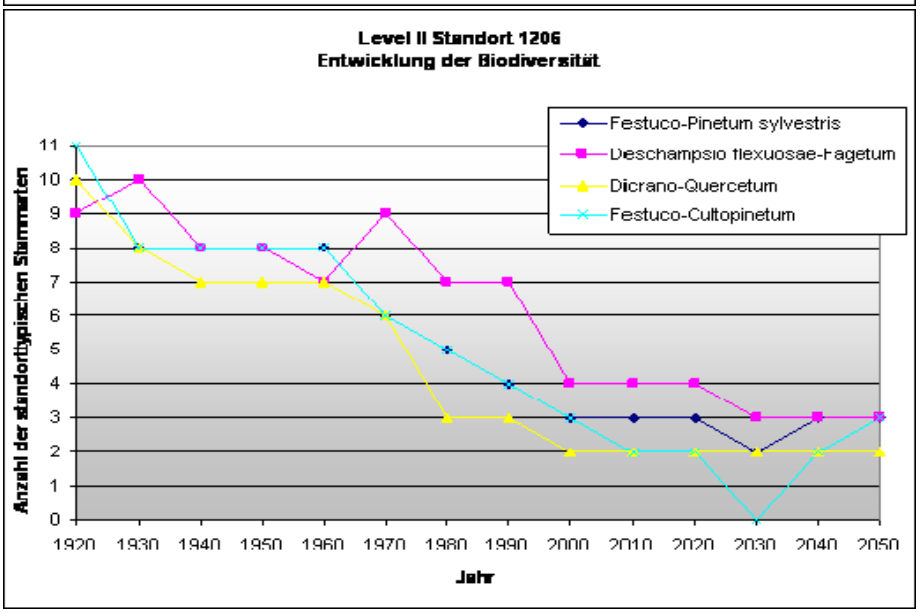


Abb. 33e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 33: Level II-Standort 1206 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 1403 (vgl. Abb. 34a bis e): Aufgrund der extrem ungünstigen Ausgangsbedingungen bereits im Jahr 1920 ist die Existenz eines vitalen und wuchskräftigen Waldes von vornherein eingeschränkt. Auf natürlichem Wege hätte sich hier nur ein Pionierwald eingestellt, der keine weiteren Sukzessionsstadien entwickeln könnte. Der aufgeforstete Fichtenforst mit Gabelzahnmoos (Dicrano-Cultopiceetum) und Blaubeere (Vaccinio myrtylli-Cultopiceetum) existiert am Rande seiner Möglichkeit und Funktionalität. Auch zukünftig hat dieser Standort als Wald keine Perspektive.

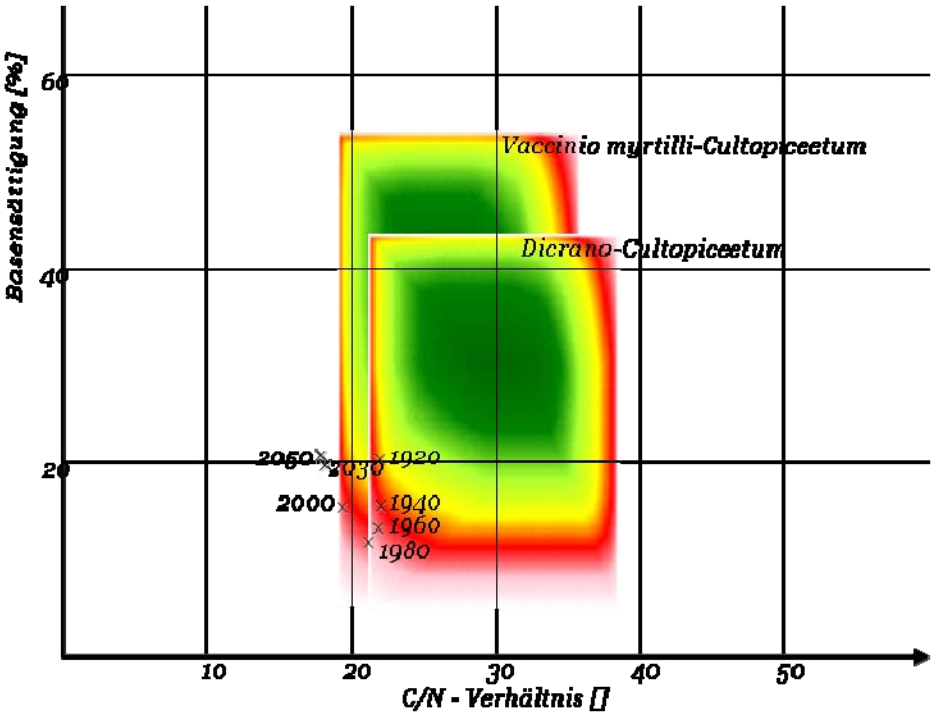


Abb. 34a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

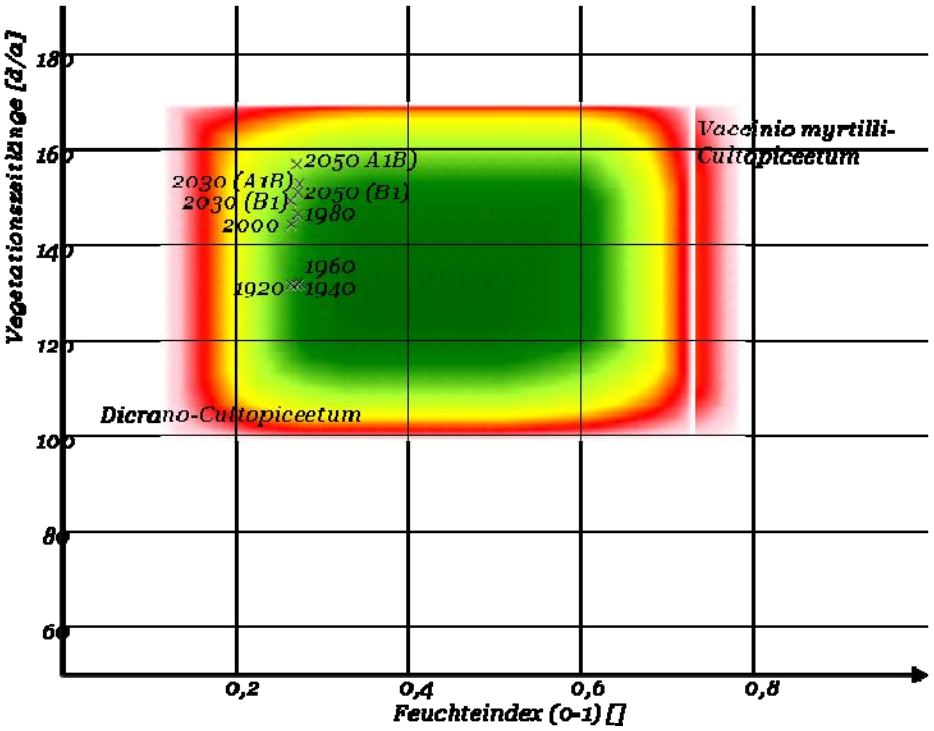


Abb. 34b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

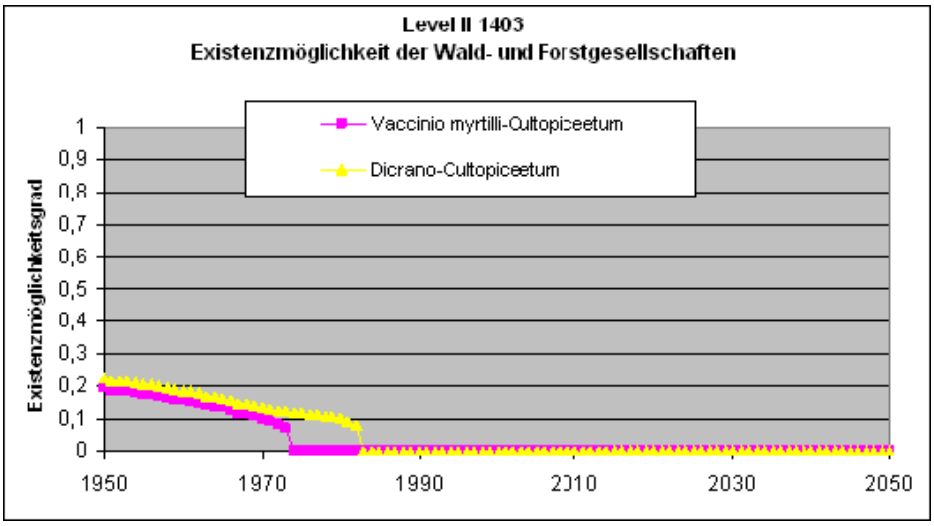


Abb. 34c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

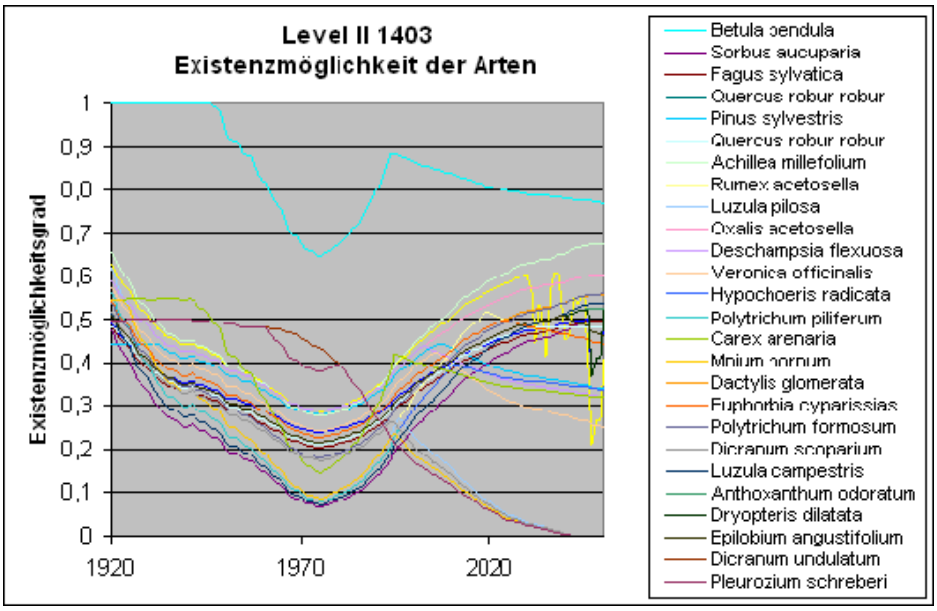


Abb. 34d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

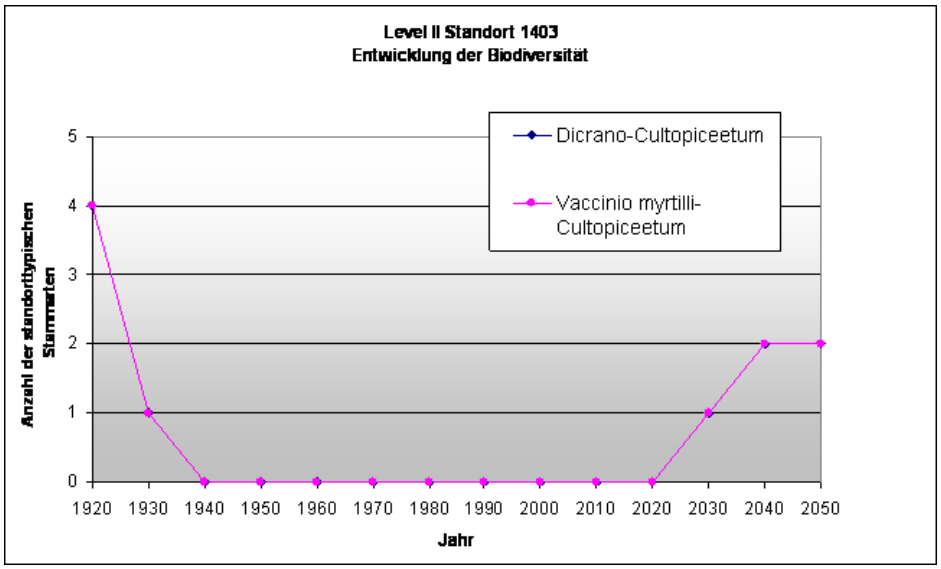


Abb. 34e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 34: Level II-Standort 1403 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Level-II-Standort 1605 (vgl. Abb. 35a bis e): Die Referenzgesellschaft war ein Waldmeister-(Tannen-)Buchenwald (Asperulo-(Abieto-)Fagetum). Nach Aufforstung von Fichte sowie aufgrund von Versauerung hat sich ein Weidenröschen-Fichtenforst (Epilobio angustifoliae-Cultopiceetum) ausgeprägt. Der Umbau in einen (Buchen-)Kiefernwald (Asperulo-Fagetum) wäre sinnvoll, um die höchstmögliche Funktionalität und Biodiversität unter den zukünftigen wärmeren Standortbedingungen erreichen zu können.

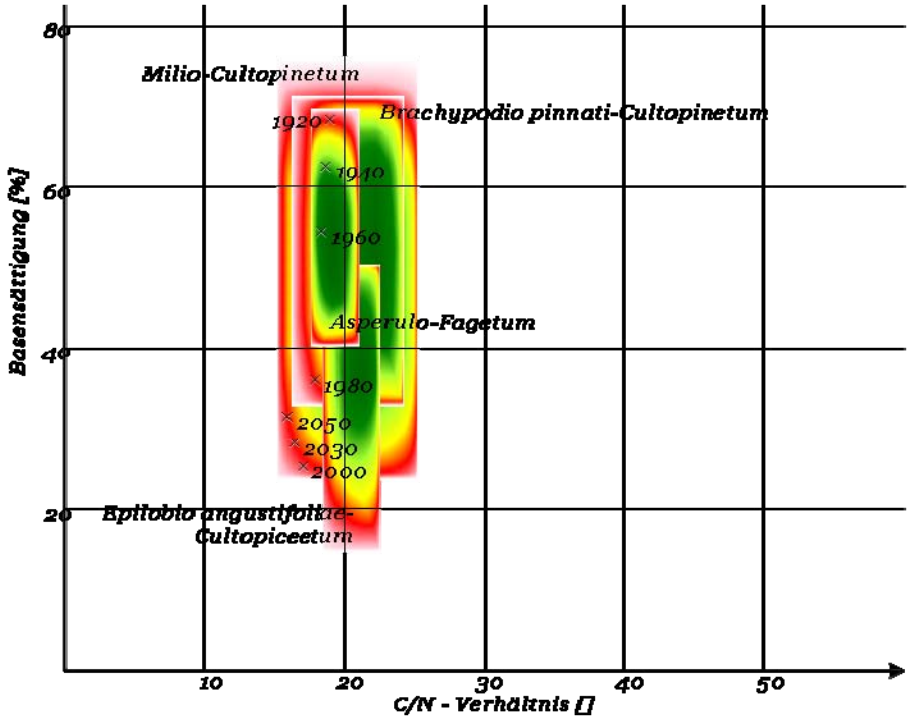


Abb. 35a:

Entwicklung von Basensättigung und C/N-Verhältnis von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

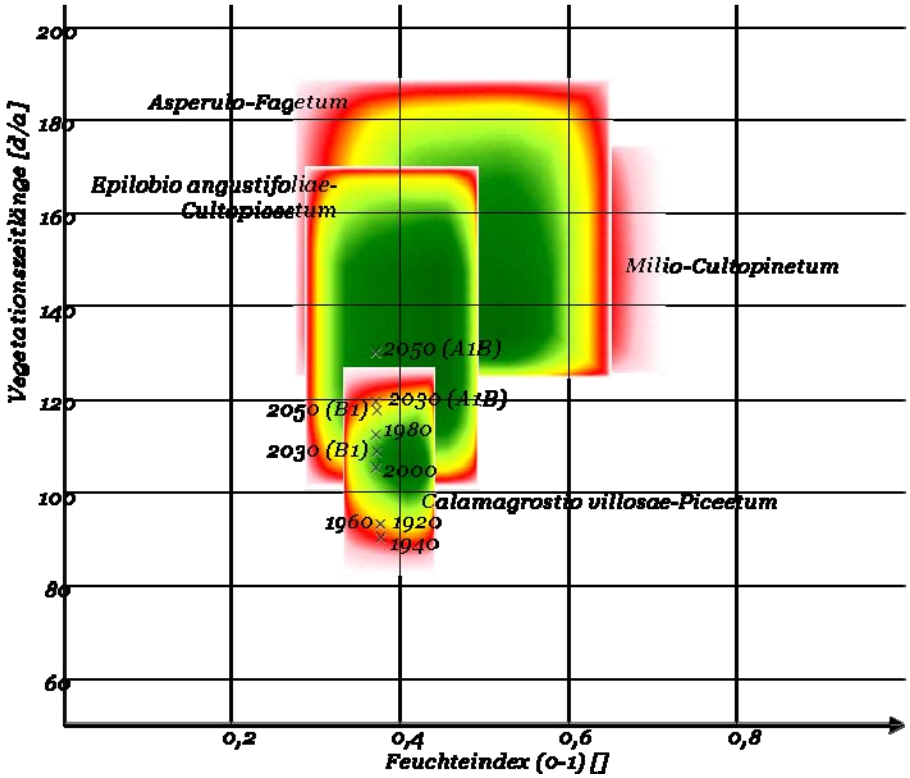


Abb. 35b:

Entwicklung von Vegetationszeitlänge und Bodenfeuchtegehalt von 1920 bis 2000 und Prognose der Entwicklung bis 2050 sowie die Möglichkeitsräume der relevanten Wald- und Forstgesellschaften

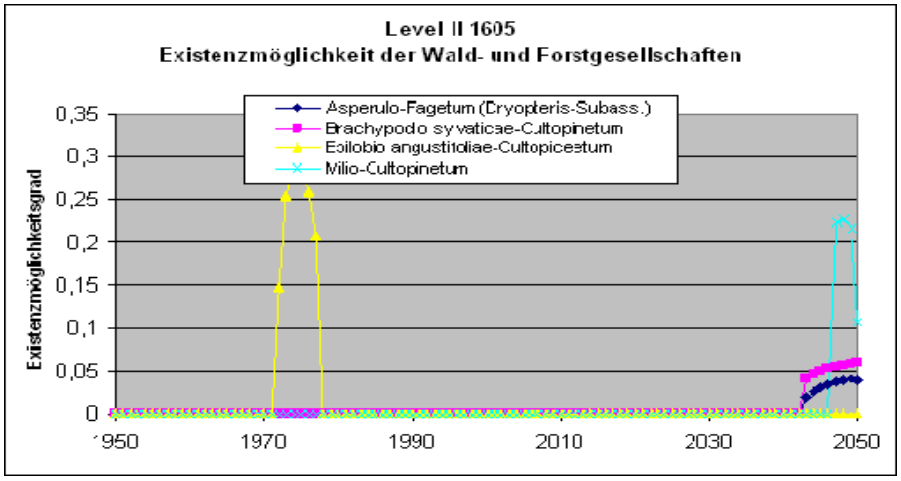


Abb. 35c:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Wald- und Forstgesellschaften in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

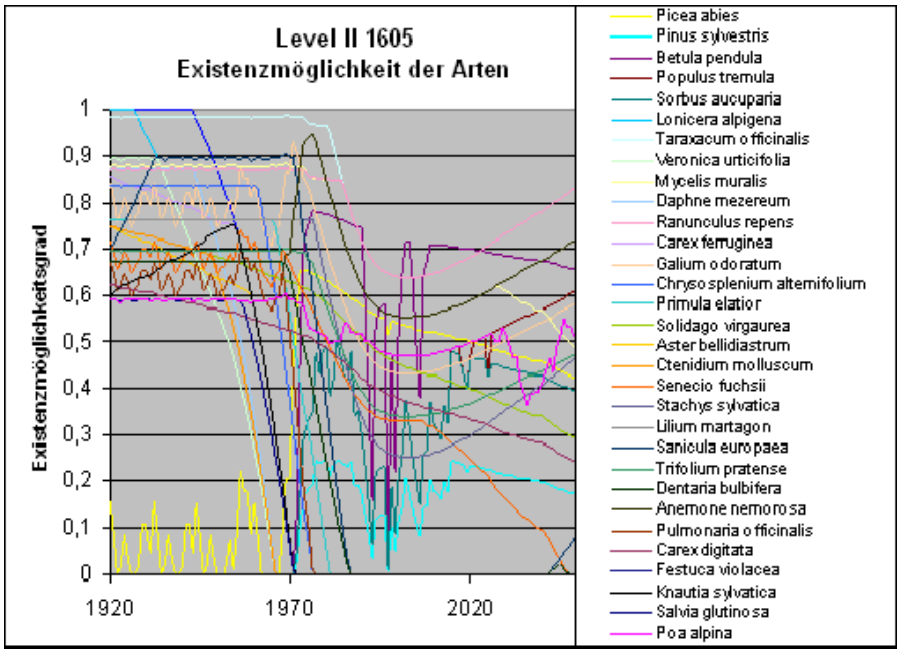


Abb. 35d:

Entwicklung der Existenzmöglichkeit der Arten in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in Abhängigkeit von geochemischen und Klima-Veränderungen

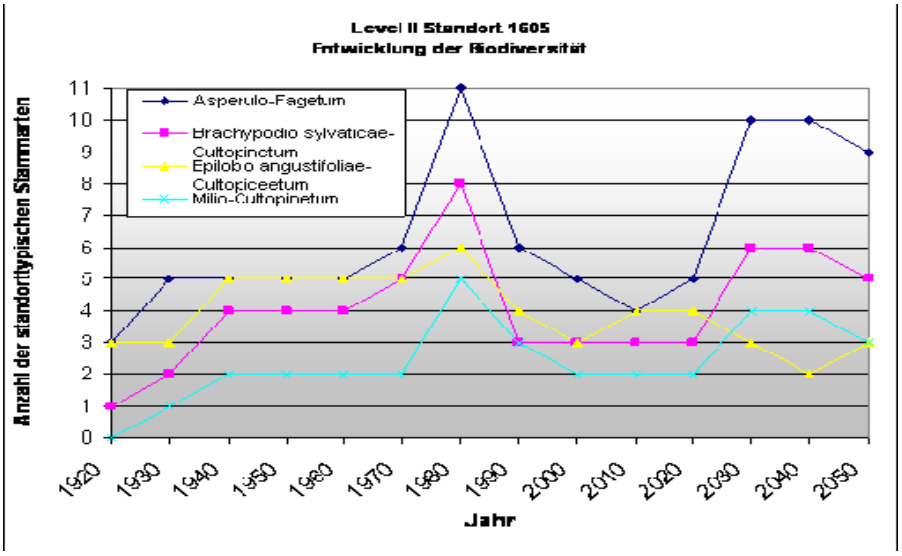


Abb. 35e:

Entwicklung der Biodiversität

Existenzmöglichkeit für waldgesellschaftstypische Stammarten

Abb. 35: Level II-Standort 1605 – dynamischer Verlauf der Vegetationsentwicklung

Die 11 Level-II-Standorte repräsentieren eine breite Vielfalt von Standorttypen aus 8 Bundesländern Deutschlands, d. h. aus den 3 biogeographischen Regionen des Binnenlandes, aus 4 verschiedenen Höhenlagen, aus 8 Klimastufen, aus Forsten der 4 Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche. Leider sind alle Standorte (wie auch alle weiteren Level-II-Standorte in Deutschland) mit Stickstoff (und Schwefel) über ihre Critical Loads hinaus belastet (LORENZ, NAGEL und KRAFT 2006). So gibt es keinen nicht überbelasteten Referenz-Standort zum Vergleich.

Schwierigkeiten für einen Vergleich der Standorte bereitet auch die Unkenntnis der tatsächlichen Depositionsraten im Referenzzeitraum 1920. Die für die MoBiLE-Simulationen getroffene Annahme, dass sich die Deposition 1920 proportional zu den Messwerten aus 1989-2006 verhält, ist mit hoher Wahrscheinlichkeit falsch, wenn auch mangels belastbarer Daten nicht anders handhabbar. Deshalb wird im Folgenden nicht auf die absoluten N-Depositionen eingegangen, sondern auf die Differenz zwischen dem höchsten je gemessenen Depo-Wert (1982) zum Referenzjahr 1920 abgestellt.

Zusammenfassend lassen sich aus den Ergebnissen der Modellierung dieser 11 repräsentativen Level-II-Standorte folgende verallgemeinerbare Schlussfolgerungen ableiten:

Es besteht kein signifikanter linearer Zusammenhang zwischen der Steigerung des N-Eintrages und der Veränderung des C/N-Verhältnisses (vgl. Abb. 36), was auch nicht zu erwarten war, da das C/N-Verhältnis von mehreren Faktoren abhängig ist. Nicht die Höhe der N-Einträge bestimmt die Änderungsrate des C/N-Verhältnisses, sondern der Grad der Auslenkung aus dem Gleichgewicht von Immobilisierung und Mineralisierung, also der Grad der Abweichung vom naturraumtypischen harmonischen Fließ-Gleichgewicht der Prozesse (d. h. vom Referenzzustand – vgl. Abb. 37).

In den folgenden Graphiken wird für jeden der 11 Level-II-Punkte jeweils die Differenz zwischen dem Referenzwert (1920) und dem am weitesten von 1920 entfernten jemals ermittelten Wert in der Zeitreihe angegeben. Das jeweilige Jahr, in dem der dargestellte Parameter seine größte Abweichung vom Referenzwert 1920 hatte, wird in der Tabellenbeschriftung angegeben. Dies resultiert aus der Überlegung, dass die größte Abweichung den größten anzunehmenden Stress ausgelöst hat, der aber erst zeitversetzt wirksam wird („Damage delay time“), also auch die größte Auslenkung des von diesem Parameter abhängigen Parameters (dargestellt in der y-Achse der Graphik) erst später auslösen müsste. Deshalb werden nicht die Werte eines Jahres miteinander vergleichen, sondern die sich nach höchster Belastung einstellenden ungünstigsten bodenchemischen Parameter.

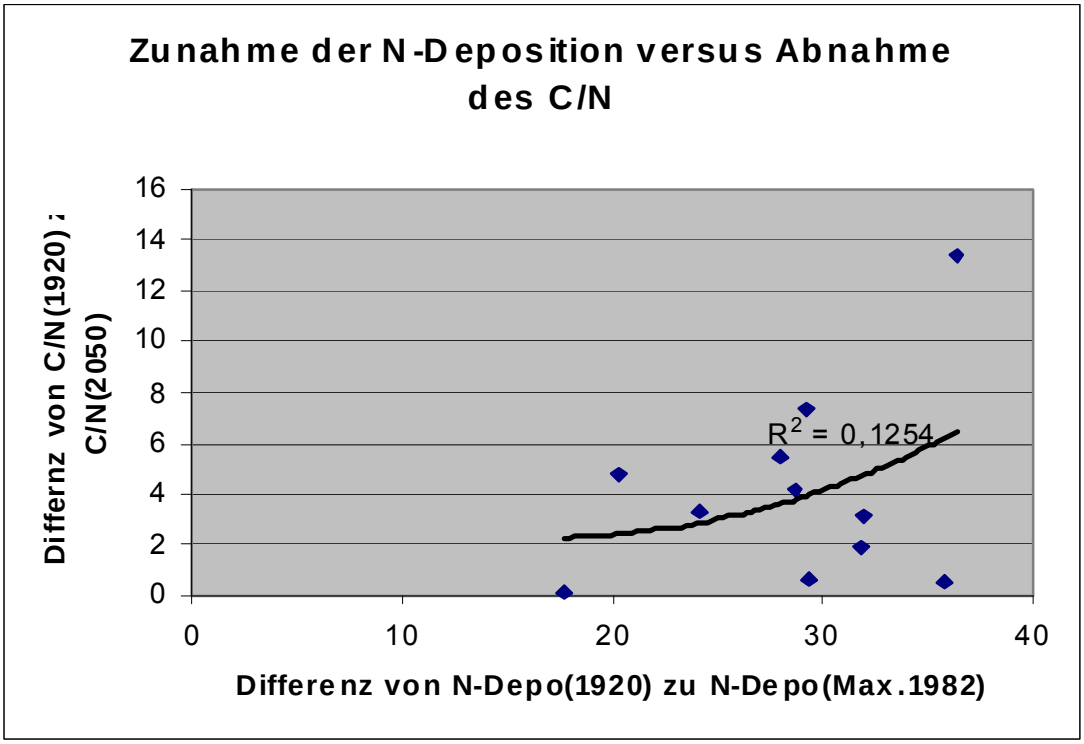


Abb. 36: Zunahme der N-Deposition versus Abnahme des C/N

So gibt es einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Änderungsrate des C/N-Verhältnisses unter hohen N-Eintragsraten mit dem natürlichen Ausgangswert des C/N-Verhältnisses (vgl. Abb. 37) im nahezu unbelasteten Zustand des Systems (Referenzzeitpunkt in der Simulation wird im Jahr 1920 angesetzt).

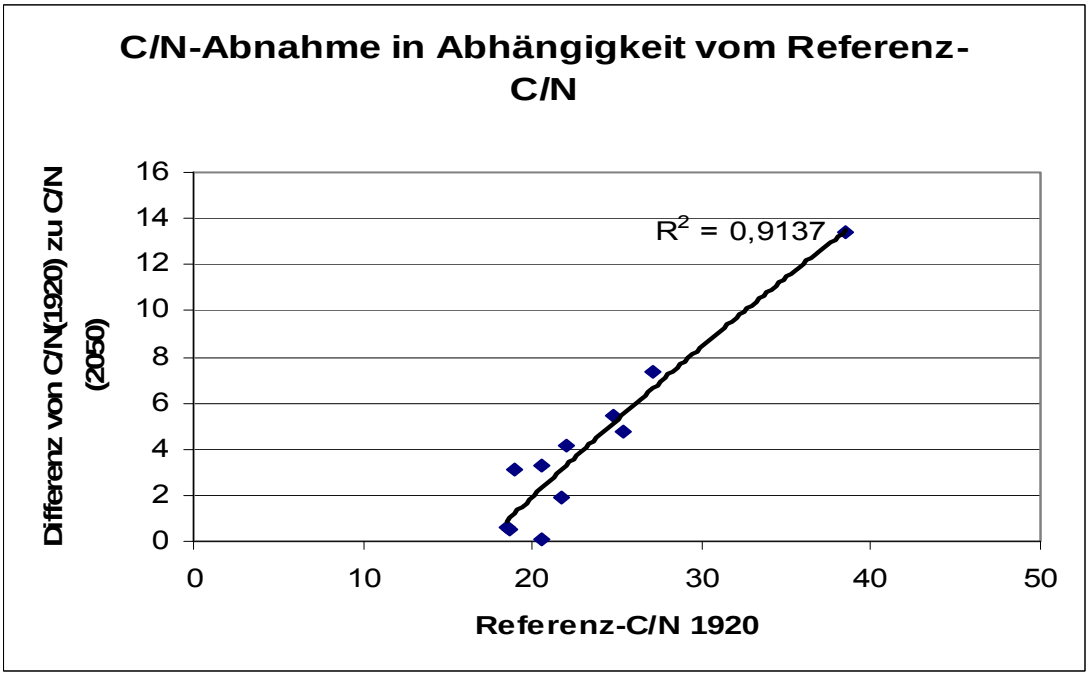
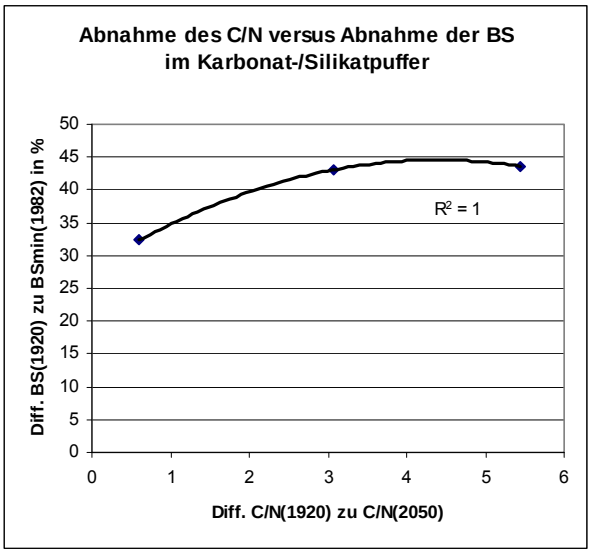
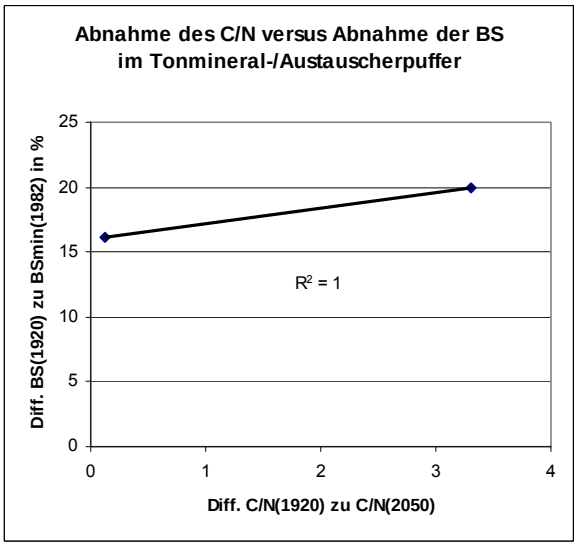


Abb. 37: C/N-Abnahme in Abhängigkeit vom Referenz-C/N

Die Gegenüberstellung der Änderung von C/N und Basensättigung (BS) unter N-Einträgen zeigt deutlich die Unterschiede der Reaktionen in den verschiedenen Pufferbereichen. Es sind 3 Pufferbereiche zu erkennen (vgl. Abb. 38).





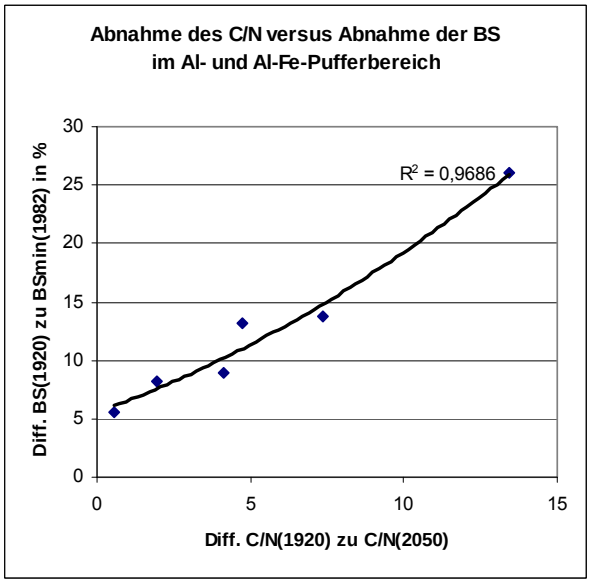


Abb. 38: Abnahme des C/N versus Abnahme der Basensättigung (BS) in den Stamm-Pufferbereichen a) Karbonat- und Silikatpuffer; b) Tonmineral- und Austauscherpuffer; c) Aluminium- und Aluminium-Eisen-Puffer

Je höher die Basensättigung im unbelasteten Referenzzustand (1920) ist, desto stärker fällt ihre Abnahme unter hohen N-Depositionseinflüssen aus (vgl. Abb. 39). Allerdings prognostiziert die MoBiLE-Simulation einen Wiederanstieg der Basensättigung etwa ab Ende der 1980 Jahre. Diese Recovery-Delay-Time, die hier modellgestützt ermittelt wurde, bezieht sich jedoch ausschließlich auf die Regenerierung der bodenchemischen Parameter, nicht auf die Regenerierung der Vegetation, insbesondere nicht auf die Erholung der Baumschicht.

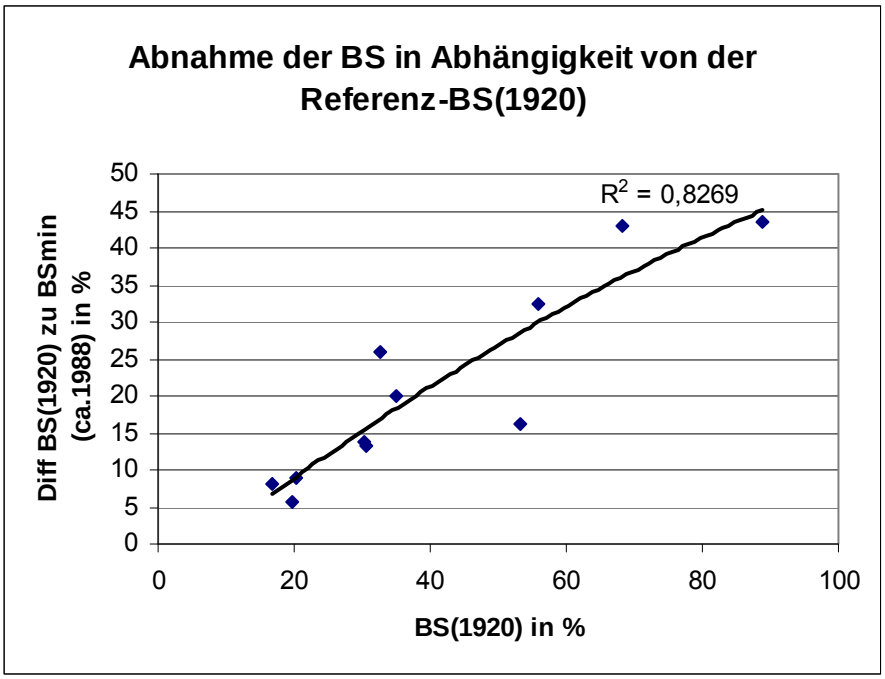


Abb. 39: Abnahme der Basensättigung (BS) in Abhängigkeit von der Referenz-BS (1920)

Der Verlust der standorttypischen Arten der Kraut- und Strauchschicht hat nur einen mäßig signifikanten Zusammenhang zum Anstieg der Deposition (vgl. Abb. 40).

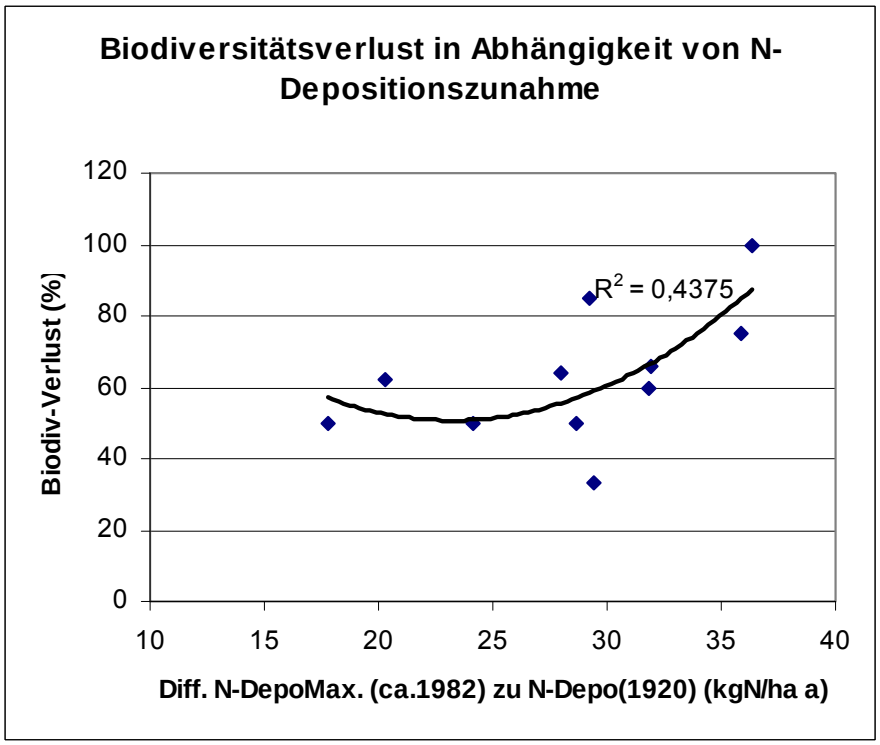


Abb. 40: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von N-Depositionszunahme

Ein deutlicher Zusammenhang besteht jedoch zwischen der Veränderung des C/N-Verhältnisses und dem Verlust an standorttypischen Stammarten (vgl. Abb. 41).

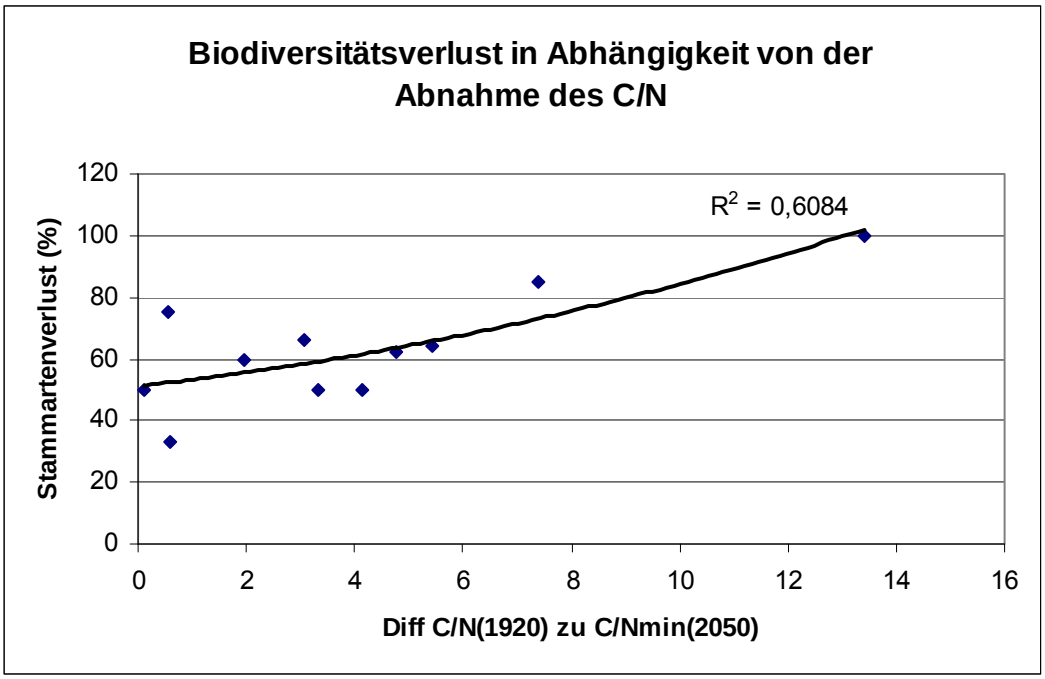


Abb. 41: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von der Abnahme des C/N

Weniger deutlich stellt sich die Abhängigkeit des Biodiversitätsverlustes von der Änderung der Basensättigung dar (vgl. Abb. 42).

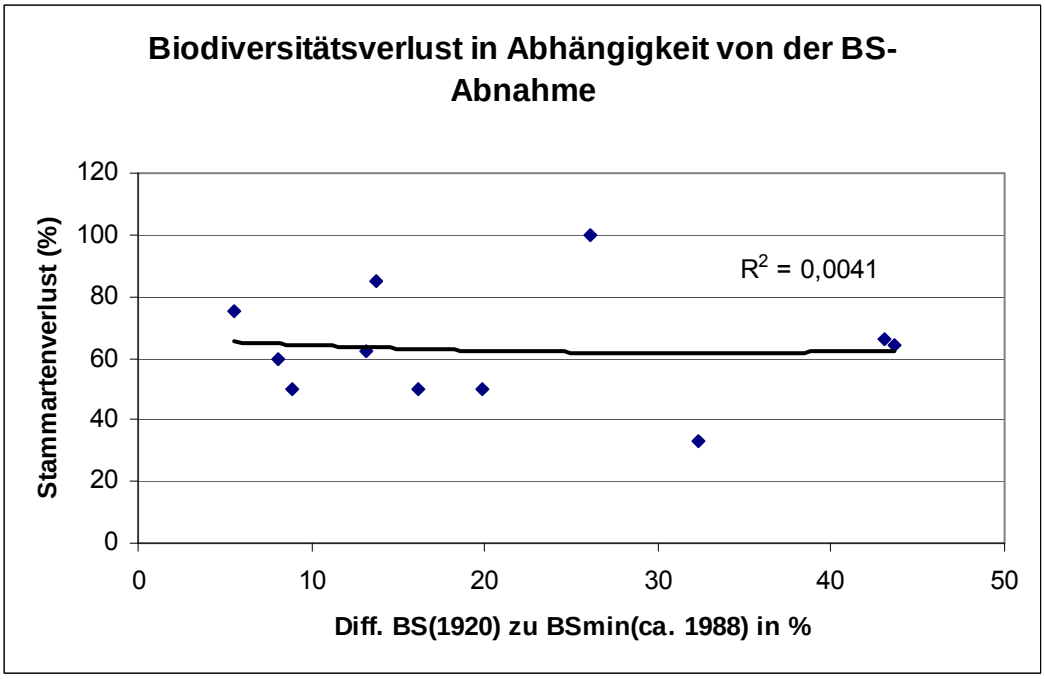


Abb. 42: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von der BS-Abnahme

Betrachtet man die Abhängigkeit des Biodiversitätsverlustes als multiple Korrelation zur Änderung der Basensättigung und des C/N-Verhältnisses, dann wird ein signifikanter Zusammenhang deutlich (vgl. Abb. 43). Haben beide Änderungsraten eine relevante Größe, dann ist der Verlust an Stammarten hoch. Die bessere Korrelation zum C/N-Verhältnis zeigt sich

aber auch hier: ist die C/N-Änderung nicht signifikant, ist auch der Stammartenverlust nicht sehr hoch (mit Ausnahme des Standortes 304, wo die Umforstung vom Buchenwald zum Fichtenforst den entscheidenden Einfluss auf die Biodiversität hatte).

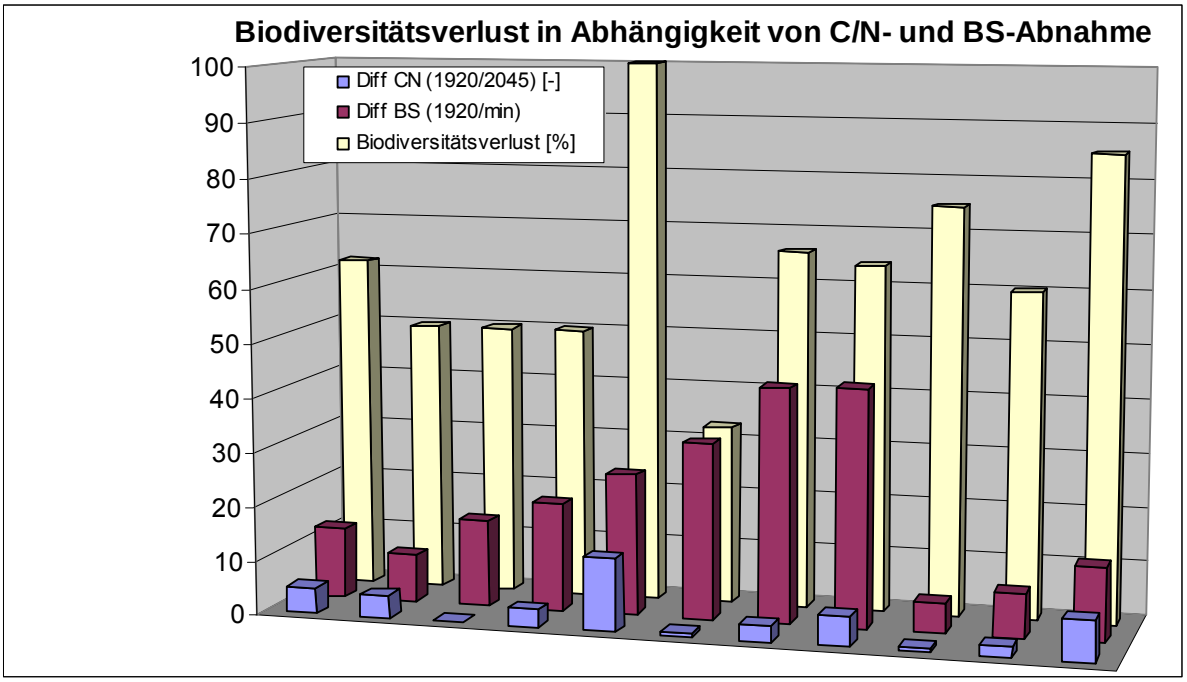


Abb. 43: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von C/N- und BS-Abnahme

Einen signifikanten Einfluss auf die Biodiversitätsentwicklung hat offensichtlich auch die Veränderung der Vegetationszeitlänge (vgl. Abb. 44). Die Korrelation wird aber auch hier deutlich überlagert und modifiziert vom Einfluss der C/N-Abnahme auf die Biodiversitätsverlustrate.

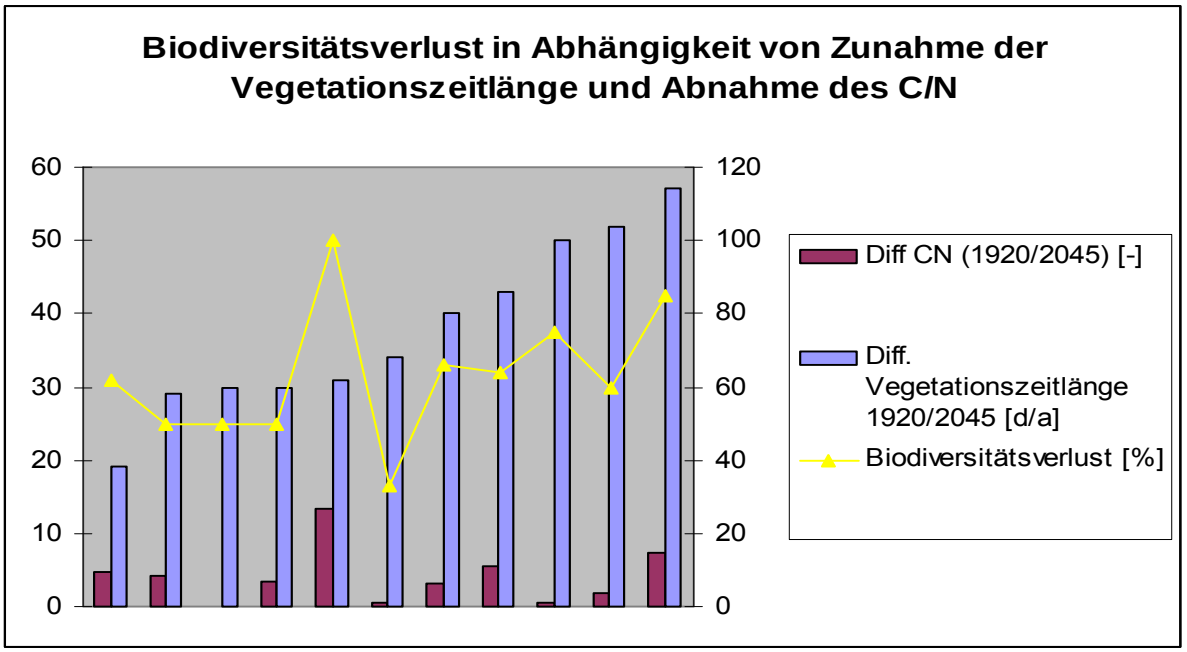


Abb. 44: Biodiversitätsverlust in Abhängigkeit von Zunahme der Vegetationszeitlänge und Abnahme des C/N

Die eindeutigste Abhängigkeit der Biodiversitätsveränderung kann zu dem multifaktoriellen Synergieeffekt der Änderungen der Standortfaktoren C/N und BS und Vegetationszeit nachgewiesen werden. Der multiple Korrelationskoeffizient $R^2_{Biodiv \cdot CN,BS,VZ}$ beträgt 0,88 und drückt damit eine starke multifaktorielle Abhängigkeit der Biodiversitätsänderung aus.

9 Zusammenfassung und Ausblick

Um bei der Ermittlung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen und bei der Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen ökologische Zusammenhänge besser als bisher einzubeziehen, wurde das BERN-Modell auf der Basis empirischer Erhebungen in Deutschland entwickelt. Dazu wurden 14 585 Vegetationsaufnahmen aus ganz Deutschland sowie weitere 2 914 Vegetationsaufnahmen aus Nachbarländern ausgewertet und die entsprechenden gewonnenen Daten aus den Aufnahmen in die BERN-Datenbank integriert. Diesen Pflanzengesellschaften sind die hochsteten standorttreuen Arten zugeordnet worden, wenn sie in dieser Gesellschaft mit einer Stetigkeit von über 70 % aller Aufnahmen vorkamen. Auf diese Weise sind gleichzeitig die konkurrenzbedingten Einschränkungen der Existenzmöglichkeiten der Arten innerhalb einer Pflanzengesellschaft mit erfasst, da die natürliche Pflanzengesellschaft die evolutionäre (derzeitige) Endlösung eines Konkurrenz-Gleichgewichtes der hochsteten Arten untereinander darstellt. Um nutzungsbedingte Veränderungen der Vegetation von immissions- oder klimawandelbedingten Diversitätsänderungen abgrenzen zu können, wurden neben den 194 naturnahen Waldgesellschaften im Zuge dieses Projektes weiterhin 52 Wiesengesellschaften, 34 Weidegesellschaften, 61 Extensivgrünland-Gesellschaften, 26 Kiefernforst-Gesellschaften, 14 Fichtenforst-Gesellschaften und 9 Laubforst-Gesellschaften in die BERN-Datenbank aufgenommen.

Diesen Pflanzengesellschaften sind ihre Präferenz für die Standortparameter Klimaregionaltyp, Relieftyp, Expositionstyp, Bodentyp und Substrattyp zugeordnet, die sich hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur deutlich voneinander abgrenzen lassen.

Für 1 530 Pflanzenarten sind nun die fundamentalen, das heißt die phänologisch potenziellen Nischenbreiten der Standort-Parameter Basensättigung, C/N-Verhältnis, Bodenwassergehalt, Kontinentalität (auch als Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit bezeichnet) und Vegetationszeitlänge aus den Standortangaben zu den Fundorten der Gesellschaften, in denen sie hochstet vertreten sind, ermittelt worden. Die z. T. unscharfen verbalen Angaben zu den Standortfaktoren wurden Referenzmessdaten zugeordnet und diese als unscharfe Wertespannen in die Datenbank übernommen.

Die so gewonnene Datenbasis für das BERN-Modell wurde an Daten von 72 Level-II-Standorte Deutschlands verifiziert.

In einer Vorstudie (FKZ 363 01 138) zu diesem Projekt wurden verschiedene Parameter zur qualitativen Ermittlung der Biodiversitätsänderungen bei Standortsveränderungen in einem repräsentativen Beispielgebiet, dem Forstamt Eberswalde, getestet. Dabei haben sich die Parameter Gesamt-Artenzahl, Anzahl von FFH-Lebensraumtypen und Anzahl von N-Zeigerarten nicht als signifikante bzw. ausreichend sensible Parameter erwiesen, um eine

sichere Korrelation zwischen Artendiversität und Stickstoffeinträgen herstellen zu können. Dagegen zeigen die Parameter „Anteil aktueller Arten am Stammarten-Potenzial“ und „Anzahl von Rote-Liste-Arten“ eine eindeutige Korrelation sowohl zu Nutzungsveränderungen als auch zu N-Depositionen.

Die eindeutigste Abhängigkeit der Biodiversitätsveränderung (Veränderung des Anteils aktueller Arten am Stammarten-Potenzial) konnte zu dem multifaktoriellen Synergieeffekt der Änderungen der Standortfaktoren C/N und BS und Vegetationszeit mit einer starken multiplen Korrelation nachgewiesen werden.

Das BERN-Modell wurde für die dynamische Modellierung von Vegetationsveränderungen in Abhängigkeit von Veränderungen der Standortsbedingungen (Stoffeinträge bzw. –entzüge, Klimawandel) programmiert. Vorraussetzung für die Ermittlung dynamischen Vegetationswandels ist die Implementierung entsprechender Zeitreihen von geochemischen bzw. klimaökologischen Parametern in das BERN-Modell. Da die Kopplung nicht nur auf ein bestimmtes Modell ausgerichtet sein sollte, ist die Schnittstelle generisch, d.h. vom Format unabhängig ausgestaltet worden. Eine beliebige Tabelle, die die notwendigen Zeitreihen der Standortfaktoren enthält, kann als Input verwendet werden. Ein erster Test zur Kopplung der Ergebnisse des Kooperationspartners IMK-IFU, d. h. der mit dem MoBiLE-Modell ermittelten Zeitreihen (1800-2050) der Parameter C/N-Verhältnis und Basensättigung an 11 Level-II-Standorten Deutschlands ergab, dass die Kopplung modelltechnisch funktioniert und die Ergebnisse plausibel und interpretierbar sind.

So lassen sich aus den Ergebnissen der MoBiLE-BERN-Kopplung die aktuellen Regenerierungspotenziale der Level-II-Standorte ablesen, ein Zielzustand im harmonischen natürlichen Gleichgewicht der Standortfaktoren bestimmen sowie der Abweichungsgrad des aktuellen Zustandes zu diesem Zielzustand darstellen.

Ebenso wie bei den abiotischen Faktoren (vergleiche Teilbericht IMK-IFU, Abb. 4.1) kann der Verlauf des Gefährdungspotentials auch für ökologische Parameter, wie Biodiversität und Existenzmöglichkeiten von Arten oder Gesellschaften, aufgezeigt werden (Abb. 45).

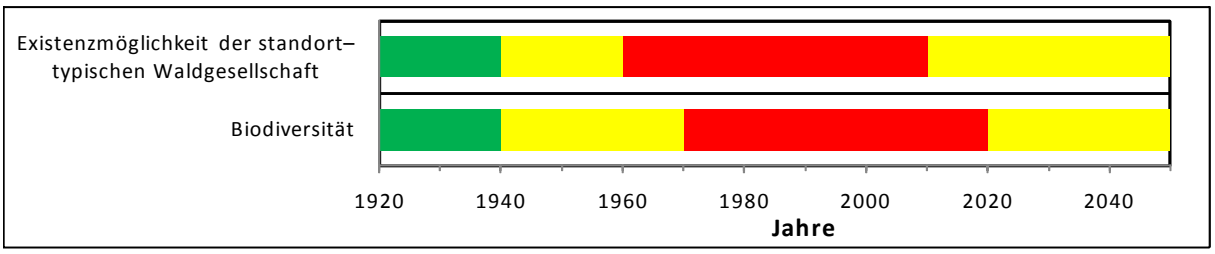


Abb. 45: Exemplarischer Verlauf des Gefährdungspotentials für unterschiedliche Zielgrößen für den Standort 602 (vergl. Teilbericht IMK-IFU, Abb 4.1)

Die dynamische Betrachtung der Vegetationsentwicklung im Kontext der Standortsveränderungen, wie sie aus der MoBiLE-BERN-Kopplung resultiert, ermöglicht nunmehr die Ermittlung eines Critical Loads (oder besser: eines Target Loads), der die Entwicklung des aktuellen Zustands zu einem harmonischen natürlichen Zielzustand garantiert, der nicht zwingend identisch mit dem ursprünglichen Zustand am Standort vor der Standortsveränderung sein muss, der aber ebenso eine hohe ökologische Funktionsfähigkeit aufweist.

Noch nicht sicher belegt ist im Rahmen des vorliegenden Projekts die hier angewendete mathematische Grundlage für die Beschreibung der Beziehung zwischen Existenzmöglichkeitsgrad und Funktionstüchtigkeit eines Ökosystems in seiner Gesamtheit. Es werden in diesem Projekt zunächst noch Annahmen auf der Grundlage von Expertenmeinungen getroffen, die eine lineare Beziehung unterstellen. So sind z. B. die Beziehungen zwischen den Vorkommen von Pflanzenarten und den von ihnen abhängigen Tiergesellschaften nur pauschal reflektiert. Dies war zwar auch nicht Aufgabe dieses Projektes, der Mangel an gesicherten Erkenntnissen hierzu wirkt sich aber auf die Verallgemeinerbarkeit der Ergebnisse dieses Projektes aus.

Ein weiterer Forschungsbedarf ergibt sich aus der Erfahrung, dass die biogenen Kompartimente der Ökosysteme (insbesondere die Vegetation) in der Regel zeitverzögert auf Veränderungen der biochemischen bzw. klimaökologischen Standortsfaktoren reagieren. Die jetzt vorliegenden MoBiLE-BERN-Modellergebnisse berücksichtigen weder die sogenannte Damage delay time noch die Recovery delay time. Entsprechende Forschungsansätze werden derzeit bereits verfolgt. Prinzipiell ist die programmtechnische Umsetzung dieses Aspektes im BERN-Modell vorgesehen.

So hat SCHEUSCHNER (2009) einen Ansatz entwickelt, um die Entwicklung der Resilienz einer Art bzw. einer Pflanzengesellschaft in Abhängigkeit von Dauer und Intensität des Stresses durch Änderung eines oder mehrerer Standortfaktoren zu modellieren. Dabei hat das Lebensalter einer Pflanze bis zu ihrer Fortpflanzungsreife den entscheidenden Einfluss auf die Verzögerungszeit bis zur letalen Schädigung (vgl. Abb. 46) bzw. bis zur Erholung (vgl. Abb. 47).

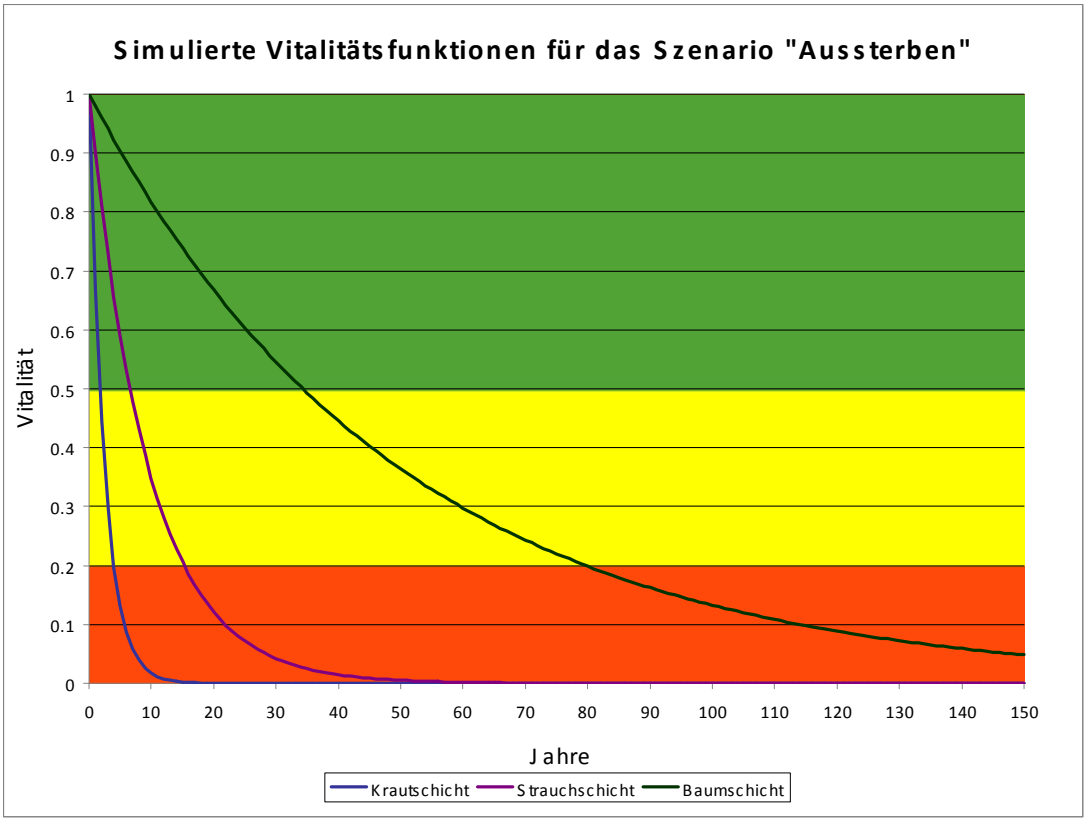


Abb. 46: Simulierter Verlauf von Vitalitätsfunktionen im Szenario „Aussterben“

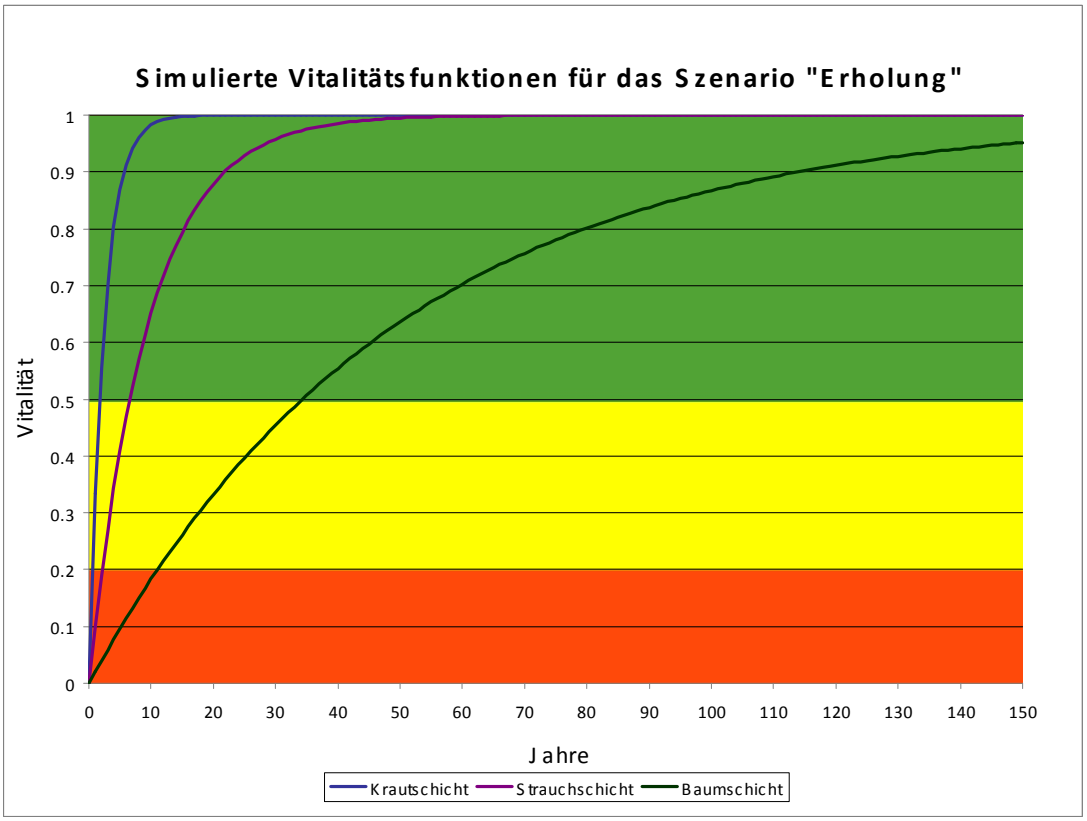


Abb. 47: Simulierter Verlauf von Vitalitätsfunktionen im Szenario „Erholung“

Die Abb. 46 und Abb. 47 zeigen die unterschiedlichen Geschwindigkeiten, mit denen sich den Endzuständen angenähert wird. Um die Stressintensität sichtbar zu machen, wurde der Diagrammhintergrund entsprechend eingefärbt: Rot zeigt „Fataler Stress“, Gelb zeigt „Stress“ und Grün zeigt „Kein Stress“ an. Deutlich sind die idealtypischen Abläufe einer Erholung bzw. einer letalen Schädigung zu erkennen. Es zeigt sich auch, dass die verschiedenen Vitalitätsfunktionen unterschiedlich lange in den einzelnen Stressklassen verweilen. Da die Vitalitätsfunktionen des Vertreters der Baumschicht die stärksten Verzögerungen aufweisen, kann erwartet werden, dass sich an diesen Funktionen der Ablauf der Stresszustände am deutlichsten zeigen sollte.

Dieser Ansatz sollte weiter verfolgt werden, um die Effekte von Luftschadstoffeinträgen und Klimawandel noch wirklichkeitsnäher simulieren zu können. Nur so kann eine zunehmende politische Akzeptanz der vorgeschlagenen Minderungsziele erreicht werden.

Literaturverzeichnis

ABER J D, OLLINGER S V, DRISCOLL C T (1997): Modelling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. Ecological Modelling 101: 61-78.

ABER J D, OLLINGER S V, FEDERER C A, REICH P B, GOULDEN M L, KICKLIGHTER D W, MELILLO J M, JR. R G L (1995): Predicting the effects of climate change on water yield and forest production in the north-eastern United States. Climate Research 5: 207-222.

ABER J D, REICH P B, GOULDEN M L (1996): Extrapolating leaf CO_2 exchange to the canopy: a generalized model of forest photosynthesis compared with measurements by eddy correlation. Oecologica 106: 257-265.

AG BODEN (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE) (1996) Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover: 4. Aufl, Nachdr.

ALVETEG M (1998): Dynamics of forest soil chemistry: Ph. D. dissertation. Lund, Sweden: Lund University

AMBERGER, A. (1988): Pflanzenernährung – Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente. 3. Aufl., Ulmer Stuttgart, S. 118 ff.

BEGON, M. E., HARPER, J. L., TOWNSEND, C. R. (1998): Ökologie, Spektrum, Berlin.

BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2003) Karte der potenziell natürlichen Vegetation von Deutschland und Umgebung [online]. Deutschland, zu finden in <http://www.floraweb.de/ pnv/index.htm>

BURROWS, C. J. (1990): Processes of vegetation change, Unwin Hyman, London.

BUTTERBACH-BAHL K, KESIK M, MIEHLE P, PAPEN H, LI C (2004): Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. Plant and Soil 260: 311-329.

BUTTERBACH-BAHL K, KIESE R (2005): Prozessorientierte Modellierung des N-Kreislauf in naturnahen Ökosystemen. Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 38: 113-119.

BUTTERBACH-BAHL K, KIESE R, HEINZELLER C, GROTE G (2005): Stickstoffdynamik und biologische Prozesse in Ökosystemen. Berlin: Umweltbundesamt Berlin. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 202 63 224

BUTTERBACH-BAHL K, STANGE F, PAPEN H, LI C (2001): Regional inventory of nitric oxide and nitrous oxide emissions for forest soils of southeast Germany using a biogeochemical model PnET-D-DNDC. Journal of Geophysical Research 106: 34155-34166

CALLAWAY, R. M. (1995): Positive interactions among plants. Bot. Rev. 61: 306-349.

CLEMENTS, F. E. (1916): Plant succession. Carnegie Institute Washington Publication #242 controlled by forest floor C/N ratio. Environmental Pollution 102: 403-407.

COSBY B J, FERRIER R C, JENKINS A, WRIGHT R F (2001): Modelling the effects of acid deposition: Refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. Hydrology and Earth System Sciences 5: 499-517.

COSBY B, FERRIER R C, JENKINS A, EMMETT B A, WRIGHT R F, TIETEMA A (1997): Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition: Model of Ecosystem Retention and Loss of Inorganic Nitrogen (MERLIN). Hydrology and Earth System Sciences 1: 137-158.

DE VRIES W, KROS H, REINDS GJ, WAMELINK W, MOL J, VAN DOBBEN H, BOBBINK R, EMMET B, SMART S, EVANS C, SCHLUTOW A, KRAFT P, BELYAZID S, SVERDRUP H, VAN HINSBERG A , POSCH M, HETTELINGH JP (2001): Developments in deriving critical lilmits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe, Alterra Report 1382, Alterra, Wageningen and CCE, Bilthoven 2007

DE VRIES, W., KROS, H., REINDS, G. J., VAN DOBBEN, H., HINSBERG, A., SCHLUTOW, A., SVERDRUP, H., BUTTERBACH-BAHL, K., POSCH, M., HETTELINGH, J. P. (2006): Improvement of steady-state and dynamic modelling of critical loads and target loads for nitrogen in Europe – Report critical N limits and loads CCE. Alterra, MNP-CCE (in preparation).

DEVRIES W, POSCH M (2003): Derivation of cation exchange constants for sand, Löss, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Wageningen, The Netherlands: Alterra-Report 701 Alterra Green World Research: 50 pp.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie, Ulmer, Stuttgart.

DISE N B, MATZNER E, GUNDERSEN P (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. Water Air and Soil Pollution 105: 143-154.

DUBOIS D., PRADE, H. (1997): The three semantics of fuzzy sets, Fuzzy sets and fuzzy systems 90: 141-150.

ELLENBERG, H. (1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Botanica (Göttingen) 122 p.

ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Botanica (Göttingen), 2. Aufl. 97 p.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5. stark veränd. und verb. Aufl., Ulmer, Stuttgart.

GAUGER T, ANSHELM F, SCHUSTER H, DRAAIJERS G P J, BLEEKER A, ERISMAN J W, VERMEULEN A T, NAGEL H-D (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels: Part 1: deposition Loads 1990-1999. Research report on behalf and for the account of Federal Environmental Agency (UBA). Berlin: BMU/UBA, FE-No. 299 42 210. Institute of Navigation, Stuttgart University

GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie, Fischer, Jena, 125 p.

GUNDERSEN P, EMMETT B A, KJONAAS O J, KOOPMANS C J, TIETEMA A (1998): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. Forest Ecology and Management 101: 37-55.

HARTMANN, F.-K., JAHN, G. (1967): Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen, Jena, 636 p.

HOFMANN, G. (1969): Zur pflanzensoziologischen Gliederung der Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes, in: Feddes Repertorium (Bd. 80, Heft 4-6), Berlin, pp. 401-412.

HOLZER, M (1993): Der Beitrag von Nitrat- und Ammoniumionen am Waldsterben in Deutschland. Studienarbeit im Rahmen des Aufbaustudiums Umweltschutztechnik an der TU München. http://www.buttner.name/stickstoff.pdf

ICP MAPPING AND MODELLING (2008)(Hrsg.): Mapping Manual Revision. www.icpmm.org

ICP MAPPING AND MODELLING (ED.) (2004): Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution effects, Risks and Trends 2004 • Chapter VI Dynamic Modelling. p. 6, www.icpmm.org.

IPCC (2001): Intergovernmental Panel on Climate Change. Land use, land-use change, and forestry: a special report of the IPCC, ed. by Watson RT, Cambridge Univ. Press, 2000

JAKUCS, P. (1961): Die phytozönologischen Verhältnisse der Flaumeichen – Buschwälder Südostmitteleuropas, Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Budapest 1961, 313 p.

KESIK M, AMBUS P, BARITZ R, BRÜGGEMANN N, BUTTERBACH-BAHL K, DAMM M, DUYZER J, HORVÁTH L, KIESE R, KITZLER B, LEIP A, LI C, PIHLATIE M, PILEGAARD K, SEUFERT G, SIMPSON D, SKIBA U, SMIATEK G, VESALA T, ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S (2005): Inventories of N_2O and NO emissions from European forest soils. Biogeosciences 2: 353-375.

KEVEY, B., BORHIDI, A. (2005): The acidophilous forests of the Mecsek and their relationship with the Balkan-Pannonian acidophilious forests, in: Acta Botanica Hungarica 47 (3-4), Budapest, pp. 273-368.

KLAP J M, DE VRIES W, ERISMAN J W, VAN LEEUWEN E P (1997): Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale; pilot study. DLO Winard Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report: 150

KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.

KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort. Parey Berlin und Hamburg, 384 S.

KONOPATZKY, A., KIRSCHNER, G. (1996): Zum Standorts- und Vegetationswandel in den Wäldern der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und des Tieflandteils von Sachsen-Anhalt. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen. Selbstverlag.

KONOPATZKY, A., KIRSCHNER, G. (1997): Zum Standorts- und Vegetationswandel in den Wäldern der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und des Tieflandteils von Sachsen-Anhalt, Berichte Universität Göttingen. Reihe B, Bd. 56/1997.

KOPECKÝ, K., HEJNÝ, S., JEHLIK, V., KRIPPELOVÁ, T. (1979): Prehled ruderalnich rostlinnych spolecenstev Ceskoslovenska, Rozpravy Ceskoslovenske Akademie Ved. Rada Matematickych a prirodnich Ved. 89:2, Praha.

KOPP, D. (2003): Zusammenwirken von Standort und Vegetation bei der Erkundung des Zustandswandels von Waldnaturräumen im nordostdeutschen Tiefland. Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung 42 (1):1-50.

KOPP, D., SUCCOW, M., JÄGER, K.-D. (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung im nordmitteleuropäischen Tiefland, dargestellt am Beispiel des Tieflands der DDR. Akademie-Verlag Berlin.

KROS J (2002): Evaluation of Biogeochemical Models at Local and Regional Scale. PhD thesis., Wageningen University, The Netherlands: 284 p.

LAF (Landesanstalt für Forstwirtschaften, Hrsg.) (1999): Zuordnung der natürlichen Waldgesellschaften zu den Standortsformengruppen (Ökogramme), Graupa, 20 p.

LI C, ABER J, STANGE F, BUTTERBACH-BAHL K, PAPEN H (2000): A process oriented model of N_2O and NO emissions from forest soils: 1, Model developement. Journal of Geophysical Research 105: 4369-4384

LÖVBLAD, G., TARRASÓN, LEONOR, TØRSETH, K, DUTCHAK, (ed.) S. (2004): EMEP Assessment

MAHN, E-G. (1959): Vegetations- und standortskundliche Untersuchungen an Felsfluren, Trocken- und Halbrocken rasen Mitteldeutschlands. Halle: Diss. Universität Halle, 215p

MAHN, E-G. (1965): Vegetationsaufbau und Standortsverhältnisse der kontinental beeinflussten Xerothermrasengesellschaften Mitteldeutschlands, in: Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Akademie-Verlag, Berlin, 138 p.

MARTIN, K. (2002): Ökologie der Biozönosen, Springer, Berlin.

MICHALKO, J. (1986): Geobotanická Mapa CSSR, Vydavatel´stvo Slovenskej Akadémie Vied, Bratislava, 263 p.

MÜCKENHAUSEN, E. (1993): Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrographischen Grundlagen. 4. Aufl. Frankfurt/M, DLG-Verlag.

NEUHÄUSL, R. (1976): Geobotanická mapa České Socialistické Republiky: mapa rekonstruované přirozené vegetace, Praha: Academia

OBERDORFER E (Hrsg.) (1992): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Jena Stuttgart New Yorck: 2. stark bearb. Aufl., Gustav-Fischer-Verlag, Teile I-IV in 5 Bänden

OBERDORFER, E. (1979): Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 4. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 997 p.

OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1992): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. 2. stark bearb. Aufl., Gustav-Fischer-Verlag, Jena Stuttgart New Yorck, Teile I-IV in 5 Bänden.

PASSARGE H (1964): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes: I. Pflanzensoziologie 13. Jena: Gustav-Fischer-Verlag

PASSARGE H, HOFMAN G (1968): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes: II. Pflanzensoziologie 16. Jena: Gustav-Fischer-Verlag

PASSARGE, H. (1964): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. Pflanzensoziologie 13. Jena.

PASSARGE, H., HOFMANN, G. (1968): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. II. Pflanzensoziologie 16. Jena 324 p.

POTT, R. (1994): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands, Ulmer, Stuttgart, 427 p.

PREISING E, VAHLE H-C, BRANDES H, HOFMEISTER H, TÜXEN J, WEBER H-E (1997): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Rasen-, Fels- und Geröllgesellschaften. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens 20/5: 1-146

PREISING E, VAHLE H-C, BRANDES H, HOFMEISTER H, TÜXEN J, WEBER H-E (1990) Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Salzpflanzengesellschaften der Meeresküsten und des Binnenlandes. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens 20/7: 1-161

PREISING E, VAHLE H-C, BRANDES H, HOFMEISTER H, TÜXEN J, WEBER H-E (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens 20/8: 1-161

PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, H. HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H:E (1997): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Rasen-, Fels- und Geröllgesellschaften. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/5 (1-146), Hannover.

PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, H. HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H:E (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Salzpflanzengesellschaften der Meeresküsten und des Binnenlandes. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/7 (1-161), Hannover.

PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, H. HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H:E (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/8 (1-161), Hannover.

ROBERTS, D. W. (1986): Ordination on the basis of fuzzy set theory, Vegetatio 66: 123-131.

SCHEUSCHNER, T. (2009): Dynamische Modellierung des Regenerierungsprozesses natürlicher Ökosysteme nach lang anhaltendem Stress. Diplomarbeit an der Humboldt-Universität zu Berlin, Geographisches Institut, Manuskriptdruck, 68 S.

SCHLUTOW A, (1965-2004): 1640 Vegetationsaufnahmen in der nordortdeutschen Tiefebene, unveröffentlichte Stetigkeitstabellen.

SCHLUTOW A, HÜBENER P (KRAFT) (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, 50 p, UBA-Texte 22/04

SCHLUTOW, A. (2003): Entwicklungspotenziale für eine naturschutzfachlich bedeutsame Grünlandvegetation nach Auflassung von ackerbaulicher Intensivnutzung. Arch. f. Naturschutz und Landschaftsforschung. Band 42, Heft 3, Dez. 2003.

SCHLUTOW, A., HÜBENER, P., BECKER, R. (2004): KliStWa - Einfluss regionalisierter Klimaprognosen und Stoffhaushaltssimulationen (dynamische Modellierung) auf den Stoffhaushalt repräsentativer Standorts- und Waldbestandstypen in Sachsen. Sächsischen Landesamt für Geologie und Umwelt. Dresden.

SCHLUTOW, A., KRAFT, P. (2006): Bioindication of ecosystems regeneration ability thresholds – a model for analysis current damage degree and recovery of harmonious balanced natural conditions. UNESCO Encyclopedia of living systems. www.EOLS/E4-20-01-08

SCHLUTOW, A., GEMBALLA, R, (2008): Anpassung in Bezug auf den prognostizierten Klimawandel Sachsens Leitwaldgesellschaften. Z. AFZ-Der Wald 63:28-31

SCHMIDT P A, HEMPEL W, DENNE, M, DÖRING N, GNÜCHTEL A, WALTER B, WENDEL D (2003): Erstellung einer Übersichtskarte der potenziell-natürlichen Vegetation M 1 : 50 000 von Deutschland sowie Erfassung und vegetationskundliche Erhebungen naturnaher Wälder als Grundlage für nationale und internationale Naturschutzplanungen – Sachsen: 3. Zwischenbericht zum F-E-Vorhaben. Tharandt und Dresden: TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften und Biologie

SCHMIDT, P.A., HEMPEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, B., WALTER, B., WENDEL, D. (2002): Potentielle natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200.000, Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 230 p.

SCHUBERT R (1960): Die zwergstrauchreichen azidiphilen Pflanzengesellschaften Mitteldeutschlands: Pflanzensoziologie 11. Jena: Gustav-Fischer-Verlag, 215 p

SCHUBERT, R. (1960): Die zwergstrauchreichen azidiphilen Pflanzengesellschaften Mitteldeutschlands, VEB Gustav Fischer, Jena, 235 p.

SCHUBERT, R. (1991): Lehrbuch der Ökologie, Verlag Fischer, Jena, 657 p.

SHUGART, H. H. (1984): A Theory of Forest Dynamics, Springer, New York.

SHUGART, H. H. (1998): Terrestrial ecosystems in changing environments, Cambridge studies in ecology, Cambride, S. 75.

STANGE F (2000) Entwicklung und Anwendung eines prozessorientierten Modells zur Beschreibung der N_2O und NO Emissionen aus Böden temperater Wälder. PhD Thesis, University Freiburg, Germany, Schriftenreihe des Fraunhofer Instituts für Atmosphärische Umweltforschung 66: 143 p

STANGE F, BUTTERBACH-BAHL K, PAPEN H, ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S, LI C, ABER J (2000) A process oriented model of N_2O and NO emissions from forest soils: 2, Sensitivity analysis and validation. Journal of Geophysical Research 105: 4385-4398

SUCCOW M (1988) Landschaftsökologische Moorkunde. Jena: Gustav-Fischer-Verlag, 126 p

SUCCOW, M., JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart, 622 S.

TRAEGER, D. H. (1993): Einführung in die Fuzzy-Logik, Teubner, Stuttgart.

TÜXEN, R. (1957): Entwurf einer Definition der Pflanzengesellschaft (Lebensgemeinschaft). Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft (6/7):151.

UBA (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels & Loads and geographical areas where they are exceeded. Berlin: Umweltbundesamt Berlin, UBA-Texte 71/96

UNECE (1999): Protokoll der CRLTAP zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons, Göteborg.

UNECE/CCE (1999) Protokoll der CRLTAP zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons, Göteborg.

WAGNER, S. (2004): Klimawandel - einige Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. Forst und Holz, 59, 8, S. 394-398.

WALSE C, BERG B, SVERDRUP H. (1998) Review and synthesis on experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture and acidity. Environmental Review 6: 25-40.

WAMELINK G W W, VAN DOBBEN H, MOL-DIJKSTRA J P, SCHOUWENBERG E P A G, KROS H, DE VRIES W, BERENDSE F (In prep.): Effect of nitrogen deposition reduction on biodiversity and carbon sequestration. Biological Conservation.

WILLNER, W. (2002): Syntaxonomische Revision der südmitteleuropäischen Buchenwälder, in: Phytocoenologia 32 (3), Berlin-Stuttgart, pp. 337-453.

WOLFF, B. (2003): Das Klima in den forstlichen Wuchsgebieten und Wuchsbezirken Deutschlands, in: Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Verlag Wiedebusch, Hamburg

WOLFF, B., RIEK, W.(1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE). Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Eberswalde.

ZADEH, L. A. (1978): Fuzzy Sets as a basis for a theory of possibility, Fuzzy sets and fuzzy systems I: 3-28.