

TEXTE

87/2013

Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen unter Beachtung von Ökosystemfunktionen und - dienstleistungen

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3710 83 214
UBA-FB 001834

**Bewertungskonzept für die Gefährdung
der Ökosystemintegrität durch die
Wirkungen des Klimawandels in
Kombination mit Stoffeinträgen unter
Beachtung von Ökosystemfunktionen
und -dienstleistungen**

von

Dr. Martin Jenssen

Prof. Dr. Gerhard Hofmann

Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH (W.I.E)

Dr. Stefan Nickel

Dr. Roland Pesch

Jan Riediger

Prof. Dr. Winfried Schröder

Universität Vechta, Lehrstuhl für Landschaftsökologie (LLÖK)

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/bewertungskonzept-fuer-die-gefaehrung-der-verfuegbar>.

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

ISSN 1862-4804

Durchführung
der Studie: Universität Vechta
Lehrstuhl für Landschaftsökologie (LLÖK)
Eichendorffweg 30
49377 Vechta

Abschlussdatum: Februar 2013

Herausgeber: Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>
<http://fuer-mensch-und-umwelt.de/>

Redaktion: Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Gudrun Schütze

Dessau-Roßlau, November 2013

Kurzbeschreibung

Klimawandel und atmosphärische Stickstoffeinträge können die Integrität von Ökosystemen, d.h. deren prägende Strukturen und Funktionen, verändern und dadurch auch deren Nutzen für Menschen einschränken. Zur Erfassung und Bewertung ökosystemarer Veränderungen werden wissenschaftliche Grundlagen für ein ökologisches, räumlich explizites Bewertungssystem entwickelt. Es basiert auf einer umfangreichen vegetationskundlichen Datenbank, bundesweit verfügbaren Daten aus Kartengrundlagen und Langzeit-Monitoringprogrammen und wird durch dynamische Modellierungen zukünftiger Klima- und Bodenverhältnisse ergänzt. Das System ermöglicht die Bestimmung und Kartierung potenziell natürlicher Ökosystemtypen und aktuell naturnaher Ökosystemtypen. Für eine Auswahl an Ökosystemtypen werden Eigenschaften für die Zeitspanne 1961-1990 als historische Referenz beschrieben und mit der aktuellen Situation (Zeitspanne 1991-2010) verglichen. Für bestimmte Klimaszenarien und atmosphärische Stickstoffeinträge werden zukünftig plausible Ökosystementwicklungen projiziert (2011-2040, 2041-2070). Wie die damit durchgeführte Ermittlung bereits manifester und als zukünftig möglich modellierter Ökosystemveränderungen mit Schutzmaßnahmen verknüpft werden können, beschreibt ein Verfahrensvorschlag.

Abstract

Climate change and atmospheric depositions may have impacts on the integrity of ecosystems in terms of structures and functions, and, thus, on the ecosystem services. In this project a spatially explicit evaluation system was developed enabling the evaluation of ecosystems' integrity. This system relies on a comprehensive vegetation database, current long-term monitoring programmes as well as on dynamic modelling of climate and soil conditions. The system enables the identification and mapping of potential natural ecosystems as well as of present close-to-nature ecosystems. For the reference period 1960-1991, ecosystem properties are described and compared with the current state (time span 1991 - 2010) for selected ecosystems. For the periods 2011-2040 and 2041-2070, future ecosystem developments are projected under potential climate change and scenarios of atmospheric nitrogen deposition in. A procedure is developed for connecting the ecological evaluation of measured and potential changes of ecosystems with protection measures.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	III
Tabellenverzeichnis.....	V
Abkürzungen	VI
Glossar	VIII
1 Zusammenfassung	1
2 Summary	2
3 Hintergrund und Ziel	11
4 Daten	12
5 Ökosystemtypisierung	16
5.1 Definition von Ökosystemtypen.....	16
5.2 Kartierung der Ökosystemtypen im GIS	20
6 Indikatoren für Ökosystemfunktionen und –dienstleistungen	23
7 Ableitung von Referenzzuständen von Ökosystemen	32
8 Modellierung von Ökosystemzuständen	39
8.1 Numerische Modellierung von Indikatoren für Ökosystemfunktionen und – dienstleistungen.....	39
8.1.1 Modellierung der Indikatoren am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75.....	45
8.1.2 Modellierung der Indikatoren am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a	50
8.1.3 Modellierung der Indikatoren am Standort W.I.E.-Peitz 150	55
8.1.4 Modellierung der Indikatoren am Standort LII-1405.....	61
8.1.5 Modellierung der Indikatoren am Standort LII-1602.....	67
8.1.6 Modellierung der Indikatoren am Standort LII-1605.....	73
8.1.7 Modellierung der Indikatoren am Standort LII-1609.....	79
8.2 Regelbasierte Kartierung von Ökosystemtypen.....	85

9	Grobkonzept für ein Bewertungssystem der Ökosystemintegrität und Instrumente der Entscheidungsunterstützung	89
9.1	Bewertung der Gefährdung der Ökosystemintegrität	89
9.1.1	Gesamtfunktionale Bewertung der Ökosystemintegrität	91
9.1.2	Abschätzung der Entwicklungstendenz von Ökosystemzuständen zur Frühwarnung	93
9.2	Bewertung der Auswirkungen auf Ökosystemdienstleistungen.....	96
9.3	Entscheidungsvorbereitung für Managementmaßnahmen.....	98
10	Diskussion und Schlussfolgerungen	100
	Quellenverzeichnis.....	102
	Anhangsverzeichnis	106

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Räumliche Darstellung der Modellregionen 1 bis 3 sowie der sieben ausgewählten Modellstandorte.....	40
Abb. 2:	Benutzeroberfläche zur Parametrisierung des VSD+ Modells.....	43
Abb. 3:	Depositionszeitreihen und Klimagrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort W.I.E.-Kahlenberg 75.....	47
Abb. 4:	Modelloutput MetHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort W.I.E.-Kahlenberg 75.....	48
Abb. 5:	Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75.....	49
Abb. 6:	Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m ²), N-Menge (g N / m ²) und C / N-Verhältnis am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75.....	50
Abb. 7:	Depositionszeitreihen und klimatische Größen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort W.I.E.-Biesenthal 1534 a.....	52
Abb. 8:	Modelloutput MetHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort W.I.E.-Biesenthal 1534 a53	
Abb. 9:	Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a.....	53
Abb. 10:	Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m ²), N-Menge (g N / m ²) und C / N-Verhältnis am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a.....	54
Abb. 11:	Modellinput VSD. Depositionszeitreihen und klimatische Inputgrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort W.I.E.-Peitz 150.....	57
Abb. 12:	Modelloutput MetHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort W.I.E.-Peitz 150.....	58
Abb. 13:	Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort W.I.E.-Peitz 150.....	58
Abb. 14:	Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m ²), N-Menge (g N / m ²) und C / N-Verhältnis am Standort W.I.E.-Peitz 150.....	59
Abb. 15:	Depositionszeitreihen und Klimagrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort LII-1405.....	63
Abb. 16:	Modelloutput MetHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration(mm / Jahr) am Modellstandort Level II-Standort 1405.....	64
Abb. 17:	Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort LII-1405.....	65
Abb. 18:	Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m ²), N-Menge (g N / m ²) und C / N-Verhältnis am Standort LII-1405.....	66

Abb. 19:	Depositionszeitreihen und Klimagrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) für den Modellstandort LII-1602.....	69
Abb. 20:	Modelloutput MetHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort Level II-Standort 1602.....	70
Abb. 21:	Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort LII-1602.....	71
Abb. 22:	Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m ²), N-Menge (g N / m ²) und C / N-Verhältnis am Standort LII-1602.....	72
Abb. 23:	Modellinput VSD. Depositionszeitreihen und klimatische Inputgrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort LII-1605	75
Abb. 24:	Modelloutput MetHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort Level II-Standort 1605.....	76
Abb. 25:	Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort LII-1605.....	77
Abb. 26:	Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m ²), N-Menge (g N / m ²) und C / N-Verhältnis am Standort LII-1605.....	78
Abb. 27:	Depositionszeitreihen und klimatische Inputgrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort LII-1609.....	81
Abb. 28:	Modelloutput MetHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort Level II-Standort 1609.....	82
Abb. 29:	Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort LII-1609.....	83
Abb. 30:	Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m ²), N-Menge (g N / m ²) und C / N-Verhältnis am Standort LII-1609.....	84
Abb. 31:	Grundschemata zur Bewertung der Ökosystemintegrität	91
Abb. 32:	Beschreibung der (unscharfen) empirischen Standortbereiche der OEST (links) durch Fuzzy-Sets (rechts).....	96

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	RCP-Szenarien für den 5. IPCC-Sachstandsbericht. Anstieg gegenüber vorindustriellen Werten (1850)	14
Tab. 2:	Beispiel einer vegetationskundlichen Tabellenarbeit. Es erfolgt die Zusammenfassung der Aufnahmen zu einem Typ (hier: C3-6d-B2) nach der Homogenität der Artenvorkommen in ihrer Mengenfaltung. Die hochsteten Arten (Stetigkeit über 60 %) sind gelb unterlegt.....	19
Tab. 3:	Ausgewählte Ökosystemfunktionen und zugeordnete Indikatoren für die Bewertung der Ökosystemintegrität. Die Funktionen 1 und 6 werden nur im Vergleich des heutigen Zustands zum Referenzzustand bewertet, die Entwicklung der Funktionen 2–5 wird darüber hinaus auch für zukünftige Zeitabschnitte simuliert (dynamische Modellierung).....	23
Tab. 4:	Maximale Kullback-Distanz nach Gl. (4.1) und minimale prozentuale Ähnlichkeit nach Gl. (4.2). Ermittelt aus den im Abschnitt 4 beschriebenen Zeigerwertmodellen der Vegetation für die im Anhang 5 ausgewiesenen Ökosystemtypen.....	35
Tab. 5:	Mittelwerte und Standardabweichung für die Indikatoren C / N-Verhältnis, pH-Wert (in 1 / 10 KCl), Basensättigung und Feuchte Kennzahl. Ermittelt aus den im Abschnitt 4 beschriebenen Zeigerwertmodellen der Vegetation für die im Anhang 5 ausgewiesenen Ökosystemtypen	37
Tab. 6:	Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75	46
Tab. 7:	Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a	51
Tab. 8:	Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E.-Peitz 150	56
Tab. 9:	Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1405	62
Tab. 10:	Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1602	68
Tab. 11:	Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1605	74
Tab. 12:	Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1609	79
Tab. 13:	Qualitative Abschätzung der Betroffenheiten von Waldbiotoptypen (Kelschebach & Nesselhauf 1997, verändert)	94
Tab. 14:	Bestimmung des Handlungsbedarfs für gegensteuernde und kompensatorische Maßnahmen.....	97
Tab. 15:	Gefährdungsursachen und Ableitung von gegensteuernden Maßnahmen.....	99

Abkürzungen

ANOEST	Aktueller Naturnaher Ökosystemtyp
BDF	Bodendauerbeobachtungsfläche
BdlsG	Bodenlösung
BÜK	Bodenkundliche Übersichtskarte
BZE	Bodenzustandserhebung
CART	Classification and Regression Trees
CLM	Climate Local Mode
DGZ	durchschnittlicher Gesamtwuchs
DKF	Feuchte Kennzahl
DNP	durchschnittliche Nettoprimärproduktion
DSW2	Datenspeicher Wald 2-Programm
EEA	European Environmental Agency
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
ETakt	Aktuelle Evapotranspiration
EUNIS	European Nature Information System
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
GIS	Geographisches Informationssystem
GK	Gauss-Krüger-Koordinatensystem
HG	Bestandsmittelhöhe
ICP	International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LII	ICP Forests Level II-Programm
LRT	Lebensraumtyp der FFH-Richtlinie
NNP	Nettoprimärproduktion
OEST	Ökosystemtyp
ÖSD	Ökosystemdienstleistungen
PNOEST	Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp
PNV	Potenziell Natürliche Vegetation
RCP	Representative Concentration Pathways
REMO	Regional Climate Modelling
RMSE	Root Mean Square Error

SRES	Special Report on Emissions Scenarios
STAR	STATistical Regional model
UNECE	Economic Commission for Europe
VSD	Very Simple Dynamic
WettReg	Wetterlagenbasiertes Regionalisierungsverfahren
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie

Glossar

Aktueller Naturnaher Ökosystemtyp (ANOEST) Unter der aktuellen Nutzungsform ausgebildeter Ökosystemtyp. Ausgeschlossen sind naturferne Agrarökosysteme wie Äcker oder Intensivgrünland sowie Forsten mit nicht standortgerechter Bestockung. Die räumliche Zuordnung der ANOEST erfolgt über die Ableitung aus → potenziell natürlichen Ökosystemtypen (PNOEST) durch räumliche Verknüpfung der CORINE Landnutzungsklassen und Baumartenkarten. Bei Abweichungen zwischen PNOEST und ANOEST erfolgt die Zuordnung anhand der Liste der sekundären halbnatürlichen Ökosysteme (Kulturökosysteme entsprechend Anhang A3.7).

Landschaften Als räumlich zusammengehörig wahrgenommener Komplex terrestrischer → Ökosysteme, der in unterschiedlichem Ausmaß durch natürliche Vorgänge (Naturlandschaften) und menschliche Aktivitäten (Kulturlandschaften) geprägt wurde. Ökosysteme sind die Struktur- und Funktionseinheiten von Landschaften, Landschaften sind Ökosystemkomplexe.

Modell Abstrahiertes, (mathematisch) formalisiertes Abbild von Strukturen (konstitutive Elemente und deren räumliche Beziehungen) und Funktionen eines (Öko)Systems

Modelle, dynamische Zeitlich kontinuierliche quantitative Abbildung von (ökologischen) Systemen.

Modelle, statistische Zeitlich diskrete quantitative Abbildung von (ökologischen) Systemen.

Modelle, geoinformatische Mit Geoinformationssystemen berechnete kartografische Abbildungen räumlicher Muster (Strukturen) ökologischer Strukturen und Funktionen, oft im Anschluss an dynamische oder statistische Modellierung.

Ökosystem Abgekürzte Bezeichnung für *ökologisches System*, dessen Struktur die Hauptkompartimente Biotop (abiotische Komponenten: Boden, Luft, Wasser) und Biozönose (Lebensgemeinschaften) sowie deren Lagebeziehungen bilden und dessen Funktionen (Prozesse) auf energetischen, stofflichen und informatorischen Interaktionen zwischen a) Biotop und Biozönosen (ökosystemare, synökologische Interaktionen), b) zwischen abiotischen Komponenten (abiotische Interaktionen) und c) zwischen biotischen Komponenten (biotische Interaktionen) beruhen. Ökosysteme sind die Grundkomponenten von → Landschaften

Ökosystemdienstleistungen Strukturen und Funktionen (= Prozesse) von Ökosystemen, die von Menschen direkt oder indirekt genutzt werden.

Ökosystemfunktionen Relationen zwischen den die → Ökosystemstruktur bildenden Ökosystemkompartimenten (Biota, Boden, Luft, Wasser) durch Flüsse von a) Energie, b) Stoffen und c) Informationen. Beispiele sind: für a) Strahlungshaushalt; für b) Biomasseproduktion, Speicherung von Kohlenstoff, Wasser- und Nährstoffflüsse, Stofftransport in Nahrungsnetzen; für c) Genfluss.

Ökosystemintegrität Die Fähigkeit eines → Ökosystems, seine Strukturen und Funktionen aufrechtzuerhalten. Als Merkmale der Ökosystemintegrität gelten Selbstorganisationsfähigkeit, Funktionalität und Übereinstimmung abiotischer und biotischer Eigenschaften mit dem natürlichen Standortpotenzial (Identität).

- Ökosystemstrukturen** werden gebildet durch die weiter differenzierbaren Hauptkompartimente Biotop (abiotische Kompartimente Boden, Luft und Wasser) und Biozönose (mit den Kompartimenten Phyto- und Zoozönosen) sowie deren räumliche Lagebeziehungen, die sich auf mehreren räumlichen Skalen ausprägen können und erfassen lassen (z.B. biogeographische Regionen, Landschaften; horizontale und vertikale Differenzierung von Vegetation)
- Ökosystemtyp (OEST)** Aus der Vegetationsdatenbank des Waldkundeinstituts Eberswalde abgeleitetes System ökologischer Elementareinheiten der Vegetation, die charakteristische Merkmalskombinationen von biotischen und abiotischen Faktoren in Raum und Zeit aufweisen (Anhänge A3.6 und A3.7; Hofmann 1997; Jenssen 2002).
- Potenzieller Natürlicher Ökosystemtyp (PNOEST)** Ökosystemtyp, der sich unter den heute gegebenen Standortverhältnissen (Klima, Boden und Relief) ohne direkten Einfluss des Menschen in Selbstorganisation heimischer Florenelemente ausbilden würde. Die räumliche Zuordnung der PNOEST auf der Landesfläche Deutschlands erfolgt über die Vegetationskomplexe der Karte der Potentiell Natürlichen Vegetation (PNV) Deutschlands des Bundesamts für Naturschutz.
- Referenzzustand** Ökosystemspezifischer Zustand der OEST im Zeitraum 1961–1990 als Annäherung an einen typischen, noch relativ wenig durch Stoffeinträge und Klimawandel veränderten Zustand. Die Merkmalsausprägung wird durch Intervalle von Zustandsvariablen und abgeleiteten Indikatorwerten (Mittelwert \pm Standardabweichung aus der Gesamtheit der dem OEST nach Kap. 5.1 zugeordneten Ökosysteme) gekennzeichnet.
- Zustandsindikatoren** Messgrößen, die stellvertretend für komplexe Ökosystemstrukturen und -funktionen räumlich und zeitlich differenziert erfasst werden und durch Vergleich ihrer aktuellen Ausprägungen mit dem Referenzzustand Bewertungen der OEST ermöglichen.

1 Zusammenfassung

Hintergrund und Ziel

Klimawandel und Stoffeinträge können Ökosystemstrukturen und -funktionen so verändern, dass diese nicht mehr dem natürlichen Standortpotenzial entsprechen und somit die Integrität des Ökosystems beeinträchtigt ist. Deshalb soll das Projekt *Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen unter Beachtung von Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen (Im Folgenden: Projekt Ökosystemintegrität)* mit verfügbaren Daten aus Monitoring-Programmen 1. den Einfluss von Klimawandel und Stoffeinträgen auf die Integrität terrestrischer Ökosysteme abschätzen und 2. mit möglichst wenigen quantifizierbaren Indikatoren fachliche Grundlagen für ein bundesweit anwendbares Konzept zur Bewertung der Integrität von naturnahen terrestrischen Ökosystemen liefern und Strategien für die Anpassung an den Klimawandel und den Erhalt der Biodiversität ermöglichen. Die Untersuchung erfolgt im Wesentlichen am Beispiel von Waldökosystemen.

Arbeitspakete

Zentrale Bestandteile des Projektes sind die Typisierung naturnaher Ökosysteme Deutschlands und deren kartografische Darstellung mit Hilfe von Geoinformationen zu Klima, Boden und Vegetation. Für 33 ausgewählte Ökosystemtypen erfolgt die Beschreibung eines historischen Referenzzustandes basierend auf Daten aus dem Zeitraum 1961-1990. Als Referenzzustand wird hier ein ökosystemspezifischer Zustand von Ökosystemtypen verstanden, dessen Merkmalsausprägung durch Intervalle von historischen Zustandsvariablen (1961-1990) gekennzeichnet ist. Es wird angenommen, dass dieser Zustand noch relativ wenig durch Stoffeinträge und Klimawandel verändert ist. Für ausgewählte Ökosystemfunktionen werden Indikatoren entwickelt, anhand derer aktuelle und modellierte zukünftige Zustände von Ökosystemen mit dem Referenzzustand verglichen werden können. Für sechs Ökosysteme aus drei Modellregionen Deutschlands, die sechs verschiedenen Ökosystemtypen zugeordnet werden, wird die quantitative Beschreibung für die Jahre 1991-2010 (*aktueller Zustand*) anhand der ausgewählten Indikatoren mit dem *Referenzzustand* verglichen. Das Simulationsmodell VSD wird dazu verwendet, um für die Ökosysteme aus den drei Modellregionen quantifizierte Aussagen über denkbare zukünftige Ausprägungen (2011-2040, 2041-2070) abzuleiten. Hierfür werden STAR II-Projektionen für die Klimaszenarien RCP 8.5 und RCP 2.6 und zwei Szenarien atmosphärischer Stickstoffeinträge (ab 2010: 5 kg / ha a sowie 15 kg / ha a N-Deposition) zugrunde gelegt. In Ergänzung zu der numerischen Modellierung erfolgt eine prädiktive Kartierung der zukünftigen Verbreitung der Ökosystemtypen mit Classification and Regression Trees (CART). Abschließend wird ein Grobkonzept für ein Bewertungssystem der Ökosystemintegrität und für Instrumente der Entscheidungsunterstützung entwickelt. Die Anwendbarkeit wird anhand der modellierten Ökosysteme aus den drei Modellregionen demonstriert (Kapitel 9).

2 Summary

Introduction

Climate change and atmospheric depositions may have impacts on the integrity of ecosystems in terms of structures and functions so that the ecosystems are not equivalent to their natural status anymore and, thus, the integrity of ecosystems is affected. Therefore, relying on accessible monitoring data, the research project Concept for evaluating the endangerment of ecosystem integrity with regard to potential effects of climate change and nitrogen deposition considering ecosystem functions and services (in the following: project ecosystem integrity) was designed to 1. estimate the impact of climate change and atmospheric deposition on the integrity of terrestrial ecosystems in particular tree dominated ecosystems in Germany and 2. to afford a specialist basis for a nationwide applicable concept to evaluate the ecosystem integrity of near-natural terrestrial ecosystems by using as few quantifiable indicators as possible and to evaluate strategies for the adaptation to climate change and on maintaining the biodiversity.

Background and goals

Until now the evaluation of the status of terrestrial ecosystems has been done in terms of single environmental compartments (e.g. tree crowns, soil), ecosystem functions (e.g. filtering of percolating water, habitat function) or stress (e.g. atmospheric deposition, climate change). However, the evaluation of ecosystem integrity should rely on a comprehensive method to evaluate the status and development of ecosystems. The ability of self-organization, functionality and the concordance between abiotic and biotic conditions and the site-specific natural potential (identity) are presumed to be characteristic for the ecosystem integrity. From the workshop entitled *Der gute ökologische Zustand naturnaher terrestrischer Ökosysteme – ein Indikator für Biodiversität? / The good ecological status of near-natural terrestrial ecosystems – Indicator for biodiversity?* (Dessau, Germany, 2007) (UBA 2008) the conclusion was drawn that an integrative evaluation concept for near-natural terrestrial ecosystems similar to the EU Water Framework Directive should be achievable. The research is focused on tree-dominated ecosystems.

Given this background, the project ecosystem integrity was aimed to develop a nationwide applicable concept to evaluate the ecosystem integrity. Data which are available and technically adequate for the evaluation concept should be identified and retrieved. Furthermore, options for estimating future developments of ecosystems with regard to different climate change scenarios and scenarios with different N deposition rates should be investigated. The project is in line with the requirements as defined in the German adaptation strategy for coping with climate change, i.e. to intensify the research on impacts of climate change and the development of indicators. The project was intended to broaden the scientific basics to anticipate the dynamics of ecosystem development under climate change in planning processes. The evaluation concept to be developed served deriving long-term strategies for protecting the indigenous diversity of habitats and species in Germany and for this reason contributes the federal government's National Strategy on Biological Diversity. Another reason to develop a nationwide integrative and applicable methodology is to be compatible with

- the further development of the Critical Loads concept of the Geneva Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) with regard to climate change;

- the standardisation of evaluation methods for ecosystem quality and ecosystem services, which is currently coordinated by the European Environmental Agency – EEA).

The goal of the research project was to achieve an integrative method to evaluate the status and development of ecosystems on the basis of the lowest possible number of quantifiable indicators, but with a high indicator value for basic ecosystem functions. The influence of stressors on terrestrial ecosystems and their integrity was to be estimated and strategies for protecting the biodiversity of natural areas developed. The research project was intended to back up the concept of minimum load thresholds for atmospheric emissions (Critical Loads and Levels) compiled in the framework of the ICP Modelling and Mapping of the CLRTAP.

In order to achieve the project aims a classification of the near-natural ecosystems in Germany (Chapter 5.1) was developed and mapped in a Geographic Information System (GIS) with available geo-data for climate, soil properties and vegetation (Chapter 5.2). For 33 ecosystem types the respective historical reference status was described by quantitative monitoring data covering the time period 1961-1990. To quantify the current and reference status of ecosystems (Chapter 7), indicators for selected ecosystem functions were identified. The current (1991-2010) and future (2011-2040 and 2041-2070) status of ecosystems was compared to its reference status by using the indicator values quantified by monitoring data (Chapter 6). The indicators were also used as input for the VSD (Very Simple Dynamic Soil Acidification) model (Posch and Reinds 2009) to estimate their values for present and future time periods: current status (from the earliest year with observation data for soil properties until 2010), 2011-40 and 2041-70 (Chapter 8.1).

The VSD model output was used to interpret the status of the ecosystems within the respective time periods. Two different climate and two different nitrogen (N) deposition scenarios were considered. The numeric modelling was done for seven monitoring sites located in three regions of Germany. By comparing the modelled values with the monitoring data the values of the indicators can be quantified. The investigation sites represent ecosystems where impacts of N inputs and climate change are obvious. In addition to the numeric modelling, the spatial patterns of the distinct ecosystem types were mapped by use of a Classification and Regression Trees (CART) approach for the periods 1961-1990, 1991-2010, 2011-2040 and 2041-2070 (Chapter 8.2). Finally, a standardised concept to evaluate ecosystem integrity and tools for a decision-making support concerning air quality and management measures is presented (Chapter 9). The applicability was demonstrated by use of modelled ecosystems.

Database

All data and literature used in the project are documented in appendices A1.1 and A2. It is mentioned for which working step as described in chapters 5-8 the respective data were used. In the following the geo-data will be described briefly.

The classification system for near-natural and anthropogenetically influenced tree dominated ecosystems as well as the description of the reference status of these ecosystems (1961-1990) is based on a nationwide data base compiled and maintained by the Forest Institute in Eberswalde (Brandenburg, Germany, Waldkunde Institut Eberswalde, W.I.E.). The data base contains vegetation data, site-specific information and information about forest yield and forest growth. Data sources contained in this data base are mentioned in appendix A2.

The mapping of the potential near-natural occurring ecosystem types (PNOEST) and current near-natural ecosystem types (ANOEST) in Germany was based on the current map of the potential natural vegetation (BfN 2010) ¹ and the current land use map (CORINE LAND COVER, CLC2000) ².

The differentiation of the spatial distribution of the potential and current near-natural ecosystem types (Chapter 5.2) was done by using data from the elevation map of the Federal Agency for Cartography and Geodesy,(BKG) which has a resolution of 50 m x 50 m. Furthermore, raster data from German Meteorological Service (Deutscher Wetterdienst, DWD) with a resolution of 1 km x 1km on monthly average for precipitation, evaporation, air temperature, sunshine duration as well as global radiation, distribution maps of 30 tree species from the Joint Research Centre of the European Environmental Agency (EEA) with a resolution of 1 km x 1 km, the use-specific soil map 1000 (BGR 2007) ³ as well as distribution maps for selected plant species and Fauna Flora Habitat (FFH) areas as provided by the Federal Agency for Nature Conservation (BfN) were used for this working step. This data has also been used to describe the characteristic configuration of the reference status (time period 1961-1990) of the potential and current occurring ecosystem types (Chapter 7).

The following monitoring data were used to quantify the indicators (Chapter 6): a) data from ICP Forests Level 2 program for all federal state except Hesse, Lower Saxony, Brandenburg and Saxony-Anhalt as well as b) monitoring data and metadata from the Permanent soil observation program of the federal states (Boden-Dauerbeobachtungflächen, BDF) and from the first nationwide forest soil condition survey.

The indicators quantified with the monitoring data were used for the model-based description for the time periods 1961-1990, 1991-2010, 2011-2040, and 2041-2070. To parameterise the VSD modell, historical N deposition data (EMEP) were considered. To parameterise the future climate, the statistical climate model STATistical Regional model STAR II ⁴ developed by the Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK) (Orlowsky et al. 2008) was used. For the time period 1961-2010 measurements of the DWD were used.

Ecosystem classification

Ecosystem types are defined as ecological vegetation units which are influenced by interactive effects of biotic and abiotic factors in space and time. The factors are also influenced by ecologically, historically and ecologically-economically determined boundary conditions

¹ BfN 2010: Map of the potential natural vegetation in Germany, status: October 2010, Federal Agency for Nature Conservation (BfN), Bonn.

² CLC 2000: Corine land cover 2000 der European Environmental Agency (EEA); <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2000-clc2000-seamless-vector-database>; Corine Landcover 2005 was not available at the time of data analysis.

³ BGR 2007: Use-specific soil map 1:1.000.000 (BÜK 1000), Federal Institute for Geosciences and Natural Resources (BGR), Hannover

⁴ http://www.hzg.de/science_and_industrie/klimaberatung/csc_web/011667/index_0011667.html.de

(Schwarzenbach 1987). They are defined by characteristic configurations and an internal homogeneity in terms of their structure, of those ecological factors which determine the growth and of internal process chains (Hofmann 1997).

The ecosystem classification includes the development of a classification system for natural and near-natural as well as semi-natural ecosystems (cultural ecosystems) on the basis of climatic, phytosociological and soil-physical / -chemical site features (Chapter 5.1).

The climatic conditions which differ with the geographical location and altitude zone are one important factor for the differentiation of the vegetation structures in Germany. The effect of the climatic factors on the vegetation is reflected in the regional distribution of plant communities and floral elements. Within one homogeneous phytogeographical-ecoclimatic region the developing vegetation structures will be further differentiated by edaphic and mesoclimatic characteristics. The interaction between vegetation structure and site features leads to a development of water regimes and material cycling within ecosystems. The ecosystems show differences concerning the moisture and nutritional soil value. A further differentiation takes place because of specific matter cycling types. The respective types and their properties are described in the appendices A3.3, A3.4 and A3.5. The matter cycling type is named by the corresponding humus condition (e.g. mull, moder, peat) which is one attribute of the respective matter cycling type.

The described classification was developed across decades by the W.I.E. by using common historical and current classification approaches. This is documented in numerous publications (e.g. Hofmann 1997). The data used are listed in appendix A2.1. In this project, the classification system was implemented on a nationwide scale for the first time (Chapter 5.2). The result for the ecosystem classification was documented in appendices A3.6 (list of natural ecosystem types) and A3.7 (list of cultural ecosystems). For every cultural ecosystem (secondary ecosystem) also the corresponding origin ecosystem (primary or natural ecosystem) which would develop self-organized under the same configuration of site features and environmental conditions is mentioned here.

Mapping the ecosystem types in a GIS

Based on the classification system described in Chapter 5.1 the ecosystem types were mapped. This was done on base of the PNV (data source: BfN). This map gives nationwide information on the potential distribution of natural vegetation units. The vegetation units were differentiated according to the dominating plant species and their abundance. The correspondence of PNV units to within them dominating ecosystem types (according annex A.3.6) was accomplished by comparative assessment of floristic tables: Species with a continuity of more than 20 % were compared in terms of continuity class and abundance.

First of all the nationwide map of the potential near-natural ecosystems in Germany was reduced to the area where natural terrestrial ecosystem actually occur. Therefore the PNV map was intersected with the land use classes of the Corine Landcover 2000 map. Subsequently, only forest types and natural areas were selected and assessed further on. The map for the distribution of 30 tree species in Europe (EEA) was analysed to get the current distribution of tree species. Therefore, the modelled EEA map with a resolution of 1 km x 1 km was intersected with the PNV map.

The map of the current near-natural terrestrial ecosystem types in Germany (ANOEST, appendix A7 – map 2) was finally derived from the blanked-out map of the natural ecosystem in Germany (PNOEST, appendix A7 – map 1), the land use classes of the Corine Landcover as well as the data on the distribution of tree species. Therefore, every potential natural ecosystem type was assigned one current ecosystem type according to combination of land use classes and occurring tree species, which are located in the distribution area of the ecosystem type. The assignment was based on the list of cultural ecosystems mentioned in appendix A3.7. Thereby the following rules were implemented:

- The natural ecosystem type is mapped if provided land use class and dominant tree species are equivalent to the potential natural ecosystem type.
- If this is not the case, the natural ecosystem type would be replaced by a new deciduous tree or conifer tree ecosystem type according to the dominant tree species and corresponding to appendix A3.7. If there is no corresponding cultural ecosystem mentioned in the appendix A3.7 the current vegetation is not corresponding to the natural stocking (identification as unnaturally structured and the affected area is excluded from the area of near-natural terrestrial ecosystem types in Germany).

An intersection of the distribution map of ANOEST with soil geo-data (BÜK 1000) and data on climate (monthly average for temperature, global radiation, total evaporation loss, amount of precipitation and sunshine duration in the time period 1961-1990 – grid maps with a resolution of 1 km x 1 km, data source: DWD) leads to the quantitative description of the ANOEST and the description of the reference status (Chapter 7).

Indicators for ecosystem functions

The status and development of selected ecosystem functions of the matter budget, water budget and the energy balance of the near-natural ecosystem types were represented by one single indicator each to enable an evaluation. Therefore indicators were selected to characterise the status and the development of ecosystem functions and a reference status was described by monitoring data for the time period 1961-1990. This reference status was compared to ecosystem conditions under current and future climate conditions and atmospheric N deposition.

Indicators for the following ecosystem functions were selected: 1. habitat function, 2. net primary production, 3. carbon sequestration, 4. nutrient flux, 5. water flow, 6. adaptability to changing ecological conditions. These indicators focus on important ecosystem services such as nature conservation (1), forestry (2) and climate protection (3). The indicators 4-6 play a key role for the stability and adaptability of the ecosystems. Thus, the selected indicators help to describe key functions or primary ecosystem functions which are of essential importance for other ecosystem functions or services. The latter include flood protection, erosion control or recovery. Another criterion for the selection of indicators was the availability of data from nationwide monitoring programs to quantify them. The results from the project at hand enable to perform an evaluation of the ecosystem status for every single monitoring site of the ICP Forests Level 2 program or similar monitoring and sample plots with an adequate data base and quality. The six ecosystem functions and the corresponding indicators mentioned above are listed in table 3 in Chapter 6. Indicators, which will be considered in the dynamic modelling, are amount of Carbon, CN ratio, pH value, base saturation and soil water content.

Reference status of ecosystem types

The evaluation of the current status of ecosystems and their possible future development with regard to climate change und atmospheric N deposition can only be achieved by comparing the current and probable future status to a reference system (Chapter 7). Such a system was built ecosystem type-specifically. The reference status should not be understood as a preferred ecosystem status - the time period 1961-1990 was chosen as a reference only for pragmatic reasons. Data from earlier times are even harder to find. At least the first half of the time period 1961-90 is characterised by a moderate atmospheric N deposition although the atmospheric sulphur deposition was already high. Also climate change was not that pronounced as it is currently. The impact of external factors on the ecosystem properties were assumed to be considerably less before 1990 than in the following time period 1991-2010 (which is the current status in the context of this project) because of buffering processes. The reference status was derived exclusively from data which were measured before 1990 and mostly have been collected by the W.I.E. For some monitoring sites also data, mostly vegetation data, from earlier than 1961 was available. This data were also considered within the data analysis.

The reference status was described for single ecosystem types which under some circumstances can occur all over Germany or at least in larger regions. The current status refers to single sites (ecotopes) and was derived from data of the ICP Forests Level 2 program or of the forest-ecosystem research.

If the occurring vegetation corresponds to a large extent to the potential natural vegetation (PNV) the condition of the potential natural ecosystem (the natural potential) was considered to be equal to the reference status of the corresponding natural ecosystem type. The vegetation composition of most of the terrestrial ecosystems was modified throughout time because of specific social requirements, so that the vegetation composition has changed in comparison to the PNV. For this reason most of the woodlands are anthropogenetically influenced forested ecosystems nowadays with a clear transformation concerning the vegetation composition. In these cases the status (e.g. dominant occurring of spruce or pine in a potential deciduous forest ecosystem) will be derived from the reference status of the corresponding cultural ecosystem. Unnaturally structured ecosystems like crop fields and intensive grasslands as well as forest plantations with an unnatural stocking were excluded from the evaluation. The description of the reference status also includes – besides the vegetation – the description of site features such as selected indicators for nutrient and water budget. The characteristic vegetation composition was derived from the data base of the W.I.E. for single ecosystem types. The W.I.E. data base specifies the ecological and geographical range of all natural terrestrial ecosystems in Germany with a sufficient resolution (N = 21.600).

Modelling the ecosystem status

Numeric modelling. The dynamic modelling (Chapter 8.1) was conducted for three selected investigation regions (Northeast Brandenburg, Southern Brandenburg and Northern Saxony, Thuringian Forest) which, in terms of the biocoenoses occurring there, are assumed to be sensitive to atmospheric N deposition and climate change. Within the regions, seven monitoring sites were selected. For these sites the selected indicators mentioned in table 3 and in Chapter 6 and 7 have been quantified. Calculations were done with the modelling program VSD (Posch and Reinds 2009) and with the two pre-processors MetHyd and GrowUp.

MetHyd is a simple hydrological model to compute the daily evapotranspiration rate, soil moisture and temperature and precipitation surplus (run-off, percolation water). The mentioned parameters were calculated with data on climate (monthly averages for air temperature, amount of precipitation and sunshine duration), soil texture and organic carbon content (Corg).

GrowUp is required to parameterise the plant growth before running VSD. It calculates litter fall, nutrient uptake by the vegetation and the recycling of nutrients (soil input through litter fall). The user has to specify the following input parameters: temporally differentiated information about the N deposition, age-dependent information about the yearly stem growth rate, temporally differentiated information about the management (e.g. dates for planting, thinning, cutting). The values for stem growth and management were predominantly computed by equations from the Datenspeicher Wald 2 program (DSW2). GrowUP calculates the amount of N, Ca, Mg and K, which is uptaken by the vegetation from the soil, as well as the amount of C and N, that returns into the soil through litter fall and decomposition of dead organic matter.

The modelling was conducted for the two STAR II climate scenarios RCP 2.6 and RCP 8.5 as well as two N deposition scenarios (5 kg / ha a and 15 kg / ha a N deposition after 2010). Calculations were done for the time frame between the earliest year with observation data for soil properties (current time period) and the future time periods 2011-40 and 2041-70. The modelled values are valid for the upper 30 cm of the soil including the organic layer. The tables in the appendix A1 give an overview about the data sources which have been used. The modelled values form the basis for the interpretation of the ecosystem status. The results of the modelling are shown for the single investigation sites in Chapter 8.1.

Rule-based mapping of ecosystem types. In addition to the dynamic modelling (Chapter 8.1) for seven sites in three regions of Germany, also a predictive mapping of the distribution of the ANOST ecosystem types (Chapter 5) with regard to climate change was performed for the above mentioned time periods. The predictive mapping on a small geographic scale has in comparison to the single site-related modelling the advantage that the analysis can be done for the whole of Germany (area of large extent covered) (Chapter 8.2).

The predictive mapping methodology was tested during a previous research project (Holy et al. 2009). It is based on a decision-tree model describing the occurrence of ecosystems in relation to climate change, elevation above sea level and soil texture. Calculations were done by the Classification and Regression Trees (CART) algorithm. CART identifies those object characteristics which make a more homogenous statistical distribution of the objects within the categories of a target variable by subdividing the respective portion of objects iteratively into two sub-groups each. The current occurring ecosystem types (ANOEST) mentioned in Chapter 5 were selected as target variables for the CART calculations. Predictor variables were:

- STAR II climate data (resolution of 10 km x 10 km) aggregated for the time periods 1961-90:
 - monthly average for minimum, maximum and average temperature,
 - monthly average for relative air humidity,
 - monthly average for evapotranspiration,
 - monthly average for accumulated precipitation.

- elevation above sea level (resolution of 50 m x 50 m),
- grain size distribution extracted from the BÜK 1000 (BGR 2007) (polygon layer).

To meet the requirements of the resolution of the target variables the ecosystem types were gridded by 500 x 500 m. In this way a too high loss of information due to the gridding of the polygon layers could be avoided. Each raster value was equivalent to most frequently occurring ecosystem type within the respective grid cell. Subsequently, the resulting grid dataset was intersected with the predictor variables mentioned above.

Rough concept for an evaluation system of the ecosystem integrity and tools for a decision-making support

The evaluation concept is supposed to provide a functional background for the development of an early-warning system and adequate tools for a decision-making support. The evaluation of ecosystem integrity was based on the selected status indicators mentioned in Chapter 6. The level of the endangerment of ecosystem integrity is assigned to be the opposite of the ecological status evaluated: a very good ecological status means a very low risk to ecosystem integrity. The evaluation of risk was done by comparing the current and future status with the respective reference status of the OEST. The risk to ecosystem integrity is higher the more the status indicators differ from the reference status. The concept should allow documenting transparently which ecosystem functions are affected.

Five levels of risk indicate the evaluation of ecosystem integrity: very low – low – medium – high – very high. These are equivalent to the levels of danger in the appendix 4 of the EU Water Framework Directive (EU-WRRL 2000). The overall functional evaluation is based primarily on monitoring data for the selected indicators (Chapter 6) and should comprise three steps (figure 31, appendix A9):

1. estimation of the deviation of each parameter of the status indicators from the value range given for the reference type (appendix 5),
2. evaluation of the endangerment of ecosystem integrity in terms of ecosystem functions and
3. overall functional evaluation of the ecosystem integrity.

To determine the level of risk, linguistic terms (e.g. low endangerment) should be derived from cardinal levels (e.g. characteristic number for soil moisture). Most of the indicators mentioned in chapter 6 cannot be taken into account for the prospective evaluation. For example the „Kullback distance“ and „similarity in percent for the quantitative distribution of plant species“ are not adequate as indicators because often the forest vegetation reacts to changed site conditions with temporal delay. The following indicators point to a development trend for ecosystem functions at an early stage (early-warning indicators):

- pH,
- base saturation,
- CN ratio,
- index for soil moisture,
- air temperature.

The larger the distance of the values of the indicators mentioned above from the characteristic value range of the reference type, the higher the risk for ecosystem integrity. In particular, the characterisation of the following site conditions of essential importance for the OEST is necessary for estimating the future ecosystem status: ecoclimatic classification, water budget and nutrient cycling type.

Discussion and conclusions

The ecosystem classification enables quantifying an ecological reference status and the future development with regard to ecosystem functions and structures. The indication was performed quantitatively. The ecosystem classification developed in this project is concordant and compatible to other classification systems (EUNIS, Rieken et al. 2006). Thus, the application and interpretation of the concurring ecosystem classifications could profit from the combination with the system implemented in this project. A nationwide data base for the distribution of ecosystem types was set up and has been used for mapping, statistical analysis and modelling (Chapter 5).

Indicators for evaluating the risk for ecosystem integrity have been developed (Chapter 6). Thereby, the impact of abiotic boundary conditions for ecosystems was the focus of the project. Examples of time-dependent changes are given in Chapter 8. Possible changes have been estimated by modelling current and future indicator values. A rough concept for an integrative evaluation of the endangerment of ecosystem integrity was developed for previously defined and mapped forest ecosystems (Chapter 9). The concept is understood as basis for discussions about the evaluation of ecosystem integrity with regard to climate change and deposition and should be further sophisticated in future research projects.

The dynamic modelling allows the calculation of future soil properties in consideration of different climate and deposition scenarios and for monitoring sites in Germany. The potential future development of ecosystems can be estimated site-specifically by comparing the modelling results to the information about soil properties given in the W.I.E data base.

Scientifically challenging topics concerning the ecosystem research could be further developed integratively and approved. The project results offer the possibility to use and prove the Concept for evaluating the endangerment of ecosystem integrity with regard to potential effects of climate change and nitrogen deposition for additional monitoring sites in future research projects.

3 Hintergrund und Ziel

Bewertungen des Zustandes terrestrischer Ökosysteme erfolgen bisher bezogen auf einzelne Umweltkompartimente (z. B. Baumkronen, Boden), Ökosystemfunktionen (z. B. Sickerwasserfilterung, Habitatfunktion) oder Belastungen (z. B. Luftqualität, Schadstoffeinträge, Klimaänderungen). Die Bewertung der Ökosystemintegrität soll umfassendere Bewertungen von Ökosystemzustand bzw. -entwicklung zulassen. Als Merkmale der Ökosystemintegrität gelten Selbstorganisationsfähigkeit, Funktionalität und Übereinstimmung abiotischer und biotischer Eigenschaften mit dem natürlichen Standortpotenzial (Identität). In dem UBA Workshop *Der gute ökologische Zustand naturnaher terrestrischer Ökosysteme – ein Indikator für Biodiversität?*, 2007 in Dessau (UBA 2008), bejahten die Teilnehmer die Frage, ob in Anlehnung an die Methodik der Wasserrahmenrichtlinie auch für naturnahe terrestrische Ökosysteme ein ähnliches integratives Bewertungskonzept erarbeitet werden kann.

In dem FuE-Vorhaben 3710 83 214 *Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen unter Beachtung von Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen (Projekt Ökosystemintegrität)* werden fachliche Grundlagen für ein bundesweit anwendbares Bewertungskonzept für die Ökosystemintegrität geschaffen. Es wird geprüft, welche bundesweit verfügbaren und fachlich geeigneten Datengrundlagen für die Bewertung vorhanden sind und für welche Aussagen detailliertere Daten benötigt werden. Weiterhin werden Möglichkeiten geprüft, Projektionen zukünftiger Ökosystementwicklungen für Szenarien des Klimawandels und atmosphärischer Stickstoffeinträge mit dynamischen Modellen zu berechnen. Das Projekt trägt den Forderungen der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel Rechnung, die Forschung zu den Auswirkungen des Klimawandels zu verstärken und geeignete Indikatoren zu entwickeln. Es soll wissenschaftliche Grundlagen für die vorausschauende Berücksichtigung der Dynamik der Ökosystementwicklung unter geänderten Klimabedingungen in Planungsprozessen schaffen. Das zu entwickelnde Bewertungskonzept dient der Ableitung von Maßnahmen zur dauerhaften Erhaltung der naturraumtypischen Vielfalt der Lebensräume und Arten in Deutschland und ist somit ein Beitrag zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt. Das Ziel, eine bundesweit einheitlich anwendbare Methodik zu schaffen, ist auch darin begründet, mit internationalen Entwicklungen kompatibel zu sein, z. B. mit

- der Weiterentwicklung der Critical Loads Methodik der Genfer Luftreinhaltekonvention unter Berücksichtigung des Schutzes der Biodiversität und der Wechselwirkungen mit dem Klimawandel sowie
- der angestrebten Vereinheitlichung von Methoden zur Bewertung von Ökosystemqualität und Ökosystemdienstleistungen in Europa, die derzeit durch die Europäische Umweltagentur (European Environmental Agency – EEA) koordiniert wird.

Ziel des Vorhabens ist es, auf der Grundlage einer möglichst geringen Anzahl quantifizierbarer Indikatoren mit einem hohen Weiserwert für grundlegende Ökosystemfunktionen zu einer integrativen Bewertung des Ökosystemzustandes und der Ökosystementwicklung zu gelangen. Es sollen damit fachliche Grundlagen für ein bundesweit anwendbares Bewertungskonzept der Integrität von naturnahen und anthropogen überprägten terrestrischen Ökosystemen erarbeitet werden. Dabei geht es darum, den Einfluss von Stressoren auf terrestrische Ökosysteme und deren Integrität abzuschätzen, und es sollen Empfehlungen für Strategien zum Erhalt der Biodiversität von Naturräumen erarbeitet werden. Das Vorhaben soll die im ICP

Modelling and Mapping⁵ der Genfer Luftreinhaltekonvention von 1979⁶ erarbeiteten kritischen Belastungsschwellen für atmosphärische Stoffeinträge (Critical Loads and Levels) methodisch unterfüttern. Hierzu sollen geeignete Indikatoren ausgewählt werden, mit denen ausgewählte Ökosystemtypen anhand von quantifizierbaren Referenzzuständen bewertet werden können.

Ein grundlegender Bestandteil des Projektes ist die Typisierung der naturnahen Ökosysteme Deutschlands (Kapitel 5.1) und deren kartografische Darstellung mit verfügbaren Geoinformationen zu Klima, Boden und vegetationskundlichen Merkmalen (Kapitel 5.2). Um den aktuellen Zustand sowie den Referenzzustand (Kapitel 7) zu quantifizieren, werden für ausgewählte Ökosystemfunktionen Indikatoren entwickelt, mit denen aktuelle und zukünftige Zustände eines Ökosystemtyps mit dessen Referenzzustand verglichen werden können (Kapitel 6). Eine Quantifizierung der Indikatoren erfolgt anhand von Daten aus dem Umweltmonitoring. Diese werden auch als Input-Größen für das Simulationsmodell VSD (Posch und Reinds 2009) verwendet, um deren Ausprägung für vier Zeitfenster zu berechnen: 1961-90 (Referenzzustand), 1991-2010 (aktueller Zustand) sowie 2011-40 und 2041-70 (Kapitel 8.1).

Der Output aus dem Modell VSD wird dazu verwendet, um den Zustand der Ökosystemtypen in den jeweiligen Zeitfenstern zu interpretieren, wobei mit STAR II berechnete Klimaprojektionen für die (RCP-Szenarien 2.6 und 8.5) sowie zwei Szenarien atmosphärischer Stickstoffeinträge zugrunde gelegt werden. Die numerische Modellierung wird für sieben Monitoring-Standorte in drei Modellregionen durchgeführt, an denen die Ausprägung der Indikatoren durch Messdaten quantifiziert werden kann und die sich innerhalb von Ökosystemen befinden, die gegenüber Stickstoffeinträgen und Klimaänderungen als sensibel eingestuft werden können. In Ergänzung zur der numerischen Modellierung erfolgt ferner die regelbasierte Kartierung der Ökosystemtypen mit Hilfe von Entscheidungsbaummodellen für die vier benannten Zeitfenster im GIS (Kapitel 8.2).

In Kapitel 9 werden schließlich Möglichkeiten für ein standardisiertes Bewertungssystem der Ökosystemintegrität und Instrumente der Entscheidungsunterstützung für Luftreinhalte- und Managementmaßnahmen aufgezeigt.

4 Daten

Alle im Projekt verwendeten Daten bzw. Datenquellen (Literatur) sind in den Anhängen A1.1 und A2 aufgeführt. Neben der Bezeichnung der Datenquellen wird angegeben, für welche Arbeiten (strukturiert nach Kapitel 5, 6, 7, 8) die jeweiligen Datensätze eingesetzt wurden. Im Folgenden werden die Geodaten kurz beschrieben.

Das Klassifikationssystem für natürliche und anthropogen überprägte Ökosystemtypen sowie die Beschreibung der Referenzzustände dieser Ökosystemtypen (1961-1990) basieren auf einer am Waldkunde Institut Eberswalde vorliegenden Datenbank bundesweiter vegetations-

⁵International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends

⁶Convention on Long-range Transboundary Air Pollution of the United Nations Economic Commission for Europe

standorts- und ertragskundlicher Informationen. Datenquellen, die in diese Datenbank übernommen wurden, sind im Anhang 2 ausgewiesen.

Die aktuelle Karte zur potenziellen natürlichen Vegetation (BfN 2010)⁷ bildet die Grundlage zur Kartierung der potenziell auftretenden naturnahen Ökosystemtypen (PNOEST) in Deutschland. Letztere wiederum bilden eine von zwei Informationsgrundlagen für die Kartierung der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen ANOEST: Die ANOEST wurden durch Verschneidung der PNOEST (Anhang 7, Karte 1) mit der Landnutzung (CLC2000)⁸ abgeleitet.

Die Daten aus dem 50 m mal 50 m aufgelösten Höhenmodell des Bundesamts für Kartographie und Geodäsie (BKG) dienen v.a. der Ausdifferenzierung der potenziell und aktuell auftretenden naturnahen Ökosystemtypen Deutschlands (Kapitel 5.2). Hierfür wurden ferner verwendet: die in einer Auflösung von 1 km mal 1 km vorliegenden Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes der monatlich gemittelten Ausprägungen der Niederschläge, Verdunstung, Lufttemperatur, Sonnenscheindauer sowie Globalstrahlung, die Karten zur Verbreitung von 30 Baumarten des Joint Research Centre der European Environmental Agency (EEA) (räumliche Auflösung 1 km mal 1 km), die nutzungsspezifische Bodenübersichtskarte BÜK 1000 (BGR 2007)⁹ sowie Arealkarten zur Verbreitung ausgewählter Pflanzenarten und der Verbreitungsgebiete der FFH-Lebensraumtypen des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). Diese Daten wurden auch für die Beschreibung von Merkmalskonfigurationen der Referenzzustände (Zeitraum 1961-90) der potenziell und aktuell auftretenden Ökosystemtypen genutzt (Kapitel 7).

Zur Operationalisierung von Ökosystemfunktionenindikatoren und -dienstleistungen für ausgewählte Ökosysteme aus drei Modellregionen (Kapitel 6) wurden Monitoringdaten recherchiert und verwendet. Hierzu zählen: a) Informationen aus dem ICP Forests Level II-Programm für alle Bundesländer mit Ausnahme von Hessen, Niedersachsen, Brandenburg und Sachsen-Anhalt, für die die Nordwestdeutsche Forstliche Forschungs- und Versuchsanstalt die Datenlieferung versagte, sowie b) Mess- und Metadaten aus der Bodendauerbeobachtung der Länder (BDF) und der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE).

Die mit den Monitoringdaten quantifizierten Messgrößen für die Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen bilden eine wesentliche Grundlage für die modellgestützte Beschreibung ihrer Ausprägung in vier Zeitfenstern (1961-90, 1991-2010, 2011-40 sowie 2041-70). Die Berechnungen mit VSD berücksichtigen die historische Deposition (EMEP) sowie ab 2010 zwei Szenarien atmosphärischer Stickstoffdepositionen (5 kg / ha a sowie 15 kg / ha a). Als Eingangsgrößen für das Klima in o.g. Zeiträumen wurde das STATistical Regional model STAR II verwendet. STAR II, am Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung (PIK) entwickelt (Orlowsky

⁷BfN 2010: Karte der Potenziellen Natürlichen Vegetation Deutschland, Stand Oktober 2010, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

⁸CLC 2000: Corine land cover 2000 der European Environmental Agency (EEA); <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2000-clc2000-seamless-vector-database>; die Corine Landcover 2005 lag zum Zeitpunkt der Verwendung der Daten noch nicht flächendeckend für Deutschland vor.

⁹BGR 2007: Nutzungsspezifische Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000), Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

et al. 2008), ist eines von vier meteorologischen Simulationsmodellen, die in Deutschland für regionale Klimaprojektionen zur Verfügung stehen. WettReg¹⁰ und STAR II sind statistische, CLM und REMO dynamische Klimamodelle.

Vorteile von WettReg, dem wetterlagenbasierten Regionalisierungsverfahren (Spekat et al. 2007), sind: statistisch konsistente Beschreibung des gegenwärtigen und zukünftigen Klimas in Raum und Zeit, Ausnutzung von dynamischen Eigenschaften des Globalmodells, Rechnerressourcen schonende Herstellungsweise der Modelldaten. Als Nachteile von WettReg gelten: Bindung an das Vorhandensein von Stationsdaten in hoher räumlicher Dichte, berücksichtigt nicht neue Wetterlagen oder dynamische Prozesse aus der Klimaänderung (LUA-BB 2010). Als Vorteile des regionalen Klimamodells STAR II¹¹ sind zu nennen: Physikalische Konsistenz der meteorologischen Beobachtungsgrößen durch rekombinatorischen Ansatz, von den Defiziten globaler Modelle unabhängiger Antrieb, gute Wiedergabe der Beobachtungsdaten, Rechnerressourcen schonende Herstellungsweise der Modelldaten, auch bei sehr großen Ensembles (Umfang > 1000). Diesen Vorteilen stehen folgende Einschränkungen des STAR II-Modells gegenüber: Bindung an das Vorhandensein von Stationsdaten in hoher räumlicher Dichte, ausschließlich statistische Kopplung der Wetterelemente an die Temperaturänderungen und Datenverfügbarkeit nur bis 2070 (LUA-BB 2010). Bei noch unveröffentlichten Modellvalidierungen schnitten Berechnungen mit WettReg etwas schlechter ab als STAR II-Modellierungsergebnisse (pers. Mitteilg. Prof Werner, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung). Diese liegen sowohl punkthaft für einzelne Stationen als auch in einem 10 km mal 10 km-Raster (WettReg: 12,5 km mal 12,5 km) vor.

Grundlage für den nächsten IPCC-Bericht 2013 / 2014 werden nicht mehr die IPCC SRES-Szenarien wie z.B. A1B1 oder B1 sein (IPCC 2001), sondern RCP-Szenarien (Representative Concentration Pathways). Diese neuen Sozioökonomie- und Konzentrations-Szenarien werden nicht vom IPCC, sondern von frei arbeitenden Wissenschaftlern erarbeitet und stützen sich auf Ergebnisse der wissenschaftlichen Literatur (Imbery & Plagemann 2011). Bisher werden vier Szenarien mit jeweils unterschiedlichen Strahlungsantrieben und Treibhausgaskonzentrationen im Jahr 2100 gegenüber den vorindustriellen Werten von 1850 verwendet (Tabelle 1):

Tab. 1: RCP-Szenarien für den 5. IPCC-Sachstandsbericht. Anstieg gegenüber vorindustriellen Werten (1850)

Bezeichnung	RCP8.5	RCP6.0	RCP4.5	RCP2.6
Treibhausgaskonzentration im Jahre 2100	1370 ppm CO ₂ -äq	850 ppm CO ₂ -äq	650 ppm CO ₂ -äq	400 ppm CO ₂ -äq
Strahlungsantrieb 1850-2100	8,5 W / m ²	6,0 W / m ²	4,5 W / m ²	2,6 W / m ²

Gegenstand der RCP-Szenarien sind nicht wie bei den SRES-Emissionsszenarien die Emissionen, sondern die Konzentration und der Strahlungsantrieb der Treibhausgase, nach dem die Szenarien benannt sind: RCP6.0 steht z.B. für einen Anstieg des Strahlungsantriebs von 6,0 W /

¹⁰Wetterlagenbasiertes Regionalisierungsverfahren

¹¹http://www.hzg.de/science_and_industrie/klimaberatung/csc_web/011667/index_0011667.html.de

m² zwischen 1850 und 2100. Die sozio-ökonomischen Annahmen der RCP-Szenarien berücksichtigen u.a. die Bevölkerungszunahme, das Bruttosozialprodukt und den Energieverbrauch. So geht RCP 8.5 von 12 Milliarden Menschen auf der Erde im Jahr 2100 aus, RCP 2.6 dagegen von 9 Milliarden. Der Primärenergieverbrauch beträgt bei RCP 8.5 das Dreifache des heutigen Wertes, in den anderen Szenarien das Doppelte. Auch im Energiemix unterscheiden sich die Szenarien: Der Öl-Anteil bei RCP 2.6 ist sehr gering, der Anteil von Kohle bei RCP 8.5 mit 50 % sehr hoch. Die CO₂-Emissionen steigen in RCP 8.5 von rund 10 GtC / Jahr in der Gegenwart auf nahezu 30 GtC / Jahr am Ende des Jahrhunderts, bei RCP 2.6 sinken sie bis 2080 auf Null. Im Projekt werden die Szenarien RCP 2.6 und RCP 8.5 verwendet.

5 Ökosystemtypisierung

Die Ökosystemtypisierung umfasst die Erarbeitung eines Klassifikationssystems für natürliche und naturnahe oder halbnatürliche Ökosysteme (Kulturökosysteme) anhand von klimatischen, vegetationskundlichen und bodenphysikalischen / -chemischen Standortmerkmalen (Kap. 5.1) sowie deren flächendeckende Kartierung im GIS (Kap. 5.2). Als natürliche Ökosysteme werden unabhängig von ihrer Genese und aktuellen Bewirtschaftung solche Ökosysteme verstanden, deren Vegetationszusammensetzung der potentiellen natürlichen Vegetation entspricht, die also unter den derzeit gegebenen Standorts- und Umweltbedingungen in Selbstorganisation ähnliche Vegetationsstrukturen hervorbringen würden und in denen folglich auch ähnliche ökosystemare Prozesse ablaufen (Jenssen 2002). Die natürlichen Ökosysteme werden in Wälder und natürlich waldfreies Offenland aufgeteilt. Als naturnahe oder halbnatürliche Ökosysteme (hier auch als Kulturökosysteme bezeichnet) werden die standortgerechten Kultur-Forstökosysteme, das halbnatürliche Kultur-Grasland, die Sekundär-Heiden und Halbtrockenrasen gemäß Anhang A3.7 verstanden. Die Vegetationszusammensetzung dieser Kulturökosysteme entspricht nicht der potentiellen natürlichen Vegetation, da die Baumartenzusammensetzung dieser von Natur aus waldfähigen Ökosysteme verändert wurde. Als naturnah bezeichnen wir sie dann, wenn für die Aufrechterhaltung dieser modifizierten Strukturen unter den bisher vorherrschenden Umweltbedingungen keine permanenten und energieintensiven Bewirtschaftungseingriffe wie Bodenbearbeitung, Düngung oder Schädlingsbekämpfung erforderlich sind.

5.1 Definition von Ökosystemtypen

Die Ökosystemtypisierung wurde auf der Grundlage und unter Nutzung der bekannten historischen und aktuellen Typisierungsansätze auf nationaler und internationaler Ebene am W.I.E. seit Jahrzehnten weiterentwickelt und in zahlreichen Publikationen dokumentiert. Eine umfassende Auflistung der verwandten Quellen findet sich im Anhang A2.1. Erstmals erfolgte eine bundesweit flächendeckende Anwendung des Klassifizierungssystems.

Als Ökosystemtypen werden ökologische Vegetationseinheiten definiert, die sich aufgrund der Wirkungszusammenhänge von biotischen und abiotischen Faktoren in Raum und Zeit durch ökologisch, historisch und ökologisch-ökonomisch determinierte Randbedingungen beeinflusst werden (Schwarzenbach 1987). Sie zeichnen sich durch charakteristische Merkmalskonfigurationen und interne Homogenität in wesentlichen Merkmalen der Struktur, der wuchsbestimmenden ökologischen Faktoren und der Prozessabläufe aus (Hofmann 1997). Aus der internen Merkmalskonstellation und Systemhomogenität resultieren eine definierbare pflanzengeographische Stellung des Ökosystemtyps, eine ähnliche genetische Ausstattung sowie eine vergleichbare Entstehungsgeschichte (natürlich, halbnatürlich, naturfern).

Die Vielfalt der naturnahen terrestrischen Ökosysteme Deutschlands wird nach den folgenden Klassifikationsprinzipien in eine überschaubare Einheit von Ökosystemtypen gegliedert. Die Repräsentanten eines Ökosystemtyps sollen untereinander homogen sein im Hinblick auf

1. die standörtlichen Bedingungen, unter denen ihre Ausbildung erfolgt
2. die Qualität und Quantität der vorkommenden Arten (Vegetationsstruktur)
3. die in den Ökosystemen ablaufenden Prozesse des Nährstoff- und Wasserhaushalts, der Nettoprimärproduktion, Kohlenstoffspeicherung und Regeneration.

Die Ökosystemtypen unterscheiden sich voneinander deutlich hinsichtlich der Konfiguration der genannten Merkmale. Die Gesamtheit der auszuarbeitenden Typen soll die in Deutschland vorhandene Vielfalt naturnaher terrestrischer Ökosysteme abdecken.

Einen entscheidenden Faktor für die Differenzierung der Vegetationsstrukturen innerhalb Deutschlands stellen die unterschiedlichen klimatischen Bedingungen dar, die durch geografische Lage und Höhenstufe differenziert werden. Die Wirkung der klimatischen Faktoren auf die Vegetation spiegelt sich in pflanzengeografischen Befunden, also in der regionalen Verbreitung von Pflanzengesellschaften und Florenelementen wider. Unter Auswertung der im Anhang A2.3 im Detail ausgewiesenen Datenquellen zur Nutzung von Vegetations- und Florenkarten wurde die in Anhang A3.1 ausgewiesene ökoklimatische Gebietsklassifizierung anhand pflanzengeografischer Befunde abgeleitet. Diese Klassifizierung bildet *das erste Ordnungsmerkmal* der Typisierung und wird an erster Stelle bei der Codierung von Ökosystemtypen angeführt. *Eg* bedeutet z.B. *Tief- bis untere Bergwaldlagen insgesamt (Eg-XX-XX)* (Anhänge A3.6, A3.6, A3.7).

Innerhalb einheitlicher pflanzengeografisch-ökoklimatischer Regionen wie z.B. in der *Eg* werden die sich in Selbstorganisation ausbildenden Vegetationsstrukturen durch edaphische und mesoklimatische Unterschiede weiter differenziert. Die Wechselwirkung zwischen Vegetationsstrukturen und standörtlichen Faktoren führt zur Ausbildung von Wasserhaushalten und Stoffkreisläufen der Ökosysteme, die in Feuchte und Bodennährkraft ihren messbaren Ausdruck finden. Als *zweites Ordnungsmerkmal* wird daher der sich in Boden- und bodennaher Luftfeuchte manifestierende *Wasserhaushalt* definiert. Die Skalierung zwischen den Extremen (1 = dürr, 9 = dauerhaft sehr nass) und die Berücksichtigung weiterer edaphisch-reliefbedingter Besonderheiten (Konstanz oder Variabilität, Durchströmungsverhältnisse des Bodens u.a.) führt zur Definition der in Anhang A3.2 ausgewiesenen Wasserhaushaltstypen, die sich an zweiter Stelle des Ökosystemcodes wieder findet. *8o* bedeutet z.B. *dauernass-organisch (XX-8o-XX)*.

Drittes Ordnungsmerkmal ist der Stoffkreislauf, der in Stoffkreislauftypen unterteilt wird, die in Anhang A3.3 und A3.4 (Stoffkreislauftypen des mineralischen Oberbodens, M-Reihe: Mull, Moder, mor, Magerrohhumus) und Anhang A3.5 (Stoffkreislauftypen auf organischen Böden, T-Reihe = Torf, Tangel) angeführt und in ihren Eigenschaften beschrieben sind. Der Stoffkreislauftyp wird durch den zugehörigen Humuszustand benannt (Anhang A3.3), der als ein kennzeichnendes Merkmal des jeweiligen Stoffkreislauftyps herangezogen wird. Tatsächlich kennzeichnet der Humuszustand den jeweiligen Stoffkreislauftyp in der Gesamtheit der in den Anhängen A3.4 und A3.5 angeführten Eigenschaften. Diese Merkmale wurden unter Auswertung der im Anhang A2.4 ausgewiesenen Datenquellen abgeleitet. Der Stoffkreislauftyp wird an dritter Stelle des Ökosystemcodes definiert. T3 bedeutet beispielsweise *Sauer-Volltorf (XX-XX-T3)*.

Der beispielhaft erläuterte Ökosystemtyp-Code **Eg-8o-T3** steht für einen *Moorbirken-Sauer-Nassmoorwald* (Anhang A3.6). Dass dieser natürliche Ökosystemtyp heute noch vorkommt ist Anhang A3.8 zu entnehmen. Er entspricht dem Biotoptyp 43.01.01 nach Riecken et al. (2006) und kann durch Bewirtschaftungseinflüsse in einen Atlantischen Sauermoor-Kiefernforst (Ea-8o-t3) übergehen (Anhang A3.7, Biotoptyp 44.04.03.01 nach Riecken et al. 2006). Damit ist ein umfassendes Klassifizierungssystem entworfen, das jedem Ökosystemtyp eine dreidimensionale ökologische Koordinate zuordnen soll, die seine Einmaligkeit innerhalb der Gesamtvegetation kennzeichnet.

Im nächsten Arbeitsschritt kam es nun darauf an, dieses dreidimensionale Raster mit realen Systemen so aufzufüllen, dass die einem Rasterkästchen (Ökosystemtyp) zugeordneten Systeme die eingangs definierten drei Homogenitätskriterien erfüllen. Tatsächlich sind die Entwicklung des Klassifizierungssystems und die Zuordnung der Realsysteme in dieses System ein iterativer Prozess. Die Typisierung erfolgt über die Datenbank des W.I.E., die derzeit 21.600 entweder exakt verortete oder zumindest über die Zuordnung zu Messtischblättern bzw. topografischen Kartenblättern regionalisierte Vegetationsanalysen aus ganz Deutschland sowie ökologische Begleitdaten zu den standörtlichen Bedingungen, in zahlreichen Fällen auch Messdaten zu Oberbodenzustand und Nettoprimärproduktion in unterschiedlicher Auflösung enthält. Zu Beginn der Projektbearbeitung umfasste der Datenbestand knapp 14.000 Aufnahmen, wobei nicht alle Regionen Deutschlands gleichmäßig repräsentiert waren. Projektbegleitend wurden ca. 8000 Aufnahmen ergänzt durch Austausch mit anderen Vegetationsdatenbanken Deutschlands, insbesondere mit Prof. Ewald aus Weihenstephan sowie durch Digitalisierung weiterer Daten aus den in den Anhängen A2.3 und A2.4 ausgewiesenen Datenquellen. Hierdurch konnte erreicht werden, dass Informationen über weitere Regionen in Deutschland und ihre ökologischen Bedingungen hinreichend repräsentiert werden.

Zunächst erfolgte eine Vorsortierung der Vegetationsanalysen entsprechend Kriterium (1), also nach den bestimmenden standörtlichen Bedingungen, zu den im Anhang A3.1 ausgewiesenen ökoklimatischen Regionen (1. Kennziffer des Ökosystemcodes). Auf dieser Grundlage wurden die Vegetationsaufnahmen entsprechend Kriterium (2), also nach der Homogenität in Qualität und Quantität der Vegetation über vergleichende Tabellenarbeit gutachtlich zu Einheiten zusammengestellt. Die Vorgehensweise wird in Tabelle 2 an einem einfachen Beispiel mit sechs zugehörigen Aufnahmen demonstriert. Das entscheidende Kriterium für die Zusammenstellung der Aufnahmen durch den Gutachter ist die Homogenität der Mengeneinfaltung der vorkommenden Arten (Hofmann & Passarge 1964). In einem Typ erreicht eine bestimmte Kombination von Arten gemeinsam das Schwergewicht ihrer Mengeneinfaltung. Das Homogenitätskriterium findet seinen Ausdruck darin, dass die hochsteten Arten in allen Aufnahmen mit ähnlichen Deckungswerten auftreten, also möglichst wenig von der mittleren Menge abweichen. Mathematisch kann das Typisierungskriterium über eine Optimierung der prozentualen Ähnlichkeit nach Gleichung 4.2 (Abschnitt 4) abgebildet werden. Im Abschnitt 4 erfolgt eine Verifizierung der gutachtlichen Zusammenstellung anhand dieser Größe.

Tab. 2: Beispiel einer vegetationskundlichen Tabellenarbeit. Es erfolgt die Zusammenfassung der Aufnahmen zu einem Typ (hier: C3-6d-B2) nach der Homogenität der Artenvorkommen in ihrer Mengenfaltung. Die hochsteten Arten (Stetigkeit über 60 %) sind gelb unterlegt.

lfd.Nr.	Aufnahmen: 6				1	2	3	4	5	6
	ökol. Gruppe	Flächennummer:	Stetigkeit	Mittlere Menge	SX0395	SX0397	SX0398	SX0399	SX0401	SX0403
		Datum:			09.99	07.85	07.85	05.86	07.85	07.85
		Mittlere Artenzahl: (9)			12	11	10	8	7	7
		Obere Baumschicht								
1	7.	<i>Picea abies</i>	83	8	10	3	15		15	3
2	6.	<i>Fagus sylvatica</i>	100	69	62	62	62	80	62	87
3	.4	<i>Sorbus aucuparia</i>	17	0		+				
		Strauchschicht2								
4	7.	<i>Picea abies</i>	100	10	3	15	15	10	15	+
5	6.6n	<i>Rubus idaeus</i>	17	0	3					
6	6.	<i>Fagus sylvatica</i>	50	3	20		+			+
7	.4	<i>Sorbus aucuparia</i>	67	0	r	+	+			+
		Krautschicht								
8	8.8n	<i>Urtica dioica</i>	17	0	+					
9	7.3	<i>Calamagrostis villosa</i>	83	8	3	15	15		15	3
10	7.3	<i>Lycopodium annotinum</i>	17	2				10		
11	6.5	<i>Dryopteris dilatata</i>	33	1	3	+				
12	6.4	<i>Luzula luzuloides</i>	17	0			3			
13	6.2	<i>Vaccinium myrtillus</i>	100	54	37	37	62	62	62	62
14	6.2	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	17	0		3				
15	5.8	<i>Epilobium montanum</i>	17	0	+					
16	5.5	<i>Dryopteris carthusiana</i>	50	0		+		+	+	
17	5.5	<i>Luzula pilosa</i>	17	0			+			
18	5.3	<i>Pyrola minor</i>	17	0			+			
19	5.2	<i>Deschampsia flexuosa</i>	100	14	3	15	15	10	3	37
20	5.2	<i>Carex pilulifera</i>	17	0	3					
21	5.2	<i>Galium saxatile</i>	17	0			+			
22	4.5	<i>Mycelis muralis</i>	17	0	r					
23		<i>Pyrola spec.</i>	17	0				r		
		Moosschicht						1		
24	5.5	<i>Dicranella heteromalla</i>	17	0		+				
25	5.4	<i>Polytrichum formosum</i>	17	0				3		
26	5.2	<i>Dicranum scoparium</i>	50	1		+			+	3

Es besteht ein enger funktionaler Zusammenhang zwischen den in einem Ökosystem mit hohen Mengenanteilen vorkommenden Pflanzenarten einerseits und den Prozessen des Wasser- und Nährstoffhaushalts sowie der Nettoprimärproduktion andererseits (Grime 1998, Jenssen 2009a). Hieraus folgt, dass die Homogenität der Vegetationsstrukturen nach Qualität und Quantität sowohl Ursache als auch Wirkung der Homogenität dieser Prozesse darstellt. Tatsächlich kann über die Zuordnung der hochsteten Arten hoher Mengenfaltung zu den in der zweiten Spalte der Tabelle 2 indizierten ökologischen Artengruppen nach Passarge und Hofmann (1968) in der aktuellen Fassung nach Hofmann (2002) eingeschätzt werden, dass die Einheit zu einem Moderrohhumus-Stoffkreislauftyp mit einem Wasserhaushaltstyp zwischen

den Feuchtestufen mittelfrisch und dauerfrisch korrespondiert. Anhand der geografischen Herkunft der Aufnahmen, die durch das Auftreten von Hochbergwaldzeigern bestätigt wird, und der Informationen zum Stoffkreislauf- und Wasserhaushaltstyp erfolgt im Beispiel die Zuordnung zum Ökosystemcode C3-6d-B2.

Das Ergebnis der Ökosystemtypisierung ist in den Anhängen A3.6 (Liste der natürlichen Ökosystemtypen) und A3.7 (Liste der Kulturökosystemtypen) dokumentiert. In Anhang A3.7 ist zu jedem Kulturökosystem (sekundäre Ökosysteme) als Herkunfts-Ökosystem das entsprechende primäre oder natürliche Ökosystem angegeben, das sich unter denselben standörtlichen Verhältnissen und Umweltbedingungen in Selbstorganisation ausbilden würde. Aus dem Vergleich der Typencodes von primären und sekundären Ökosystemen wird der modifizierende Einfluss der durch menschliche Bewirtschaftung veränderten Vegetationszusammensetzung (Baumartenwechsel bei Forsten) auf den chemischen Oberbodenzustand und auf den Wasserhaushalt deutlich.

Die nach dem dargestellten Vorgehen erarbeitete Ökosystemtypisierung kann letztlich dadurch verifiziert werden, dass der quantitative Nachweis der eingangs formulierten Homogenitätsbedingungen im Hinblick auf Vegetationsstruktur, Stoffkreislauf und Wasserhaushalt geführt wird. Dieser Nachweis wird für eine Auswahl von über 30 Ökosystemtypen im Zusammenhang mit der Quantifizierung der Referenzzustände im Abschnitt 5 erbracht.

5.2 Kartierung der Ökosystemtypen im GIS

Ausgehend von dem in Kapitel 5.1 beschriebenen Klassifikationssystem erfolgte eine Regionalisierung der Ökosystemtypen mit den in Kapitel 4 beschriebenen Datengrundlagen. Dabei wurde in folgenden Schritten vorgegangen (vgl. Anhang A9):

(1) Regionalisierung der potentiellen natürlichen Ökosystemtypen anhand der Deutschlandkarte der PNV.

Grundlage für die kartografische Abbildung der unter heutigen Standorts- und Umweltbedingungen potenziell, d.h. in Selbstorganisation sich ausbildenden naturnahen Ökosystemtypen war die vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) herausgegebene Karte der PNV Deutschlands. Sie enthält flächendeckende Informationen zur potenziellen Verbreitung von Komplexen natürlicher Vegetationseinheiten. Diese Vegetationseinheiten sind im Hinblick auf die hochsteten Arten und deren Mengenfaltung beschrieben. Die Zuordnung dieser Vegetationskomplexe zu den innerhalb dieser Komplexe jeweils dominierenden natürlichen Ökosystemtypen gemäß Anhang A3.6 erfolgte über vergleichende Tabellenarbeit, d.h. die Artenvorkommen mit einer Stetigkeit über 20 % wurden im Hinblick auf die Übereinstimmung von Stetigkeitsklasse und mittlerer Mengenfaltung miteinander verglichen. Das Vorgehen entspricht der in Tabelle 2 und den zugehörigen Erläuterungen im Abschnitt 3.1 demonstrierten Arbeitsweise. Die im Ergebnis getroffene Zuordnung von PNV-Kartierungseinheit zu natürlichem Ökosystemtyp ist in Anhang A3.6 dokumentiert.

(2) Verschneidung der derart generierten Karte mit Informationen zur aktuellen Baumartenverteilung (Quelle: EEA) und zur Landnutzung im Jahr 2000.

Zunächst wurde die flächendeckende Karte der potenziellen natürlichen Ökosysteme Deutschlands auf die Landesfläche reduziert, auf denen naturnahe terrestrische Ökosysteme tatsächlich ausgebildet sind. Hierzu wurde die PNV-Karte mit den Landnutzungsklassen der

Corine Landcover 2000 verschnitten und mit denen der Oberrubrik Wälder und naturnahe Flächen zugehörigen Klassen im GIS selektiert:

- 311 (Laubwälder),
- 312 (Nadelwälder),
- 313 (Mischwälder),
- 321 (natürliches Grünland),
- 322 (Heide- und Moorflächen),
- 324 (Wald und Sträucher),
- 331 (Sandflächen),
- 332 (Felsflächen),
- 333 (spärlich bewachsen).

Zur Bestimmung der aktuellen Baumartenverteilung auf der Waldfläche wurden die Karten zur europäischen Baumartenverteilung EEA ausgewertet. Hierzu wurden die in einer räumlichen Auflösung von 1 km mal 1 km vorliegenden modellierten Karten zum Vorkommen von 30 Baumarten mit der PNV-Karte Deutschlands im GIS verschnitten.

Mit der ausgestanzten Karte der natürlichen Ökosysteme Deutschlands (PNOEST, Anhang A7 - Karte 1), den Landnutzungsklassen der Corine Landcover sowie den Daten zur Baumartenverteilung wurde schließlich die Karte der aktuellen naturnahen terrestrischen Ökosystemtypen Deutschlands (ANOEST) abgeleitet (Anhang A7 - Karte 2). Hierzu wurde jedem potenziellen natürlichen Ökosystemtyp in seiner spezifischen Kombination mit den auf der Fläche seiner Ausbildung vorkommenden oben genannten Landnutzungsklassen sowie den im Umgebungsraster vorherrschenden Baumarten ein aktueller Ökosystemtyp zugeordnet. Die Zuordnung erfolgt unter Nutzung der Liste der Kultur-Ökosysteme entsprechend Anhang A3.7. Die Zuordnung erfolgte dabei nach folgenden Hauptregeln:

- Wenn Landnutzungsklasse und dominierende Baumarten dem potenziellen natürlichen Ökosystemtyp entsprechen, so wird der natürliche Ökosystemtyp kartiert.
- Wenn dies nicht der Fall ist, so wird der den dominierenden Baumarten entsprechende, den natürlichen Ökosystemtyp nach Anhang A3.7 ersetzende Laubbaum- bzw. Nadelbaumforst-Ökosystem kartiert. Ist in Anhang A3.7 kein entsprechendes Kultur-Ökosystem ausgewiesen, handelt es sich um eine nicht standortgerechte Bestockung (Kennzeichnung als naturfern und Ausgliederung aus der Fläche der naturnahen terrestrischen Ökosystemen Deutschlands).

Mögliche Fehlerquellen der nach diesen Regeln getroffenen Zuordnungen ergeben sich vor allem aus Unsicherheiten der Informationen zur Baumartenverteilung und zu den Landnutzungsklassen.

(3) Auf der Grundlage dieser Zuordnungen wurde die Karte der aktuellen naturnahen Ökosysteme Deutschlands (ANOEST) erstellt (Anhang A7 - Karte 2). Die in Anhang A3.8 enthaltene Legende enthält die kartierten Ökosystemtypen einschließlich der Informationen zu ihren Flächenanteilen. Die Legende umfasst eine Teilmenge der in den Anhängen A3.6 und A3.7 im Ergebnis der Typisierung dargestellten Systeme. Dies ist vornehmlich eine Folge der

Kleinmaßstäbigkeit der verwandten digitalen Kartengrundlagen. Ferner erfolgte eine Darstellung der ANOEST für die einzelnen Bundesländer (Anhang A7, Karten 3a-l) und für die 3 Modellregionen (Anhang A1.7).

(4) Verschnitt der Ergebnisse aus (3) mit Geoinformationen zum Boden (BÜK 1000) sowie zum Klima (Mittlere monatliche Temperatur, Globalstrahlung, Verdunstungshöhe, Niederschlagsmenge sowie Sonnenscheindauer für den Zeitraum 1961-90 – extrapolierte Rasterkarten 1 km mal 1 km (DWD) und zur orografischen Höhe (BKG) im GIS. Die entsprechenden Ergebnisse dienen der quantitativen Beschreibung der ANOEST im Hinblick auf die Referenzzustände (Kapitel 7).

6 Indikatoren für Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen

Zustand und Entwicklung ausgewählter Ökosystemfunktionen des Stoff-, Wasser- und Energiehaushaltes der naturnahen Ökosystemtypen sollen durch jeweils einen Indikator abgebildet werden und eine Bewertung ermöglichen. Hierzu werden Indikatoren zur Kennzeichnung von Zustand und Entwicklung von Ökosystemfunktionen ausgewählt und ein Referenzzustand anhand vorliegender Daten (Zeitraum 1961-1990) beschrieben, der zum Vergleich mit Ökosystemzuständen unter gegenwärtigen bzw. zukünftigen Klimabedingungen und Stickstoffeinträgen herangezogen wird.

Für folgende Funktionen naturnaher Ökosysteme wurden Indikatoren ausgewählt und Daten für ihre Quantifizierung zusammengetragen (Tabelle 3): 1. Lebensraumfunktion, 2. Netto-Primärproduktion, 3. Kohlenstoffspeicherung, 4. Nährstofffluss, 5. Wasserfluss, 6.

Anpassungsfähigkeit an veränderliche Umweltbedingungen. Die ausgewählten Indikatoren zielen auf die zentralen Ökosystemdienstleistungen Naturschutz (1), Forstwirtschaft (2) und Klimaschutz (3), die flächendeckend von Bedeutung sind. Die Indikatoren (4-6) spielen eine zentrale Rolle für Stabilität und Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme. Mit den ausgewählten Indikatoren werden daher Schlüsselfunktionen oder primäre Ökosystemfunktionen beschrieben, die ihrerseits unverzichtbare Voraussetzung für andere Funktionen bzw. Dienstleistungen darstellen. Letztere umfassen etwa den Hochwasserschutz, den Erosionsschutz oder die Erholungsfunktion. Ein weiteres Kriterium für die Auswahl der Indikatoren ist ihre Quantifizierbarkeit, d.h. sie sollen aus Daten bundesweiter Monitoringprogrammen hinreichend zuverlässig ableitbar sein.

Tab. 3: Ausgewählte Ökosystemfunktionen und zugeordnete Indikatoren für die Bewertung der Ökosystemintegrität. Die Funktionen 1 und 6 werden nur im Vergleich des heutigen Zustands zum Referenzzustand bewertet, die Entwicklung der Funktionen 2-5 wird darüber hinaus auch für zukünftige Zeitabschnitte simuliert (dynamische Modellierung)

Ökosystemfunktion	Indikator
1 Lebensraum	Kullback-Distanz (Kullback 1951, Jenssen 2010) und prozentuale Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengenverteilung zum Referenzzustand
2 Netto-Primärproduktion	Durchschnittliche Nettoprimärproduktion an Baumholz* zum Zeitpunkt der Kulmination
3 Kohlenstoffspeicherung	Gehalt an organischem Kohlenstoff im Humus der Auflage und im Bodenblock 0-80 cm Tiefe
4 Nährstofffluss	C / N -Verhältnis, pH - Wert und Basensättigung der obersten 5 cm vom Oh- bis Ah-Bodenhorizont Gehalt an Nährelementen N, P, K, Ca, Mg in letztjährigen Nadeln bzw. Blättern
5 Wasserfluss	Feuchtekenzahl
6 Anpassung an veränderliche Umweltbedingungen	Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten

*Gesamtheit von Schaftholz und Astholz mit Rinde

Die den o. g. sechs Ökosystemfunktionen zugeordneten Indikatoren sind in der Tabelle 3 zusammenfassend aufgelistet. Die Quantifizierung der Zustandsindikatoren für den aktuellen Ökosystemzustand erfolgte z. T aus Daten bundesweit flächendeckender Monitoring-Programme Im Anhang A4 wurden diese sechs Indikatoren für zwei Level-II-Flächen der

Modellregion Thüringer Wald und eine Level-II-Fläche der Modellregion Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen beispielhaft berechnet und dargestellt. Darüber hinaus erfolgte die Quantifizierung der Indikatoren für vier Flächen für die Daten aus der Vegetationsdatenbank des W.I.E vorliegen. Mit dem erreichten Bearbeitungsstand ist es prinzipiell möglich, für jede Monitoringfläche aus dem forstlichen Level-II-Messnetz mit hinreichendem Datenumfang und hinreichender Datenqualität bzw. für Monitoring- oder Versuchsflächen ähnlicher Datenausstattung eine derartige Bewertung des Ökosystemzustands durchzuführen. Das Verfahren besteht aus sechs Schritte.

1. Zuordnung der Untersuchungsfläche zu einem Ökosystemtyp

Die Quantifizierung der Indikatoren für ausgewählte Ökosystemfunktionen erfolgt über den Vergleich der aktuellen Zustandsparameter mit dem jeweiligen Referenzzustand. Dieser Referenzzustand wird über die Zuordnung eines Monitoringstandortes zu einem Ökosystemtyp definiert (vgl. Anhang A9).

Eine erste Zuordnung erfolgt über den Vergleich der geografischen Koordinaten der Versuchsfläche mit der Karte der aktuellen naturnahen terrestrischen Ökosysteme Deutschlands (ANOEST, Anhang A3.8). Diese Zuordnung ergibt z.B. im Falle der LII-1405 (Modellregion Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen) den Ökosystem-Code Ebc-4n-c1 (Rohhumusmoder-Kiefernforst).

Die Zuordnung des Monitoringstandortes anhand der Karte der aktuellen naturnahen terrestrischen Ökosysteme Deutschlands (ANOEST, Anhang A3.8) wird in weiteren Schritten anhand der Monitoringdaten überprüft und ggf. korrigiert. Die Notwendigkeit hierzu ergibt sich vor allem aus der Kleinmaßstäbigkeit der Karte, aus der keine Aussagen über kleinflächige Ausbildungen der Ökosystemtypen gemacht werden können.

Im angeführten Beispiel ergibt die Inspektion der Level-II-Kopfdatensätze als Hauptbaumart Kiefer und als Humusform Moder. Hieraus folgt zunächst die Plausibilität der kleinmaßstäbigen Zuordnung. Da für die genannte Level-II-Fläche Daten zur Vegetationszusammensetzung vorliegen, kann in einem weiteren Schritt eine präzisierete Zuordnung über die Vegetationszusammensetzung erfolgen.

Dies geschieht mit dem am W.I.E. entwickelten Computerprogramm kullback02cb.pro, das in der wissenschaftlichen Programmiersprache IDL 8 (Fa. EXELIS) entwickelt wurde. Mit Hilfe dieses Programms werden Ähnlichkeit bzw. Abstand der Vegetationszusammensetzung der Fläche mit der mittleren Mengenfaltung von in der Tabelle 4 ausgewiesenen Ökosystemtypen (mögliche Referenzzustände) berechnet. Berechnet wird zum einen als Abstandsmaß die Kullback-Information (Kullback 1951, Jenssen 2010).

$$K(p_1, \dots, p_s, p_1^o, \dots, p_s^o) = \sum_{i=1}^s p_i \ln \left(\frac{p_i}{p_i^o} \right) \quad (4.1)$$

Die p_i bezeichnen die prozentuale Mengenfaltung der auf der Fläche vorkommenden (mit i indizierten) Arten, die p_i^o bezeichnen den aus der Gesamtheit der zum jeweiligen Ökosystemtyp vorliegenden Vegetationsaufnahmen abgeleiteten Referenzzustand der Vegetation. Die über sämtliche Arten summierten Deckungswerte werden dabei auf 1 normiert, d.h.

$$\sum_{i=1}^S p_i = 1$$

Zusätzlich wird als Ähnlichkeitsmaß ein Index berechnet, der die Übereinstimmung der aktuellen Mengenfaltung der Vegetation mit der mittleren Mengenfaltung des Typs darstellt (Jenssen 2010):

$$S(p_1, \dots, p_S, p_1^o, \dots, p_S^o) = \sum_{i=1}^S \min(p_i, p_i^o) \cdot 100\% \quad (4.2)$$

Zur Berechnung der Größen (4.1) bzw. (4.2) greift das Programm auf die Vegetationsdatenbank des W.I.E. zu, die in der jeweils aktuellen Version in einer Reihe von IDL-Dateien abgespeichert ist. In einer speziellen Datei sind für derzeit bereits knapp 50 der in den Anhängen A3.6 und A3.7 ausgewiesenen Ökosystemtypencodes die Primärschlüssel der diesen Typen zugeordneten Vegetationsaufnahmen abgelegt. Weiterhin müssen die Vegetationsanalysen der zu untersuchenden Monitoringflächen in der aktuellen Datenbankversion enthalten sein. Das Programm berechnet aus der Gesamtheit der Vegetationsaufnahmen, die dem jeweiligen Ökosystemtyp zugeordnet wurden, die mittlere Mengenfaltung p_i^o aller Arten und mittels der Deckungswerte p_i auf der Monitoringfläche den Abstand (Gl. 4.1) bzw. die Ähnlichkeit (Gl. 4.2) der Vegetationszusammensetzung zwischen Monitoringfläche und Ökosystemtyp.

Im Beispiel der Fläche LII-1405 erfolgte der Vergleich der acht zwischen 1998 und 2009 datierten Vegetationsaufnahmen mit insgesamt fünf verschiedenen Typen mittel- und zentraleuropäischer Kiefernforstökosysteme. Es ergaben sich Kullback-Distanzen zwischen 0,7 und 1,2 nach Gl. (4.1) und Ähnlichkeiten nach Gl. (4.2) zwischen 53 % und 64 % zu dem in der ersten plausiblen Zuordnung getroffenen Ökosystemtyp (Rohhumusmoder-Kiefernforst Ebc-4n-c1). Eine deutlich bessere Zuordnung ergab sich jedoch zu dem Ökosystemtyp Ebc-4n-b1 (Rohhumus-Kiefernforst) mit Kullback-Distanzen zwischen 0,2 und 0,4 nach Gl. (4.1) und Ähnlichkeiten nach Gl. (4.2) zwischen 72 % und 82 %. Die gutachtliche Analyse der Vegetations- und Oberbodendaten zur Level-II-Fläche bestätigte dann diese rechnerisch ermittelte Zuordnung. Es handelt sich tatsächlich um einen Blaubeer-Kiefernforst, dessen Oberbodendaten auf die Humusform Rohhumus schließen lassen. Die in der Kopfdatei ausgewiesene Humusform Moder konnte als modifizierungsbedürftig erkannt und die ursprünglich getroffene Zuordnung eines Referenzzustandes daraufhin präzisiert werden.

2. Indikatoren der Lebensraumfunktion

Die Lebensraumfunktion eines terrestrischen Ökosystems kann vereinfachend über die Zusammensetzung der Vegetation nach Qualität (höhere Pflanzenarten sowie Arten bodenbewohnender Moose und Flechten) und Quantität (Deckungsprozent) erfasst werden. Die Vegetationszusammensetzung stellt eine Führungsgröße auch für die Lebensraumfunktion für Tiere und Mikroorganismen dar. Weitere Kenngrößen der Lebensraumfunktion wie z.B. die räumliche Vegetationsstruktur oder Kenngrößen auf landschaftlicher (chorischer) Ebene können mit diesem Ansatz nicht oder nur indirekt erfasst werden.

Als quantifizierbare Indikatoren der über die Vegetationszusammensetzung beschriebenen Lebensraumfunktion wurden die im vorherigen Absatz eingeführten, durch die Gleichungen (4.1) und (4.2) beschriebenen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße der Vegetationszusammensetzung verwandt. Am Beispiel der Fläche LII-1605 (natürlicher Fichten-Hochbergwald auf den Kammlagen der Modellregion Thüringer Wald) wird deutlich, wie die

durch die Vegetationszusammensetzung gegebene Identität des Ökosystems (FFH-Lebensraumtyp mit geschützten Arten) durch basische Einträge, die z.B. von Kalkungsmaßnahmen herrühren könnten, deutlich verändert wird und wie sich das Ökosystem mit dem Nachlassen der Wirkung dieser Maßnahmen wieder dem Referenzzustand annähert. Das Beispiel der Fläche LII-1609(Moder-Fichten-Bergforst) zeigt hingegen eine geringe Übereinstimmung der Vegetationszusammensetzung mit dem Referenzzustand aufgrund eines erhöhten Tannenanteils. An diesen Beispielen wird deutlich, dass der Abstand des Ökosystemzustands vom Schwerpunkt des jeweiligen Typs, insbesondere aber die zeitliche Entwicklung dieses Abstands weitreichende ökologische Interpretationen und Bewertungen zulässt. Eine solche Dynamik kann dazu führen, dass ein Ökosystem infolge von Klimaänderungen und / oder Fremdstoffeinträgen die Fahrerinne des Typs verlässt und zu einem späteren Zeitpunkt einem anderen Ökosystemtyp zugeordnet werden muss. Verringert sich z.B. der Abstand eines Ökosystems zu einem anderen Ökosystemtyp, der durch ein höheres Level der Nährstoffversorgung gekennzeichnet ist, kann dies ein Hinweis auf die Wirkung eutrophierender Fremdstoffeinträge sein. Insofern besitzt gerade auch dieser Indikator eine wichtige Frühwarnfunktion im Hinblick auf eine mögliche Gefährdung der Ökosystemintegrität.

3. Indikator der Netto-Primärproduktion¹²

Die Nettoprimärproduktion (NPP) ist ein grundlegender ökologischer Prozess der Ökosysteme, wobei aus forstlicher Sicht vor allem die NPP an oberirdischer Holzbiomasse von Interesse ist und in Form des Zuwachses erfasst wird. Um eine Vergleichbarkeit dieser mit Bestandesalter und Bestandesbehandlung stark schwankenden Größe und die Definition eines für den jeweiligen Ökosystemtyp gültigen Referenzzustands zu ermöglichen, wird aus den holzmesskundlichen Monitoringdaten die durchschnittliche Nettoprimärproduktion an Holzbiomasse zum Zeitpunkt ihrer Kulmination nach dem nachfolgend beschriebenen Verfahren berechnet (Anhang A9). Dazu wurde aus den in den Level-II-Datensätzen enthaltenen Angaben zu Durchmesser und Höhe von Einzelbäumen auf den Untersuchungsflächen eine Bestandesmittelhöhe HG berechnet. Bei Kenntnis des mittleren Bestandesalters und der Baumart kann mit Hilfe von HG jeder Fläche aufgrund von Ertragstafelmodellen eine Höhenbonität oder Ertragsklasse zugeordnet werden. Die zur Verfügung gestellten LII-Daten enthalten keine Angabe des genauen Alters, sondern lediglich Angaben zur Altersklasse, also eines Zeitraums von jeweils 20 Jahren. In den Beispielen wurde daher in der Regel ein mittleres Alter innerhalb der jeweiligen Altersklasse angenommen, also z.B. das Alter 90 für die 5. Altersklasse. Für die Methodenentwicklung in diesem Projekt wurde diese Genauigkeit als ausreichend erachtet. Eine Präzisierung ist bei Vorliegen genauerer Angaben zur Bestandesgründung in einem späteren Schritt möglich.

Die Berechnung der waldwachstumskundlichen Parameter erfolgte mit den Ertragstafelfunktionen des DSW2 der Landesforstverwaltungen Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen. Die entsprechenden Funktionen, die auf akzeptierten

¹²Erstellt unter Verwendung von Projektauszügen des DSW2

Ertragstabellen unterschiedlicher Autoren beruhen, wurden für die im Projekt verwandten Hauptbaumarten in entsprechende Computerprogramme (IDL 8) umgesetzt.

Zunächst wurde mit Hilfe der Routine BON_REL aus dem angenommenen Alter und der aus den Einzelbaumdaten berechneten Bestandesmittelhöhe HG die relative Höhenbonität des jeweiligen Monitoringbestandes berechnet. Mittels der Routine BON_ABS kann jedem Bestand zusätzlich die absolute Höhenbonität zugeordnet werden, die der Mittelhöhe HG 100 im Alter 100 entspricht. Diese Größe wird auch bei der Quantifizierung der Referenzzustände (Abschnitt 5 bzw. Anhang A5) ausgewiesen. Anschließend wird aus der relativen Höhenbonität mittels der Routine ZW_HA_ET ein Zuwachsverlauf in Abhängigkeit vom Alter ermittelt. Die numerische Integration des Zuwachsverlaufs führt auf die Ermittlung des durchschnittlichen Gesamtzuwachses (DGZ) in Abhängigkeit vom Alter. Diese Kurve besitzt ein Maximum (Kulmination des DGZ), das nach Multiplikation mit der der jeweiligen Holzart entsprechenden Raumdichte auf die gesuchte Vergleichsgröße (DNP_{max}) führt.

4. Indikator des Kohlenstoffspeichers

Die Kohlenstoffspeicherung eines terrestrischen Ökosystems erfolgt in der ober- und unterirdischen Biomasse sowie im Humus. Während der Prozess der Kohlenstoffbindung durch den Indikator oberirdische NPP teilweise mit erfasst wird, betrachten wir hier nur den im Ergebnis des Prozesses akkumulierten Speicher. Die unterirdische Biomasse ist nicht direkt messbar und die oberirdische Biomasse, die im Wesentlichen dem Bestandesvorrat entspricht, ist eine mit dem Bestandesalter und der Bestandesbehandlung stark schwankende Größe. Daher wurde im Projekt der im Humus der organischen Auflage sowie im Mineralboden zwischen 0 und 80 cm Tiefe gespeicherte Kohlenstoff als Indikator für die Kohlenstoffspeicherung berechnet (vgl. Anhang A9).

Grundlage sind die in den Level-II-Datensätzen für die einzelnen Bodenhorizonte angegebenen Mengen an C_{org} in g / kg. Diese werden mit der jeweiligen bulk density (kg / m³) multipliziert und mit Hilfe der jeweiligen Angabe zur Horizontmächtigkeit in Vorratswerte pro Hektar umgerechnet.

Sofern in den Level-II-Datensätzen zu einzelnen Horizonten keine Angaben zur bulk density enthalten waren, wurden die volumenbezogenen C-Vorräte entsprechend einer empirischen Beziehung zwischen C-Gehalt und Litergewicht nach Hofmann (1974, S. 54) berechnet.

5. Indikatoren des Nährstoffhaushalts

Die bodenchemische Führungsgröße für die Differenzierung der Ökosystemtypen innerhalb der Gesamtvegetation stellt das C / N-Verhältnis im obersten Bodenkompartment dar. Diese Größe bestimmt nicht nur die Zusammensetzung der Vegetation, sondern auch die Höhe der Nettoprimärproduktion in entscheidendem Maße. Basensättigung und pH-Wert sind in einem weiten Bereich mit dem C / N-Verhältnis locker korreliert, jedoch ergeben sich vegetationsdifferenzierende Abweichungen vor allem infolge des unterschiedlichen Kalkgehaltes der Böden und infolge anthropogener Einträge, die zu einer Entkopplung zwischen Säure- Basenstatus und C / N-Verhältnis führen können. Basensättigung und pH-Wert sind ihrerseits sehr stark miteinander korreliert. Allerdings ist die letztere Größe stärkeren Schwankungen ausgesetzt, während Daten zur Basensättigung nicht überall vorliegen. Deshalb werden beide Größen in den Indikatorensatz aufgenommen. Schließlich spiegeln die Nadel- und Blattspiegelwerte der Hauptnährelemente den Einfluss der Nährstoffausstattung des

Standortes auf die Waldernährung wieder und sind damit eine Schlüsselgröße für den Zusammenhang zwischen Nährstoffhaushalt, Vitalität und Nettoprimärproduktion. Nachteil dieser Werte ist ihre relativ starke (witterungsbedingte) Schwankungsbreite sowie die Aufwändigkeit ihrer Bestimmung, so dass diese Werte nicht überall vorliegen.

Aus den genannten Gründen werden als Indikatoren des Nährstoffflusses das C / N-Verhältnis, der pH-Wert (KCl) und die Basensättigung des Oberbodens sowie die Nadel- und Blattspiegelwerte verwandt. Die chemischen Oberbodenparameter beziehen sich auf die obersten 5 cm vom Oh- bis zum Ah-Bodenhorizont. In diesem Bereich befindet sich die überwiegende Feinwurzelmasse, hier finden die wesentlichen Umsetzungsprozesse im Rahmen des so genannten „Kleinen Stoffkreislaufs“ statt, d.h die Zersetzung der Laub- bzw. Nadel- und Wurzelstreu, die Nährstoffmineralisierung und die Nährstoffaufnahme. Es konnte nachgewiesen werden, dass zwischen den chemischen Oberbodenparametern in diesem Bereich und der Vegetationszusammensetzung die höchsten Korrelationen auftreten (HOFMANN 2002, S. 215; JENSSEN et HOFMANN 2005). Weiterhin konnte gezeigt werden, dass die Oberbodenparameter dieser Humusstoffhorizonte am stärksten mit gasförmigen N-Emissionen aus Waldböden und den sie verursachenden Populationen von Mikroorganismen (JENSSEN et al. 2002) sowie mit der Artenzusammensetzung von Regenwürmern und Kleinringelwürmern korrespondieren (GRAEFE mdl. Mitteilung, 2013).

Die Indikatoren des Nährstoffflusses werden zusätzlich zu den in den Monitoringprogrammen erfassten bodenchemischen Messwerten über am W.I.E. Eberswalde entwickelte Zeigerwertmodelle aus der Vegetationszusammensetzung abgeleitet. Sofern auch bodenchemische Messwerte vorhanden sind, werden sowohl diese als auch die Zeigerwerte angegeben. Die Zeigerwerte sind aus den Daten der Vegetationszusammensetzung auf den Monitoringflächen, also aus Messwerten der Vegetation abgeleitet. Da jedoch ein Oberbodenparameter aus den Deckungswerten mehrerer, in der Regel vieler Zeigerarten berechnet wird, deren Mengentfaltung auf der gesamten Aufnahmefläche der Vegetation erhoben wird, ist die anzunehmende Repräsentativität der indirekten Messung über Zeigerwerte deutlich höher und der anzunehmende Fehler geringer als im Falle der wiederholten punktuellen Probennahme mit nachfolgender Probenaufbereitung und chemischer Analyse. Andererseits könnten deutliche Abweichungen zwischen indirekt und direkt gemessenen Oberbodenparametern auf kurzfristige oder kleinräumige Fluktuationen des Oberbodenzustands hinweisen, die sich nicht dauerhaft und großflächig im Erscheinungsbild der Vegetation äußern. Aufgrund dieser Eigenschaft der Vegetation, den Oberbodenzustand räumlich und zeitlich integrierend zu erfassen, empfehlen die Bearbeiter, im Zweifelsfall den indirekten, über die Vegetation ermittelten Oberbodenparametern den Vorzug zu geben.

Die Zeigerwertmodelle für C / N und pH wurden in einem UBA-Vorgängerprojekt erstellt (Jensen 2010) und im *Projekt Ökosystemintegrität* um ein Zeigerwertmodell für die Basensättigung erweitert. Die Modelle basieren auf 1.643 Vegetationsaufnahmen in mitteleuropäischen Wäldern, denen entsprechende Messwerte zugeordnet sind. Diese Daten liefern für mehr als 800 Pflanzenarten Informationen über den chemischen Oberbodenzustand. Für 321 dieser Arten konnten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen mit einer statistischen Signifikanz $p = 0.05$ abgeleitet werden. Dabei werden in den statistischen Modellen neben dem Vorkommen der Art auch ihre Mengentfaltung und die Zugehörigkeit zu einer bestimmten Vegetationsschicht berücksichtigt. Die Modellierung des Oberbodenzustands für eine bestimmte Vegetationsaufnahme erfolgt durch multiplikative Verknüpfung der

Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen der vorkommenden Pflanzenarten in ihrer jeweiligen Mengenfaltung. Nach diesem Modell wurden aus der Gesamtheit der zu einem Ökosystemtyp für den Referenzzeitraum (1961-1990) verfügbaren Vegetationsaufnahmen der arithmetische Mittelwert sowie die Standardabweichung des Mittelwerts berechnet. Hieraus wurden die Intervalle der Oberbodenparameter für die Referenzzustände abgeleitet. Das Modell wurde in dem IDL-Programm `indicator_typ_3.pro` implementiert.

Die entsprechenden Kennwerte für die Level-II-Flächen wurden aus den dort aufgenommenen Bodendaten übernommen. Zusätzlich wurden aus den in den Datensätzen enthaltenen Vegetationsaufnahmen entsprechende Werte über die Zeigerwertmodelle ermittelt. Hierzu wurde das IDL-Programm `indicator_plot_3.pro` entwickelt. Voraussetzung zur Berechnung der Oberbodenzustände der Monitoringflächen über die Zeigerwertmodelle ist, dass die entsprechenden Vegetationsaufnahmen in der aktuellen Datenbankdatei, auf welche das Programm zugreift, enthalten sind.

Im Falle der Fläche LII-1605 sind für einige Jahre Vegetationsaufnahmen aber keine chemischen Oberbodenparameter, für andere Jahre chemische Oberbodenparameter aber keine Vegetationsaufnahmen gegeben. Durch Kombination der direkt mit den indirekt gemessenen Oberbodenparameter ergeben sich Zeitreihen, die in Übereinstimmung mit den anderen Daten eine weitgehende zeitliche Konstanz des C/N-Verhältnisses und einen gerichteten Trend im Hinblick auf den Säure-Basen-Status ausweisen. Diese Befunde hätten sich weder aus den zwei direkten Messwerten (1995, 2009) noch aus den drei indirekten Messwerten (1960, 2001, 2006), wohl aber aus der zusammengesetzten Zeitreihe aus fünf Messwerten überzeugend nachweisen lassen. Das Beispiel zeigt, wie hervorragend sich die chemischen Messwerte und die über die Zeigerwertmodelle aus der Vegetation ermittelten Werte für pH-Wert, C / N-Verhältnis und Basensättigung ergänzen.

6. Indikator des Wasserhaushalts

Neben der Nährstoffversorgung ist der Wasserhaushalt die zweite zentrale Führungsgröße, die zu einer Differenzierung der Vegetationszusammensetzung und der Nettoprimärproduktion innerhalb der Gesamtvegetation führt. Der Wasserhaushalt spiegelt sich unmittelbar und vegetationswirksam im Feuchtezustand der Hauptwurzelzone und der bodennahen Luftschicht wider. Die physikalische Messbarkeit über Boden- und Luftfeuchte ist starken tages- und jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen, so dass sich hier eine Bestimmung über den Zeigerwert der Vegetation anbietet.

Als Indikator des Wasserhaushalts wurde über den Zeigerwert der Vegetation eine Feuchtekenzahl abgeleitet, die zwischen den Extremen 0,5 (extrem dürr) und 9 (dauerhaft sehr nass) skaliert ist und die der im Code der Ökosystemtypen (Anhang A3.2) vorgenommenen Skalierung entspricht.

Hierzu wurden für 601 Pflanzenarten des Waldes über die Zuordnung zu Artengruppen Intervalle der Feuchtekenzahl (DKF_{\min} und DKF_{\max}) nach Hofmann (2002) ermittelt und in die Datenbank des W.I.E. übernommen. Jeder Pflanzenart wurde über diese Intervalle eine Gaußkurve mit

$2 \sigma = (DKF_{\max} - DKF_{\min})$ und $m = DKF_{\min} + \sigma$ als Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion zugeordnet. Die weitere Verrechnung der Werte im Rahmen eines Zeigerwertmodells entspricht der im letzten Absatz geschilderten Vorgehensweise für die Zeigerwertmodellierung der chemischen

Oberbodenparameter und wurde ebenso in den IDL-Programmen indicator_typ_3 (Kennwerte für Referenzzustände) und indicator_plot_3 (Kennwerte für Monitoringflächen) implementiert.

Die in Tabelle 5 ausgewiesenen Intervalle der Feuchtekenzzahlen für die Ökosystemtypen ergeben eine hervorragende Übereinstimmung mit der über den jeweiligen Ökosystem-Code im Rahmen der Typisierung getroffenen gutachtlichen Zuordnung. Die im Anhang dokumentierten Feuchtekenzzahlen der Level-II-Flächen zeigen gegenüber den jeweiligen Referenzzuständen durchgängig eine Tendenz in Richtung trockener. Diese Bioindikation entspricht der auch an den Klimadaten nachweisbaren zunehmenden Verschlechterung der klimatischen Wasserbilanz seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts.

7. Indikator für Anpassungsfähigkeit an veränderliche Umweltbedingungen

Die ökologische Bewertung der Baumartenzusammensetzung einer Monitoringfläche muss sich an den Kriterien der Anpassung an die heutigen Standortsbedingungen und der Anpassungsfähigkeit an sich künftig möglicherweise verändernde Standortsbedingungen orientieren. Während das erste Kriterium auf die Hauptbaumarten der Dauerstadien der PNV zielt, fordert das zweite Kriterium eine möglichst hohe Vielfalt an Baumarten, die an die heutigen Standortsbedingungen angepasst sind, andererseits aber auch jeweils breite, möglichst unterschiedliche ökologische Amplituden besitzen. Diese Überlegung ist Ausgangspunkt des Konzeptes des klimaplastischen Waldes, das auf die waldbauliche Förderung einer „angepassten Vielfalt“ zielt (Jenssen et al. 2007, Jenssen 2009b). Als Indikator für die Anpassungsfähigkeit an sich verändernde, nicht vorhersagbare Umweltbedingungen wurde die prozentuale Ähnlichkeit der aktuellen Mengenanteile der Baumarten mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten vorgeschlagen (Jenssen & Hofmann 2003):

$$P = \sum_i \min(P_i, P_i^{\max}) \quad (4.3)$$

Die P_i bezeichnen die prozentualen Mengenanteile der mit i indizierten Baumarten für die aktuelle Bestockung auf der zu bewertenden Fläche, wobei die Mengenanteile über mehrere möglicherweise vorhandene Baumschichten summiert und gleich 100 % gesetzt werden:

$$\sum_i P_i = 100\%$$

Die P_i^{\max} beschreiben die maximalen prozentualen Flächenanteile der natürlichen Standortsbaumarten, die im Verlauf selbstorganisierter Entwicklungsstadien unter den jeweiligen Standortsbedingungen nicht überschritten werden. Ihre Summe ist per definitionem immer größer als 100 %. Im Gegensatz zur klassischen Definition der PNV werden hier nicht nur die Baumarten in ihren Mengenanteilen während der Hauptstadien, sondern auch während temporärer Zwischenwaldstadien berücksichtigt. So könnten z.B. in einer selbstorganisierten Entwicklung eines Braunmull-Buchenwaldes im subatlantischen Großklimagebiet nach flächigen Störungen Entwicklungsstadien auftreten, in denen die heimischen Eichenarten oder Hainbuchen über bestimmte Zeiträume hinweg höhere Mengenanteile erreichen. Treffen solche „Störungen“ der buchendominierten Hauptstadien mit gerichteten subkontinentalen Klimatönungen zusammen, können sich hieraus in selbstorganisierter Entwicklung z.B. Hainbuchen-Buchen-Wälder entwickeln. Entsprechend des

Konzeptes klimaplastischer Wälder versucht man, eine solche Vielfalt natürlicher Standortsbaumarten durch gezielte Förderung waldbaulich herzustellen.

Die in die Berechnung des Indikators (4.3) eingehenden P_i^{\max} wurden aus der Kenntnis der natürlichen Verbreitung und der Standortsansprüche sowie des Wuchs- und Konkurrenzverhaltens der heimischen Baumarten für die unterschiedlichen Ökosystemtypen gutachtlich festgelegt und in dem Merkmalskatalog der Referenzzustände (Anhang 5) dokumentiert.

8. Visualisierung und verbale Einschätzung des Ökosystemzustandes

Die Messwerte der für die untersuchten Flächen berechneten, vorstehend erläuterten Indikatoren wurden zusammen mit den Intervallen der Referenzzustände in den entsprechenden Datenblättern eingetragen und visualisiert (Anhang 4). Dabei wird für jeden Indikator und jeden Untersuchungszeitpunkt eine Zeile einer Tabelle reserviert. Jede Zeile gibt die mögliche Spannbreite der Ausbreitung dieses Indikators an. In die Zeile wird mit grüner Farbe das dem Referenzzustand entsprechende Intervall eingezeichnet. Der tatsächliche Wert des Indikators wird eingetragen und mit gelber Farbe unterlegt. Liegt der Wert außerhalb des Referenzzustands, erfolgt eine Unterlegung des entsprechenden Bereichs in rotbraunem Farbton. Auf diese Weise können der aktuelle ökologische Zustand sowie zeitliche Entwicklungen desselben im Vergleich zum Referenzzustand auch visuell schnell erfasst werden. Anschließend erfolgt eine verbale Bewertung des ökologischen Zustandes auf der Grundlage des bekannten ökologischen Wissens.

Zum derzeitigen Bearbeitungszeitpunkt des Projektes wurden die Indikatoren für drei Versuchsflächen aus dem Level-II-Untersuchungsprogramm nach der beschriebenen Methodik quantifiziert (Anhang 4). Zu einer weiteren ausgewählten Versuchsfläche aus der Modellregion Thüringer Wald (LII-1602) enthält der Datensatz keine Vegetationsdaten, so dass die Indikation nach der beschriebenen Methodik wenig aussagefähig ist. Da für das Land Brandenburg keine Level-II-Datensätze zur Verfügung gestellt wurden, werden in den Modellregionen „Süd-Brandenburg“ und „Nordost-Brandenburg“ drei ehemalige Versuchsflächen aus der Waldökosystemforschung Eberswalde für die Quantifizierung der Indikatoren genutzt. Diese Lösung erscheint wenig befriedigend, da diese Versuchsflächen nicht weiter untersucht werden und das Projekt auf die Nutzung der Daten aus den periodisch fortgeführten bundesweiten Monitoringsystemen gerichtet ist.

7 Ableitung von Referenzzuständen von Ökosystemen

Die Bewertung des gegenwärtigen Zustandes von Ökosystemen und ihrer möglichen zukünftigen Entwicklung bei Klimaänderungen und Stickstoffeinträgen kann nur durch den Vergleich mit Bezugssystemen erfolgen. Als solches dient hier der ökosystemtypspezifische Referenzzustand, der jedoch nicht zwangsläufig als der zukünftig anzustrebende Zustand zu verstehen ist. Die Ausprägung der Ökosystemeigenschaften 1960–1990 wurde aus pragmatischen Gründen als Referenz gewählt. Daten aus noch früheren Zeitausschnitten sind noch spärlicher zu finden, und zumindest die erste Hälfte der gewählten Periode ist noch durch mäßige Stickstoffbelastung, wenn auch bereits durch eine hohe Belastung mit Schwefelverbindungen, gekennzeichnet. Die Klimaänderung zeichnet sich noch nicht so deutlich ab. Wegen der Pufferwirkung tritt die Wirkung der Veränderung externer Faktoren auf die Ökosystemeigenschaften vor 1990 noch weniger deutlich zu Tage als im anschließenden Zeitabschnitt 1991–2010, der als heutiger Zustand betrachtet wird. Die Referenzzustände werden ausschließlich aus Daten abgeleitet, die vor 1990 aufgenommen und zumeist in der Datenbank des W.I.E. gesammelt wurden. Diese Referenzzustände gelten jeweils für einen bestimmten Ökosystemtyp, der u.U. in ganz Deutschland oder zumindest in einer größeren Region verbreitet sein kann. Die aktuellen Zustände beziehen sich auf einzelne definierte Standorte (Ökotope) und werden aus Datensätzen des Level-II-Monitoringprogramms oder der Waldökosystemforschung abgeleitet. Sie beziehen sich in der Hauptsache auf Zeitpunkte nach 1990.

Wenn die ausgebildete Vegetation weitgehend der potenziell natürlichen Vegetation (PNV) entspricht, stellt der potenziell natürliche Ökosystemzustand (das natürliche Potenzial) den durch den jeweiligen natürlichen Ökosystemtyp beschriebenen Referenzzustand dar. Ein Großteil der terrestrischen Ökosysteme ist in ihrer Vegetationszusammensetzung aufgrund spezifischer gesellschaftlicher Anforderungen an die nutzbaren Ökosystemdienstleistungen in ihrer Vegetationszusammensetzung gegenüber der PNV verändert. So wurde in den die Waldfläche dominierenden Forstökosystemen die Baumartenzusammensetzung gegenüber der PNV deutlich abgewandelt. In diesen Fällen wird der Zustand des Standortes unter den abgewandelten Bewirtschaftungsformen (z.B. Standortzustand unter Fichte oder Kiefer auf der Fläche potenziell natürlicher Laubwaldökosysteme) durch den mit dem jeweiligen Kulturökosystem beschriebenen Referenzzustand festgelegt. Im Sinne der Terminologie der WRRL würde man hier vom ökologischen Potenzial sprechen. Wir wenden aber den Begriff Referenzzustand auch auf diese stark veränderten Ökosystemtypen an. Ausgenommen aus der Bewertung sind in diesem Projekt naturferne Agrarökosysteme wie Äcker, Intensivgrünland sowie Forsten mit nicht standortgerechter Bestockung.

In diesem Projekt wurden die Referenzzustände für insgesamt 33 Ökosystemtypen ermittelt (Anhang A5). Diese Ökosystemtypen wurden so ausgewählt, dass sie für die Modellregionen „Thüringer Wald“, „Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen“ sowie „Nordost-Brandenburg“ repräsentativ sind und die Ökosystemtypen der Level-II-Flächen umfassen.

Jeder Ökosystemtyp wird auf einem zweiseitigen Datenblatt in seiner wesentlichen Merkmalskombination gekennzeichnet. In der ersten Zeile erfolgt die Angabe des in diesem Projekt verwandten Ökosystemcodes sowie die Zuordnung zu einer EUNIS-Klasse sowie zu dem BfN-Biototyp nach Riecken et. al. (2006). Es folgt in der nächsten Zeile die an dem

Ökosystemcode orientierte verbale Bezeichnung des Ökosystemtyps, aus der die bestimmenden ökologischen Faktoren ablesbar sind.

Dann folgen die Bezeichnungen der Vegetationstypen nach verschiedenen Autoren, die diesem Ökosystemtyp zugeordnet werden können. Darstellungsart und Zitierweise der syntaxonomischen Einheiten sind dabei von der botanischen und zoologischen Taxonomie übernommen worden. Der Bezeichnung der Einheit folgt der Autor der Erstbeschreibung. Im Unterschied zur Taxonomie wird zusätzlich die Jahreszahl miterwähnt. Letzteres ist erforderlich, da die Pflanzensoziologie noch relativ jung ist und verschiedene Autoren die Gesellschaften unter verschiedenen Namen beschrieben haben. In Analogie zur Taxonomie wird jedoch nicht die Arbeit der Erstbeschreibung im Literaturverzeichnis zitiert, sondern es erfolgt der Bezug auf eine zusammenfassende und anerkannte Liste der Pflanzengesellschaften. Die Nomenklatur der im Anhang 5 zitierten Pflanzengesellschaften erfolgt nach Rennwald (2000).

Wir betonen jedoch, dass keine Kongruenz zwischen der in diesem Bericht vorgelegten Ökosystemtypisierung und der üblichen Vegetations-Syntaxonomie besteht. Die von uns vorgelegte Ökosystemtypisierung wurde in Anlehnung an die Vorgehensweise international anerkannter Ökologen, wie z.B. (Ellenberg & Leuschner 2010), auf der Grundlage der in Abschnitt 3.1 ausgewiesenen ökologischen Kriterien erstmals flächendeckend für Deutschland durchgeführt. Im Gegensatz hierzu stellt die derzeit übliche Vegetations-Syntaxonomie ihrem Wesen nach eine floristische und keine echte soziologische Klassifikation dar, so dass eine Vergleichbarkeit nur bedingt möglich und auf Einzelfälle beschränkt ist. Die zur Orientierung angeführte, vom Auftraggeber geforderte Auflistung der vergleichbaren Vegetationstypen belegt die große ökologische Inhomogenität einiger in der Literatur genannter Pflanzengesellschaften (die sich teilweise in etlichen Datenblättern des Anhangs 5 wiederfinden) sowie die nicht erfolgte Erfassung der (flächig dominierenden) sekundären Forstgesellschaften durch die derzeitige Pflanzensoziologie. Auch zeigt die Zuordnung der Riecken-Codes zu den Ökosystemtypen, dass es sich bei den von Riecken et al. (2006) erfassten Waldbiotopen und insbesondere bei den sekundären Forstbiotopen in der Regel um keine homogenen Biotope handelt. Innerhalb eines solchen Biotoptyps können deutliche Variationen von Boden- und Feuchteigenschaften auftreten, die zu unterschiedlichen ökologischen Funktionen und Reaktionen auf Umweltveränderungen führen. Der entscheidende Vorzug der in diesem Projekt durchgeführten Ökosystemtypisierung ist die innere Homogenität der Einheiten in wesentlichen Merkmalen der Struktur, der wuchsbestimmenden ökologischen Faktoren und der Prozesse.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass die genannten Angaben zur EUNIS-Klasse, dem BfN-Biotoptyp und zu den Vegetationstypen die größtmögliche Kompatibilität mit anderen ökologisch, naturschutzfachlich bzw. pflanzensoziologisch orientierten, national sowie international gebräuchlichen Klassifizierungssystemen ermöglichen sollen, ohne mit diesen vollständig deckungsgleich zu sein.

Es schließt sich ein hochauflösendes Foto (Quelle: Hofmann) an, aus dem kennzeichnende strukturelle Merkmale des Ökosystemtyps ersichtlich werden. Es folgt die Darstellung der „ökologischen Koordinate“ des Ökosystemtyps hinsichtlich der ökosystemprägenden mesoklimatisch-edaphischen Standortfaktoren in einem Ökogramm, das aus den auf der Rückseite des Datenblattes angegebenen Kenndaten abgeleitet wurde. Die darin genutzte zehnstufige Skala entspricht der Werteskala der im W.I.E. entwickelten und genutzten

Zeigerwertmodelle. Ein naturschutzfachlicher Schutzstatus wird durch die Naturschutzzeule gekennzeichnet und durch die Angabe des FFH-Lebensraumtyps sowie die Anzahl geschützter Pflanzenarten nach der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland spezifiziert.

Die Rückseite des Datenblattes enthält im oberen Bereich die für die Ausbildung des Ökosystemtyps bestimmenden Standortfaktoren. Die edaphischen Standortfaktoren wurden aus der Verschneidung der Karten der potentiellen natürlichen (PNOEST) und der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen (ANOEST) mit den flächendeckenden Bodenkartierungen (BÜK 1000) abgeleitet. Das Makroklima wurde in den Datenblättern verbal-qualitativ gekennzeichnet. Eine Parametrisierung der bestimmenden makroklimatischen Faktoren wurde auf der Grundlage einer Verschneidung der PNOEST-Karte (Anhang A7, Karte 1) mit den Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes DWD durchgeführt.

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Parametrisierung der Referenzzustände für die Indikatoren entsprechend der ausgewählten Ökosystemfunktionen dargestellt. Die Angaben zur der den Typ kennzeichnenden Pflanzenartenverbindung wurden aus der Vegetationsdatenbank des W.I.E. abgeleitet, die im *Projekt Ökosystemintegrität* durch intensive Literaturlauswertung und einen umfangreichen Datenaustausch mit anderen deutschen Forschungsinstitutionen um über 8.000 weitere Vegetationsanalysen und zugehörige Daten zu Oberbodenzustand und Nettoprimärproduktion erweitert werden konnte, so dass nun der gesamte Raum der Bundesrepublik Deutschland hinreichend intensiv abgebildet werden kann. Besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Ewald (Weihenstephan), der im Austausch über 5.000 Vegetationsaufnahmen aus Bayern bereitstellte, die wir in unsere Datenbank einpflegen konnten. Die für die Projektbearbeitung verwandte Datenbank enthält insgesamt 21.600 Aufnahmen, die den gesamten ökologischen und geografischen Bereich der naturnahen terrestrischen Ökosysteme Deutschlands in hinreichender Auflösung überstreichen.

Die kennzeichnende Pflanzenartenverbindung wird durch die Angabe aller Arten charakterisiert, die mit einer Stetigkeit (*St*) von mindestens 20 % auftreten, bei artenärmeren Systemen wurden auch einige geringerstetige Arten aufgenommen. Hochstete Arten mit Stetigkeiten von über 60 % sind im Fettdruck hervorgehoben. Zu jeder dieser Arten wird neben der Stetigkeit die mittlere Menge (*mM*) in % der Bodenbedeckung der jeweiligen Vegetationsschicht (Obere und untere Baumschicht, Strauchschicht 1 und 2, Krautschicht, Mooschicht) angegeben. Die mittlere Menge ist der arithmetische Mittelwert der Deckungswerte sämtlicher der Lernmenge dieses Typs zugeordneter Vegetationsaufnahmen der Datenbank (Anzahl dieser Aufnahmen wird als *n* angegeben). Eine Durchsicht der Datenblätter zeigt, dass die hochsteten Arten innerhalb jeder Schicht sehr häufig auch vergleichsweise hohe mittlere Mengen aufweisen. Diese Tatsache verdeutlicht das angewandte Klassifizierungsprinzip, das auf eine Homogenität der Vegetation im Hinblick auf Qualität (Vorkommen von Arten) **und** Quantität (Mengenentfaltung der Arten) zielt. Zu jeder Art ist die Nummer der ökologischen Artengruppe (nach Hofmann 2002, S. 2004–2014, Anhang A4) angegeben, die einen Weiserwert für die ökosystemprägenden Standortfaktoren besitzt (Anhang A6). Aus der Zuordnung der hochsteten Arten mit vergleichsweise hoher Mengenentfaltung innerhalb der jeweiligen Schichten zu den ökologischen Artengruppen können daher bereits qualitative Aussagen zu den bestimmenden ökologischen Faktoren des Ökosystemtyps gewonnen werden, die mit den Indikatoren zu Nährstoff- und Wasserfluss quantitativ untersetzt und belegt werden.

Als Indikatoren für die Identität der Ökosysteme im Hinblick auf ihre Artenzusammensetzung werden die maximale Kullback-Distanz der Einzelaufnahmen zur mittleren Artenmengenverteilung und die minimale Ähnlichkeit der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenmengenverteilung angegeben. Diese Größen wurden mit dem IDL-Programm kullback02ac.pro nach dem im Abschnitt 4 erläuterten Algorithmus berechnet. Dabei wird für jede dem Typ zugeordnete Einzelaufnahme nach Gl. (4.1) bzw. (4.2) der Abstand bzw. die Ähnlichkeit zur mittleren Artenmengenverteilung des Typs berechnet. Die maximale Kullback-Distanz ergibt sich dann aus dem Mittelwert der Einzelaufnahmen zuzüglich der Standardabweichung der Einzelwerte: Die minimale Ähnlichkeit ergibt sich aus dem Mittelwert abzüglich der Standardabweichung der Einzelwerte der Ähnlichkeiten.

Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind für die im Anhang 5 ausgewiesenen Ökosystemtypen in der Tabelle 4 zusammenfassend ausgewiesen. Aus der Zusammenstellung wird deutlich, dass

Tab. 4: Maximale Kullback-Distanz nach Gl. (4.1) und minimale prozentuale Ähnlichkeit nach Gl. (4.2). Ermittelt aus den im Abschnitt 4 beschriebenen Zeigerwertmodellen der Vegetation für die im Anhang 5 ausgewiesenen Ökosystemtypen

Ökosystemtyp	Bezeichnung	Anzahl Aufnahmen	Max. Kullback-Distanz	Min. Ähnlichkeit (%)
C, D	Wälder und Forsten der Hochbergwald- und Bergwaldlagen			
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	13	0,77	50
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	39	0,52	65
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	7	0,57	54
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	7	0,17	83
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	69	0,81	55
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	63	0,65	65
D2-5n-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	12	0,61	57
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	7	0,58	61
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	127	1,01	53
Dg-6d-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst	7	1,55	24
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	11	0,44	68
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	8	0,53	59
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	9	0,91	46
Eb, Ec	Wälder und Forsten des subatlantischen und zentraleuropäischen Tieflands			
Eb-4n-B2	Rohhumus-Sand-Buchenwald	31	0,69	57
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Buchenwald	178	0,83	62
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	213	0,99	57
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	213	0,72	60
Eb-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	219	0,84	61
Ebc-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (t)	155	0,74	63

Ökosystemtyp	Bezeichnung	Anzahl Aufnahmen	Max. Kullback-Distanz	Min. Ähnlichkeit (%)
Eb-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	199	1,24	46
Ebc-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (t)	64	0,87	57
Ebc-4n-c2	Moder-Kiefernforst	75	1,21	50
Ec-4n-C2	Moder-Traubeneichen-Buchenwald	57	1,18	48
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald	75	1,38	38
Ec-5n-D1	Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald	35	0,36	73
Ed	Wälder und Forsten des subkontinentalen Tieflands			
Ed-2n-A2	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	122	1,2	51
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	72	0,6	63
Ed-3n-B2	Rohhumus-Kiefern-Traubeneichenwald	61	1,08	48
Ebcd-3n-a2	Magerrohhumus-Kiefernforst	169	0,82	60
Ed-3n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	16	0,7	59
E	Offenland-Ökosysteme des Tieflands			
Eg-9-T1	Hochmoor	13	0,87	52
Eg-3n-B1	Sand-Besenheide	12	1,13	48
Ed-3r-c3	Subkontinentaler-Halbtrockenrasen	9	1,15	41

die meisten der ausgewiesenen Typen minimale Ähnlichkeiten der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenverteilung überwiegend zwischen 50 und 70 % aufweisen. Dieses Ergebnis belegt eine sehr hohe Homogenität der durchgeführten Vegetationsklassifizierung.

Neben der Homogenität der Vegetation im Hinblick auf Qualität und Quantität der Artenzusammensetzung muss das Ergebnis der Ökosystemtypisierung entsprechend der im Abschnitt 3.1 formulierten Typisierungsbedingungen im Hinblick auf die Homogenität (innerhalb der Typen) der standörtlichen Zustandseigenschaften, die insbesondere in den entsprechenden Indikatoren zum Nährstoff- und Wasserfluss ihren Ausdruck finden, bewertet werden. Tabelle 5 weist die über die Zeigerwertmodelle mit dem Programm `indicator_typ_3.pro` berechneten Mittelwerte (Abschnitt 4) der Zustandsindikatoren für die bearbeiteten Typen aus. Der Vergleich des numerisch ermittelten Feuchteintervalls $DKF \pm sDKF$ mit der Feuchte Kennziffer des Klassifizierungssystems (XX-XX-XX) weist eine ausgezeichnete Übereinstimmung aus, wobei die ganzzahligen Werte des Ökosystemcodes und die gerundeten Intervallmittelwerte in wenigen Fällen um maximal eine Einheit abweichen. Eine ausgezeichnete Übereinstimmung ergibt sich auch beim Vergleich der Intervalle des chemischen Oberbodenzustands mit der Kennziffer des Nährstoffhaushaltstyps (XX-XX-XX) in Verbindung mit den Anhängen A3.4 und A3.5. Damit konnte anhand einer Auswahl repräsentativer Ökosystemtypen der geforderten Nachweis erbracht werden, dass die in den Anhängen A3.6 und A3.7 ausgewiesene Klassifizierung der Ökosystemtypen keine willkürliche Typisierung darstellt, sondern dass die aus Messwerten abgeleiteten ökologischen Kennwerte

der Ökosystemtypen das mit dem Ökosystem-Code abgebildete Typisierungsschema mit hoher Genauigkeit tatsächlich reproduzieren.

Die in Tabelle 5 ausgewiesenen Intervalle der Indikatoren des Nährstoff- und Wasserhaushalts wurden in die Merkmalsblätter der Ökosystemtypen (Anhang 5) übernommen. Weiterhin sind dort die Kennwerte für die Nährelemente in Nadeln bzw. Blättern sowie die Kennwerte für die Indikatoren der Netto-Primärproduktion, der Kohlenstoffspeicherung sowie der Anpassung an veränderliche Umweltbedingungen angegeben, die im Abschnitt 4 ausführlich erläutert wurden. Die zur Parametrisierung der Ökosystemtypen hinsichtlich chemischer Bodenparameter, Blatt- und Nadelanalysen von Baumarten zur Charakterisierung des Ernährungszustandes, Kohlenstoffvorräten im Boden und in der Phytomasse und der oberirdischen Nettoprimärproduktion verwandten Daten sind den im Anhang A2.4 im Detail aufgelisteten Datenquellen entnommen, wobei nur Messwerte aus der Zeit vor 1990 verwendet wurden. Soweit möglich, wurden zu den einzelnen Parametern Spannen angegeben, die sich aus dem jeweiligen Mittelwert \pm Standardabweichung ergeben.

Tab. 5: Mittelwerte und Standardabweichung für die Indikatoren C / N-Verhältnis, pH-Wert (in 1 / 10 KCl), Basensättigung und Feuchtekenzahl. Ermittelt aus den im Abschnitt 4 beschriebenen Zeigerwertmodellen der Vegetation für die im Anhang 5 ausgewiesenen Ökosystemtypen

Ökosystemtyp	Bezeichnung	n	CN	sCN	pH	spH	BS (%)	sBS (%)	DKF	sDKF	
C, D	Wälder und Forsten der Hochbergwald- und Bergwaldlagen										
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	13	28,1	1,6	2,86	0,1	18,1	2,7	7,6	0,5	
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	39	27,7	1,5	2,76	0,11	16,4	3,5	5,8	0,7	
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	7	23,2	0,6	2,91	0,13	21,1	2,1	5,3	0,4	
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	7	25,7	3	2,99	0,22	19,6	2,6	5,4	0,4	
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	69	19,7	2,9	3,52	0,54	20	7,8	5,4	0,3	
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	63	19,4	2,5	3,76	0,52	27,9	5,2	4,9	0,4	
D2-5n-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	12	15,1	1,1	4,46	0,24	35,6	4,7	5,6	0,2	
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	7	23,2	4	3,09	0,19	22,5	1,7	4,4	0,8	
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	127	13,5	0,5	5,22	0,35	47,5	4,4	5,9	0,3	
Dg-6d-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst	7	21,8	4	3,61	1,24	26,6	7,5	6,2	0,6	
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	11	26,5	2,5	2,92	0,19	22,9	1,5	4,6	0,4	
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	8	21,8	1,2	3,3	0,22	27,9	3,8	4,9	0,3	
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	9	16,8	2,6	4,11	0,56	33,1	3,1	5,5	0,4	
Eb, Ec	Wälder und Forsten des subatlantischen und zentraleuropäischen Tieflands										
Eb-4n-B2	Rohhumus-Sand-Buchenwald	31	23,2	3,1	3,23	0,2	22,7	1,8	4,2	0,9	
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Buchenwald	178	19	2,1	3,89	0,45	32,6	5,6	4,9	0,6	
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	213	15,5	1,4	4,72	0,41	42,2	5,2	5,6	0,6	
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	213	14,1	0,7	5,09	0,29	48,2	2,9	5,9	0,4	
Eb-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	219	27,3	2,1	3,18	0,08	21,6	1,3	4	0,9	

Ökosystemtyp	Bezeichnung	n	CN	sCN	pH	spH	BS (%)	sBS (%)	DKF	sDKF
Ebc-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (t)	155	26,4	2,2	3,18	0,1	22,8	1,5	3,8	0,7
Eb-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	199	23	2,1	3,37	0,45	25,7	4	4,3	0,7
Ebc-4n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (t)	64	23	1,8	3,28	0,13	23,6	1,7	4,6	0,7
Ebc-4n-c2	Moder-Kiefernforst	75	19,8	1,9	3,83	0,58	31,9	6,2	4,8	0,6
Ec-4n-C2	Moder-Traubeneichen-Buchenwald	57	20	1,6	3,66	0,4	31	4,1	4,3	0,5
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald	75	15,3	1,4	4,74	0,48	42,1	6,6	5,2	0,5
Ec-5n-D1	Lehmbraunmull-Winterlinden-Buchenwald	35	14,4	0,7	5,31	0,21	46,1	2,4	5,4	0,4
Ed	Wälder und Forsten des subkontinentalen Tieflands									
Ed-2n-A2	Magerrohumus-Sand-Kiefernwald	122	31,9	1,2	3,09	0,07	18,8	3,8	2,8	0,6
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	72	31	1,2	3,13	0,05	21,1	0,9	3,3	0,9
Ed-3n-B2	Rohhumus-Kiefern-Traubeneichenwald	61	23,5	2,2	3,3	0,11	23,5	2,5	3,6	0,6
Ebcd-3n-a2	Magerrohumus-Kiefernforst	169	29,6	3	3,13	0,16	21	3,9	3,4	0,9
Ed-3n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	16	20,7	2	3,66	0,63	25,4	0,4	3,5	0,4
E	Offenland-Ökosysteme des Tieflands									
Eg-9-T1	Hochmoor	13	28,1	0,8	3,35	0,14	17,5	1,9	7,7	1,5
Eg-1-A2	Silbergras-Rasen	6	31,1	3,2	3,22	0,13	26,7	12,4	2,1	0,16
Eg-3n-B1	Sand-Besenheide	12	31,6	1,6	3,18	0,48	20,4	0,48	2,4	0,4
Ed-3r-c3	Subkontinentaler-Halbtrockenrasen	9	17,1	1,6	7,32	0,16	63,4	6,6	3,2	0,4

8 Modellierung von Ökosystemzuständen

Aktuelle sowie zukünftige Ökosystemzustände unter verschiedenen klimatischen Bedingungen und Stickstoffdepositionsszenarien werden mit dem numerischen Modell VSD (Kap. 8.1) berechnet und regelbasiert (Kap. 8.2) abgeleitet (Anhang A9).

8.1 Numerische Modellierung von Indikatoren für Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen

Die dynamische Modellierung erfolgt für drei ausgewählte Modellregionen, von denen nach dem Stand der Kenntnis davon ausgegangen werden kann, dass sie in der Zusammensetzung ihrer Biozöosen deutlich auf klimatische Veränderungen und erhöhte N-Depositionen reagieren. Die Wahl dieser Modellregionen war zum einen auf die Verfügbarkeit der zu verwendenden Input-Daten für die Modellierung ausgerichtet, da neben den in Kapitel 4 gelisteten Monitoring-Datenbeständen auch vegetationskundliche Daten aus der Datenbank des W.I.E. genutzt werden sollten. Ferner wurden bei der Auswahl der Modellregionen folgende Erkenntnisse des W.I.E. herangezogen: Die drei Modellregionen (Anhang A1.5) sind klimatischen Veränderungen und erhöhten Stickstoffeinträgen besonders exponiert (gewesen) und bilden einen großklimatischen Gradienten ab. In Modellregion 1 haben Fremdstoffeinträge seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts bereits zu signifikanten Veränderungen der Waldvegetation geführt. Hiermit verbunden sind Veränderungen im Stoffkreislauf- und Wasserhaushaltstyp der dortigen Ökosystemtypen. In den Modellregionen 2 und 3 haben klimatische Veränderungen im selben Zeitraum eine Veränderung der Höhenzonierung der Vegetation bewirkt, was durch Karten der natürlichen Vegetation von 1950 (SCAMONI et al. 1958, Anhang 2.3), 1964 (SCAMONI et al. 1964, Anhang A2.3), 1975 (SCAMONI et al. 1975, Anhang A2.3), 2009 (BUSHARDT et al. 2008, Anhang 2.3) belegt wird.

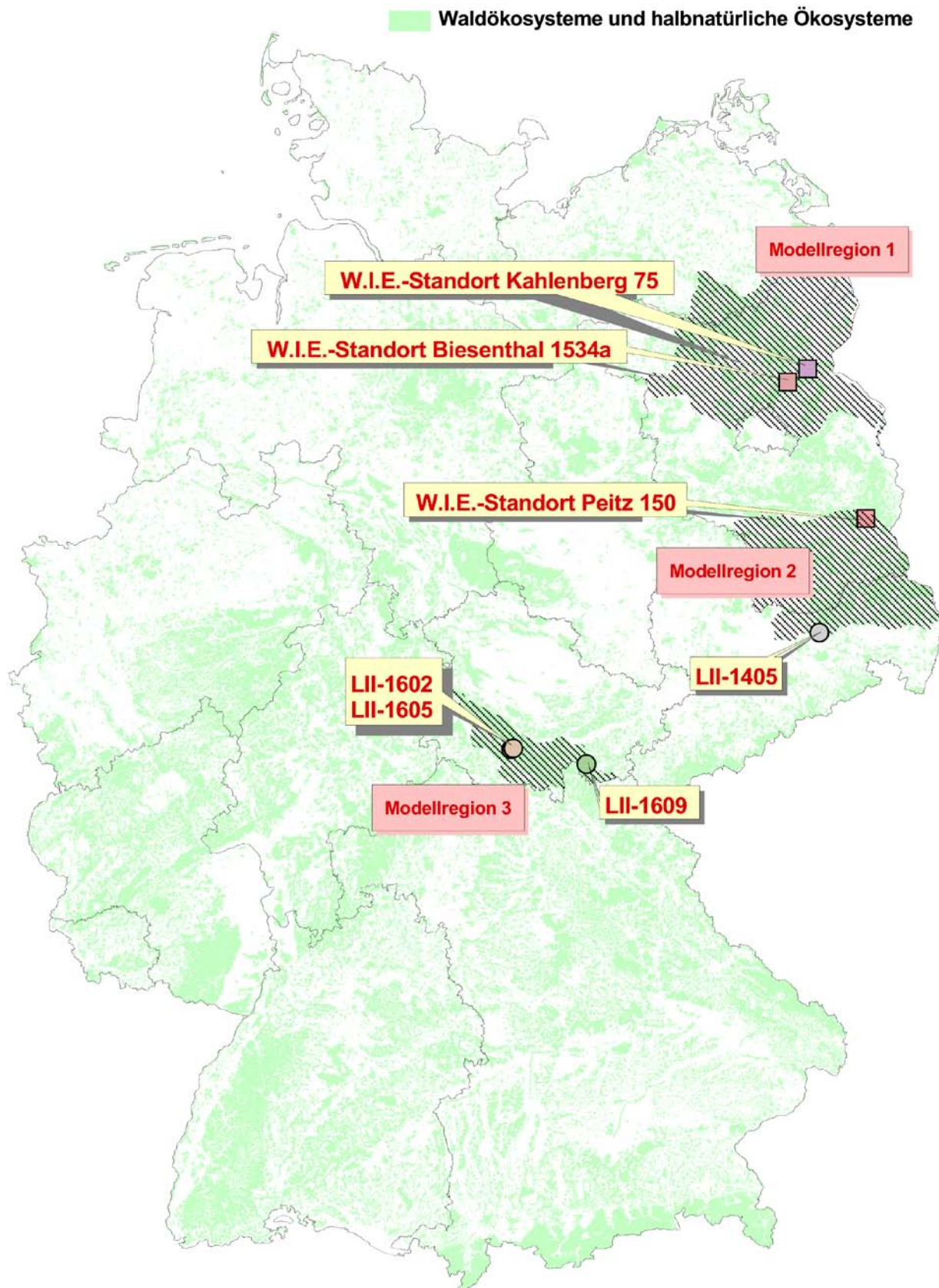
Folgende Modellregionen wurden festgelegt (Abbildung 1).

- Nordöstliches Brandenburg (Modellregion 1),
- Südliches Brandenburg und Nördliches Sachsen (Modellregion 2) sowie
- der Thüringer Wald (Modellregion 3).

Innerhalb der Modellregionen wurden insgesamt sieben Monitoringstandorte ausgewählt, an denen die in Tabelle 3 zusammengestellten und in den Kapiteln 6 und 7 erläuterten Indikatoren quantifiziert werden konnten (Abbildung 1). Es handelt sich um sieben Standorte aus dem ICP Forests Level II-Programm, der Bodendauerbeobachtung sowie aus der Vegetationsdatenbank des W.I.E., für die die Ausprägung der in Kapitel 6 ausgeführten Indikatoren vom Jahr, für das Messwerte zu relevanten Eingabegrößen zur Verfügung stehen, vorliegt.

Neben den Monitoring-Daten aus den zuvor genannten Programmen sind Ergebnisse der STAR II-Klimaprojektionen (RCP 2.6 und 8.5) sowie zwei Depositionsszenarien (5 kg / ha a sowie 15 kg / ha a N-Deposition für alle Jahre ab 2010) hierfür die Eingangsdaten. Die Berechnungen erfolgen mit dem Stoffflussmodell VSD (Posch und Reinds 2009).

Abb. 1: Räumliche Darstellung der Modellregionen 1 bis 3 sowie der sieben ausgewählten Modellstandorte



Die Anwendung von VSD erfolgt für die sieben genannten Standorte im Hinblick auf zwei STAR II-Klimaprojektionen (RCP 2.6 und 8.5) sowie zwei N-Depositionsszenarien (5 kg / ha a sowie 15 kg / ha a N-Deposition). Zusätzlich wurden exemplarisch am Standort LII-1609 - zwei weitere Szenarien „kein Klimawandel“ und „hohe Niederschlagsmenge“ berechnet. Insgesamt werden somit 32 Durchläufe gerechnet und deren Ergebnisse dazu verwendet, den Zustand des jeweiligen Ökosystemtyps in den oben genannten Zeitfenstern zu beschreiben. Die aus den Berechnungen resultierenden Outputgrößen bilden die Basis für die Interpretation von Ökosystemzuständen in den vier gewählten Zeitfenstern. Anhang A1.3 legt dar, für welche der Indikatoren Informationen aus den vorliegenden Monitoring-Daten abgeleitet werden konnten.

Modellstruktur. Für die Modellierung wird die Version 3.6.1.2 VSD+ (VSDplus) (Fa. Alterra, CCE 2012) des Very Simple Dynamic (VSD) Soil Acidification Model verwendet. VSD wurde entwickelt, um Kationenaustauschprozesse, Stickstoffimmobilisierungen sowie den Stickstoff- und Kohlenstoffkreislauf in Wechselwirkung mit der Vegetation für Einzelstandorte zu simulieren. Der eigentlichen Verwendung des VSD+ Modells ist der Gebrauch der beiden Applikationen MetHyd und GrowUp vorangestellt, die relevante Eingabegrößen für die Parametrisierung des VSD Modells bereitstellen.

MetHyd ist ein hydrologisches Modell zur Berechnung der täglichen Evapotranspirationsrate, der Bodenfeuchte und -temperatur und der Niederschlagsüberflussmenge (Abfluss, Sickerwasser). Die Variablen werden aus Angaben zum Klima (Tages- oder Monatswert zur Lufttemperatur, Niederschlagsmenge und zum Anteil der Sonnenstunden), zur Bodentextur (Sand-, Tonanteil, Rohdichte) und zum C_{org} -Gehalt berechnet. In Ergänzung dazu werden Faktoren (rf_min - reduction of mineralization because of moisture and temperature; rf_nit - reduction of nitrification because of moisture and temperature; rf_denit - reduction of denitrification because of moisture and temperature; Anhänge A1.6 bis A1.12) kalkuliert, die beschreiben, wie Bodenfeuchte und -temperatur die Prozesse der Mineralisierung, Nitrifikation und Denitrifikation modifizieren. Neben der Bodenfeuchte und -temperatur und der Durchflussmenge sind auch diese Kenngrößen bei der Parametrisierung von VSD als Eingabegrößen erforderlich. MetHyd stellt die Ergebnisse zu den Indikatoren Bodenwassergehalt und Aktuelle Evapotranspiration. In MetHyd werden keine Wechselwirkungen des Bodenwasserhaushalts mit der Vegetation (z.B. Wasseraufnahme durch Pflanzen, Interzeptionseffekt) berücksichtigt. Dies ist als Einschränkung bei der Bewertung der Ergebnisse zu berücksichtigen, da diese Wechselwirkung in bestimmten Situationen die resultierenden Werte wesentlich beeinflussen kann.

Das **GrowUp** Model liefert die Parametrisierung für das Pflanzenwachstum (Biomassezuwachs), den Streufall, die Nährstoffaufnahme der Vegetation und die Nährstoffrückführung über den Streufall in den Boden. Der Anwender muss hierfür u.a. folgende Inputgrößen bereitstellen: zeitlich differenzierte Angaben zur N-Deposition, altersabhängige Angaben zum jährlichen Stammwachstum, zeitlich differenzierte Angaben zur Nutzung (Pflanztermin, Durchforstung, Abholzung) und einige pflanzenspezifische Angaben wie z. B. zum Nährstoffgehalt der Baumkompartimente Stamm, Äste, Blattwerk und Wurzeln. Daraus werden die Mengen an N, Ca, Mg und K berechnet, die jährlich von der Vegetation dem Boden entzogen werden sowie die Mengen an C und N, die über den Streufall und den Abbau abgestorbener Pflanzenteile dem Boden wieder zugeführt werden. Alle genannten Größen stellen relevante Eingabegrößen für die Parametrisierung von VSD dar.

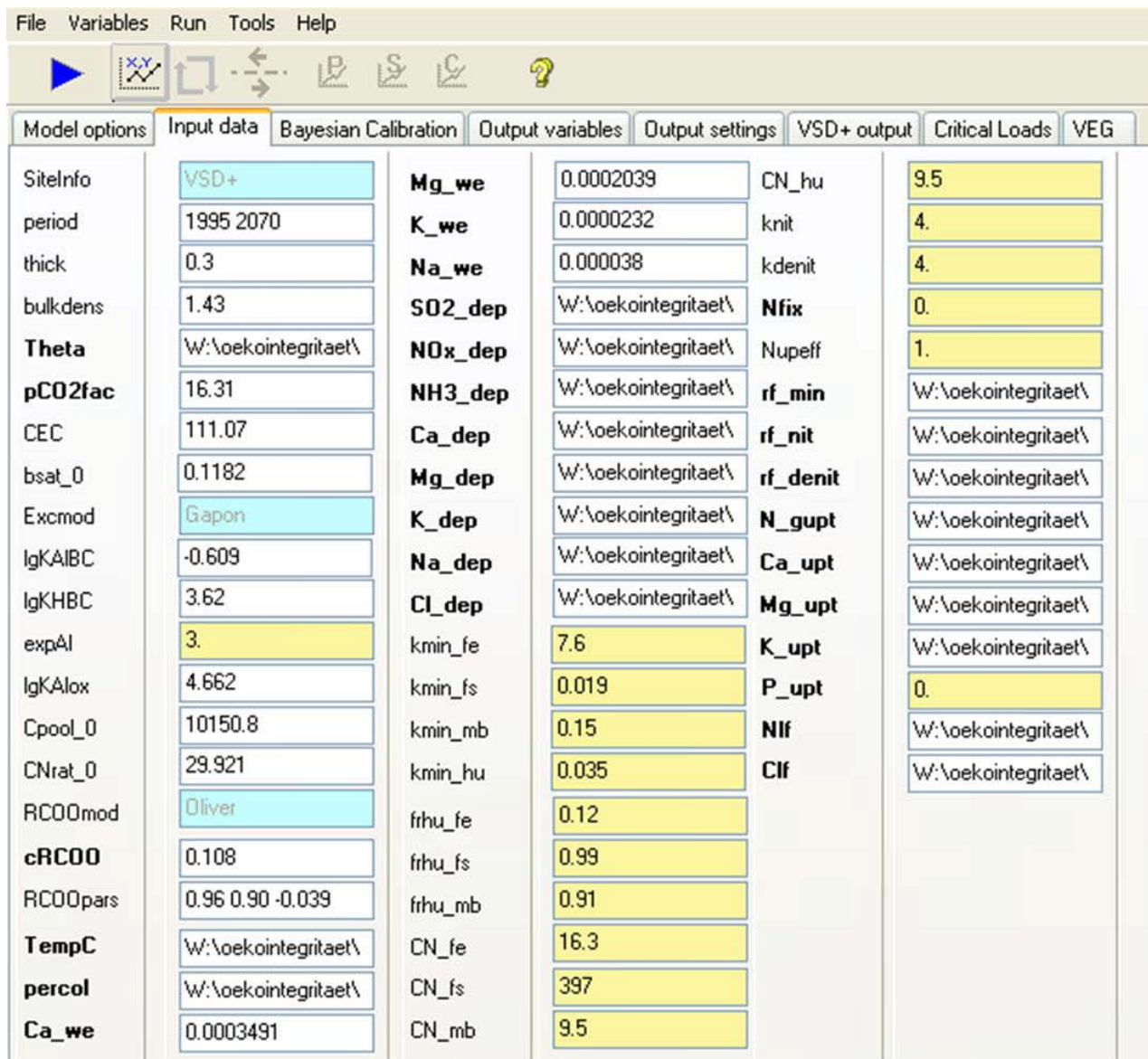
Der Biomassezuwachs und die Streufallmengen werden nur durch die Angaben zum Stammzuwachs berechnet. Vom Programm werden diesbezüglich keine Wechselwirkungen mit der Höhe der Stickstoffdeposition und dem Klima betrachtet. Das bedeutet, dass der Biomassezuwachs und die Streufallmengen für alle Szenarien an einem Standort dieselben Werte einnehmen und der Indikator Durchschnittliche Nettoprimärproduktion an Baumholz nicht durch die Modellierung mit VSD bedient werden kann. Die Mengen an aufgenommenem und zurückgeführtem Stickstoff werden jedoch an den Verlauf der Stickstoffdeposition angepasst und unterscheiden sich in den verschiedenen Depositionsszenarien voneinander.

Die erforderlichen Angaben zum Stammzuwachs und zur Nutzung wurden für die Baumarten *Fagus sylvatica*, *Pinus sylvestris* und *Picea abies* durch Funktionen aus dem Datenspeicher Wald 2-Programm berechnet. Als Durchforstungsmaßnahme wurde der Anteil des ausscheidenden Bestandes am Gesamtbestand generiert. Die Entnahme von Baumkompartimenten (Durchforstung) wird in Intervallen von fünf Jahren angegeben. Dabei werden die Stämme des ausscheidenden Bestandes entfernt, Blätter, Äste und Wurzeln bleiben im System enthalten. Für die Baumart *Abies alba* wurden die entsprechenden Angaben aus Tafelwerken der Abteilung Forstplanung des Amtes der Tiroler Landesregierung (2004) entnommen. Um die zukünftige Entwicklung der Indikatoren auch unter naturnahen bzw. natürlichen Bedingungen besser abschätzen zu können, wurde bei der Nutzung davon ausgegangen, dass es während des gesamten Simulationszeitraums zu keiner Endnutzung durch Kahlschlag kommt.

In Abbildung 2 sind Modellvariablen, die als Zeitreihen berücksichtigt werden können, fett hervorgehoben. Die Input-Daten können mittels einer einzelnen Datei eingelesen oder über die Benutzeroberfläche separat eingegeben werden.

Die Ergebnisse aus den Berechnungen mit MetHyd und GrowUp lassen sich als Einzelwerte (Mittelwerte für die gesamte Simulationsperiode) direkt in eine VSD-Inputdatei schreiben, oder sie können in Form von Jahreswerten als Zeitreihe in separaten Dateien gespeichert werden. Wird eine der Kenngrößen nur durch einen Einzelwert spezifiziert, wird diese während der Simulationsperiode konstant gesetzt. Optional kann in der VSD-Inputdatei auch eine Verknüpfung zu den als Zeitreihen gespeicherten Dateien erfolgen, sodass die jeweiligen Parameter auch während der Berechnung durch VSD als Zeitreihe und nicht als über die Simulationsperiode konstante Werte berücksichtigt werden.

Abb. 2: Benutzeroberfläche zur Parametrisierung des VSD+ Modells



Die Parameter, die als Zeitreihen berücksichtigt werden können, sind fett hervorgehoben. Gelbe Felder signalisieren die Eingabegrößen, für die empfohlene Standardwerte gesetzt werden. Dargestellt ist die Parametrisierung des Standortes 1405 unter Verwendung von Werten aus der Level II-Datenbank.

Die Modellierung in VSD bezieht sich auf die obersten 30 cm des Bodens inklusive der organischen Auflage. Es wird davon ausgegangen, dass alle wesentlichen Prozesse der Durchwurzelung, Nährstoffaufnahme und des N- und C-Kreislaufs in diesem Bodenausschnitt stattfinden. Die Eingabewerte für die Bodenparameter Bodendichte, C / N-Verhältnis, Kationenaustauschkapazität, Basensättigung, Austauschkonstanten (lgKAIBC, lgKHBC, lgKAlOX), Konzentration an organischen Säuren und CO₂-Druck in der Bodenlösung wurden als ein nach dem Bodengewicht und der Mächtigkeit der in diesem Bodenausschnitt liegenden Horizonte gewichteter Mittelwert generiert. Für den flächenbezogenen Eingabewert des C-Pools wurden die Einzelwerte der im Bodenausschnitt liegenden Horizonte aufsummiert. Zur Berechnung der hydrologischen Eigenschaften in MetHyd wurde in dieser Untersuchung die organische Auflage nicht als Einzelschicht berücksichtigt, da in MetHyd die Streuauflage nicht getrennt vom Mineralboden behandelt, sondern allenfalls eine Mittelung der Werte für Eigenschaften der

Auflage und des Mineralbodens vorgenommen werden kann. Hier wurden nur für die mineralischen Horizonte gewichtete Mittelwerte für die benötigten Eingabegrößen C_{org} -Gehalt, Bodendichte, Sand- und Tonanteil gebildet.

Die Modellierungsergebnisse wurden anhand vorliegender Messwerte, sog. Observation Data (Beobachtungsdaten), kalibriert. Bspw. ermöglicht das Vorliegen von Messwerten für die Basensättigung und den pH-Wert die Kalibrierung der Austauschkonstanten, das Vorliegen von Messwerten für das C / N-Verhältnis und den C-Pool die Kalibrierung der Initialwerte für das C / N-Verhältnis und den C-Pool. Eine Übersicht zu den bei der Kalibrierung verwendeten Parametern und Beobachtungsdaten liefern die Anhänge A 1.6 bis A 1.12 jeweils unter dem Reiter *Beobachtungsdaten*. Diesen Anhängen sind auch Übersichtstabellen der im VSD-Modell verwendeten Eingangsgrößen inkl. der verwendeten Datenquellen zu entnehmen. Die für die Modellierung eingesetzten historischen Depositionsdaten für SO_2 , NO_x und NH_3 stammen aus der EMEP-Datenbank. Die Depositionsmengen von Ca, Mg, K, Na und Cl wurden nach Meesenburg et al. (1995) gesetzt. Der entsprechenden Publikation konnten Mittelwerte für den Zeitraum 1981–1994 für zwei in Niedersachsen gelegene Untersuchungsflächen entnommen werden. Der zeitliche Verlauf der Deposition von Ca, Mg, K, Na und Cl wurde nach Wochele et al. (2010) modifiziert.

Weitere Eingangsgrößen (z.B. Angaben zum CO_2 -Partialdruck in der Bodenlösung, zu den Austauschkonstanten) wurden mit Hilfe empfohlener Werte im ICP Mapping & Modelling Manuals (UNECE Convention on long-range transboundary air pollution 2004) quantifiziert. Die Verwitterungsraten wurden nach van der Salm et al. (1998) berechnet. Für einige weitere Eingabegrößen (z.B. Angaben zu den C / N-Verhältnissen CN_{fe} , CN_{fs} , CN_{mb} , CN_{hu} unterschiedlicher C_{org} Kompartimente) wurden die von VSD empfohlenen Standardwerte übernommen, da in den vorliegenden Datenbanken keine Messwerte vorliegen.

Werte für die Bodenparameter Bodendichte, Sand- und Tongehalt, C_{org} -Gehalt, C-Pool, C / N-Verhältnis, Kationenaustauschkapazität und Basensättigung konnten i.d.R. aus der Level II-Datenbank und der Datenbank des W.I.E bezogen werden. In Einzelfällen mussten Werten für diese Parameter aus der Bodenübersichtskarte 1: 1.000.000 (BÜK 1000)¹³ oder der Bodenzustandserhebung (BZE)¹⁴ verwendet oder mit Hilfe des ICP Mapping & Modelling Manuals generiert werden. Für einige Standorte lagen in der Level II-Datenbank Observation Data für den N-Pool, pH-Wert und für die Konzentration verschiedener Kationen (z.B. Ca, Mg, K) und Anionen (z.B. NO_3 , SO_4) in der Bodenlösung vor.

Im Folgenden werden die Modellierungsergebnisse für die sieben Modellstandorte im Hinblick auf die Entwicklung der Indikatoren für Ökosystemfunktionen in Abhängigkeit von Depositions- und Klimaszenarien beschrieben und interpretiert. Möglichkeiten und Grenzen der Gefährdungseinschätzung der Ökosysteme anhand der Modellierungsergebnisse werden exemplarisch für die untersuchten Modellstandorte aufgezeigt. Dabei beziehen sich die auf den

¹³BGR 2007: Nutzungsspezifische Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000), Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

¹⁴BMELF, 1996; für das Literaturverzeichnis: BMELF: Deutscher Waldbodenbericht. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Bd. 1 und Bd. 2, BMELF, 141 S, 1996

Oberboden bezogenen Indikatoren für Ökosystemfunktionen auf die obersten 5 cm inklusive der organischen Auflage, die Modellierung in VSD dagegen auf die obersten 30 cm inklusive der organischen Auflage. Daraus resultieren die Unterschiede zwischen ausgewählten Parametern, die als Messwerte in den Tabellen und Abbildungen in diesem Kapitel dargestellt sind und den Ist-Werten aus verschiedenen Jahren aus Anhang 4. Zwischen den Bodenparametern dieser Blöcke unterschiedlicher Mächtigkeit existieren jedoch feste Beziehungen (Hofmann 1974, Anlagenband I, Abschnitt 6), aufgrund derer abgeschätzt werden kann, ob die modellierten Szenarien damit verbunden sind, dass typspezifische Intervalle dieser Indikatoren über- oder unterschritten werden.

8.1.1 Modellierung der Indikatoren am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75

Der Standort W.I.E.-Kahlenberg 75 liegt östlich von Eberswalde in der Modellregion 1 (Nordost-Brandenburg). Mit einer Deckung von 70 % bildet die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) die dominante Hauptbaumart. Der Bestand wurde 1915 begründet (gerundet auf 5-Jahresscheibe). Gemäß der pflanzensoziologischen Zuordnung der Artenzusammensetzung (Vegetationsaufnahmen der Jahre 1964, 1989, 1993, 1997, 2000 und 2004) ist der aktuelle Kultur-Ökosystemtyp (ANOEST) den Rohhumusmoder-Kiefernforsten (Ökosystemtyp Ebc-4n-c1) zuzuordnen. Kennzeichnend sind mäßig trockene Standorte und ein disharmonischer Oberbodenzustand in subatlantisch bis zentraleuropäischer Tieflandlage. Der potenziell natürliche Ökosystemtyp (PNOEST) wäre Moder-Buntsand-Buchenwald (Eb-5n-C2). Der Bodentyp ist die Sand-Braunerde.

VSD-Modellierung. Eine Darstellung der für den Standort W.I.E.-Kahlenberg 75 verwendeten Eingangsgrößen und Datenquellen findet sich in Anhang A1.6.

Der simulierte Verlauf der klimatischen Inputgrößen mittlere Temperatur, mittlere Niederschlagsmenge und durchschnittliche Sonnenscheindauer ab dem Jahr 2010 stützt sich auf das regionale Klimamodell STAR II¹⁵. Für die Darstellung eines Vorlaufs von 15 Jahren wurden die Inputgrößen im Zeitfenster 1995-2010 durch vorhandene Daten des DWD ergänzt.

Im Hinblick auf die Vorprozessierung mit dem Modell GrowUp (Anhang A1.13) lässt sich über Angaben zum Alter (76 Jahre) und der durchschnittlichen Höhe des Bestandes (23,74 m) im Beobachtungsjahr 1992 aus der W.I.E.-Datenbank eine relative Bonität von 1,2 mit Funktionen des Datenspeicher Wald 2-Programms berechnen. Die Menge des ausscheidenden Bestandes wurde ebenfalls anhand des DSW 2-Programms berechnet¹⁶. Die Werte lassen sich Anhang A1.6 entnehmen.

Eine zusammenfassende Darstellung der charakteristischen Ausprägungen der Indikatoren, wie sie für den Standort W.I.E.-Kahlenberg 75 mit den Modellen MetHyd und VSD berechnet wurden, zeigt die Tabelle 6.

¹⁵http://www.hzg.de/science_and_industrie/klimaberatung/csc_web/011667/index_0011667.html.de

¹⁶Da für die Standorte keine detaillierten Angaben zur Nutzung vorliegen, wird für diesen und alle anderen Simulationsläufe angenommen, dass ab einem Bestandesalter von 5 Jahren alle 5 Jahre das Stammholz der jeweils geernteten Bäume entfernt wurde. Blätter, Äste und Wurzeln des ausscheidenden Bestandes verbleiben vor Ort.

Tab. 6: Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75

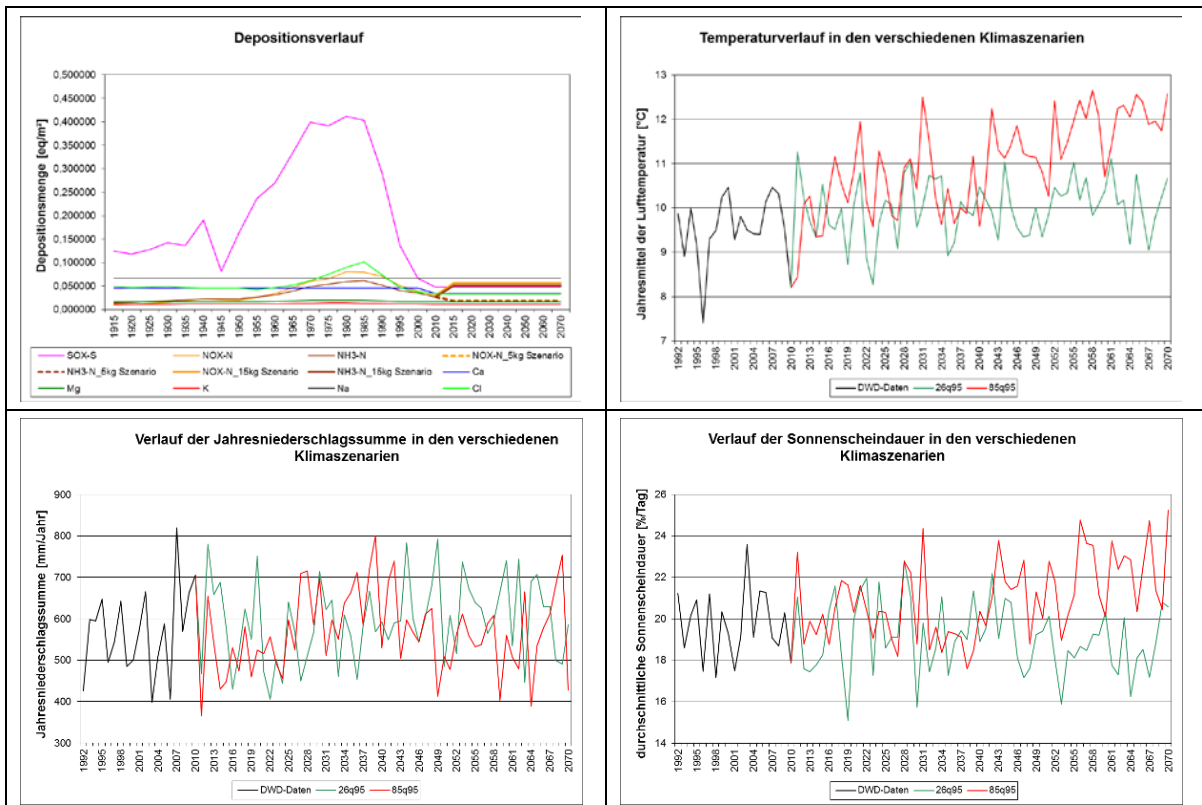
Modellregion: 1 (Nordost-Brandenburg)		Standort-Nr. W.I.E.-Kahlenberg 75		Lage: Eberswalder Talsandterrasse, ca. 10 km östlich von Eberswalde, 0-50 m ü. NN		
Grunddaten						
PNOEST: Moder-Buntsand-Buchenwald (Eb-5n-C2)		ANOEST: Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1)				
Hauptbaumart: Wald-Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)		Deckung: 100 % (in der 2. Baumschicht Rot-Buche - <i>Fagus sylvatica</i>)				
Altersklasse: 61-80 Jahre		Bestandsalter: 76 Jahre				
Simulationsbeginn: 1992		Pflanzjahr: 1915 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)				
Vegetationsaufnahmen: 1964, 1989, 1993, 1997, 2000, 2004						
Bodentyp: Sand-Braunerde						
Modellinput						
Klimaszenarien						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1992-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Mittlere Lufttemperatur (°C) / Veränderung (K):	9,5	9,9 (0,4)	10,1 (0,6)	10,4 (0,9)	11,7 (2,2)	
Mittlere Niederschlagshöhe / Veränderung (mm / Jahr):	570	570 (0)	618 (48)	572 (2)	562 (-8)	
Sonnenscheindauer / Veränderung (% / Tag):	19,7	19,3 (-0,4)	18,9 (-0,8)	20,1 (0,4)	21,9 (2,2)	
Modelloutput						
MetHyd						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1992-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Bodenwassergehalt / Veränderung (Vol.-%):	10	10 (0)	10 (0)	10 (0)	10 (0)	
Evapotranspiration / Veränderung (mm / Jahr):	k.A.	128 (k.A.)	132 (k.A.)	127 (k.A.)	131 (k.A.)	
VSD						
Kennwert:	pH-Wert in Bdlsq.		Basensättigung (%)		C / N-Verhältnis	
Zeitpunkt / Zeitraum:	1992-2010	2041-2070	1992	2070	1992	2070
26q95_5kg	4,3	4,9 (0,6)	19,8	45,1 (25,3)	19,2	66,3 (47,1)
26q95_15kg	4,3	4,9 (0,6)	19,8	45,4 (25,6)	19,2	54,0 (34,8)
85q95_5kg	4,3	4,9 (0,6)	19,8	45,7 (25,9)	19,2	60,0 (40,8)
85q95_15kg	4,3	4,9 (0,6)	19,8	45,8 (26,0)	19,2	49,0 (29,8)
RSME (Anzahl Messwerte)	0,43 (4)		1,72 (4)		9,3 (4)	
Interpretation						
Szenario	Zukünftig möglicher Ökosystemtyp					
RCP 2.6	Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1)					
RCP 8.5	Subkontinentalen Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ed-3 / 4n-c1)					

Interpretation der Modellierungsergebnisse am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75

1. Veränderung des vegetationswirksamen Klimas und des Wasserhaushalts

Die Depositionszeitreihen und simulierten Verläufe der klimatischen Größen für den Standort W.I.E.-Kahlenberg 75 sind in Abbildung 3 dargestellt.

Abb. 3: Depositionszeitreihen und Klimagrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort W.I.E.-Kahlenberg 75



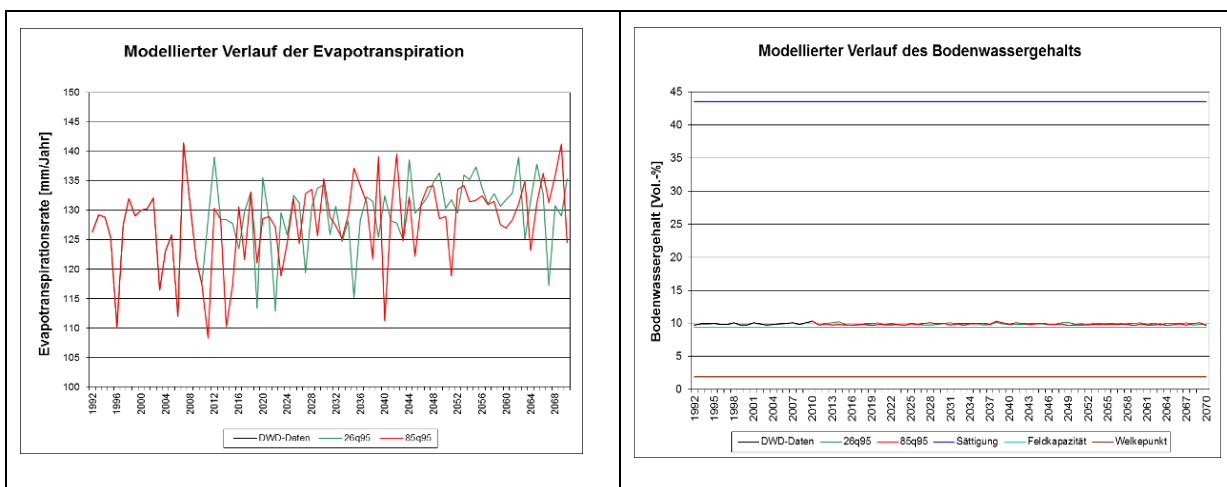
Am Standort in Nordost-Brandenburg herrschte im Zeitraum 1992-2010 eine mittlere Lufttemperatur von 9,5 °C. Nach dem Szenario RCP 2.6 ist eine Erhöhung der Lufttemperatur um ca. 0,6 K auf durchschnittliche 10,1 (Zeitraum: 2041-2070) zu erwarten. Eine stärkere Erwärmung um 2,2 K auf 11,7 ° wird durch das Szenario RCP 8.5 verursacht. Die aktuelle mittlere Niederschlagshöhe ist gering und beträgt 570 mm / Jahr. Bis 2070 wird sich diese nach dem Szenario RCP 2.6 um auf 618 mm / Jahr (2041-2070) erhöhen und nach dem Szenario RCP 8.5 nahezu unverändert bleiben. Die durchschnittliche Sonnenscheindauer von 19,7 % / Tag (Zeitraum: 1992-2010) verringert sich beim Szenario RCP 2.6 bis zum Jahr 2070 etwas um 0,8 % / Tag beim Szenario RCP 8.5 um 2,2 % / Tag auf 21,9 % / Tag.

Szenarien 2.6: Eine moderate Erhöhung der mittleren Jahrestemperatur um 0,4 K im Zeitraum 2011-2040 und um 0,6 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010 bei gleich bleibender (2011-2040) bzw. um 48 mm erhöhter (2041-2070) Jahresniederschlagssumme führen dazu, dass der Ökosystemtyp, der bereits heute dem Übergangsbereich zwischen subatlantischem (Eb) und zentraleuropäischem (Ec) Klima zuzuordnen ist, vollständig der Klimaregion „zentraleuropäisches Tiefland“ (Ec) und dem Wasserhaushaltstyp „mäßig trocken“ (4n) zuzuordnen ist. In der potentiellen natürlichen Baumartenzusammensetzung käme es zu einer Verschiebung, wobei sich die Mengenanteile der heute dominierenden Buche zugunsten von Trauben-Eiche und Hainbuche verringern würden.

Szenarien 8.5: Eine Erhöhung der mittleren Jahrestemperatur um 0,9 K im Zeitraum 2011-2040 und um 2,2 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010 bei

weitgehend unveränderter Jahresniederschlagssumme (+2 bzw. -8 mm) führen zu zunehmender Kontinentalität des Klimas, so dass von einer Verschiebung von der ökoklimatischen Einstufung in Ebc (Tab. A 3.1) in die Klimaregion „sub-kontinentales Tiefland“ (Ed) mit Tendenz zum Wasserhaushaltstyp „trocken“ (3n) ausgegangen werden muss. In der potentiellen natürlichen Baumartenzusammensetzung käme es zu einem hohen Konkurrenzverlust der Baumart Buche zugunsten von Trauben-Eiche, Hainbuche und Winter-Linde, welche die obere Baumschicht dominieren würden. Auch die Kiefer würde – vorausgesetzt, es kommt zu keiner weiteren Verengung des C / N-Verhältnisses – unter natürlichen Konkurrenzverhältnissen in geringen Mengenanteilen vertreten sein.

Abb. 4: Modelloutput MethHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort W.I.E.-Kahlenberg 75



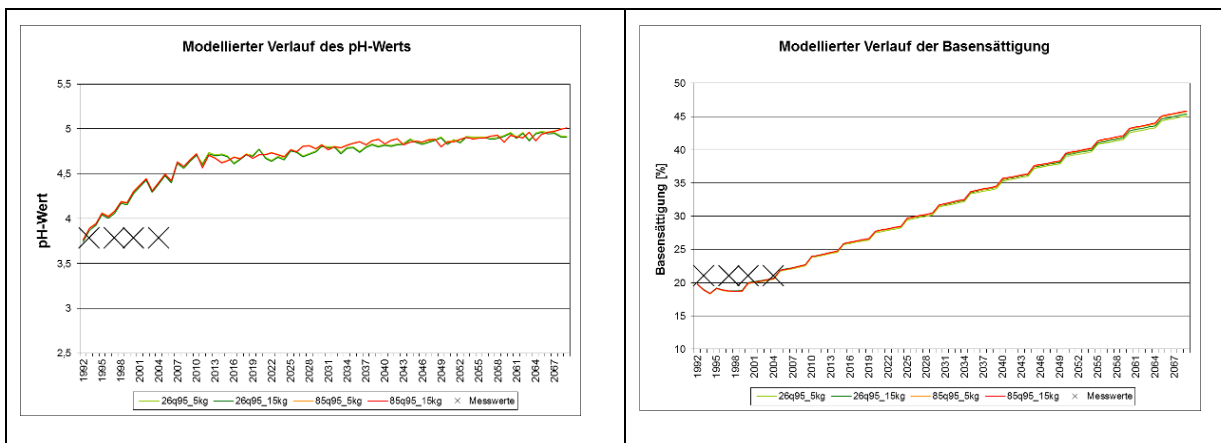
Der Bodenwassergehalt am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75 beträgt aktuell und in den zukünftigen Zeitfenstern 10 Vol.-%. Für den Standort liegen zur aktuellen Evapotranspiration (ETakt) keine Daten des DWD vor. Als langjähriges Mittel ist beim Klimaszenario RCP 2.6 eine ETakt von 132mm / Jahr und beim Szenario RCP 8.5 eine ETakt von 131mm / Jahr zu erwarten (Zeitraum 2041-2070).

2. Veränderung des Nährstoffhaushalts

Abbildung 5 verdeutlicht den Verlauf des pH-Wertes und der Basensättigung im Betrachtungszeitraum (1992–2070) und Abbildung 6 den modellierten Verlauf wesentlicher Kohlenstoff- und Stickstoffhaushaltsgrößen am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75.

Der Rohhumusmoder-Kiefernforst stand zwischen 1975 und 1990 unter dem Einfluss überhöhter N-Einträge im luvseitigen Einzugsbereich einer Schweinemastanlage. Entsprechend des modellierten Szenarios 26q95_5kg würde sich bei den unterstellten geringen N-Einträgen unter 5 kg N / ha a das C / N-Verhältnis wieder deutlich erweitern bei gleichzeitiger Zunahme der Basensättigung. Die Erholung des Standortes von den überhöhten Einträgen in der Vergangenheit würde sich also bis 2070 fortsetzen. Dieser Trend würde bei einer deutlichen Klimaerwärmung (85q95_5kg) deutlich schwächer ausfallen und sich zur Mitte des Jahrhunderts wieder umkehren. Unter erhöhten N-Einträgen von 15 kg N / ha a, ganz besonders in Verbindung mit deutlichen Temperaturerhöhungen (85q95_15kg) wäre jedoch mittelfristig eine erneute weitere Verengung des C / N-Verhältnisses zu erwarten. Wie im Anhang 4 ausgeführt, verengt sich das C / N-Verhältnis des Oberbodens nach der vorübergehenden Erholung zu Beginn der neunziger Jahre schon heute wieder kontinuierlich.

Abb. 5: Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75



Alle 4 modellierten Verläufe des pH-Wertes lassen eine leichte Erhöhung des pH-Wertes um 0,6, d.h. von pH 4,3 (Zeitraum 1992-2010) auf pH 4,9 (Zeitraum 2041-2070) erwarten. Der Root Mean Square Error liegt mit 4 Messwerten bei 0,43. Die Basensättigung steigt bei allen 4 Szenarien nahezu kontinuierlich und deutlich auf Werte zwischen 45,1 und 45,8 % im Jahr 2070. Der RMSE beträgt hier 1,72 (4 Messwerte).

3. Veränderung der Kohlenstoff-Speicherung

Der modellierte Verlauf der C-Menge deutet in allen Szenarien auf einen Aufbau der Kohlenstoffvorräte im Boden hin. Im Falle des Klimaszenarios mit deutlich erhöhtem Temperaturanstieg (8.5) flacht dieser Anstieg jedoch deutlich früher ab.

4. Veränderung der Netto-Primärproduktion

Da der Standort bereits von Natur aus gut nährstoffversorgt ist, würde selbst eine durch erhöhte N-Einträge induzierte Verbesserung des Oberbodenzustands zu keiner weiteren Verbesserung der Wuchsleistung der Kiefer führen, die dieses Standortspotenzial nicht ausnutzen kann (Jensen & Hofmann 2004). Ein im Falle der RCP 8.5 – Szenarien zu erwartende zunehmende Trockenheit würde jedoch zu einer Verringerung der NPP führen.

5. Veränderung der Lebensraumfunktion

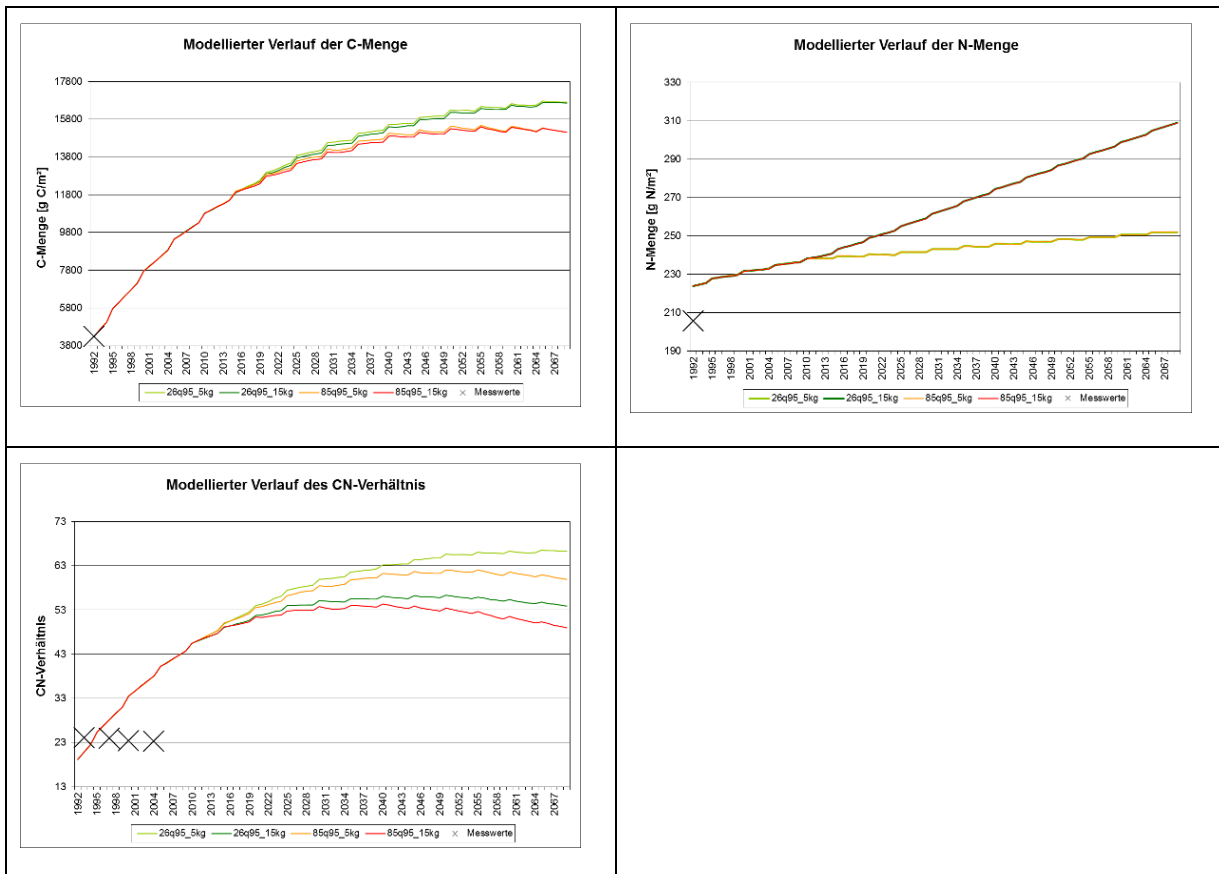
Der Ökosystemtyp Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ebc-4n-c1) ist sowohl im subatlantischen (Eb) als auch im zentraleuropäischen Tiefland (Ec) ausgebildet, so dass die im Falle der RCP 2.6-Szenarien erwartete klimatische Verschiebung keine Auswirkungen auf die Lebensraumfunktion hätte. Im Falle der RCP 8.5-Szenarien wäre langfristig ein Wandel in einen subkontinentalen Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ed-3 / 4n-c1) zu erwarten, was mit einer Erhöhung der Artenzahl zugunsten solcher Arten, die an trocken-warme Standortverhältnisse angepasst sind, einhergehen würde.

6. Gefährdungseinschätzung und mögliche Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit

Der heute bereits knapp 100-jährige Kiefernforst ist in seiner Umtriebszeit in keinem der betrachteten Szenarien einer absehbaren Gefährdung ausgesetzt. Das hohe standörtliche Wuchspotenzial, das von der Baumart Kiefer ohnehin nicht vollständig ausgenutzt werden kann, lässt aus waldbaulicher Sicht einen Voranbau mit Laubbaumarten angeraten erscheinen, wobei die heimischen Eichenarten (vor allem Trauben-Eiche), Hainbuche oder Winter-Linde

eine besondere Bedeutung besitzen. Hierdurch würden künftige potenzielle Risiken minimiert und eine langfristige Erhöhung der Lebensraumfunktion angestrebt.

Abb. 6: Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m²), N-Menge (g N / m²) und C / N-Verhältnis am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75



Die C-Menge im Boden steigt - wie zu erwarten - mit zunehmendem Bestandesalter an, wobei ein deutlicher Unterschied zwischen den beiden Klimaszenarien erkennbar ist. Das Szenario RCP 8.5 kennzeichnet bis zum Jahr 2070 die geringsten Zuwächse des C-Gehalts auf ca. 15.106 g C / m² und das Szenario RCP 2.6 die stärksten Zuwächse auf bis zu 16.698 g C / m². Beim N-Gehalt zeichnet sich dagegen eher der Einfluss der N-Deposition ab. Beide Klimaszenarien mit 15 kg N / ha a führen zu einer weit stärkeren Zunahme des N-Gehalts im Boden (ca. 309 g N / m²) als die beiden Klimaszenarien mit 5 kg N / ha (ca. 252 g N / m²). Das modellierte C / N-Verhältnis nimmt im Jahr 1992 einen Wert von 19,2 an. Der RMSE des VSD-Modells für das C / N-Verhältnis ist auffallend hoch bei 9,3 (4 Messwerte). Das Szenario RCP 2.6 / 5 kg lässt bis zum Jahr 2070 einen sehr starken Anstieg des C / N um 47,1 auf 66,3, das Szenario RCP 8.5 / 15 kg mit 29,8 den geringsten, aber immer noch starken Anstieg auf C / N 49,0 erwarten. Die beiden anderen Szenarien liegen innerhalb des Szenariotrichters.

8.1.2 Modellierung der Indikatoren am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a

Der Modellstandort W.I.E.-Biesenthal 1534 a liegt ca. 10 km südlich von Eberswalde in der Modellregion 1 (Nordost-Brandenburg). Der heute etwa 160 Jahre alte Buchenbestand (Pflanzjahr 1850) ist als Moder-Sand-Buchenwald (Eb-4n-C2) anzusprechen, wobei der aktuelle naturnahe Ökosystemtyp (ANOEST) dem potenziell natürlichen Ökosystemtyp (PNOEST) entspricht. Die Buche kommt mit einer Deckung von 83 %, zudem die Kiefer in der Strauchschicht vor (Vegetationsaufnahmen 1993, 1997 und 2000). Typisch für diesen naturnahen Ökosystemtyp sind eine subatlantische Tieflandlage und mäßig trockene Moderstandorte. Als Bodentyp ist die Sand-Braunerde ausgebildet.

VSD-Modellierung. Anhang A1.7 zeigt in detaillierter Form die im VSD-Modell verwendeten Eingangsgrößen und Datenquellen am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a. Die relative Bonität wurde für eine durchschnittliche Höhe von 32,78 m im Alter von 140 Jahren mit 2,2 berechnet.

Tab. 7: Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a

Modellregion: 1 (Nordost-Brandenburg)		Standort-Nr. W.I.E.-Biesenthal 1534 a		Lage: Melchower Binnendünen, ca. 10 km südlich von Eberswalde, 0-50 m ü. NN		
Grunddaten						
PNOEST:	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)		ANOEST:	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)		
Hauptbaumart:	Rot-Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)		Deckung:	100 % (in der Strauchschicht auch Wald-Kiefer - <i>Pinus sylvestris</i>)		
Altersklasse:	121-140 Jahre		Bestandsalter:	140 Jahre		
Simulationsbeginn:	1992		Pflanzjahr:	1850 (Bestandsalter gerundet auf 5-Jahresscheibe)		
Vegetationsaufnahmen: 1993, 1997, 2000						
Bodentyp: Sand-Braunerde						
Modellinput						
Klimaszenarien						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1992-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Mittlere Lufttemperatur (°C) / Veränderung (K):	9,5	9,7 (0,2)	9,9 (0,4)	10,3 (0,8)	11,6 (2,1)	
Mittlere Niederschlagshöhe / Veränderung (mm / Jahr):	647	659 (12)	692 (45)	666 (19)	684 (37)	
Sonnenscheindauer / Veränderung (% / Tag):	19,8	19,3 (-0,5)	18,9 (-0,9)	20,2 (0,4)	22,1 (2,3)	
MethHyd						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1992-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Bodenwassergehalt / Veränderung (Vol.-%):	10	10 (0)	10 (0)	10 (0)	10 (0)	
Evapotranspiration / Veränderung (mm / Jahr):	128	131 (3)	134 (6)	130 (2)	135 (7)	
VSD						
Kennwert:	pH-Wert in Bdlsq.		Basensättigung (%)		C / N-Verhältnis	
Zeitpunkt / Zeitraum:	1992-2010	2041-2070	1992	2070	1992	2070
26q95_5kg	4,3	4,8 (0,5)	17,4	37,2 (19,8)	16,8	59,2 (42,4)
26q95_15kg	4,3	4,8 (0,5)	17,4	37,2 (19,8)	16,8	44,2 (27,4)
85q95_5kg	4,3	4,8 (0,5)	17,4	37,7 (20,2)	16,8	53,4 (36,6)
85q95_15kg	4,3	4,9 (0,6)	17,4	37,6 (20,2)	16,8	40,3 (23,5)
RSME (Anzahl Messwerte)	0,20 (3)		1,94 (3)		4,4 (3)	
Interpretation						
Szenario	Zukünftig möglicher Ökosystemtyp					
RCP 2.6	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)					
RCP 8.5	Moder-Eichen-Hainbuchen-Buchenwald (Ec-4n-C2)					

Anhang A1.7 zeigt weiter die Werte für die Menge des ausscheidenden Bestandes für die Vorprozessierung mit GrowUp (Anhang A1.14).

Die wichtigsten Kennwerte für den Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a sind zusammenfassend in Tabelle 7 wiedergegeben.

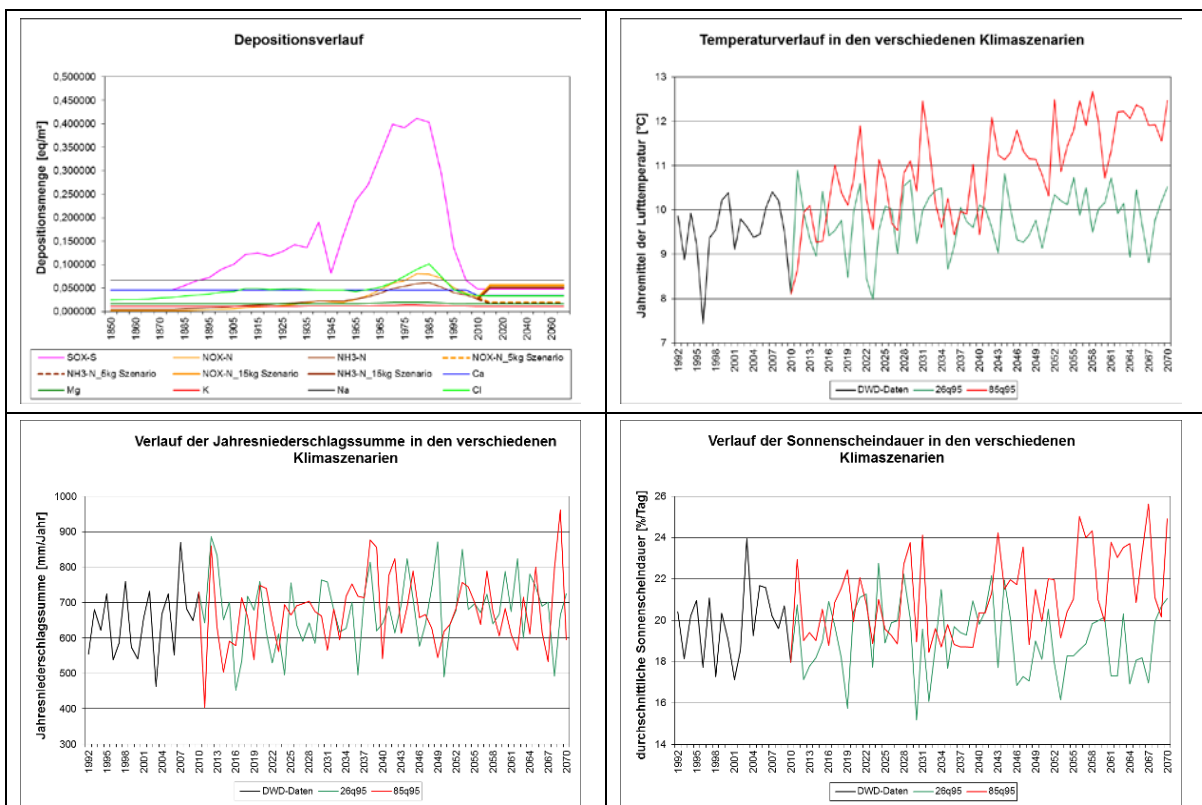
Interpretation der Modellierungsergebnisse am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a

1. Veränderung des vegetationswirksamen Klimas und des Wasserhaushalts

Die Depositionszeitreihen und simulierten Verläufe der klimatischen Inputgrößen für den Standort LII-1602 sind in Abbildung 7 dargestellt.

Szenarien 2.6: Eine leichte Erhöhung der mittleren Jahrestemperatur um 0,2 K im Zeitraum 2011-2040 und um 0,4 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010 bei um 12 mm (2011-2040) bzw. um 45 mm erhöhter (2041-2070) Jahresniederschlagssumme führen dazu, dass Evapotranspiration und Bodenwassergehalt nahezu unverändert bleiben. Der Ökosystemtyp ist auch in Zukunft dem subatlantischen (Eb) Klima und dem Wasserhaushaltstyp „mäßig trocken“ (4n) zuzuordnen.

Abb. 7: Depositionszeitreihen und klimatische Größen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort W.I.E.-Biesenthal 1534 a



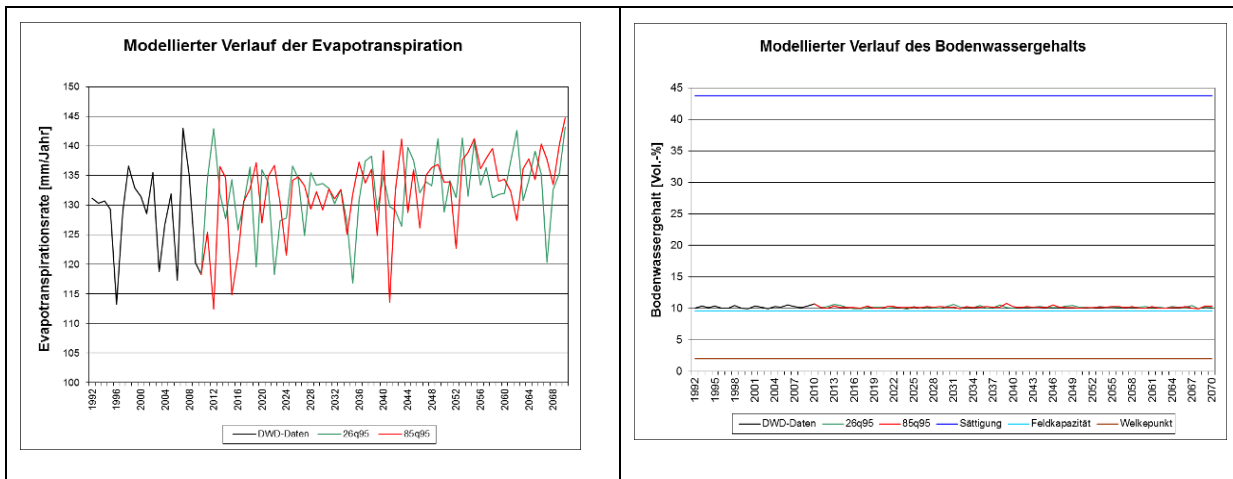
Den Standort in Nordost-Brandenburg kennzeichnet gemäß der Daten des DWD eine mittlere Lufttemperatur von 9,5 °C, eine mittlere Niederschlagshöhe von 647 mm / Jahr und eine durchschnittliche Sonnenscheindauer von 19,8 % / Tag (Zeitraum: 1992-2010). Nach dem Szenario RCP 2.6 (= relativ niedriger Strahlungsantrieb) ist eine leichte Erwärmung um 0,4 K auf 9,9 °C, eine leichte Zunahme der Niederschlagssumme um 45 mm / Jahr auf 692 mm / Jahr und eine geringe Abnahme der Sonnenscheindauer auf 18,9 % / Tag zu erwarten (Zeitraum: 2041-2070). Das Szenario RCP 8.5 (= sehr hoher Strahlungsantrieb) führt zu einer starken Zunahme der Lufttemperatur um 2,1 K auf 11,6 °C, einer leichten Zunahme des Niederschlags um 37 mm / Jahr auf 684 mm / Jahr sowie einer deutlichen Zunahme der durchschnittlichen Sonnenscheindauer auf 22,1 % / Tag (Zeitraum: 2041-2070).

Szenarien 8.5: Eine Erhöhung der mittleren Jahrestemperatur um 0,8 K im Zeitraum 2011-2040 und um 2,1 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010 bei um 19 mm bzw. 37 mm erhöhter Jahresniederschlagssumme führen zu einer Verschiebung in die Klimaregion „zentraleuropäisches Tiefland“ (Ec). In der potentiellen natürlichen Baumartenzusammensetzung käme es zu einer Verschiebung, wobei sich die Mengenanteile der heute dominierenden Buche zugunsten von Trauben-Eiche und Hainbuche verringern würden.

2. Veränderung des Nährstoffhaushalts

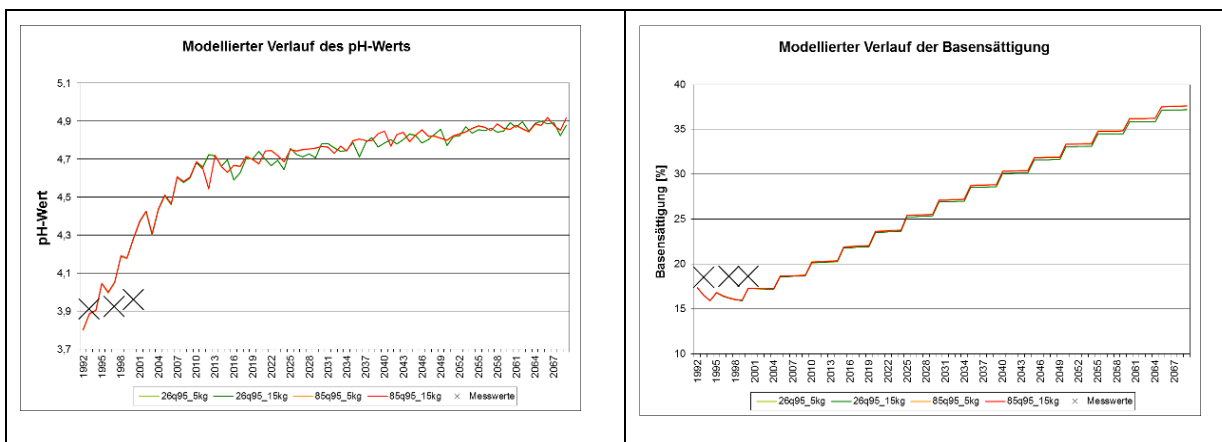
Der Verlauf des pH-Wertes und der Basensättigung während der Simulationsperiode (1992–2070) ist in Abbildung 9 dargestellt. Abbildung 10 ist weiter der Verlauf wesentlicher Kohlenstoff- und Stickstoffhaushaltsgrößen zu entnehmen.

Abb. 8: Modelloutput MethHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort W.I.E.-Biesenthal 1534 a



Für den Standort ist ein Bodenwassergehalt von 10 Vol.-%. charakteristisch. Die aktuelle Evapotranspiration (ETakt) beträgt 128mm / Jahr und erreicht beim Szenario RCP 2.6 einen Wert von 134 mm / Jahr und beim Szenario RCP 8.5 einen Wert von 135 mm / Jahr (Zeitraum 2041-2070).

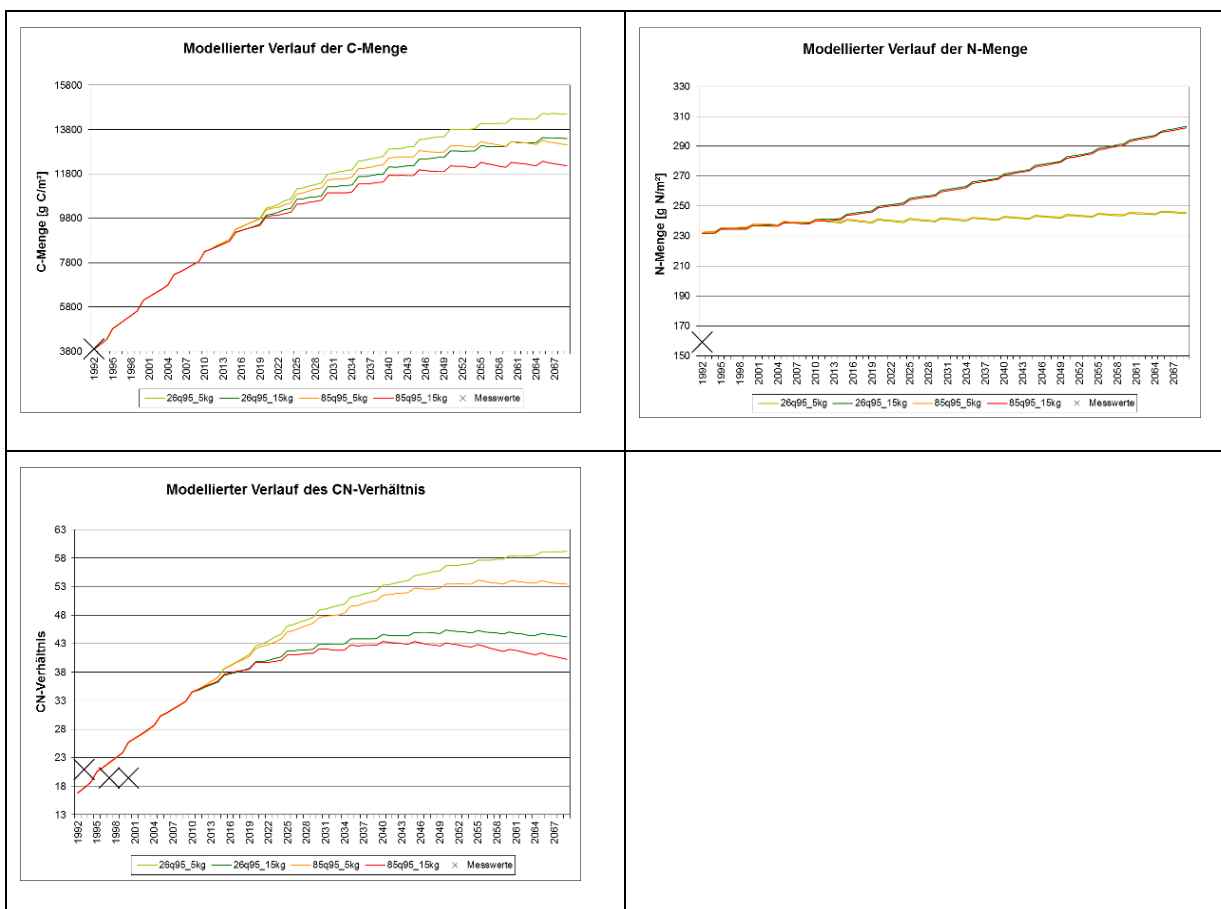
Abb. 9: Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a



Gemäß der VSD-Modellierung wird sich der pH-Wert voraussichtlich von aktuell pH 4,3 (Zeitraum 1992-2010) auf pH 4,8-4,9 (Zeitraum 2041-2070) erhöhen. Der RMSE berechnet sich an 3 Messwerten zu 0,20. In Abhängigkeit der vier Klima- bzw. Depositionsszenarien wird eine deutliche Erhöhung des Basensättigungsgrades von 17,4 % im Jahre 1992 auf Werte zwischen 37,2 und 37,7 % im Jahr 2070 eintreten. Für die Modellgüte steht ein RMSE von 1,94 auf Basis von 3 Messwerten.

Der Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2) hat in der Vergangenheit trotz erhöhter Stoffeinträge eine hohe Pufferkapazität gezeigt und ist auch in den Parametern des Nährstoffhaushaltes weitgehend konstant geblieben. In der Zukunft kommt es in allen Szenarien zu einer weiteren Akkumulation des Bodenvorrates an organischem Kohlenstoff, der heute noch deutlich unter dem Referenzzustand liegt. Entsprechend der Modellierungsergebnisse würde sich in der Folge im Falle von niedrigen N-Einträgen von 5 kg N / ha a das C / N-Verhältnis trotz nahezu unveränderter N-Vorräte im Boden deutlich erhöhen. Im Falle erhöhter Einträge von 15 kg N / ha a würde sich das C / N-Verhältnis bei zunehmender N-Menge im Boden nach den Modellergebnissen abgeschwächt und nur bis zur Mitte des Jahrhunderts erhöhen, um sich dann wieder leicht zu verengen.

Abb. 10: Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m²), N-Menge (g N / m²) und C / N-Verhältnis am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a



Im Simulationszeitraum (1992-2070) steigt die C-Menge im Boden mit zunehmendem Bestandesalter bei allen 4 Szenarien an. Das Szenario mit den stärksten Zuwächsen des C-Gehalts von 3.893 g / m² auf 14.509 g / m² bildet das Szenario RCP 2.6 / 5 kg N und das mit den geringsten Zuwächsen auf 12.176 g / m² das RCP 8.5 / 15 kg N. Gleichzeitig nimmt auch der N-Gehalt im Boden zu. Wie zu erwarten, ist die Zunahme zwischen 1992 und 2070 bei den Szenarien mit hohen Stickstoffeinträgen (15 kg N / ha a) größer (von 232 auf 303 g N / m²) als bei den Szenarien mit nur 5 kg N / ha a (von 232 auf 245 g N / m²). Setzt man die modellierten Verläufe des C- und N-Gehalts ins Verhältnis, ergibt sich beim Szenario RCP 2.6 / 5 kg die vergleichsweise stärkste Erhöhung des C / N von 16,8 auf 59,2 im Jahr 2070 und beim Szenario RCP 8.5 / 15 kg die geringste Erhöhung auf C / N 40,3. Auf der Grundlage von 3 Messwerten ergibt sich für das VSD-Modell ein RMSE von 4,4.

3. Veränderung der Kohlenstoff-Speicherung

Der modellierte Verlauf der C-Menge zeigt in allen Szenarien einen weiteren Aufbau der Kohlenstoffvorräte im Boden auf. Im Falle des Szenarios 26q95_5kg fällt dieser Aufbau am

deutlichsten, im Falle des Szenarios 85q95_15kg am schwächsten aus. Temperaturanstieg und hohe N-Einträge führen also zu einer Verlangsamung der C-Akkumulation am Standort.

4. Veränderung der Netto-Primärproduktion

Eine deutliche Veränderung der NPP der Baumschicht kann aus den vorliegenden Modellbefunden nicht abgeleitet werden.

5. Veränderung der Lebensraumfunktion

Der in der Vergangenheit stabile Ökosystemtyp des Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwaldes Eb-4n-C2 würde im Falle der RCP 2.6-Szenarien auch in Zukunft strukturell weitgehend stabil bleiben. Im Falle der RCP 8.5-Szenarien käme es zu einer Entwicklung zum Moder-Eichen-Hainbuchen-Buchenwald Ec-4n-C2 und damit vor allem zu einer Erhöhung der Mengenanteile der Traubeneiche, wodurch die Artenvielfalt des Ökosystems deutlich erhöht würde.

6. Gefährdungseinschätzung und mögliche Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit

Der Buchenbestand hat heute bereits ein Bestandesalter von 160 Jahren und befindet sich demnach mit hoher Wahrscheinlichkeit schon in Verjüngung. Um die Plastizität angesichts eines erwarteten Klimawandels zu erhöhen, sollten andere Laubbaumarten, insbesondere die Eichenarten und die Hainbuche bei der Bestandespflege besonders gefördert werden.

8.1.3 Modellierung der Indikatoren am Standort W.I.E.-Peitz 150

Der W.I.E.-Standort Peitz befindet sich ca. 10 km nordöstlich von Cottbus in der Modellregion 2 (Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen) im südlichen Brandenburg. Aus der Artenzusammensetzung, belegt durch die Vegetationsaufnahme der Jahre 1935, 1967 2010 ergibt sich eine Zuordnung zum ANOEST Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Öko-Code Ed-3n-b1). Der Kultur-Ökosystemtyp wird durch die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) mit einer Deckung von 85 % dominiert, die etwa im Jahr 1900 gepflanzt wurde. Ökologisch ist der Standort als trockener Rohhumusstandort in subkontinentaler Lage zu kennzeichnen. Der potenziell natürliche Ökosystemtyp wäre Moder-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-C2). Der Boden ist als podsolierte Sand-Braunerde anzusprechen.

VSD-Modellierung. Die für den Standort W.I.E.-Peitz 150 verwendeten Eingangsgrößen und Datenquellen gibt der Anhang A1.8 wieder. Für die GrowUp-Modellierung (Anhang A1.15) konnte auf vom W.I.E. gemessene Werte zur Relativen Bonität zurückgegriffen werden. Für die Szenarien wurde der aktuellste Messwert für die Relative Bonität fortgeschrieben. Für die Berechnung der Menge des ausscheidenden Bestandes mit Funktionen des DSW 2-Programm wurde wie bei allen anderen Simulationsläufen angenommen, dass ab einem Bestandesalter von 5 Jahren alle 5 Jahre das Stammholz der jeweils geernteten Bäume entfernt wurde und Blätter, Äste und Wurzeln des ausscheidenden Bestandes vor Ort verbleiben. Die Werte beider Inputgrößen sind Tabelle Anhang A1.8 zu entnehmen. Für den Standort W.I.E.-Peitz 150 zeigt Tabelle 8 eine zusammenfassende Darstellung der wichtigsten Kennwerte der VSD-Modellierung.

Tab. 8: Kennwerte der Modellierung am Standort W.I.E.-Peitz 150

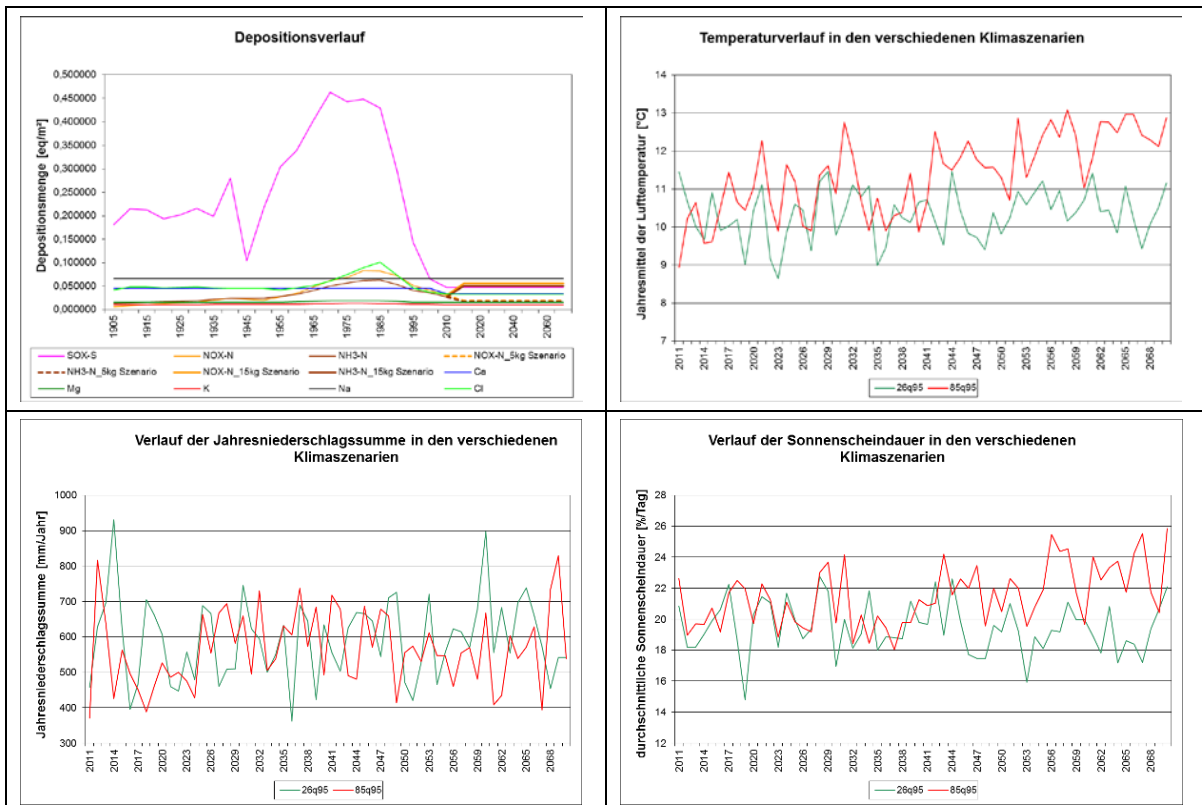
Modellregion: 2 (Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen)		Standort-Nr. W.I.E.-Peitz 150		Lage: Reicherskreuzer Sander bei Lieberose, 0-50 m ü. NN		
Grunddaten						
PNOEST:	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald (Ed-3n-C2)	ANOEST:	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Ed-3n-b1)			
Hauptbaumart:	Wald-Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	Deckung:	100 %			
Altersklasse:	k.A.	Bestandsalter:	k.A.			
Simulationsbeginn:	2011	Pflanzjahr:	1900			
Vegetationsaufnahmen:	1935, 1967, 2010					
Bodentyp:	podsolierte Sand-Braunerde					
Modellinput						
Klimaszenarien						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1995-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Mittlere Lufttemperatur (°C) / Veränderung (K):	9,1	10,2 (1,1)	10,4 (1,3)	10,7 (1,6)	12,1 (3,0)	
Mittlere Niederschlagshöhe / Veränderung (mm / Jahr):	548	578 (30)	606 (58)	561 (58)	571 (23)	
Sonnenscheindauer / Veränderung (% / Tag):	k.A.	19,6 (k.A.)	19,3 (k.A.)	20,5 (k.A.)	22,4 (k.A.)	
Modelloutput						
MethHyd						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1995-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Bodenwassergehalt / Veränderung (Vol.-%):	k.A.	19 (k.A.)	19 (k.A.)	19 (k.A.)	19 (k.A.)	
Evapotranspiration / Veränderung (mm / Jahr):	k.A.	289 (k.A.)	297 (k.A.)	288 (k.A.)	294 (k.A.)	
VSD						
Kennwert:	pH-Wert in Bdls.		Basensättigung (%)		C / N-Verhältnis	
Zeitpunkt / Zeitraum:	2011-2041	2041-2070	2011	2070	2011	2070
26q95_5kg	4,6	5,1 (0,5)	5,2	15,1 (9,9)	34,0	34,2 (0,2)
26q95_15kg	4,8	5,1 (0,3)	5,2	15,1 (9,8)	33,8	28,8 (-5,0)
85q95_5kg	4,8	5,1 (0,3)	5,2	15,5 (10,3)	34,9	31,8 (-3,1)
85q95_15kg	4,9	5,1 (0,2)	5,2	15,4 (10,2)	33,8	26,4 (-7,4)
RSME (Anzahl Messwerte)	0,49 (1)		0,13 (1)		8,0 (1)	
Interpretation						
Szenario	Zukünftig möglicher Ökosystemtyp					
RCP 2.6	Rohhumus-Kiefernforst (E-3n-b1) [Vegetationstyp: Subkontinentaler Drahtschmielen-Kiefernforst]					
RCP 8.5	Subkontinentaler Rohhumusmoder-Kiefernforst (Ed-3n-c1)					

Interpretation der Modellierungsergebnisse am Standort W.I.E.-Peitz 150

1. Veränderung des vegetationswirksamen Klimas und des Wasserhaushalts

Abbildung 11 zeigt für den Standort W.I.E.-Peitz 150 den simulierten Verlauf der Klimagrößen (mittlere Temperatur, mittlere Niederschlagsmenge und durchschnittliche Sonnenscheindauer sowie die Depositionszeitreihen.

Abb. 11: Modellinput VSD. Depositionszeitreihen und klimatische Inputgrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort W.I.E.-Peitz 150



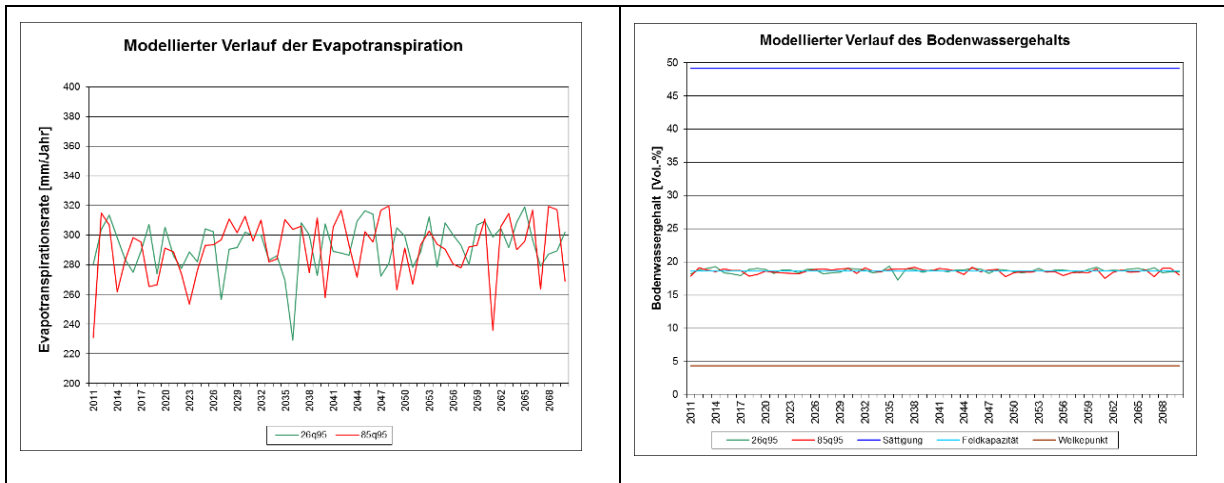
Für den Standort nordöstlich Cottbus wurde zur Kennzeichnung der aktuellen Klimaverhältnisse auf Daten von Noack (2011) zurückgegriffen. Nach dem Szenario RCP 2.6 ist für das Mittel der Jahre 2041-2070 eine mittlere Lufttemperatur von 10,4 °C und damit eine Erwärmung um 1,3 K zu erwarten, die mittlere Niederschlagshöhe wird demgemäß voraussichtlich 606 mm / Jahr (plus 58 mm) und die durchschnittliche Sonnenscheindauer 19,3 % / Tag (Zeitraum: 2041-2070) betragen. Kennzeichnend für das RCP 8.5-Szenario ist im Durchschnitt des Zeitraums 2041-2070 eine mittlere Lufttemperatur von 12,1 °C (Erhöhung um 3 K), ein mittlerer Jahresniederschlag von 571 mm / Jahr (Erhöhung um 23 mm / Jahr) und eine durchschnittliche Sonnenscheindauer 22,4 % / Tag.

Szenarien 2.6: Die mittlere Jahrestemperatur erhöht sich im Zeitraum 2011-2040 um 1,1 K und um 1,3 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber der Normalperiode 1961-1990. Sie wird von einer Erhöhung der Jahresniederschlagssumme (30 bzw. 58 mm) begleitet. Die Zuordnung des Ökosystemtyps in die derzeitige Klimaregion „subkontinental“ (Ed) und zum Wasserhaushaltstyp „trocken“ (3n) bleibt erhalten.

Szenarien 8.5: Eine Erhöhung der mittleren Jahrestemperatur um 1,6 K im Zeitraum 2011-2040 und um 3 K im Zeitraum 2041-2070 gehen einher mit einer leichten Zunahme der Jahresniederschlagssumme (13 bzw. 23 mm), wobei die Niederschläge innerhalb der Vegetationsperiode deutlich sinken. Unter diesem Klimaszenario käme es vor allem zu ausgedehnten Trockenperioden innerhalb der Vegetationsperiode und damit zu einer

submediterranen Klimatönung. Das Ausmaß der angenommenen Klimaveränderung führt dazu, dass neue Konstellationen von Umweltfaktoren auftreten, die mit der Herausbildung von in der Region neuartigen Ökosystemtypen einhergehen.

Abb. 12: Modelloutput MethHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort W.I.E.-Peitz 150

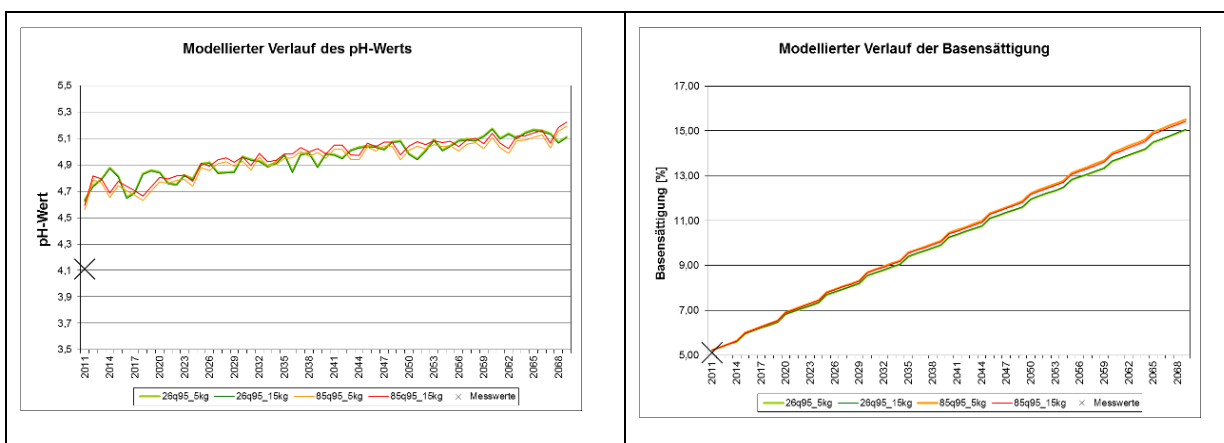


Zum Bodenwassergehalt und zur aktuellen Evapotranspiration (ETakt) gibt es am Standort W.I.E.-Peitz 150 keine Daten des DWD. Der modellierte Verlauf der beiden Klimaszenarien führt bei beiden Klimaszenarien zu einem Bodenwassergehalt von 19 Vol.-%. Nach dem Szenario RCP 2.6 ist im Jahr 2070 mit einer ETakt von 297 mm / Jahr und beim Szenario RCP 8.5 von 294 mm / Jahr zu rechnen (Zeitraum 2041-2070).

2. Veränderung des Nährstoffhaushalts

Der modellierte Verlauf des pH-Wertes und der Basensättigung am Standort W.I.E.-Peitz 150 wird durch Abbildung 13 und die modellierten Verläufe relevanter Kohlenstoff- und Stickstoffhaushaltsgrößen durch Abbildung 14 veranschaulicht.

Abb. 13: Modelloutput VSD, pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort W.I.E.-Peitz 150

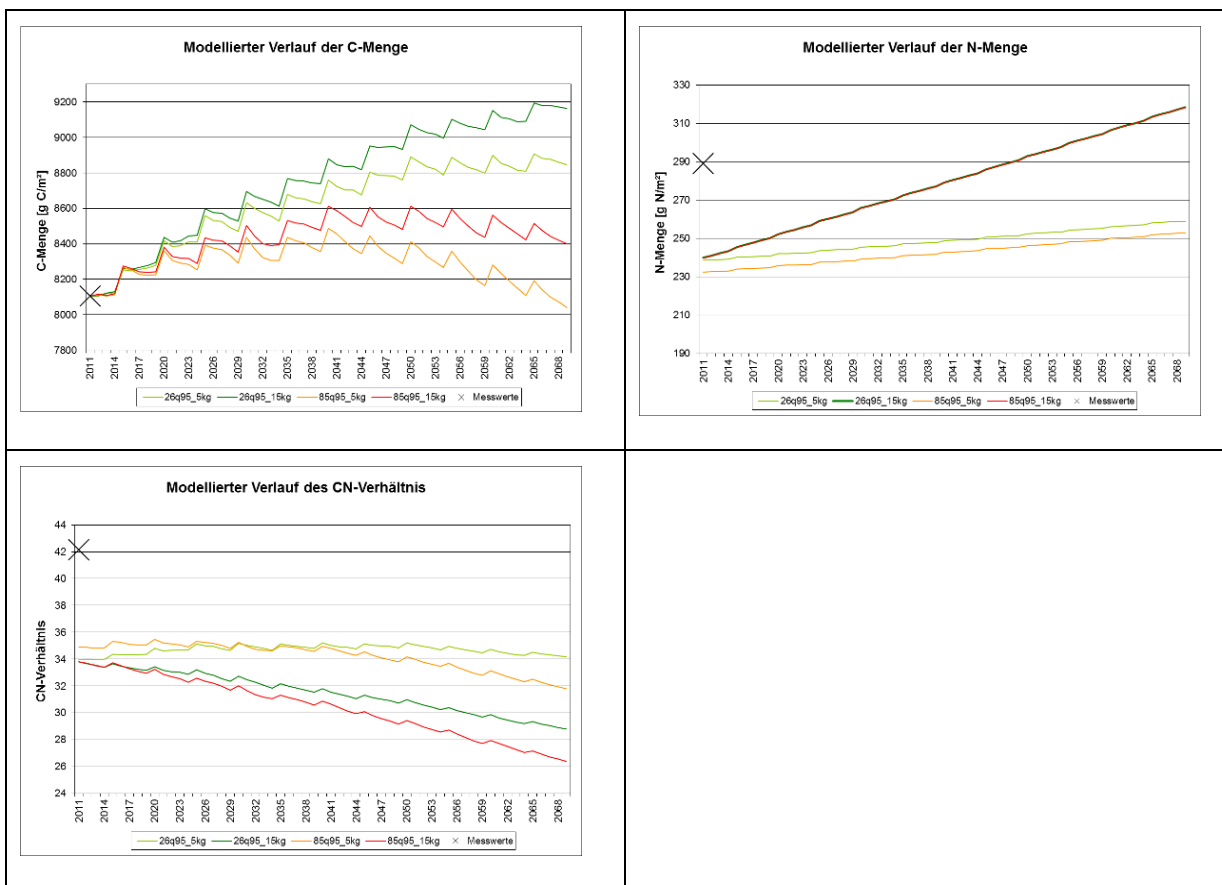


Alle modellierten Verläufe des pH-Wertes weisen eine leichte Erhöhung des pH-Wertes von 4,6-4,9 (Zeitraum 2011-2040) auf pH 5,1 (Zeitraum 2041-2070) auf. Der mittlere quadratische Fehler nimmt bei dem vorliegenden Messwert einen relativ hohen RMSE von 0,49 an. Die Basensättigung nimmt bei allen 4 Simulationsläufen deutlich von ca. 5,2 % im Jahr 2011 auf 15,1 % beim Szenario RCP 2.6 und 15,4-15,5 % beim Szenario RCP 8.5 im Jahr 2070 zu. Die Kalibrierung anhand eines Messwertes führt zu einem geringen RMSE von 0,13.

Der noch in den dreißiger Jahren des vergangenen Jahrhunderts durch starken Nährstoffentzug extrem degradierte Standort (Abschnitt 4) war in der zweiten Hälfte des vergangenen

Jahrhunderts lang anhaltenden und deutlich überhöhten Einträgen sowohl von Stickstoff- und Schwefelverbindungen als auch von basischen Stäuben ausgesetzt. Unter diesen Bedingungen hat eine deutliche Standortsregredation stattgefunden, in deren Folge sich der Stoffkreislaupf vom Magerrohhumustyp (a2) zum Rohhumustyp (b1) gewandelt hat. Dieser Prozess der Standortserholung setzt sich in allen betrachteten Depositionsszenarien weiter fort. So kommt es zu einem kontinuierlichen Anstieg von Basensättigung und pH-Wert bis 2070. Dieser Anstieg führt zur weiteren Stabilisierung des Humuszustandes und damit vermutlich auch zur Rückdrängung der heute noch vorhandenen Nährstoffdismenarmonien in der Pflanzenernährung.

Abb. 14: Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m²), N-Menge (g N / m²) und C / N-Verhältnis am Standort W.I.E.-Peitz 150



Im Simulationszeitraum 2011-2070 steigt der Kohlenstoffgehalt im Boden bei den beiden Szenarien des RCP 2.6 mit zunehmendem Bestandesalter an, wobei nach dem Szenario 5 kg N /ha a stärkere Zuwächse zu erwarten sind (von 8.105 auf 9.164 g C / m²) als nach dem Szenario 15 kg N /ha a (von 8.105 auf 8.846 g C / m²). Hinsichtlich der Szenarien des RCP 8.5 zeigt der modellierte Verlauf zunächst einen Anstieg des C-Gehalts bis zum Jahr 2040, anschließend aber wieder eine Abnahme, wobei das Depositionsszenario mit 5 kg N /ha a sogar zu niedrigeren Werten führt als zum Anfang der Simulationsperiode (von 8.105 auf 8.040 g C / m²). Die Stickstoffmenge im Boden nimmt bei den Szenarien mit einer N-Deposition von 15 kg N /ha a im gleichen Zeitraum am stärksten zu (von 239 auf 318 g N / m²). Die Szenarien mit geringerer N-Deposition von 5 kg N /ha a führen zu entsprechend geringeren Zuwächsen des N-Gehalts im Boden (von 239 auf 259 g N / m² bzw. 232 auf 252 g N / m²). Für das C / N-Verhältnis bedeutet dies eine nahezu gleichbleibende bis deutlich abfallende Tendenz im Simulationszeitraum (2011-2070). Dabei spannt sich der Szenariotrichter bis zum Jahr 2070 auf zwischen Werten von C / N 34,2 (RCP 2.6 / 5 kg) und C / N 26,4 (RCP 8.5 / 15 kg). Der RMSE für das C / N-Verhältnis beträgt 8,0 (1 Messwert), ist also relativ hoch.

Das C / N-Verhältnis bleibt im Falle des Szenarios 26q95_5kg weitgehend konstant, verengt sich jedoch im Falle des Szenarios 85q95_5kg ab der Mitte des Jahrhunderts wieder etwas aufgrund der schwächeren Kohlenstoffakkumulation im Oberboden. Der Stoffkreislaupf Rohhumus (b1) wird weiter stabilisiert. Im Falle der RCP 8.5-Szenarien kommt es allerdings zu einer weiteren deutlichen Verengung des C / N-Verhältnisses und damit zur Ausbildung moderartiger

Humuszustände (c1). Der aktuelle Ökosystemtyp (ANOEST Ed-3n-b1) bleibt unter Szenario RCP 2.6 erhalten und wandelt sich unter Szenario RCP 8.5 zu Ed-3n-c1.

3. Veränderung der Kohlenstoff-Speicherung

Der modellierte Verlauf der C-Menge deutet in allen Szenarien auf einen weiteren Aufbau der Kohlenstoffvorräte im Boden hin. Allerdings flacht dieser Aufbau im Falle des Klimaszenarios mit deutlich erhöhtem Temperaturanstieg (RCP 8.5) bereits in den zwanziger Jahren ab und erreicht zur Mitte des Jahrhunderts ein Plateau.

Der durch Streunutzung, Waldweide und Waldbrand bis in die zwanziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts stark dezimierte Kohlenstoffvorrat im Boden liegt auch heute noch unter dem Referenzzustand. Es kommt in der Zukunft zu einem weiteren Aufbau der Kohlenstoffvorräte im Boden, der allerdings zur Mitte des Jahrhunderts im Szenario 85q95_15kg ein Plateau erreicht und im Szenario 85q95_5kg wieder deutlich absinkt, so dass er 2070 wieder unter dem heutigen Niveau liegt.

4. Veränderung der Netto-Primärproduktion

Im Falle der RCP 2.6-Szenarien wird es zu einem weiteren Anstieg der Netto-Primärproduktion an Baumholz kommen, der im Falle des höheren Eintragsszenarios besonders deutlich ausfällt. Im Falle der RCP 8.5-Szenarien ist damit zu rechnen, dass die zunehmende Sommertrockenheit einem weiteren Anstieg der NPP entgegenwirkt und auch zu Wachstumsdepressionen führen wird.

5. Veränderung der Lebensraumfunktion

Aus den oben genannten Modellierungsergebnissen der Indikatoren zum Nährstoff- und Wasserhaushalt kann abgeleitet werden, dass der dem Ökosystemtyp Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst (Ed-3n-b1) entsprechende derzeitige Vegetationstyp Subkontinentaler Drahtschmielen-Kiefernforst erhalten bleibt. Im Falle der RCP 8.5-Szenarien ist eine Veränderung der Artenzusammensetzung in Richtung wärmeliebender und trockenheitsresistenter Arten wahrscheinlich.

6. Gefährdungseinschätzung und mögliche Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit

Die Regradation des in der Vergangenheit stark devastierten Standortes wird sich unter den unterstellten Eintragsszenarien weiter fortsetzen, wobei es angesichts des modellierten weiteren Anstiegs der Basensättigung selbst bei erhöhten N-Einträgen zu keiner Ausbildung von Nährstoffdisharmonien kommen wird. Im Falle der RCP 8.5-Szenarien ist eine weitere Verbesserung des Humuszustandes in Richtung Rohhumus-Moder (c2) möglich. Die starken Temperaturerhöhungen bei abnehmenden Sommerniederschlägen erhöhen die Waldbrandgefahr in den Kiefernforsten deutlich. Um die Gefährdung dieser Kiefernforsten durch Waldbrand angesichts des erwarteten Klimawandels nicht weiter zu erhöhen, sollte der Laubbaumanteil, insbesondere von Trauben-Eiche konsequent entwickelt und gefördert werden. Dies entspricht einer Annäherung an den potenziellen natürlichen Ökosystemtyp Moder-Kiefern-Traubeneichenwald Ed-3n-C2.

8.1.4 Modellierung der Indikatoren am Standort LII-1405

Der ICP Forests Level II-Standort LII-1405 liegt ca. 5 km südöstlich der Ortslage Bad Dübén in der Modellregion 2 (Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen) (Höhe: 151–200 m ü. NN). Hauptbaumart ist die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) mit einer Deckung von 100 %. Aus der Altersklasse (81–100 Jahre) und dem dem Beobachtungsjahr 1994 ergibt sich das Pflanzjahr 1905 (auf 5-Jahresscheibe gerundetes Klassenmittel). Entsprechend der pflanzensoziologischen Zuordnung der Vegetationszusammensetzung (Vegetationsaufnahmen der Jahre 1998, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 und 2009) ist der Bestand aktuell als Rohhumus-Kiefernforst (Ökosystemtyp Eb-4n-b1) anzusprechen. Diesen Ökosystemtyp kennzeichnet eine subatlantisch bis zentraleuropäische Tieflandlage, ein mäßig trockener Feuchtezustand der Böden und ein für Kultur-Ökosystemtypen typisch disharmonischer Oberbodenzustand. Potenziell wäre der PNOEST Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2) ausgebildet. Gemäß BÜK 1000 liegt der Standort in einer Bodeneinheit mit vorherrschend podsolierten Braunerden sowie gering verbreitet Podsole und Braunerde-Pseudogleye aus sauren magmatischen und metamorphen Ausgangsgesteinen.

VSD-Modellierung. Eine detaillierte Übersicht der im VSD-Modell verwendeten Eingangsgrößen inkl. der verwendeten Datenquellen am Standort LII-1405 gibt der Anhang A1.9.

Der Modellierung mit GrowUp (Anhang A1.16) liegt eine relative Bonität von 1,5 zugrunde. Prüfungen nach Projektende haben ergeben, dass dieser Wert bei einem Bestand mit einer durchschnittlichen Höhe von 20,87 m im Alter von 96 Jahren 2,7 hätte lauten müssen (berechnet nach Funktionen aus dem DSW 2-Programm). Die Werte für die Menge des ausscheidenden Bestandes sind in Tabelle Anhang A1.9 aufgeführt. Für den Standort LII-1405 sind die wichtigsten Kennwerte in Tabelle 9 zusammengefasst.

Interpretation der Modellierungsergebnisse am Standort LII-1405

1. Veränderung des vegetationswirksamen Klimas und des Wasserhaushalts

Abbildung 15 zeigt für den Level-II-Standort 1405 den simulierten Verlauf der klimatischen Inputgrößen mittlere Temperatur (° C), mittlere Niederschlagsmenge (mm / Jahr) und durchschnittliche Sonnenscheindauer (% / Tag).

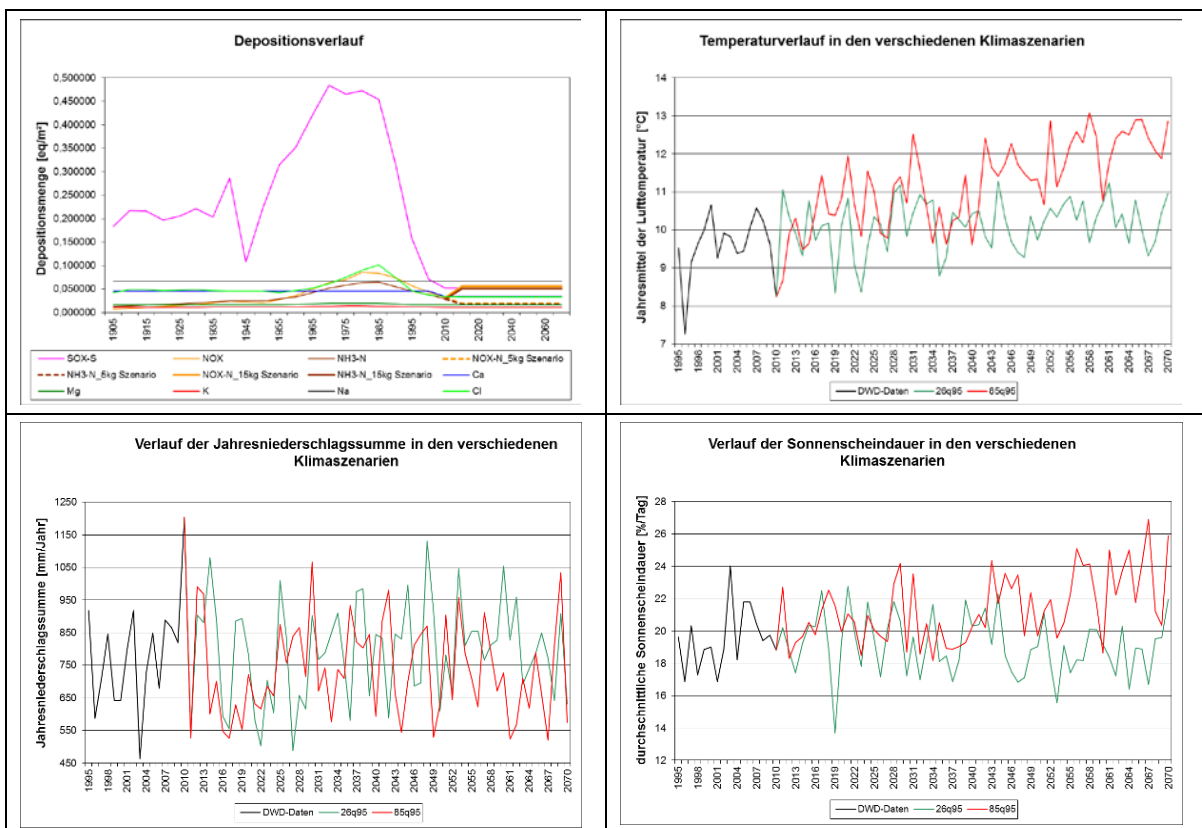
Szenarien 2.6: Eine moderate Erhöhung der mittleren Jahrestemperatur um 0,6 K im Zeitraum 2011-2040 und um 0,7 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010 wird von einer Erhöhung der Jahresniederschlagssumme (18 bzw. 28 mm) begleitet, so dass die modellierte Evapotranspiration und der modellierte Bodenwasserhaushalt weitgehend unverändert bleiben. Die Zuordnung des Ökosystemtyps in die derzeitige Klimaregion „subatlantisches Tiefland“ (Eb) und zum Wasserhaushaltstyp „mäßig trocken“ (4n) bleiben somit erhalten.

Tab. 9: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1405

Modellregion: 2 (Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen)		Standort-Nr. LII-1405		Lage: ca.94 km süd-östlich der Ortslage Bad Dübren (Sachsen), 151-200 m ü. NN		
Grunddaten						
PNOEST: Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald (Eb-4n-C2)		ANOEST: Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1)				
Hauptbaumart: Wald-Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)		Deckung: 100 %				
Altersklasse: 81-100 Jahre		Bestandsalter: 90 Jahre (Klassenmittel)				
Simulationsbeginn: 1995		Pflanzjahr: 1905 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)				
Vegetationsaufnahmen: 1998, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009						
Bodentyp: vorherrschend podsolierte Braunerde sowie gering verbreitet Podsole und Braunerde-Pseudogley aus sauren magmatischen undmetamorphen Gesteinen						
Modellinput						
Klimaszenarien						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1995-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Mittlere Lufttemperatur (°C) / Veränderung (K):	9,5	10,1 (0,6)	10,2 (0,7)	10,5 (1,0)	12,0 (2,5)	
Mittlere Niederschlagshöhe / Veränderung (mm / Jahr):	785	767 (18)	813 (28)	730 (-55)	733 (-52)	
Sonnenscheindauer / Veränderung (% / Tag):	19,5	19,4 (-0,1)	18,9 (-0,6)	20,3 (0,8)	22,5 (3,0)	
Modelloutput						
MethHyd						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1995-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Bodenwassergehalt / Veränderung (Vol.-%):	0,27	0,27 (0)	0,27 (0)	0,27 (0)	0,27 (0)	
Evapotranspiration / Veränderung (mm / Jahr):	444	447 (3)	447 (3)	445 (3)	450 (6)	
VSD						
Kennwert:	pH-Wert in Bdlsq.		Basensättigung (%)		C / N-Verhältnis	
Zeitpunkt / Zeitraum:	1995-2010	2041-2070	1995	2070	1995	2070
26q95_5kg	4,1	4,5 (0,4)	13,3	20,2 (6,9)	29,1	47,7 (18,6)
26q95_15kg	4,1	4,5 (0,4)	13,3	20,2 (6,9)	29,6	41,3 (11,7)
85q95_5kg	4,1	4,5 (0,4)	13,3	20,5 (7,2)	30,1	44,9 (14,8)
85q95_15kg	4,1	4,5 (0,4)	13,3	20,5 (7,2)	29,7	38,5 (8,8)
RSME (Anzahl Messwerte)	0,10 (13)		0,19 (1)		8,0 (2)	
Interpretation						
Szenario	Zukünftig möglicher Ökosystemtyp					
RCP 2.6	Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1) [Vegetationstyp: Blaubeer-Kiefernforst]					
RCP 8.5	Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1) [Vegetationstyp: Drahtschmielen-Kiefernforst]					

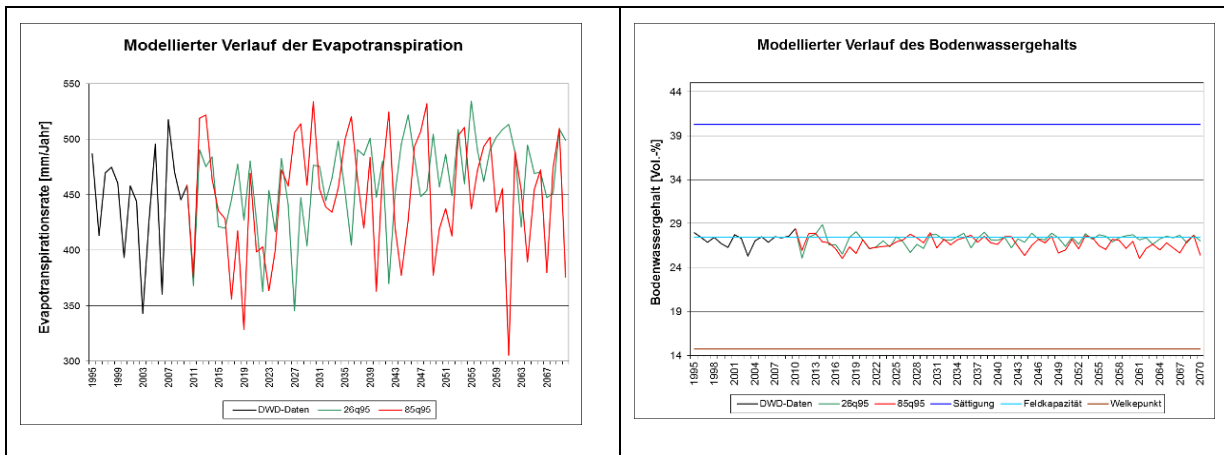
Szenarien 8.5: Eine Erhöhung der mittleren Jahrestemperatur um 1,0 K im Zeitraum 2011-2040 und um 2,5 im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010 gehen einher mit einer Abnahme der Jahresniederschlagssumme (-55 bzw. -52 mm). Trotz einer veränderten Temperatur-Niederschlags-Verteilung bleiben Evapotranspiration und Bodenwasserhaushalt weitgehend unverändert. Die Zuordnung des Ökosystemtyps in die derzeitige Klimaregion „subatlantisches Tiefland“ (Eb) und zum Wasserhaushaltstyp „mäßig trocken“ (4n) bleiben somit erhalten.

Abb. 15: Depositionszeitreihen und Klimagrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort LII-1405



Kennzeichnend für das Klimaszenario RCP 8.5 (Szenario q95) mit einem Strahlungsantrieb von $8,5 \text{ W / m}^2$ (=sehr hoch) ist eine starke Zunahme der mittleren Lufttemperatur um ca. 2,5 K, von $9,5 \text{ °C}$ (Zeitraum: 1995-2010) auf $12,0 \text{ °C}$ (Zeitraum: 2041-2070). Die mittlere Jahresniederschlagssumme nimmt deutlich von 785 mm / Jahr (Zeitraum: 1995-2010) auf 733 mm / Jahr (Zeitraum: 2041-2070) ab. Auffällig ist auch die starke Zunahme der durchschnittlichen Sonnenscheindauer beim RCP 8.5 von $19,5 \text{ % / Tag}$ (Zeitraum: 1995-2010) auf $22,5 \text{ % / Tag}$ (Zeitraum: 2041-2070). Das Szenario RCP 2.6 (q95) ist durch einen relativ niedrigen Strahlungsantrieb von $2,6 \text{ W / m}^2$ und eine entsprechend geringere Erhöhung der mittleren Lufttemperatur um ca. um $0,7 \text{ K}$, d.h. von $9,5 \text{ °C}$ (Zeitraum: 1995-2010) auf $10,2 \text{ °C}$ (Zeitraum: 2041-2070) gekennzeichnet. Die mittlere Niederschlagshöhe nimmt leicht von 785 mm / Jahr (Zeitraum: 1995-2010) auf 813 mm / Jahr (Zeitraum: 2041-2070) zu. Die durchschnittliche Sonnenscheindauer verringert sich kaum von $19,5 \text{ % / Tag}$ (Zeitraum: 1995-2010) auf $18,9 \text{ % / Tag}$ (Zeitraum: 2041-2070).

Abb. 16: Modelloutput MethHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort Level II-Standort 1405



Im Vergleich zu den aktuellen Daten des DWD mit einer ETakt von 444 mm / Jahr (Zeitraum 1995–2010) zeigen die modellierten Verläufe für beide Klimaszenarien keine relevanten Veränderungen der ETakt im 30-jährigen Mittel (Zeitraum 2041–2070). Darüber hinaus wurde mit MethHyd der Verlauf des Bodenwassergehalts (Vol.-%) als Indikator für den Wasserhaushalt modelliert. Auch hier zeigen sich für den Prognosezeitraum für beide Szenarien keine relevanten Veränderungen des für den Zeitraum 1995–2010 ermittelten Wertes von 27 Vol.-%.

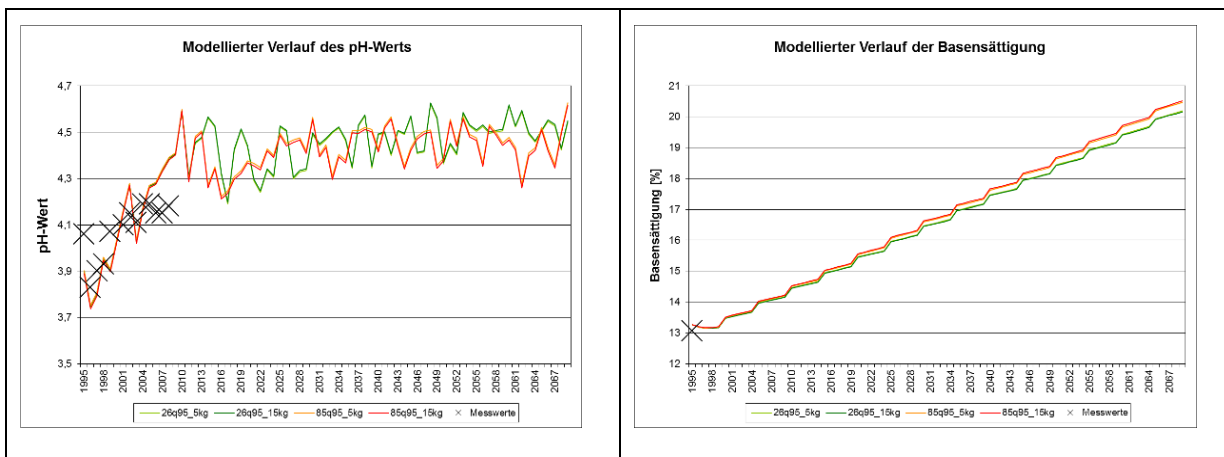
2. Veränderung des Nährstoffhaushalts

Abbildung 17 stellt den Verlauf des pH-Wertes und der Basensättigung (%) während der Simulationsperiode (1995–2070) dar. Die Zunahme beider Indikatorgrößen erklärt sich aus den abnehmenden Säure-Depositionen, dem daraus resultierenden Basen-Übergewicht sowie den modellierten kontinuierlichen Einträgen von Na, K, Ca und Mg aus dem Luftpfad.

Seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts bis in die neunziger Jahre hinein war der Standort einer starken sauren Deposition (SO_x) ausgesetzt, die seitdem deutlich abgeklungen ist. In der Folge zeigt das Modell seit 1995 einen kontinuierlichen Anstieg der Basensättigung, der sich bis 2070 fortsetzt unabhängig von den Szenarien des Klimas und der N-Deposition.

Die Abbildung 18 zeigt weiter den Verlauf wesentlicher Kohlenstoff- und Stickstoffhaushaltsgrößen. Wie zu erwarten, steigt die C-Menge im Boden mit zunehmendem Bestandesalter an. Grund dafür ist neben dem Vegetationswachstum die zunehmende Mineralisierung von Kohlenstoff aus dem Streufall mit nachfolgender Festlegung in der mikrobiellen Biomasse und Anreicherung der C-Fraktion in schwer zersetzbarer organischer Substanz.

Abb. 17: Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort LII-1405

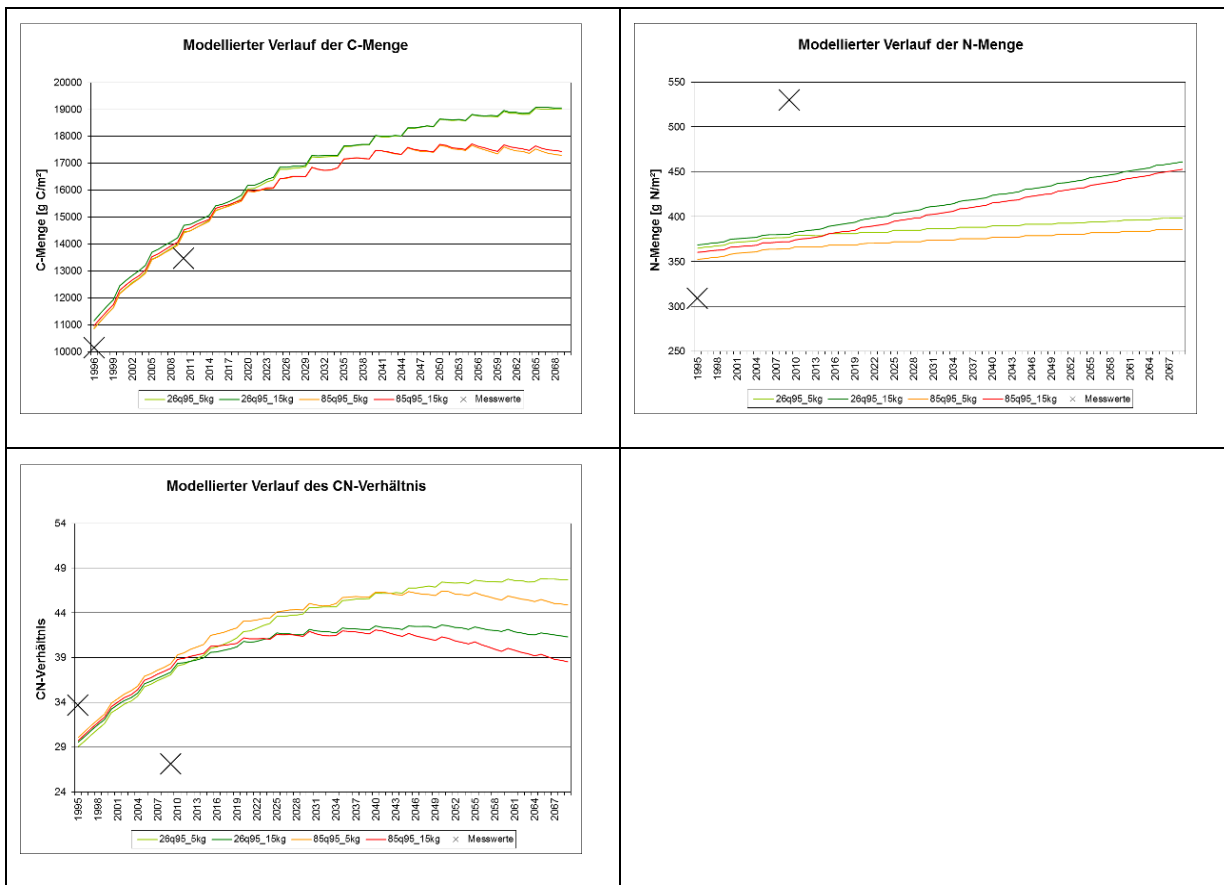


Alle modellierten Verläufe des pH-Wertes weisen in Abhängigkeit der vier Klima- bzw. N-Depositionsszenarien eine leichte Erhöhung des mittleren pH-Wertes von 4,1 (1995-2010) auf ca. pH 4,4-4,5 (2041-2070) auf. Die Simulationsergebnisse zeigen für den pH-Wert eine gute Übereinstimmung mit den beobachteten 13 Messwerten zwischen 1995 und 2008. Der Root Mean Square Error (RMSE), also die Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers beträgt 0,12. Bei der Basensättigung zeigen die Simulationsläufe für alle 4 Szenarien eine kontinuierliche Erhöhung des Basensättigungsgrades von ca. 13,25 % im Jahr 1995 auf 20,16 % (RCP 8.5) bis 20,52 % (RCP 2.6) im Jahr 2070. Der RMSE zum Messzeitpunkt 1995 ist gering und beträgt 0,19.

Das Abklingen der N-Einträge zeigt sich in einem kontinuierlichen Anstieg des modellierten C / N-Verhältnisses seit 1995, der im Falle des Szenarios 26q95-5kg bis 2070 anhält. Deutlich erhöhte Temperaturen führen im Falle des Szenarios 85q95-5kg bei gleichbleibend niedrigen N-Einträgen aufgrund einer erhöhten Mineralisierung dazu, dass sich das C / N-Verhältnis bereits um 2050 stabilisiert. Im Falle des Szenarios 26q95-15kg, also bei erhöhten N-Einträgen aber nur moderatem Temperaturanstieg, stabilisiert sich das C / N-Verhältnis ebenfalls in diesem Zeitraum, allerdings auf niedrigerem Niveau. In allen genannten Fällen entspricht der Stoffkreislautyp dem Humuszustand „Rohhumus“ (b1). Die C / N-Verhältnisse bleiben bis 2070 deutlich über dem Ausgangswert von 1995, der dem Humuszustand „Rohhumusmoder“ entsprach und Folge der erhöhten Stoffeinträge bis in die neunziger Jahre war. Lediglich im Szenario 85q95-15kg, also bei erhöhten N-Einträgen in Verbindung mit deutlicher erhöhter Mineralisierung, ist ab den dreißiger Jahren dieses Jahrhunderts wieder eine kontinuierliche und deutliche Verengung des C / N-Verhältnisses zu erwarten, die erneut in Richtung eines eintragsinduzierten Humuszustands „Rohhumusmoder“ führen würde.

Mit der Erweiterung der C / N-Verhältnisse und der Erhöhung der Basensättigung in den erstgenannten drei Szenarien ist eine weitere Stabilisierung des Ernährungszustandes der Kiefer zu erwarten, welcher derzeit noch in den Elementen N, P und Mg leichte Abweichungen vom Referenzzustand aufweist (Anhang A4). Im Szenario 85q95-15kg muss nach einer vorübergehenden Stabilisierung erneut mit dem Auftreten disharmonischer Ernährungszustände der Kiefer gerechnet werden.

Abb. 18: Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m²), N-Menge (g N / m²) und C / N-Verhältnis am Standort LII-1405



Die zeitliche Dynamik des C-Gehalts verdeutlicht den Einfluss der unterschiedlichen Temperaturverläufe der Klimaszenarien, wobei für das Szenario RCP 8.5 im Jahr 2070 ein C-Gehalt von ca. 17.350 g / m² und für RCP 2.6 ein C-Gehalt von ca. 19.050 g / m² erreicht wird. Dies entspricht der Erwartung, dass durch die Klimaerwärmung die Abbauprozesse im Boden und damit die Freisetzung von CO₂ begünstigt werden, sofern der Abbau nicht durch Trockenheit des Bodens begrenzt wird. Mit dem Bestandesalter nimmt auch die Menge an Stickstoff im Boden zu. Grund dafür ist die zunehmende N-Immobilisierung, d.h. Festlegung im Oberboden. Die Immobilisierungsrate wird zudem entscheidend von der Bodentemperatur beeinflusst, wobei niedrige Temperaturen die Immobilisierung fördern, was die höheren N-Gehalte beim Klimaszenario RCP 2.6 gegenüber dem Szenario RCP 8.5 erklärt. Das Modell weist am Standort LII-1405 ein RMSE von 116,2 g / m², also auffallend starke, nicht erklärliche Abweichungen auf. Je höher die N-Depositionsmenge ist, desto höher ist auch den N-Gehalt im Boden. Das Depositionsszenario mit 15 kg N / ha verursacht daher eine deutlich stärkere Zunahme des N-Gehalts im Boden als das 5 kg-Szenario. Das C / N-Verhältnis weitet sich beim Szenario RCP 2.6 / 5 kg von etwa 29,5 im Jahre 1995 bis zum Jahr 2070 gegenüber den anderen Szenarien am stärksten auf, erreicht im Jahr 2048 sein Maximum und verbleibt von da an konstant bei etwa 47-48. Die wesentlichen Gründe hierfür liegen in den geringeren atmosphärischen Stickstoffeinträgen sowie der geringeren Temperaturerhöhung mit entsprechend hoher N-Immobilisierung bzw. geringerer CO₂ Freisetzung im und aus dem Boden. Das Szenario RCP 8.5 / 15 kg stellt als Gegensatz hierzu die Variante mit den geringsten C / N-Verhältnissen dar, wobei ein Anstieg bis 2030 auf etwa 42 und anschließend eine Abnahme auf 38,5 im Jahr 2070 berechnet wird. Der RMSE des VSD-Modells für das C / N-Verhältnis beträgt 7,9, ist relativ hoch.

3. Veränderung der Kohlenstoff-Speicherung

Der modellierte Verlauf der C-Menge deutet in allen Szenarien auf einen weiteren Aufbau der Kohlenstoffvorräte im Boden hin. Allerdings flacht dieser Aufbau im Falle des Klimaszenarios mit deutlich erhöhtem Temperaturanstieg (8.5) bereits in den zwanziger Jahren ab und erreicht zur Mitte des Jahrhunderts ein Plateau.

4. Veränderung der Netto-Primärproduktion

Eine relevante Veränderung des derzeitigen Niveaus der Netto-Primärproduktion kann aus den vorliegenden Modellergebnissen nicht abgeleitet werden.

5. Veränderung der Lebensraumfunktion

Aus den oben genannten Modellierungsergebnissen der Indikatoren zum Nährstoff- und Wasserhaushalt kann abgeleitet werden, dass der dem Ökosystemtyp Rohhumus-Kiefernforst (Eb-4n-b1) entsprechende derzeitige Vegetationstyp Blaubeer-Kiefernforst (Eb-4n-b1) erhalten bleibt. Lediglich im Falle des Szenarios 85q95-15kg (erhöhte N-Einträge in Verbindung mit deutlichem Klimawandel) wäre ab der Mitte des Jahrhunderts ein Rückgang der Zwergsträucher Blaubeere, Preiselbeere und Heidekraut zugunsten stickstoffanzeigender Arten, insbesondere eine Tendenz zur Vergrasung mit Drahtschmiele innerhalb des Ökosystemtyps Eb-4n-b1 zu erwarten.

6. Gefährdungseinschätzung und mögliche Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit

Die Modellergebnisse deuten auf eine geringe Gefährdung des Rohhumus-Kiefernforstes in den untersuchten Ökosystemfunktionen bei einem künftigen Eintragsniveau von 5 kg N / ha a selbst im Falle eines deutlichen Temperaturanstiegs. Die für das Szenario 85q95-15kg erhaltenen Ergebnisse belegen jedoch, dass erhöhte N-Einträge in der Größenordnung von 15 kg N / ha a in Verbindung mit deutlichen Temperaturerhöhungen ab der Mitte des Jahrhunderts zu einer Gefährdung führen könnten, die mit dem Auftreten disharmonischer Ernährungszustände der Baumart Kiefer verbunden wäre.

Waldbaulich ist eine Förderung des bereits heute in der Strauchschicht vorhandenen Laubbaumanteils (Stiel-Eiche, Birke) ratsam, um die Anpassungsfähigkeit an veränderliche Umweltbedingungen zu erhöhen.

8.1.5 Modellierung der Indikatoren am Standort LII-1602

Der Standort LII-1602 befindet sich im Bioshärenreservat Vessertal in der Modellregion 3 (Thüringer Wald) (Höhe: 800 m ü. NN). Als dominante Hauptbaumart findet sich die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) mit einer Deckung von 100 %. Aufgrund vorliegender Angaben zur Altersklasse (81–100 Jahre) wird angenommen, dass der Bestand im Jahr 1905 gepflanzt wurde (auf 5-Jahresscheibe gerundetes Klassenmittel). Die Vegetationszusammensetzung lässt auf den natürlichen Ökosystemtyp des Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwaldes (C3-6d-C2) schließen (ANOEST = PNOEST). Hochberglagen und dauerfrische Moderstandorte sind charakteristisch. Vorherrschender Bodentyp ist die Braunerde aus kalkhaltigen, lehmig sandigen Ablagerungen.

VSD-Modellierung. Anhang A1.10 zeigt die für den Standort LII-1602 im VSD-Modell berücksichtigten Eingangsgrößen inkl. der verwendeten Datenquellen. Hinsichtlich der Vorprozessierung mit GrowUp (Anhang A1.17) wurde für den Standort LII-1602 mit Funktionen des DSW 2-Programms für eine im Alter von 99 Jahren durchschnittliche Bestandshöhe von 26,4 m eine relative Bonität von 1,5 berechnet. Die Werte für die Menge des ausscheidenden Bestandes sind ebenfalls der Tabelle Anhang A1.10 zu entnehmen. Tabelle 10 fasst die wesentlichen Kennwerte für den Standort LII-1602 zusammen.

Tab. 10: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1602

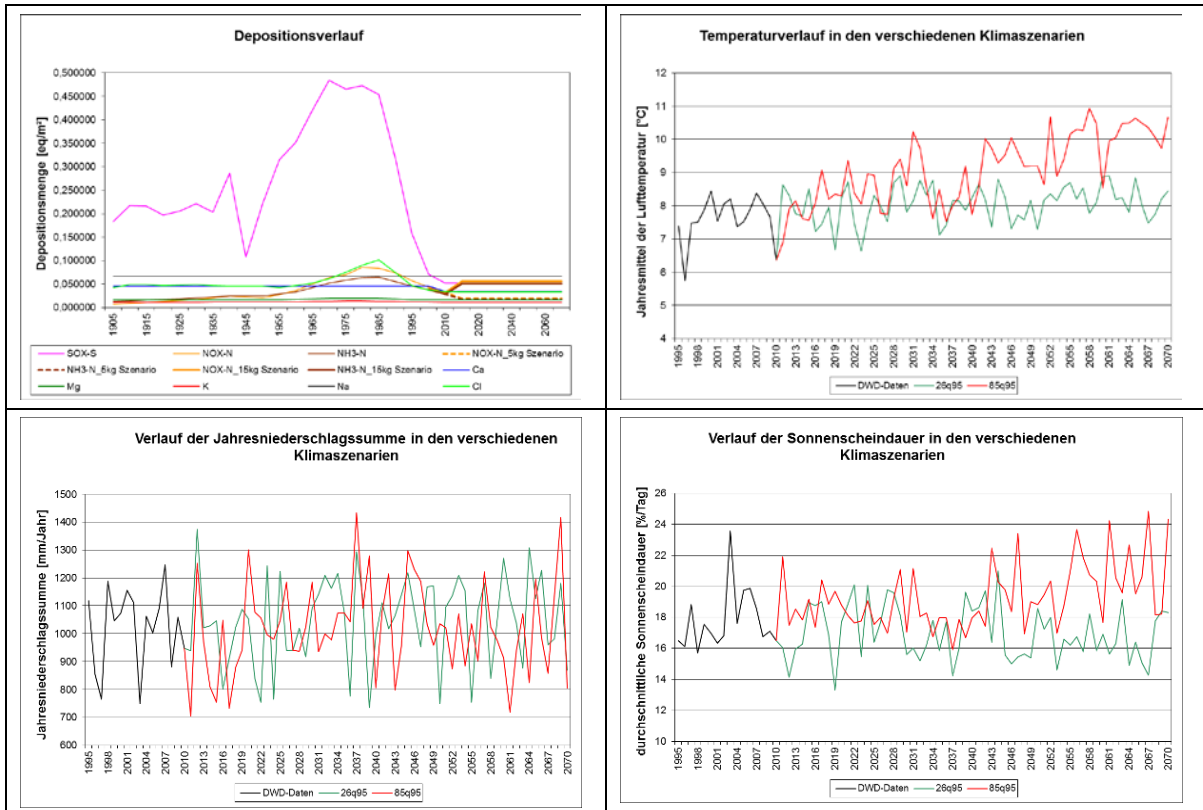
Modellregion: 3 (Thüringer Wald)		Standort-Nr. LII-1602		Lage: Biosphärenreservat Vessertal, 800 m ü.NN		
Grunddaten						
PNOEST:	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)		ANOEST:	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2)		
Hauptbaumart:	Rot-Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)		Deckung:	100 %		
Altersklasse:	81-100 Jahre		Bestandsalter:	90 Jahre (Klassenmittel)		
Simulationsbeginn:	1995		Pflanzjahr:	1900 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)		
Vegetationsaufnahmen:	k.A.					
Bodentyp:	Überwiegend Braunerden, gering verbreitet Podsole aus lössvermischem Verwitterungsmaterial saurer magmatischer und metamorpher Gesteine; gering verbreitet Pseudogley-Braunerden bis Stagnogleye					
Modellinput						
Klimaszenarien						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1995-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Mittlere Lufttemperatur (°C) / Veränderung (K):	7,6	8,0 (0,4)	8,2 (0,6)	8,4 (0,8)	9,8 (2,2)	
Mittlere Niederschlagshöhe / Veränderung (mm / Jahr):	1022	1025 (3)	1071 (49)	1017 (-5)	1022 (0)	
Sonnenscheindauer / Veränderung (% / Tag):	17,8	17,2 (-0,6)	16,8 (-1)	18,4 (0,6)	20,3 (2,5)	
Modelloutput						
MetHyd						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1995-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Bodenwassergehalt / Veränderung (Vol.-%):	30	30 (0)	30 (0)	30 (0)	29 (-1)	
Evapotranspiration / Veränderung (mm / Jahr):	449	462 (13)	476 (27)	465 (16)	488 (39)	
VSD						
Kennwert:	pH-Wert in Bdlsq.		Basensättigung (%)		C / N-Verhältnis	
Zeitpunkt / Zeitraum:	1995-2010	2041-2070	1995	2070	1995	2070
26q95_5kg	4,7	4,9 (0,2)	14,9	16,8 (1,9)	22,7	28,4 (5,7)
26q95_15kg	4,6	4,9 (0,3)	14,9	16,6 (1,7)	22,7	25,8 (3,1)
85q95_5kg	4,7	5,0 (0,3)	14,9	16,8 (1,9)	22,7	26,1 (3,4)
85q95_15kg	4,7	4,9 (0,2)	14,9	16,4 (1,5)	22,7	24,0 (1,3)
RSME (Anzahl Messwerte)	0,20 (5)		0,07 (1)		2,3 (1)	
Interpretation						
Szenario	Zukünftig möglicher Ökosystemtyp					
RCP 2.6	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald(D2-6d-C2)					
RCP 8.5	Moder-Buchenwald(Eb-5n-C2)					

Interpretation der Modellierungsergebnisse am Standort LII-1602

1. Veränderung des vegetationswirksamen Klimas und des Wasserhaushalts

Abbildung 19 zeigt den simulierten Verlauf der klimatischen Inputgrößen für den Standort LII-1602.

Abb. 19: Depositionszeitreihen und Klimagrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) für den Modellstandort LII-1602



Kennzeichnend für das Klimaszenario RCP 2.6 ist eine geringe Zunahme der mittleren Lufttemperatur um ca. 0,6 K, und zwar von 7,6 °C (1995–2010) auf 8,2 °C (2041–2070). Die mittlere jährliche Niederschlagssumme steigt um 49 mm / Jahr, d.h. von einem für Hochberglagen typisch hohen Niveau von 1022 mm / Jahr (1995–2010) auf 1071 mm / Jahr (2041–2070). Die durchschnittliche Sonnenscheindauer verringert sich in der Simulationsperiode um 1 % / Tag auf 16,8 % / Tag (2041–2070). Das Szenario RCP 8.5 ist durch eine starke Erhöhung der mittleren Lufttemperatur um ca. um 0,7 K auf 10,2 °C im selben Zeitraum charakterisiert. Beim mittleren Jahresniederschlag ist keine Veränderung zu erwarten (1022 mm / Jahr). Die durchschnittliche Sonnenscheindauer erhöht sich im Betrachtungszeitraum dagegen merklich auf 20,3 % / Tag, d.h. um 2,5 % / Tag.

Szenarien 2.6: Die mittlere Jahrestemperatur erhöht sich um 0,4 K im Zeitraum 2011–2040 und um 0,6 K im Zeitraum 2041–2070 gegenüber dem Zeitraum 1995–2010. Ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur um 0,6 K entspricht in der Modellregion unter bisherigen Klimabedingungen einer Höhenabnahme von 100 m (Hofmann 1974, Bd.1, S.11). Der auf einer Höhe von 800 m über NN befindliche heutige Hochbergwald würde aufgrund dieser Temperaturzunahme ökoklimatisch den Bergwaldlagen zuzuordnen sein (D2).

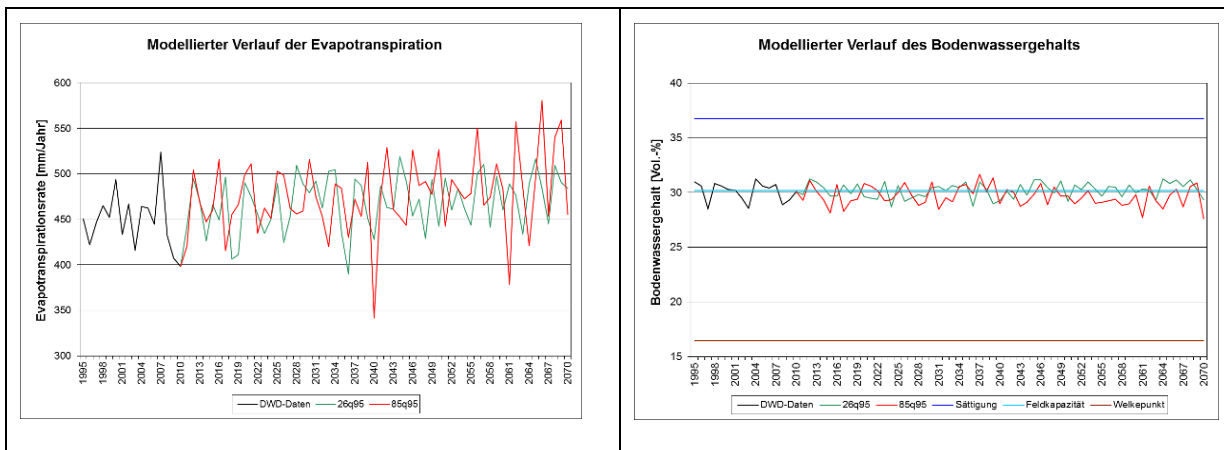
Diese Höhenabnahme wäre unter bisherigen Klimabedingungen mit einer Abnahme des Jahresniederschlags um ca. 50 mm verbunden (ebd.). Das Szenario geht hingegen von einer Zunahme des Niederschlags von 3 bzw. 49 mm / Jahr aus. Die Evapotranspiration steigt um 13 bzw. 27 mm/ Jahr. Die klimatische Wasserbilanz verbleibt somit mit 563 mm bzw. 595 mm gegenüber heutigen 573 mm deutlich im positiven Bereich, und der Bodenwassergehalt

verbleibt unverändert bei 30 %. Die Zuordnung des Ökosystemtyps zum Wasserhaushaltstyp „dauerfrisch“ (6d) bleibt somit erhalten.

Szenarien 8.5: Die mittlere Jahrestemperatur erhöht sich um 0,8 K im Zeitraum 2011-2040 und um 2,2 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010. Der mittlere Jahresniederschlag bleibt im Wesentlichen unverändert gegenüber dem Zeitraum 1996-2010. Die Evapotranspiration steigt um 16 bzw. 39 mm a an. Die klimatische Wasserbilanz verbleibt mit 552 mm bzw. 534 mm gegenüber heutigen 573 mm im humiden Bereich.

Der drastische Anstieg der Jahresmitteltemperatur führt dazu, dass der 800 m über NN gelegene Standort in ökoklimatischer Hinsicht der submontanen Klimaregion und damit den „Tief- bis unteren Bergwaldlagen“ mit subatlantischer Klimaausprägung (Eb) erhalten bleibt. Der Bodenwassergehalt bleibt aufgrund des nach wie vor deutlichen Niederschlagsüberschusses im Jahresmittel unverändert, die Abnahme der Niederschläge in der Vegetationsperiode bewirkt eine Zuordnung zum Wasserhaushaltstyp „mittelfrisch“ (5n).

Abb. 20: Modelloutput MethHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort Level II-Standort 1602

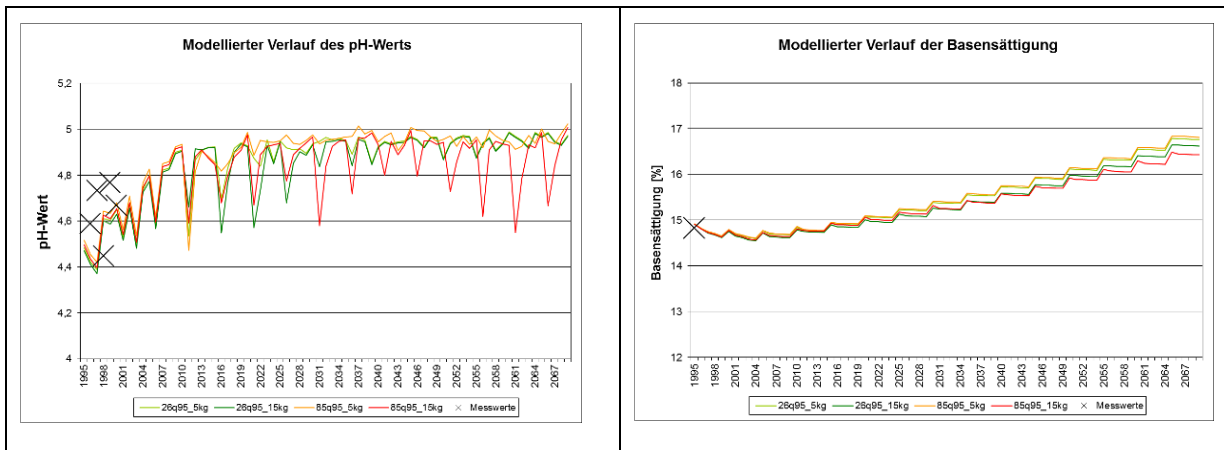


Der Standort ist aktuell durch eine Evapotranspiration von 449 mm / Jahr und einen Bodenwassergehalt von 30 Vol.-% gekennzeichnet (1995-2010). Der modellierte Verlauf der aktuellen Evapotranspiration führt beim Szenario RCP 2.6 voraussichtlich zu einer Erhöhung um 27 auf 476 mm / Jahr und beim Szenario RCP 8.5 zu einer Erhöhung um 39 mm / Jahr auf 488mm / Jahr (2041-2070). Beide Klimaszenarien lassen keine relevanten Veränderungen des Bodenwassergehalts bis 2070 erwarten

2. Veränderung des Nährstoffhaushalts

Abbildung 21 stellt den modellierten Verlauf des pH-Wertes und der Basensättigung während der Simulationsperiode (1995–2070) dar. Abbildung 22 verdeutlicht weiter den modellierten Verlauf wesentlicher Kohlenstoff- und Stickstoffhaushaltsgrößen am Standort LII-1602.

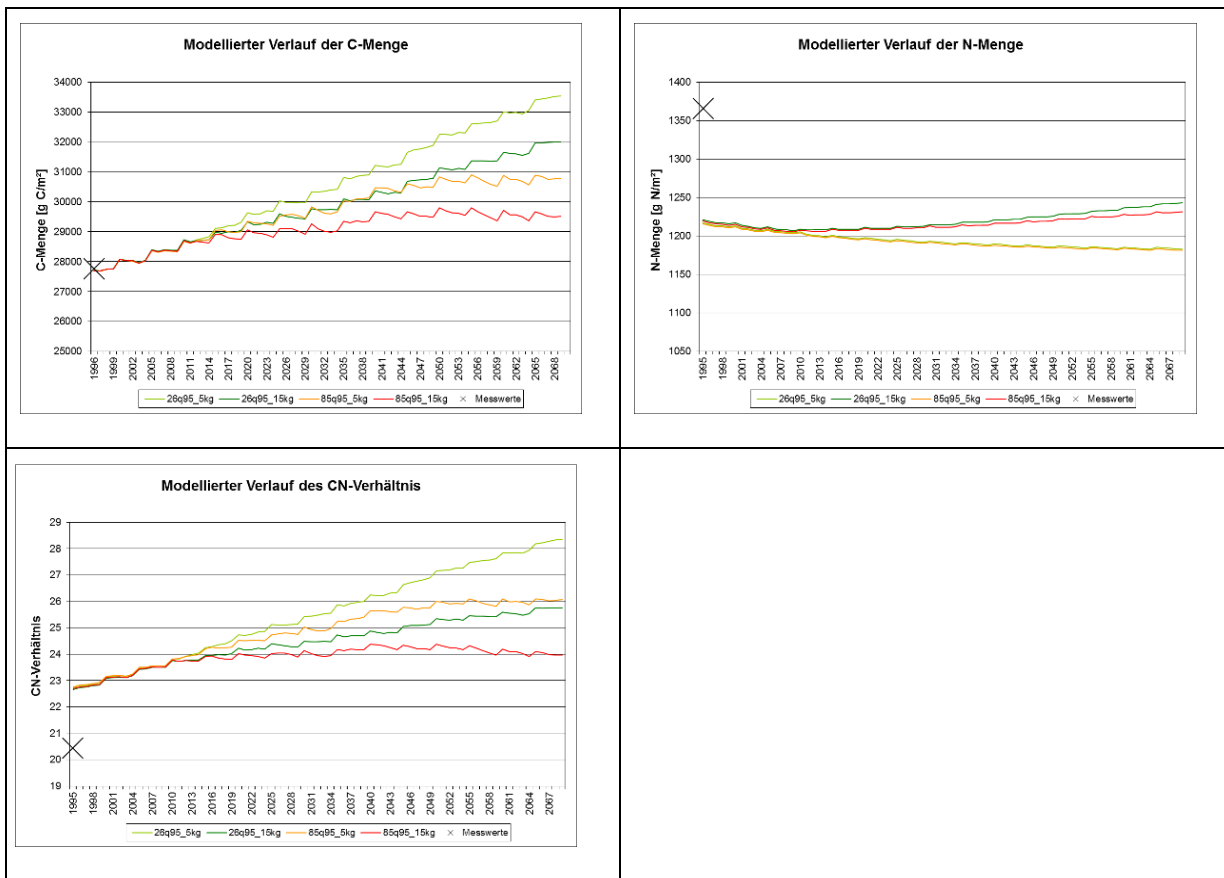
Abb. 21: Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort LII-1602



Der pH-Wert wird sich in Abhängigkeit der vier Klima- bzw. Depositionsszenarien von 4,6-4,7 (Zeitraum 1995-2010) auf pH 4,9-5,0 (Zeitraum 2041-2070) leicht erhöhen. Der Root Mean Square Error (RMSE) in Bezug auf 5 Messwerte beträgt 0,2. Die Basensättigung erhöht sich im Simulationszeitraum von 14,9 % (Jahr 1995) auf 16,4-16,8 % im Jahr 2070. Der anhand eines Messwertes ermittelte RMSE ist gering und beträgt 0,07.

Der Standort war in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts langjährig anhaltend hohen Einträgen von Säuren und Stickstoffverbindungen ausgesetzt. Die Modellierung des Nährstoffhaushalts zeigt eine leichte Zunahme der Basensättigung in allen Szenarien bis 2070. Für das Szenario 26q95_5kg, d.h. unter der Annahme einer moderaten Klimaerwärmung und niedriger N-Einträge in der Zukunft, erfolgt in Reaktion auf die nachlassenden N-Einträge eine Aufweitung des C / N-Verhältnisses, die aufgrund der geringeren C-Akkumulation im Falle einer starken Temperaturerhöhung (85q95_5kg) deutlich geringer ausfällt. Die Kombination von hohen N-Einträgen mit einer starken Temperaturerhöhung (85q95_15kg) führt dazu, dass sich das C / N-Verhältnis nach einer Erholungsphase zur Mitte des Jahrhunderts erneut verengt.

Abb. 22: Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m²), N-Menge (g N / m²) und C / N-Verhältnis am Standort LII-1602



Die C-Menge im Boden steigt mit zunehmendem Bestandesalter bei allen 4 Szenarien nahezu kontinuierlich an. Die zeitliche Dynamik des C-Gehalts ist bei den 4 Temperatur- und Depositionsverläufen deutlich unterschiedlich: Das Szenario RCP 2.6 / 5 kg N erreicht dabei im Jahr 2070 den höchsten C-Gehalt (33.540 g / m²) und RCP 8.5 / 15 kg N den niedrigsten Anstieg (29.511 g / m²). Die Veränderung der Stickstoffmenge im Boden führt nach den Szenarien mit einer Deposition von 15 kg / ha a im Jahre 2070 zu leicht höheren N-Gehalten als zu Simulationsbeginn, bei einer angenommenen Deposition von 5 kg N / ha a zu leicht niedrigeren N-Gehalten am Ende der Simulation. Beide Stoffhaushaltsgrößen bedingen, dass sich das C / N-Verhältnis beim Szenario RCP 2.6 / 5 kg am stärksten von etwa 22,5 (Jahr 1995) auf 28,4 (Jahr 2070) aufweitet. Das Szenario mit der geringsten Aufweitung des C / N-Verhältnisses ist dagegen das RCP 8.5 / 15 kg mit einem C / N von 24,0 am Ende der Simulationsperiode. Der RMSE des VSD-Modells für das C / N-Verhältnis beträgt 2,3 bei 1 Messwert.

3. Veränderung der Kohlenstoff-Speicherung

Der modellierte Verlauf der C-Menge deutet in allen Szenarien auf einen weiteren Aufbau der Kohlenstoffvorräte im Boden hin. Im Szenario 85q95_15 kg kommt es zur Mitte des Jahrhunderts zu einer Stagnation des C-Aufbaus.

4. Veränderung der Netto-Primärproduktion

Aufgrund der Temperaturerhöhung bei nach wie vor ausreichender Wasserversorgung in der Vegetationsperiode kommt es in Abhängigkeit von der Ausprägung des Temperaturanstiegs zu einer deutlichen Erhöhung der Nettoprimärproduktion des Buchenbestandes. Die forstwirtschaftliche Bedeutung des Bestandes nimmt zu.

5. Veränderung der Lebensraumfunktion

Im Falle der RCP 2.6 – Szenarien entwickelt sich aus dem derzeitigen Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald (C3-6d-C2) ein Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2) und im Falle der RCP 8.5 –Szenarien über diesen schließlich ein Moder-Buchenwald (Eb-5n-C2). Die mit der Erwärmung zunehmende Konkurrenzkraft der Buche führt dazu, dass die potentiellen natürlichen Nadelbaumanteile der Bestockung abnehmen bzw. verschwinden. Aktuell besteht der Bestand ohnehin ausschließlich aus Buche. Alle drei Ökosystemtypen sind dem FFH-Lebensraumtyp 9110 zuzuordnen und in ihrer jeweiligen Vegetationszusammensetzung schutzwürdig. Allerdings kommt es mit der zunehmenden Erwärmung zu einer Zurückdrängung bzw. zu einem Verlust der an die kühlen Klimaverhältnisse gebundenen Bergwald- bzw. Hochbergwaldarten.

6. Gefährdungseinschätzung und mögliche Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit

Der Buchenbestand wird durch die Klimaerwärmung nicht gefährdet, seine Produktivität sogar gesteigert. Insbesondere in Verbindung mit hohen N-Einträgen kommt es jedoch zu einem Rückgang und möglicherweise auch zu Verlusten an Pflanzenarten.

8.1.6 Modellierung der Indikatoren am Standort LII-1605

In der Modellregion 3 (Thüringer Wald) befindet sich ein zweiter Level II-Standort LII-1605 auf dem Großen Eisenberg (Kammlage des Thüringer Waldes) (Höhe: 900 m ü. NN). Als dominante Art tritt die Rot-Fichte (*Picea abies*) mit einer Deckung von 100 % in Erscheinung. Der Bestand ist der Altersklasse 81–100 Jahre zugeordnet. Hieraus ergibt sich das Pflanzjahr 1905 (auf 5-Jahresscheibe gerundetes Klassenmittel). Anhand der Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1960, 2001 und 2006 lässt sich der Bestand als Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) identifizieren (ANOEST = PNOEST). Dauerfrische Rohhumusstandorte der montanen, laubwaldfreien Höhenstufe kennzeichnen diesen naturnahen Ökosystemtyp. Als Bodentyp ist die Braunerde ausgebildet.

VSD-Modellierung. Eine Übersicht der im VSD-Modell verwendeten Eingangsgrößen inkl. der verwendeten Datenquellen für Standort LII-1605 gibt der Anhang A1.11 wider. Als Funktion der durchschnittlichen Höhe von 16,04 m im Alter von 96 Jahren ergibt sich für den Standort unter Verwendung des DSW 2-Programms eine relative Bonität von 5,5. Als weitere Größe für die GrowUp-Modellierung (Anhang A1.18) wurde die Menge des ausscheidenden Bestandes ebenfalls mit Funktionen aus dem DSW 2-Programm berechnet (Anhang A1.11).

Tabelle 11 zeigt eine Zusammenfassung der wichtigsten Kennwerte für den Standort LII-1605.

Tab. 11: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1605

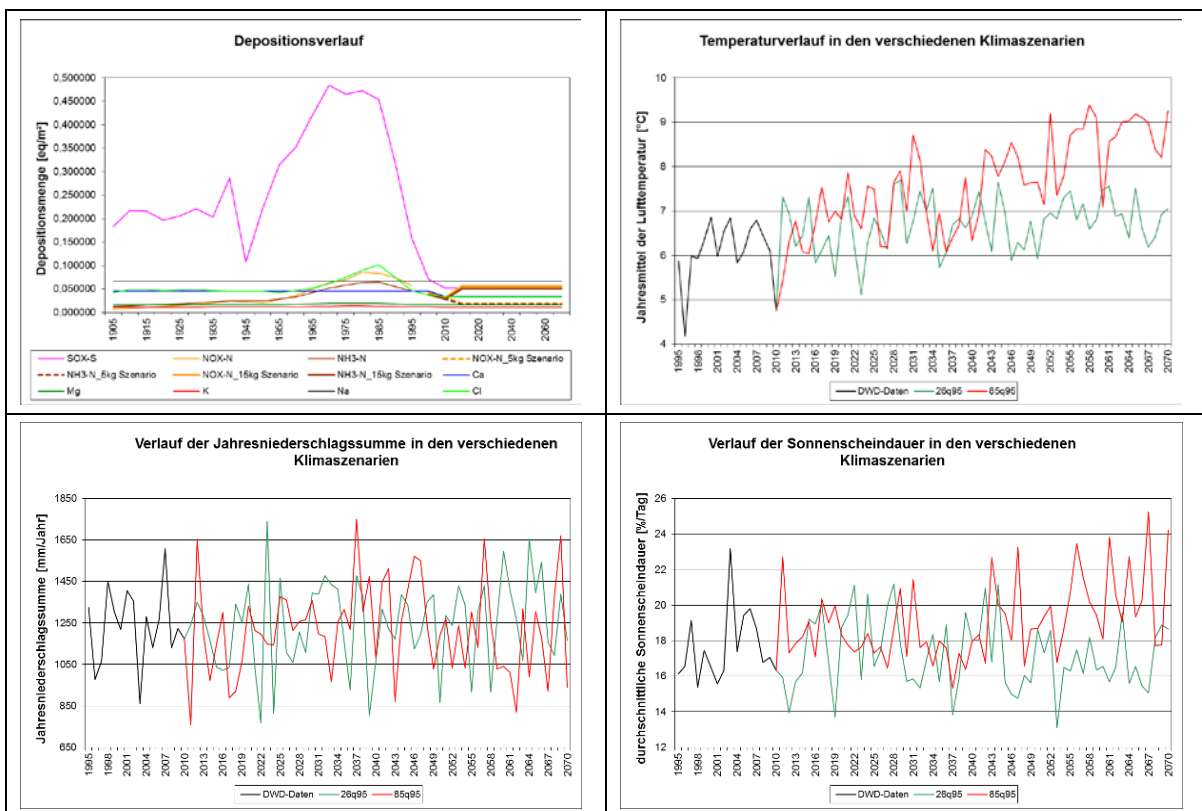
Modellregion: 3 (Thüringer Wald)		Standort-Nr. LII-1605		Lage: Großer Eisenberg, Kammlage des Thüringer Waldes, 900 m ü. NN		
Grunddaten						
PNOEST: Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)		ANOEST: Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1)				
Hauptbaumart: Rot-Fichte (<i>Picea abies</i>)		Deckung: 100 %				
Altersklasse: 81-100 Jahre		Bestandsalter: 90 Jahre (Klassenmittel)				
Simulationsbeginn: 1995		Pflanzjahr: 1905 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)				
Vegetationsaufnahmen: 1960, 2001, 2006						
Bodentyp: Braunerde						
Modellinput						
Klimaszenarien						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1995-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Mittlere Lufttemperatur (°C) / Veränderung (K):	6,1	6,6 (0,5)	6,8 (0,7)	6,9 (0,8)	8,4 (2,3)	
Mittlere Niederschlagshöhe / Veränderung (mm / Jahr):	1236	1213 (23)	1274 (38)	1217 (-19)	1220 (-16)	
Sonnenscheindauer / Veränderung (% / Tag):	17,6	17,4 (-0,2)	17,0 (-0,6)	18,2 (0,6)	20,0 (2,4)	
Modelloutput						
MetHyd						
Szenario:	---	RCP 2.6		RCP 8.5		
Zeitraum:	1995-2010	2011-2040	2041-2070	2011-2040	2041-2070	
Bodenwassergehalt / Veränderung (Vol.-%):	38	38 (0)	38 (0)	37 (-1)	37 (-1)	
Evapotranspiration / Veränderung (mm / Jahr):	376	383 (7)	409 (33)	395 (19)	430 (54)	
VSD						
Kennwert:	pH-Wert in Bdlsg.		Basensättigung (%)		C / N-Verhältnis	
Zeitpunkt / Zeitraum:	1995-2010	2041-2070	1995	2070	1995	2070
26q95_5kg	4,1	4,8 (0,7)	15,0	18,1 (3,1)	16,1	35,0 (18,9)
26q95_15kg	4,2	4,8 (0,6)	14,9	17,0 (2,1)	16,1	32,4 (16,3)
85q95_5kg	4,1	4,8 (0,7)	15,0	18,4 (3,4)	16,2	33,0 (16,8)
85q95_15kg	4,1	4,8 (0,7)	15,0	17,8 (2,8)	16,1	30,3 (14,2)
RSME (Anzahl Messwerte)	0,26 (14)		0,43 (1)		4,2 (2)	
Interpretation						
Szenario	Zukünftig mögliche Ökosystemtypen					
RCP 2.6	Rohhumus-Fichten-Bergforst (Dg-5n / 6d-b1), Rohhumus-Buchen-Bergwald D1-6d-B2					
RCP 8.5	Rohhumus-Fichten-Bergforst (Dg-5n / 6d-b1), Rohhumus-Buchen-Bergwald D1-6d-B2					

Interpretation der Modellierungsergebnisse am Standort LII-1605

1. Veränderung des vegetationswirksamen Klimas und des Wasserhaushalts

Der simulierte Verlauf der klimatischen Inputgrößen mittlere Temperatur, mittlere Niederschlagsmenge und durchschnittliche Sonnenscheindauer ist Abbildung 23 zu entnehmen.

Abb. 23: Modellinput VSD. Depositionszeitreihen und klimatische Inputgrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort LII-1605



Die mittlere Lufttemperatur beträgt für die Hochlagen des Thüringer Waldes charakteristische 6,1 °C (Zeitraum: 1995–2010). Nach dem RCP 2.6-Szenario ist eine geringe Erhöhung um ca. 0,7 K auf 6,8 °C (Zeitraum: 2041–2070) zu erwarten. Das Szenario RCP 8.5 weist aufgrund des höheren Strahlungsantriebes eine starke Erwärmung um ca. 2,3 K auf 8,4 °C (Zeitraum: 2041–2070) auf. Die mittlere Niederschlagssumme der Jahre 1995–2010 berechnet sich zu 1236 mm / Jahr. Nach dem RCP 2.6-Szenario wird sich diese auf 1274 mm / Jahr (Zeitraum: 2041–2070), d.h. um ca. 38 mm / Jahr erhöhen, während beim Szenario RCP 8.5 sich eine leichte Abnahme um 16 mm / Jahr auf 1220 mm / Jahr ergibt. Die durchschnittliche Sonnenscheindauer verringert sich nach RCP 2.6 leicht von 17,6 % / Tag (Zeitraum: 1995–2010) auf 17,0 % / Tag (Zeitraum: 2041–2070). Das Szenario RCP 8.5 führt dagegen zu einer Verlängerung der Sonnenscheindauer um 2,4 % / Tag auf 20,0 % / Tag.

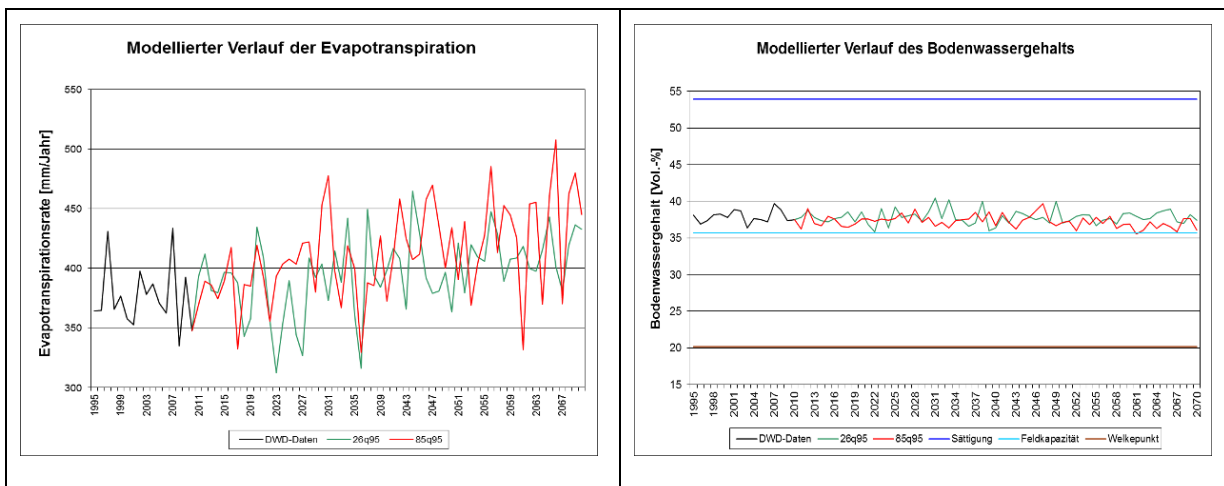
Szenarien 2.6: Die mittlere Jahrestemperatur erhöht sich um 0,5 K im Zeitraum 2011–2040 und um 0,7 K im Zeitraum 2041–2070 gegenüber dem Zeitraum 1995–2010. Ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur um 0,6 K entspricht in der Modellregion unter bisherigen Klimabedingungen einer Höhenabnahme von 100 m (Hofmann 1974, Bd.1, S.11). Der auf einer Höhe von ca. 900 m über NN befindliche heutige Hochbergwald würde aufgrund dieser Temperaturzunahme ökoklimatisch den Bergwaldlagen zuzuordnen sein (Dg). Diese Höhenabnahme wäre unter bisherigen Klimabedingungen mit einer Abnahme des Jahresniederschlags um ca. 50 mm verbunden. Das Szenario geht in der Periode 2011–2040 von einer Abnahme des Niederschlags um 23 mm / Jahr, in der Periode 2041–2070 jedoch von einer Zunahme um 38 mm a aus. Die klimatische Wasserbilanz sinkt in der Periode 2011–2040 von

860 mm auf 830 mm, in der Periode 2041-270 steigt sie hingegen noch leicht auf 865 mm an. Der sehr humide Klimacharakter und die Zuordnung des Ökosystemtyps zum Wasserhaushaltstyp „dauerfrisch“ (6d) bleibt somit erhalten.

Szenarien 8.5: Die mittlere Jahrestemperatur erhöht sich um 0,8 K im Zeitraum 2011-2040 und um 2,3 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010. Der mittlere Jahresniederschlag sinkt um 19 bzw. 16 mm, die Evapotranspiration steigt um 19 bzw. 54 mm an. Die klimatische Wasserbilanz sinkt von 860 mm auf 822 mm bzw. 790 mm. In der Folge sinkt auch der Bodenwassergehalt geringfügig.

Der drastische Anstieg der Jahresmitteltemperatur führt dazu, dass der Hochbergwald in ökologischer Hinsicht der montanen Klimaregion (Dg) zugeordnet werden muss, die Abnahme der Niederschläge in der Vegetationsperiode bewirkt eine Zuordnung zum Wasserhaushaltstyp „mittelfrisch“ (5n).

Abb. 24: Modelloutput MethHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort Level II-Standort 1605



Der Standort LII-1602 weist eine aktuelle Evapotranspiration (ETakt) von 376 mm / Jahr und ein Bodenwassergehalt von 38 Vol.-% auf (Zeitraum 1995-2010). Der modellierte Verlauf der aktuellen Evapotranspiration lässt beim Szenario RCP 2.6 eine Zunahme auf 409 mm / Jahr und beim Szenario RCP 8.5 eine Zunahme auf 430 mm / Jahr erwarten (Zeitraum 2041- 2070). Beide Klimaszenarien führen voraussichtlich nicht zu relevanten Veränderungen des Bodenwassergehalts bis 2070.

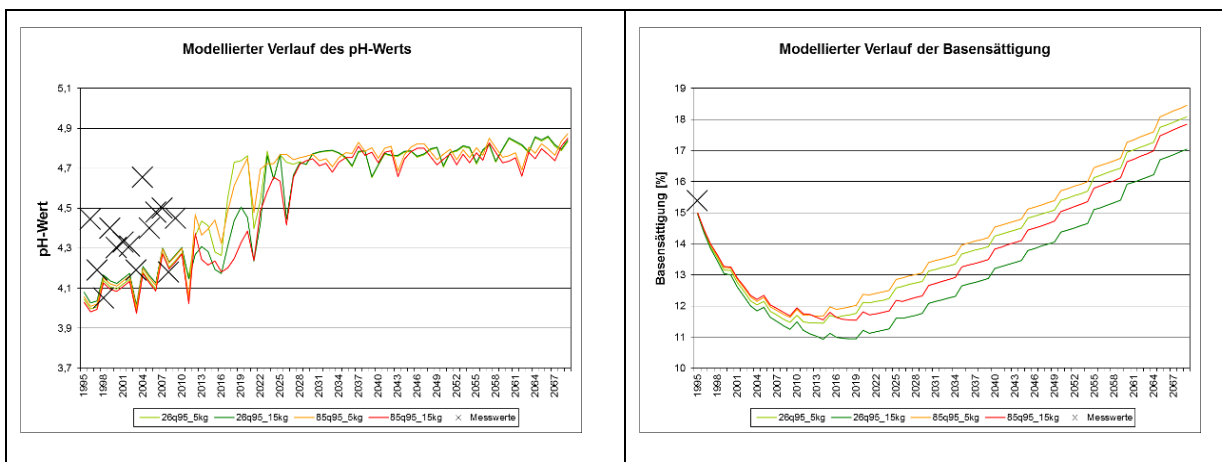
2. Veränderung des Nährstoffhaushalts

Den Verlauf des pH-Wertes und der Basensättigung (%) während der Simulationsperiode (1995-2070) zeigt Abbildung 25.

Der Standort auf den Kammlagen des Thüringer Waldes war in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts langjährig anhaltend hohen Einträgen von Säuren und Stickstoffverbindungen ausgesetzt, die zu Disharmonien in der Ernährung des Fichtenbestandes geführt hatten (s. Anhang 4). Die Indikation des Nährstoffhaushaltes deutete auf eine Bodenschutzkalkung im Zeitraum 1960 – 1995 hin, deren Wirkung zwischen 1995 und 2009 nachließ. Diese Vermutung ist nicht durch konkrete Daten gestützt. Dieser Trend abnehmender Basensättigung kehrt sich entsprechend der Modellierungsergebnisse zwischen 2015 und 2020 um, und es kommt unter dem Einfluss des unterstellten Depositionsgeschehens zu einem kontinuierlichen Anstieg der Basensättigung. Die N-Menge im Boden geht mit dem Nachlassen der N-Deposition seit den neunziger Jahren zurück und bleibt bei unterstellten Einträgen von 5

kg N / ha a ab ca. 2020 auf konstantem Niveau. Bei unterstellten Einträgen von 15 kg N / ha a hingegen steigt sie wieder leicht an und erreicht gegen 2070 wieder den Wert von 1995. Da entsprechend der Modellergebnisse die C-Menge im Boden kontinuierlich ansteigt und sich in den RCP 2.6-Szenarien, also bei nur mäßigem Temperaturanstieg bis 2070, gegenüber 1995 verdoppelt hat, kommt es in allen Szenarien zu einer kontinuierlichen Erweiterung des C / N-Verhältnisses. Entsprechend dieser Ergebnisse würde sich das Ökosystem im Hinblick auf Oberbodenzustand und Waldernährung wieder dem Referenzzustand annähern, also eine reversible Entwicklung zeigen. Den modellierten Verlauf wesentlicher Kohlenstoff- und Stickstoffhaushaltsgrößen zeigt Abbildung 26.

Abb. 25: Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort LII-1605



Die VSD-Modellierung lässt eine Zunahme des pH-Wertes von 4,-4,2 (Zeitraum 1995-2010) auf ca. pH 4,8 (Zeitraum 2041-2070) erwarten. Auf der Basis von 14 Messwerten ergibt sich ein RMSE von 0,26. Die modellierte Basensättigung beträgt in Abhängigkeit der vier Klima- bzw. Depositionsszenarien im Jahr 1995 14,9-15,0 %, zeigt bei allen Szenarien einen Tiefpunkt im Jahre 2015 und steigt bis zum Ende des Simulationszeitraumes 2070 auf Werte zwischen 17,0 % und 18,4 % an.

3. Veränderung der Kohlenstoff-Speicherung

Der modellierte Verlauf der C-Menge zeigt in allen Szenarien einen kontinuierlichen Anstieg der Kohlenstoffvorräte im Boden. Im Falle einer moderaten Temperaturerhöhung (RCP 2.6-Szenarien) verdoppelt sich der Kohlenstoff-Vorrat in den obersten 30 cm des Bodens bis 2070 gegenüber 1995. Bei starker Temperaturerhöhung (RCP 8.5-Szenarien) wird dieser Anstieg ab der Mitte des Jahrhunderts leicht gebremst.

4. Veränderung der Netto-Primärproduktion

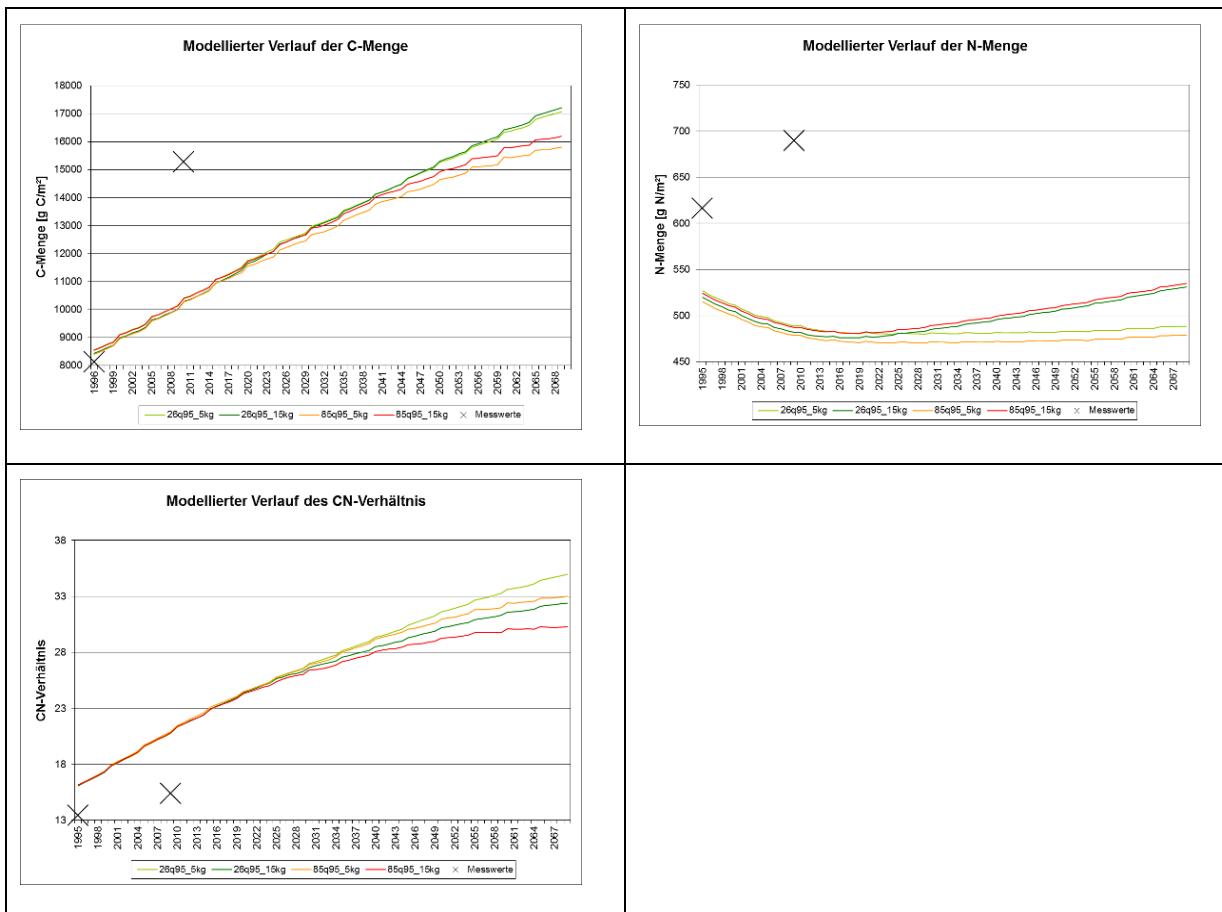
Aufgrund der Temperaturerhöhung bei nach wie vor ausreichender Wasserversorgung in der Vegetationsperiode kommt es in Abhängigkeit von der Ausprägung des Temperaturanstiegs zu einer deutlichen Erhöhung der Nettoprimärproduktion des Fichtenbestandes, wobei eine Zunahme des durchschnittlichen Holzzuwachses um mehr als eine Tonne je Hektar und Jahr wahrscheinlich ist. Damit gewinnt der Bestand eine forstwirtschaftliche Bedeutung.

5. Veränderung der Lebensraumfunktion

Entsprechend der untersuchten Klimaszenarien wird aus dem derzeitigen Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) ein Rohhumus-Fichten-Bergforst (Dg-5n / 6d-b1). Die Erwärmung in der Vegetationsperiode führt zu einer deutlich erhöhten Wachstumsleistung der Baumart Fichte,

allerdings würde sich unter diesen klimatischen Bedingungen von Natur aus (in Selbstorganisation) die Buche auf diesem Standort durchsetzen und den Fichtenanteil in der oberen Baumschicht deutlich reduzieren. Die Fichte wäre also nicht mehr die potentielle natürliche Hauptbaumart auf diesem Standort. Mit dem erwarteten Klimawandel geht an diesem Standort der Lebensraumtyp 9410 unwiederbringlich verloren.

Abb. 26: Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m²), N-Menge (g N / m²) und C / N-Verhältnis am Standort LII-1605



Die zeitliche Dynamik des C-Gehalts im Boden ist durch eine kontinuierliche Zunahme im Simulationszeitraum gekennzeichnet. Der modellierte C-Gehalt steigt von durchschnittlich 8.400 g C / m² im Jahr 1995 auf Werte zwischen 15.802 g C / m² (RCP 8.5 / 15 kg N) und 17.212 g C / m² (RCP 2.6 / 5 kg N) im Jahr 2070. Die N-Menge wird bis zum Ende des Simulationszeitraums teilweise leicht abnehmen (Szenarien mit 5 kg N / ha a), teilweise leicht zunehmen (Szenarien mit 15 kg N / ha a). Der Szenariotrichter im Jahr 2070 reicht von 478 g N / m² (RCP 8.5 / 15 kg) bis 531 g N / m² (RCP 2.6 / 5 kg). Das C / N-Verhältnis liegt im Jahr 1995 etwa bei 16. Das Szenario RCP 2.6 / 5 kg führt bis 2070 zu einem starken Anstieg und dem vergleichsweise höchsten C / N von etwa 35,0, das Szenario RCP 8.5 / 15 kg zu dem geringsten Anstieg auf 30,3. Der Root Mean Square Error berechnet sich auf Basis von 2 Messwerten zu einem Wert von 4,2.

6. Gefährdungseinschätzung und mögliche Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit

Unter den angenommenen Klima- und Depositionsszenarien wäre der Fichtenbestand an diesem Standort nicht akut gefährdet. Allerdings berücksichtigen die Klimaszenarien nicht das gehäufte Auftreten von Extremereignissen, die zu Windwurf, Schneebruch und Schaderregerkalamitäten führen können. Da sich der potentielle natürliche Ökosystemtyp unter den angenommenen Szenarien in Richtung eines Rohhumus-Buchen-Bergwaldes (D1-6d-B2) entwickeln würde, könnte die Anpassungsfähigkeit des Ökosystems zu einem späteren Zeitpunkt durch aktive Einbringung bzw. Förderung der Baumart Buche erhöht werden.

8.1.7 Modellierung der Indikatoren am Standort LII-1609

Der dritte ICP Forests Level II-Standort LII-1609 der Modellregion 3 (Thüringer Wald) liegt in der Nähe der Ortslage Lehesten (Höhe: 590 m ü. NN). Die Hauptbaumarten sind die Weiß-Tanne (*Abies alba*, Deckung 65 %), Rot-Fichte (*Picea abies*, 28 %) und Rot-Buche (*Fagus sylvatica*, 7 %). Das Pflanzjahr ist 1905. Die Artenzusammensetzung (Vegetationsaufnahmen der Jahre 2001 und 2006) weist auf einen Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2) hin. Dieser ist als Ersatzgesellschaft des Moder-Tannen-Buchen-Bergwaldes (D2-6d-C2) als potenziell natürlichen Ökosystemtyp (PNOEST) anzusehen. Der Standort liegt in einer Bodeneinheit mit vorherrschenden Braunerden / podsolieren Braunerden.

VSD-Modellierung. Die im VSD-Modell am Standort LII-1609 verwendeten Eingangsgrößen inkl. der verwendeten Datenquellen sind in Anhang A1.12 wiedergegeben. Fehlende Bodendaten in der LII-Datenbank wurden aus der BÜK1000 und der BZE übernommen. Die Inputgrößen für die Modellierung des Biomassezuwachses mit GrowUp (Anhang A1.19) wurden für jede der drei am Standort LII-1609 vorkommenden Hauptbaumarten separat ermittelt. Aus den Angaben zum Alter und der durchschnittlichen Höhe des Bestandes ergibt sich nach dem DSW 2-Programm für die Rot-Buche eine relative Bonität von 5,1 (Höhe: 15,0 m, Alter: 96 Jahre) und für die Rot-Fichte eine relative Bonität von 1,8 (Höhe: 30,56 m, Alter: 96 Jahre). Die Werte für die Weiß-Tanne wurden aus empfohlenen Ertragstafeln (Amt der Tiroler Landesregierung 2004) entnommen. Die Werte für den nach Funktionen des DSW 2-Programms berechneten ausscheidenden Bestand sind ebenfalls in Anhang A1.12 verzeichnet.

Tab. 12: Kennwerte der Modellierung am Standort LII-1609

Modellregion: 3 (Thüringer Wald)		Standort-Nr. LII-1609		Lage: Lehesten, 590 m ü. NN					
Grunddaten									
PNOEST:	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C2)			ANOEST:	Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)				
Hauptbaumart:	Weiß-Tanne (<i>Abies alba</i>), Rot-Fichte (<i>Picea abies</i>), Rot-Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)			Deckung:	65 %, 28 %, 7 %				
Altersklasse:	81-100 Jahre			Bestandsalter:	90 Jahre (Klassenmittel)				
Simulationsbeginn:	1995			Pflanzjahr:	1905 (Klassenmittel gerundet auf 5-Jahresscheibe)				
Vegetationsaufnahmen: 2001, 2006									
Bodentyp:	Braunerde / podsolierte Braunerde								
Modellinput									
Klimaszenarien									
Szenario:	---	keinKW		hoherNds		RCP 2.6		RCP 8.5	
Zeitraum:	1996-2010	2011-40	2041-70	2011-40	2041-70	2011-40	2041-70	2011-40	2041-70
Mittlere Lufttemperatur (°C) / Veränderung (K):	7,3	7,2 (-0,1)	7,2 (-0,1)	6,8 (0,5)	6,8 (0,5)	7,8 (0,5)	8,0 (0,7)	8,1 (0,8)	9,6 (2,3)
Mittlere Niederschlagshöhe / Veränderung (mm / Jahr):	774	648 (-126)	648 (-126)	884 (110)	884 (110)	765 (-9)	764 (-10)	759 (-15)	774 (0)
Sonnenscheindauer / Veränderung (% / Tag):	18,4	16,0 (-2,4)	16,0 (-2,4)	14,8 (-3,6)	14,8 (-3,6)	18,2 (-0,2)	17,8 (-0,6)	18,9 (0,5)	20,8 (2,4)
Modelloutput									
MethHyd									
Szenario:	---	keinKW		hoherNds		RCP 2.6		RCP 8.5	

Bewertungskonzept für Ökosystemfunktionen unter Klimawandel

Modellregion: 3 (Thüringer Wald)		Standort-Nr. LII-1609					Lage: Lehesten, 590 m ü. NN			
Zeitraum:	1996-2010	2011-40	2041-70	2011-40	2041-70	2011-40	2041-70	2011-40	2041-70	
Bodenwassergehalt / Veränderung (Vol.-%):	16	16 (0)	16 (0)	16 (0)	16 (0)	16 (0)	16 (0)	16 (0)	16 (0)	
Evapotranspiration / Veränderung (mm / Jahr):	275	236 (-39)	237 (-38)	281 (6)	292 (17)	281 (6)	292 (17)	281 (6)	299 (24)	
VSD										
Kennwert:	pH-Wert in Bdlsg.		Basensättigung (%)		C / N-Verhältnis					
Zeitpunkt / Zeitraum:	1996-2010	2041-2070	1996	2070	1996	2070	1996	2070	1996	
26q95_5kg	6,5	5,7 (-0,8)	9,3	0,4 (-8,9)	27,3	34,8 (7,5)	27,3	34,8 (7,5)	27,3	
26q95_15kg	6,6	5,7 (-0,9)	9,3	0,4 (-8,9)	27,1	30,9 (3,8)	27,1	30,9 (3,8)	27,1	
85q95_5kg	6,5	5,7 (-0,8)	9,4	0,4 (-9,0)	27,1	31,6 (4,5)	27,1	31,6 (4,5)	27,1	
85q95_15kg	6,5	5,7 (-0,8)	9,4	0,4 (-9,0)	26,9	28,7 (1,8)	26,9	28,7 (1,8)	26,9	
keinKW_5kg	6,5	5,8 (-0,7)	9,4	0,5 (-8,9)	27,5	35,5 (8,1)	27,5	35,5 (8,1)	27,5	
keinKW_15kg	6,5	5,8 (-0,7)	9,3	0,5 (-8,8)	27,5	32,3 (4,8)	27,5	32,3 (4,8)	27,5	
hoherNds_5kg	6,5	5,5 (-1,0)	9,4	0,3 (-9,1)	27,1	37,1 (9,6)	27,1	37,1 (9,6)	27,1	
hoherNds_15kg	6,5	5,5 (-1,0)	9,4	0,3 (-9,1)	26,9	33,3 (6,4)	26,9	33,3 (6,4)	26,9	
RSME (Anzahl Messwerte)	0,65 (8)		k.A. (0)		0,2 (1)					
Interpretation										
Szenario	Zukünftig möglicher Ökosystemtyp									
RCP 2.6	Moder-Fichten-Bergforst (Dg-5n-c2)									
RCP 8.5	Moder-Fichtenforst (Eg-5n-c2)									

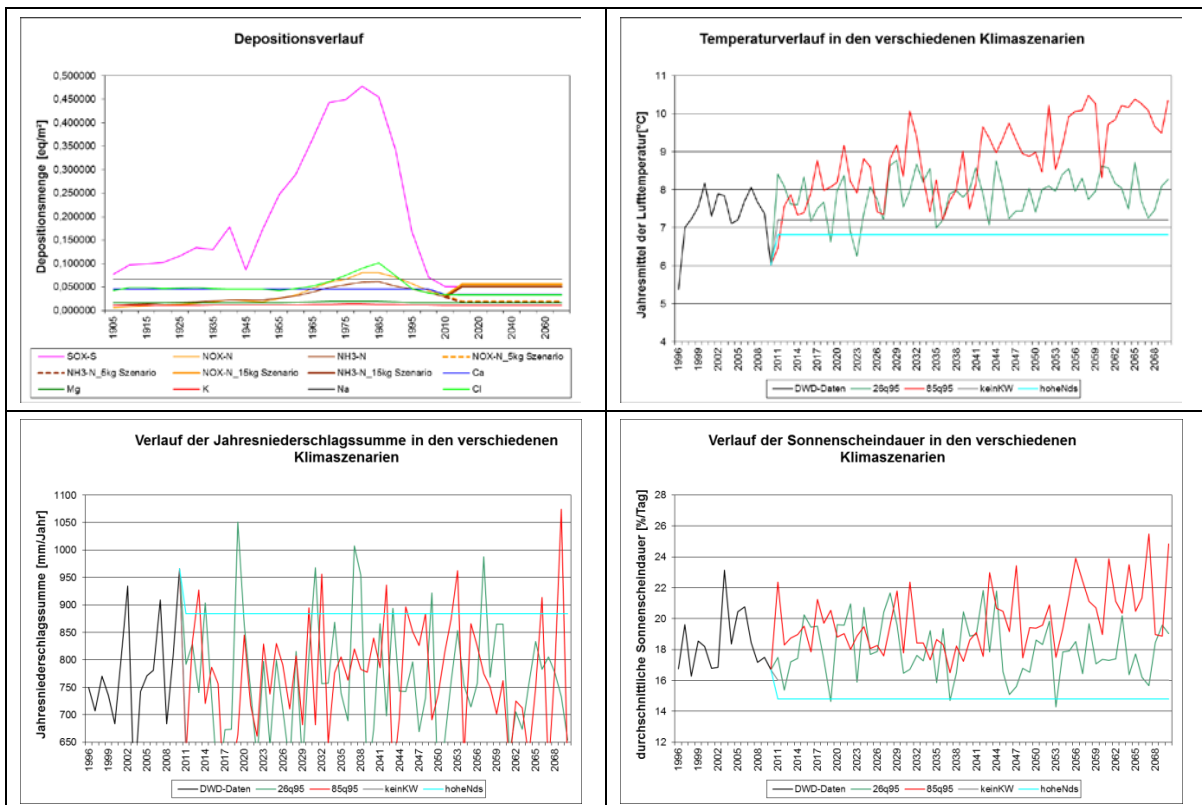
Zusätzlich zu den STAR II-Klimaberechnungen wurden - exemplarisch am Standort LII-1609 - zwei weitere Szenarien „kein Klimawandel“ (keinKW) und „hohe Niederschlagsmenge“ (hoheNds) berechnet. Das Szenario „keinKW“ stützt sich auf Daten des DWD für den Zeitraum 1961-1990. Als repräsentatives Klimajahr wurde 1988 gewählt, da hier die geringsten Abweichungen der Temperatur, Niederschlagsmenge und Sonnenscheindauer vom Mittel dieses Zeitraums gegeben sind. Für diese 3 Klimainputgrößen wurden die Mittelwerte des gewählten Klimajahres auf den Prognosezeitraum 2011-2070 als Szenario „keinKW“ übertragen. Das Szenario „hoheNds“ orientiert sich entsprechend an dem niederschlagsreichsten Jahr 1977. Wichtige Kennwerte der Modellierung für den Standort LII-1609 zeigt Tabelle 12.

Interpretation der Modellierungsergebnisse am Standort LII-1609

1. Veränderung des vegetationswirksamen Klimas und des Wasserhaushalts

Abbildung 27 zeigt die Depositionszeitreihen und den simulierten Verlauf der klimatischen Größen für den Standort LII-1609.

Abb. 27: Depositionszeitreihen und klimatische Inputgrößen (Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer) am Modellstandort LII-1609



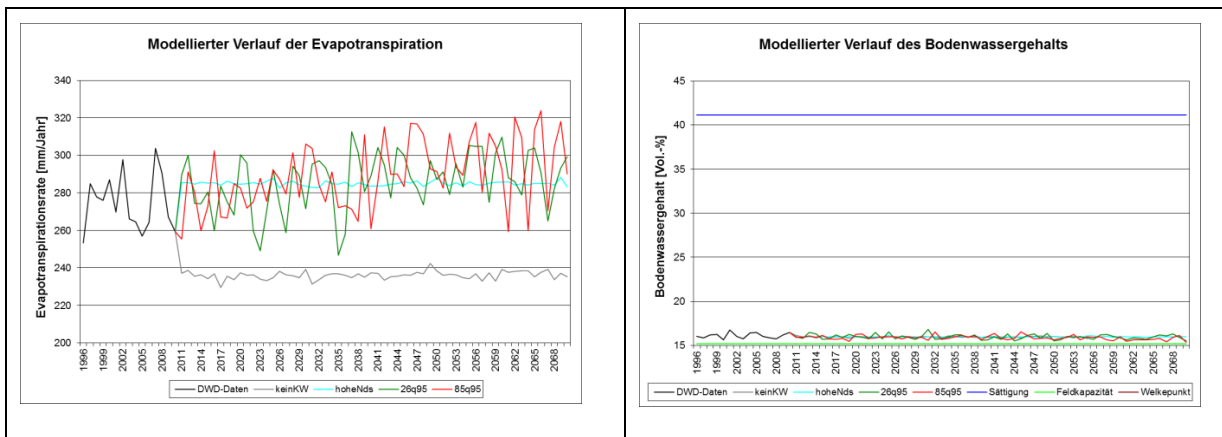
Der Standort ist durch eine mittlere Lufttemperatur von 7,3 °C, eine mittlere Niederschlagshöhe von 774 mm / Jahr und eine durchschnittliche Sonnenscheindauer von 18,4 % / Tag gekennzeichnet (Zeitraum: 1996-2010). Der Standort erwärmt sich nach dem Szenario RCP 2.6 um ca. um 0,8 K auf 8,0 °C (2041-2070), der Jahresniederschlag vermindert sich bis zum Jahr 2070 leicht auf 764 mm / Jahr (um ca. 10 K), und die durchschnittliche Sonnenscheindauer verkürzt sich etwas um 0,6 % / Tag auf 17,8 % / Tag (2041-2070). Das RCP 8.5-Szenario ist mit einer starken Erwärmung der Luft um ca. 2,3 K auf 9,6 °C (Zeitraum: 2041-2070) verbunden. Die mittlere Jahresniederschlagssumme bleibt unverändert. Bei der durchschnittlichen Sonnenscheindauer ist ein Plus von 2,4 % / Tag auf 20,8 % / Tag (Zeitraum: 2041-2070) zu erwarten. Das Klimaszenario „keinKW“ am Standort LII-1609 ist durch eine mittlere Lufttemperatur von 7,2 °C, eine Jahresniederschlagshöhe von 648 mm / Jahr (Verringerung um 126 mm / Jahr) und eine durchschnittliche Sonnenscheindauer von 16,0 % / Tag gekennzeichnet. Beim Klimaszenario „hoheNds“ wird von einer mittleren Lufttemperatur von 6,8 °C, einer Niederschlagssumme von 883,9 mm / Jahr (Erhöhung um 110 mm / Jahr) und einer durchschnittlichen Sonnenscheindauer von 14,8 % / Tag ausgegangen.

Szenarien 2.6: Die mittlere Jahrestemperatur erhöht sich um 0,5 K im Zeitraum 2011-2040 und um 0,7 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010. Ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur um 0,6 K entspricht in der Modellregion unter bisherigen Klimabedingungen einer Höhenabnahme von 100 m (Hofmann 1974, Bd.1, S.11). Diese Höhenabnahme wäre unter bisherigen Klimabedingungen mit einer Abnahme des Jahresniederschlags um ca. 50 mm verbunden (ebd.). Das Szenario geht hingegen lediglich von einer Abnahme des Niederschlags von 9 bzw. 10 mm a aus. Die Evapotranspiration steigt nur geringfügig um 6 bzw. 17 mm a an. Die klimatische Wasserbilanz verbleibt somit mit 484 mm

bzw. 472 mm gegenüber heutigen 499 mm deutlich im humiden Bereich. Die für die Zuordnung zu den ökoklimatischen Höhenstufen unter den gegebenen subozeanisch-humiden Klimabedingungen entscheidende Temperaturveränderung würde für den 590 m über NN gelegenen Standort immer noch eine Zuordnung zu dem für die heutigen Bergwaldlagen typischen Klimabereich Dg erlauben. Der Bodenwassergehalt bleibt aufgrund des deutlichen Niederschlagsüberschusses unverändert dem Wasserhaushaltstyp „mittelfrisch“ (5n) zuzuordnen.

Szenarien 8.5: Die mittlere Jahrestemperatur erhöht sich um 0,8 K im Zeitraum 2011-2040 und um 2,3 K im Zeitraum 2041-2070 gegenüber dem Zeitraum 1995-2010. Der mittlere Jahresniederschlag nimmt im Zeitraum 2011-2040 um 15 mm ab und bleibt im Zeitraum 2041-2070 unverändert gegenüber dem Zeitraum 1996-2010. Die Evapotranspiration steigt nur geringfügig um 6 bzw. 24 mm a an. Die klimatische Wasserbilanz verbleibt mit 478 mm bzw. 475 mm gegenüber heutigen 499 mm deutlich im humiden Bereich.

Abb. 28: Modelloutput MethHyd. Bodenwassergehalt (Vol.-%) und aktuelle Evapotranspiration (mm / Jahr) am Modellstandort Level II-Standort 1609



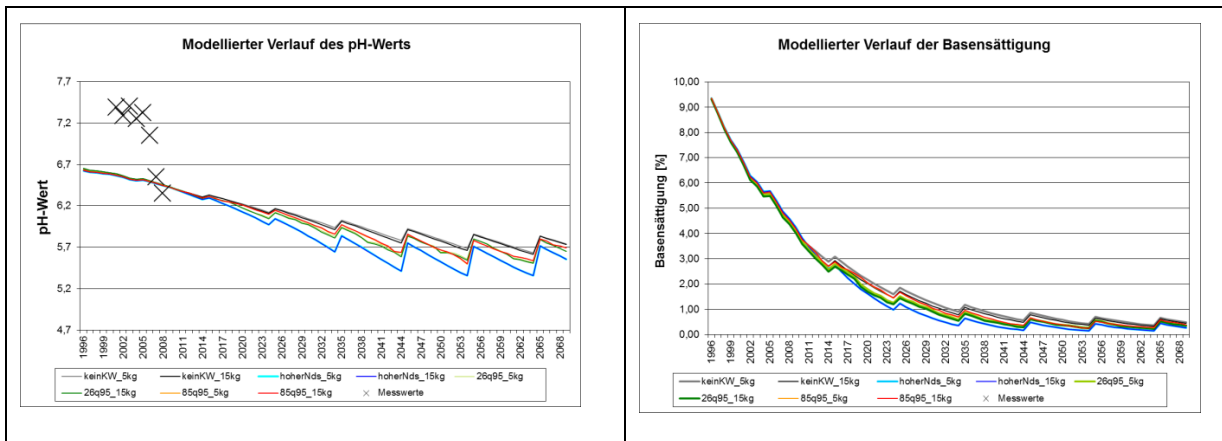
Der Bodenwassergehalt beträgt in allen aktuellen und zukünftigen Zeitfenstern 16 Vol.-%. Die aktuelle Evapotranspiration (ETakt) beträgt im Zeitraum 1995-2010 275 mm / Jahr und wird sich beim Szenario RCP 2.6 leicht um 17mm / Jahr auf 292mm / Jahr und beim Szenario RCP 8.5 um 24mm / Jahr auf 299mm / Jahr (2041-2070) erhöhen. Die Szenarien „keinKW“ und „hoheNds“ sind durch einen Bodenwassergehalt von im Prognosezeitraum nahezu konstanten 16,0 Vol.-% gekennzeichnet. Die ETakt wird sich beim Szenario „keinKW“ um 38 auf 237mm / Jahr verringern, beim Szenario „hoheNds“ um 10 auf 285mm / Jahr erhöhen (Zeitraum 2041-2070).

Der drastische Anstieg der Jahresmitteltemperatur im Szenario 8.5 führt dazu, dass der 590 m über NN gelegene Standort in ökoklimatischer Hinsicht den „Tief- bis unteren Bergwaldlagen“ mit subatlantischer Klimaausprägung (Eb) zugeordnet werden muss. Der Bodenwassergehalt bleibt aufgrund des nach wie vor deutlichen Niederschlagsüberschusses unverändert dem Wasserhaushaltstyp „mittelfrisch“ (5n) zuzuordnen.

2. Veränderung des Nährstoffhaushalts

Der modellierte Verlauf des pH-Wertes und der Basensättigung zwischen 1995-2070 ist Abbildung 29 zu entnehmen. In Abbildung 30 ist der Verlauf wesentlicher Kohlenstoff- und Stickstoffhaushaltsgrößen dargestellt.

Abb. 29: Modelloutput VSD. pH-Wert und Basensättigung (%) am Standort LII-1609

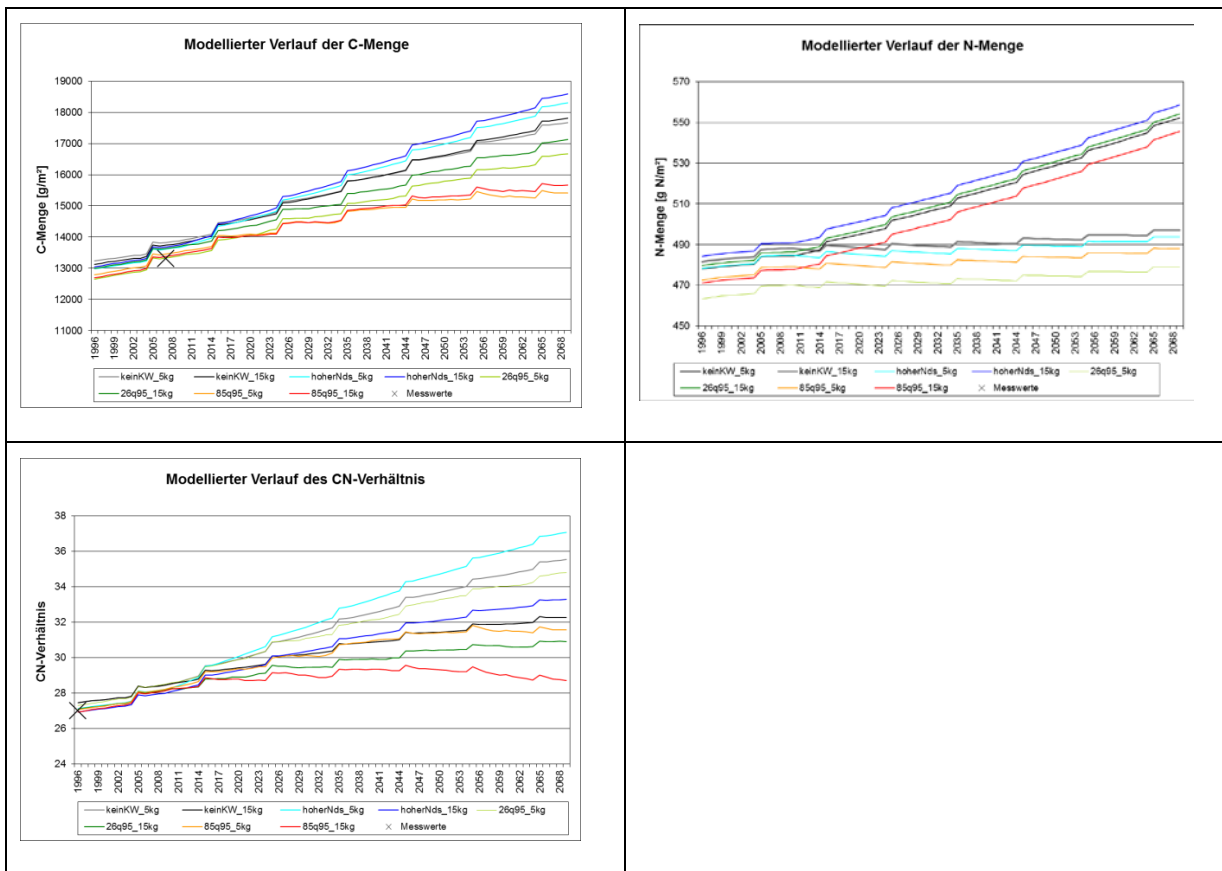


Nach den gewählten Szenarien kann von einer Abnahme des pH-Wertes von 6,5-6,6 (1996-2010) auf etwa pH 5,7 (2041-2070) ausgegangen werden. Eine noch stärkere Versauerung auf pH 5,5 (- 1,0) zeigen die Szenarien „hoherNds“. Das Modell weist ein RMSE von 0,65 (8 Messwerte) auf. Die Basensättigung wird bei den Szenarien RCP 2.6 und RCP 8.5 sehr deutlich von 9,3-9,4 % im Jahr 1996 auf Werte zwischen 0,4 und 0,5 % im Jahr 2070 zurückgehen. Auch hier ist bei den Szenarien „hoherNds“ ein noch höherer Abfall des Basensättigungsgrades auf 0,3 %) zu erwarten. Ein RMSE für die Basensättigung kann aufgrund fehlender Messwerte nicht angegeben werden.

Die Indikation des Nährstoffhaushaltes wies im Vergleich zum Referenzzustand in den Jahren 2001 und 2006 eine Oberbodenversauerung aus, die sich trotz optimalem C / N-Verhältnis im Oberboden nachteilig auf die N-Ernährung der Fichten auswirkte (Anhang 4). Diese Oberbodenversauerung, kenntlich an der Abnahme des modellierten Verlaufs der Basensättigung und des pH-Wertes, setzt sich am Standort in allen Klima- und Eintragungsszenarien in den nächsten Jahrzehnten kontinuierlich weiter fort. Ein zusätzliches Szenario, in dem für beide Depositionsszenarien das niederschlagsreichste Jahr (1977) aus dem Zeitraum 1961–1990 wiederholt hintereinander geschaltet wurde, zeigt, dass hohe Niederschläge die Basenauswaschung am Standort deutlich verstärken. Bei der Indikation des Nährstoffhaushaltes wurde vermutet, dass sich der Standort im Vergleich zum Referenzzustand auf einem ärmeren Grundgestein mit nur geringer Basennachlieferung befindet. Der am Standort auch bei erwartetem Klimawandel deutlich ausgeprägte Niederschlagsüberschuss in Verbindung mit der versauernden Wirkung der dominierenden Fichtenbestockung dürfte die Ursache dafür sein, dass sich an diesem Standort bei den derzeitigen Bestockungsverhältnissen kein Gleichgewicht zwischen Basennachlieferung und -auswaschung einstellt.

Die sich bereits heute andeutende Nährstoffmangelsituation in den Fichtennadeln dürfte sich angesichts dieser Szenarien weiter verstärken. Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass es unter niedrigen N-Einträgen von 5 kg N / ha und unterstellten kühlfeuchten Klimabedingungen zu einer deutlichen Erweiterung des C / N-Verhältnisses und damit zu einer Verstärkung der N-Mangelernährung käme. Andererseits kommt es im Szenario 85q95-15 kg, also bei deutlicher Temperaturerhöhung in Verbindung mit hohen N-Einträgen mittelfristig wieder zu einer Verengung des C / N-Verhältnisses, was bei dem sich kontinuierlich verschärfenden Basenmangel zu Nährstoffdisharmonien führen könnte.

Abb. 30: Modelloutput VSD. C-Menge (g C / m²), N-Menge (g N / m²) und C / N-Verhältnis am Standort LII-1609



Bezüglich der C-Menge im Boden ist bei allen 4 Szenarien ein Anstieg zu erwarten. Den deutlichsten Anstieg auf 18.990 g C / m² bis zum Jahr 2070 zeigt das Szenario „hoherNds“ / 15 kg N und den geringsten Anstieg das Szenario RCP 8.5 / 5 kg N auf 15.411 g C / m². Hinsichtlich der N-Menge im Boden wird der Einfluss der unterschiedlichen N-Depositionsszenarien deutlich. Während bei den Szenarien mit 15 kg N / ha die größten Zuwächse auf bis zu 559 g N / m² („hoherNds“) zu erwarten sind, nehmen die N-Gehalte bei den Szenarien mit 5 kg N / ha nur geringfügig auf Werte zwischen 479,0 und 497,0 g N / m² zu. Aus den modellierten Verläufen der C- und N-Gehalte im Boden ergeben sich ausgehend von C / N 26,9-27,5 im Jahre 1995 die stärkste Zunahme beim Szenario „hoherNds“ / 5 kg (37,1 im Jahr 2070) und die geringste Zunahme beim Szenario RCP 8.5 / 15 kg (28,7 im Jahr 2070). Die Modellgüte lässt sich mit einem RMSE von 0,2 (1 Messwert) beziffern.

3. Veränderung der Kohlenstoff-Speicherung

Der modellierte Verlauf der C-Menge deutet in allen Szenarien auf einen weiteren Aufbau der Kohlenstoffvorräte im Boden hin. Der Vergleich zwischen den Szenarien ohne Klimawandel und den Szenarien mit Klimawandel verdeutlicht, dass niedrigere Temperaturen und höhere Niederschlagsmengen zu einer höheren C-Akkumulation führen. Der erwartete Klimawandel in seiner Kombination von steigenden Temperaturen mit abnehmenden Niederschlägen hat daher negative Auswirkungen auf die Kohlenstoff-Speicherung im Boden.

4. Veränderung der Netto-Primärproduktion

Der in den Klimaszenarien erwartete Temperaturanstieg würde aufgrund des unverändert gegebenen deutlichen Wasserüberschusses am Standort zu einer Erhöhung der Netto-Primärproduktion der Fichte führen, sofern eine ausreichende und harmonische Ernährungssituation gegeben wäre. Dies kann aufgrund der Modellierungsergebnisse (kontinuierlich deutlich abnehmende Basenversorgung) jedoch nicht unterstellt werden. Insbesondere die im Falle des Szenarios 85q95-15 kg zu erwartenden Nährstoffdisequilibriumen

könnten nach vorübergehender Wachstumsbeschleunigung sogar zu einer erhöhten Mortalität der Fichten führen.

5. Veränderung der Lebensraumfunktion

Während im Falle der RCP 2.6-Szenarien der gegenwärtig ausgeprägte Ökosystemtyp erhalten bleibt, kommt es im Falle der RCP 8.5-Szenarien zu einem Wandel des gegenwärtig ausgeprägten Moder-Fichten-Bergforstes (Dg-5n-c2) zu einem Moder-Fichtenforst (Eg-5n-c2), der sich von ersterem durch das Fehlen typischer Bergwaldarten unterscheidet, die an das kühle Klima der Bergwaldregionen gebunden sind.

6. Gefährdungseinschätzung und mögliche Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit

Eine deutliche Gefährdung des Ökosystems lässt sich aus der modellierten kontinuierlichen Oberbodenversauerung ableiten. Da diese Oberbodenversauerung eine Folge des niedrigen standörtlichen Potenzials der Basenversorgung und der humiden Klimaverhältnisse in Verbindung mit der standortfremden Fichtenbestockung darstellt, ist hier eine Umwandlung in einen naturnahen Moder-Tannen-Buchen-Bergwald (D2-6d-C1 als potenzielle natürliche Ökosystemeinheit) angeraten. Der derzeit vorhandene Tannenanteil kann dabei als Element der potenziellen natürlichen Waldgesellschaft übernommen werden, der dominierende Fichtenanteil sollte durch Buchen ersetzt werden. Aufgrund der standortsmeliorativen Wirkung der Baumart Buche kann der zunehmenden Bodenversauerung entgegengewirkt werden. Die hohe Klimaplastizität des Tannen-Buchen-Bergwaldes würde im Falle der RCP 8.5-Szenarien zu einer selbst organisierten Umwandlung in einen Moder-Buchenwald führen. Aufgrund der Temperaturerhöhung käme es zu einer Verbesserung der Wuchsleistung der Buche.

8.2 Regelbasierte Kartierung von Ökosystemtypen

Die dynamische Modellierung für sieben Standorte, die drei Modellregionen repräsentieren (Kap. 8.1), wird ergänzt durch eine prädiktive Kartierung der räumlichen Muster der in Kapitel 5 beschriebenen Ökosystemtypen (ANOEST) unter Klimawandel für oben genannte Zeitfenster (Kapitel 8.2). Diese kleinmaßstäbige Kartierung (small geographic scale) hat gegenüber der standortbezogenen Betrachtung den Vorteil, flächendeckend für Deutschland (area of large extent covered) durchgeführt werden zu können. Mit dieser großräumigen Kartierung ist allerdings der Nachteil verknüpft, dass die räumliche Auflösung (grain) der verwendeten Daten und der daraus abgeleiteten Ergebnisse gegenüber der großmaßstäbig für kleine Regionen bzw. einzelne Standorte durchgeführten dynamischen Modellierung geringer ist. Hinzu kommt die geringere zeitliche Auflösung, der statische Charakter der prädiktiven Kartierung gegenüber der dynamischen Modellierung.

Die Methodik der prädiktiven Kartierung möglicher Änderungen biogeografischer Raummuster infolge Klimawandel wurde erstmals in einem vorangegangenen UBA-Vorhaben (Holy et al. 2009) angewendet. Sie beruht auf der Berechnung eines Entscheidungsbaummodells für das Auftreten der Ökosystemtypen in Abhängigkeit von Klima, Orografie und Bodentextur. Die Berechnungen erfolgten mit dem CART (Classification and Regression Trees) Algorithmus. CART ermittelt diejenigen Ausprägungen von Objektmerkmalen, welche die statistische Verteilung der Objekte in den Stufen einer Zielvariablen durch eine Folge von Teilungen der jeweiligen Objektmenge in zwei Untergruppen Schritt für Schritt homogener werden lässt.

Detailliertere Informationen zur Methodik und zur Anwendung des Verfahrens geben Schröder et al. (2006, 2007) und Schröder & Pesch (2007) Im vorliegenden Fall wurden die im Kapitel 5 beschriebenen aktuell vorkommenden Ökosystemtypen (ANOEST) als Zielvariable ausgewählt. Als Prädiktoren wurden verwendet:

- Über die Jahre 1961-90 aggregierte STAR II-Klimadaten in einer räumlichen Auflösung von 10 km mal 10 km:
 - mittleres monatliche Temperaturminimum, -maximum und -mittel,
 - mittlere monatliche relative Luftfeuchte,
 - mittlere monatliche Evapotranspiration,
 - mittlere monatliche Niederschlagssumme.
- orografische Höhe (Auflösung 50 m mal 50 m)
- aus der BÜK 1000 (BGR 2007)¹⁷ extrahierte Bodenart (Polygondatensatz)

Um der räumlichen Auflösung der Zielvariablen möglichst gerecht zu werden, wurden die Ökosystemtypen 500 mal 500 m gerastert. Auf diese Art konnte ein zu hoher Informationsverlust bei der Rasterung des Polygondatensatzes vermieden werden¹⁸. Jeder Rasterwert entsprach im Ergebnis dabei dem am häufigsten auftretenden Ökosystemtyp innerhalb der jeweiligen Rasterzelle. Anschließend erfolgte eine Verschneidung des resultierenden Rasterdatensatzes mit den oben gelisteten Prädiktoren-Datensätzen im GIS. Jede der 500 m mal 500 m-Rasterzellen kann daher sowohl durch die Ausprägung der Zielvariablen als auch durch diejenigen der Prädiktoren beschrieben werden.

Das Ergebnis ist CART-Modell mit neun Ebenen und 44 Endknoten bzw. Raumklassen sowie einer Klassifikationsgüte von ca. 43 %¹⁹. Der Ausgangsdatsatz wird in der ersten Splitebene anhand der Höhenverhältnisse bei einem Wert von 157 m in die norddeutsche Tiefebene sowie die zentralen Mittelgebirgsregionen Deutschlands aufgeteilt. Die weitere Unterteilung der norddeutschen Tiefebene erfolgt durch die Niederschlagssumme im März (bei 41 mm), die der höher gelegenen Gebirgsregionen anhand der maximalen Temperaturen im Dezember (bei 1,9 °C). In den unteren sieben Raumebenen wird v.a. Temperaturkennwerte (dreizehnmal), die Bodenart (elfmal), die orografische Höhe und die Niederschlagssummen (jeweils siebenmal) als Unterteilungsvariable gewählt. Jeweils zweimal erfolgt die Berücksichtigung der relativen Luftfeuchte und der Evapotranspiration.

¹⁷BGR 2007: Nutzungsspezifische Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000), Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

¹⁸Bei der Überführung eines Polygondatensatzes in ein Raster wird für jede Rasterzelle diejenige Merkmalsausprägung übernommen, die den jeweils größten Flächenanteil innerhalb der Rasterzelle aufweist. Ist das Raster zu grob, entsteht ein zu starker Generalisierungseffekt. Die gewählte Rasterauflösung von 500 m mal 500 m erwies sich als ausreichend genau, eine noch höhere Auflösung konnte aufgrund rechen technischer Grenzen nicht erfolgen.

¹⁹Der CART-Baum ist aufgrund von dessen großer Differenzierung nicht als Abbildung beigefügt.

Jeder der Endknoten entspricht einer Mischung aus verschiedenen Ökosystemtypen mit jeweils einer dominant auftretenden ANOEST. Das prozentuale Auftreten der ANOEST innerhalb der 44 Raumklassen für das Zeitintervall 1961 bis 1990 ist im Anhang 1, in Tabelle A1.20 dokumentiert. Die Tabellen A1.21 bis A1.25 beschreiben die 44 Raumklassen anhand der Prädiktoren statistisch. Abbildung A1.26 zeigt die Ausprägung der 44 Raumklassen in Abhängigkeit der sich ändernden Klimabedingungen in den vier ausgewählten Zeitfenstern.

In Tabelle A1.27 werden die prozentualen Flächenanteile der ANOEST-Raumklassen pro Zeitintervall tabellarisch gegenübergestellt. Besonderheiten sind v.a. bezüglich der Raumklassen 9, 28, 73 und 74 festzuhalten, die mit insgesamt ca. 76 % den größten Flächenanteil in den Jahren 2041-2070 einnehmen. Deren Flächenanteil steigt dabei jeweils kontinuierlich von 1961-90 über 1991-2010 und 2011-40 nach 2041-70 an. Diese vier Raumklassen werden im Folgenden näher beschrieben:

So ist die Raumklasse **9** im Referenzzeitraum vorrangig in der westlichen norddeutschen Tiefebene sowie im Oberrheingraben anzutreffen. In ihr zeigen sich mit einem prozentualen Auftreten von insgesamt 44,2 % v.a. Moder-Sand-Stieleichen-Buchenwälder (Ea-5n-C2) dominant, gefolgt von Rohhumus-Kiefern-Feuchtförsten (11,1% - Ebc-7m-b1), Rohhumus-Fichten-Feuchtförsten (6,8% - Eg-7m-B1) sowie Braunmull-Buchenwälder (3,6 % - Eb-5n-D1). Alle anderen ANOEST nehmen einen prozentualen Anteil von weniger als 3% ein. Die Raumklasse 9 dehnt sich von 1961-90 nach 1991-2010, 2011-40 sowie 2041-70 in der gesamten norddeutschen Tiefebene und dabei v.a. in östlicher Richtung aus (Anhang A1.26). Deren Flächenanteil erhöht sich dabei kontinuierlich von 8,6% (1961-90) zu 15,3% (1991-2010), zu 18,5% (2011-40) zu 23,7% (2041-70). In der letzten Zeitscheibe nimmt sie im Vergleich zu allen anderen Raumklassen den größten Flächenanteil in Deutschland ein.

Die Raumklasse 28 zeigt sich im Referenzzeitraum 1961-90 verteilt über die gesamte westliche Mittelgebirgsregion mit einem Flächenanteil von rund 8,6%. Folgende ANOEST charakterisieren diese Raumklasse: Braunmull-Buchenwälder (38% - Eb-5n-D1), Moder-Buntsand-Buchenwälder (10,8% - Eg-5n-C2), Moder-Fichtenforste / Moder-Douglasienforste (11,5% - Eg-5n-C2) sowie Rohhumus-Fichtenforste (8,9% - Eg-5n-b1). Insgesamt summieren sich die vier häufigsten ANOEST auf 69,2%. Die Raumklasse 28 dehnt sich von 1961-90 nach 1991-2010, 2011-40 sowie 2041-70 im gesamten Mittelgebirgsraum und dabei v.a. in östlicher und südlicher Richtung kontinuierlich aus (Anhang A1.26). Deren Flächenanteil erhöht sich dabei kontinuierlich von 8,6% (1961-90) zu 15,3% (1991-2010), zu 18,5% (2011-40) zu 23,7% (2041-70).

Raumklasse 73 nimmt mit nur 2,3% Flächenanteil in 1961-90 Teilen des westlichen Mittelgebirges vorrangig im Bereich Baden Württemberg und Teile des Harzes ein. Die diese Raumklasse dominierenden vier ANOEST umfassen rund 88% aller dort auftretenden Ökosystemtypen. Es handelt sich dabei um Moder-Buntsand-Buchenwälder (36% - Eb-5n-C1), Braunmull-Buchenwälder (26,7% - Eb-5n-D1), Rohhumus-Fichtenforste (18,7% - Eg-5n-b1) sowie Moder-Fichtenforste / Moder-Douglasienforste (6,3% - Eg-5n-C2). In den drei Zeitscheiben 1991-2010 (5,2% Flächenanteil), 2011-40 (9,3%) sowie 2041-70 (13,9%) verdichtet sich das Auftreten der Raumklasse 73 in den westlichen Mittelgebirgen. Ferner breitet diese sich in den Osten Deutschlands sowie in weite Teile Bayerns aus.

Die Raumklasse 74 zeigt sich in ihrer räumlichen Verbreitung im Referenzzeitraum ähnlich wie die Raumklasse 73 und findet sich mit einem Flächenanteil von 3,4% vorrangig im nördlichen Baden-Württemberg wieder. Die dominanten ANOEST bilden Braunmull-Buchenwälder (46,7% -

Eb-5n-D1), Moder-Buntsand-Buchenwälder (12,4% - Eb-5n-C2), Moder-Fichtenforste / Moder-Douglasienforste (10,6% - Eg-5n-C2) sowie Rohhumus-Fichtenforste (5,6% - Eg-5n-b1), deren Anteil an allen dort vorkommenden ANOEST rund 75% beträgt. Das Vorkommen der Raumklasse 74 verdichtet sich von 1961-90 nach 1991-2010, 2011-40 sowie 2041-70 in der westlichen Mittelgebirgsregion und weitet sich nach Osten (Erzgebirge) sowie weiter nach Westen (Rheinland-Pfalz) aus (Anhang A1.26). Ähnlich der anderen drei hier näher beschriebenen Raumklassen erhöht sich deren Flächenanteil dabei kontinuierlich von 3,4% (1961-90) zu 3,9% (1991-2010), zu 5,7% (2011-40) zu 10,5% (2041-70).

9 Grobkonzept für ein Bewertungssystem der Ökosystemintegrität und Instrumente der Entscheidungsunterstützung

Ziel des nachfolgend skizzierten Konzeptes ist die Entwicklung eines leicht nachvollziehbaren, reproduzierbaren und weitgehend objektivierten Bewertungsverfahrens für die Gefährdung der Ökosystemintegrität auf Basis der zur Verfügung stehenden Beschreibungsgrößen der Ökosystemtypen (Einzelgrößen und Indikatoren). Das Bewertungskonzept soll die fachlichen Grundlagen für den Aufbau eines Frühwarnsystems und die Entwicklung geeigneter Instrumente der Entscheidungsunterstützung liefern. Allgemein ergeben sich für das Bewertungsverfahren und Frühwarnsystem folgende Aufgaben:

- Einstufung des Ökosystemzustands in wertende Zustandsklassen nach Berücksichtigung der Auswirkungen von Stickstoffeinträgen unter sich ändernden Klimabedingungen auf Ökosystemfunktionen bzw. -dienstleistungen sowie
- Bewertung der Wirksamkeit von Luftreinhaltung, Management in Bezug auf bestimmte Ziele (z.B. § 1 Bundesnaturschutzgesetz).

9.1 Bewertung der Gefährdung der Ökosystemintegrität

Wie in Kap. 81 dargelegt, kann eine Einschätzung des ökologischen Zustands von Waldbeständen sehr differenziert durch verbale Beschreibung erfolgen. Verbale Beschreibungen bilden eine der elementarsten Formen der Repräsentation ökologischer Wirkungszusammenhänge. Verbal-argumentative Methoden sind bei größeren Informationsmengen jedoch meist ineffizient und schlecht reproduzierbar. Sie sind selten eindeutig und ohne spezifische Terminologie (z.B. Gefährdungseinstufungen). Für die Bewertung der Ökosystemintegrität wird daher ein Verfahren mit einheitlichen Gefährdungseinstufungen und nachvollziehbaren Regeln vorgeschlagen. Regelbasierte Verfahren gewährleisten zum einen eine hohe Methodenqualität (Kriterien: Reproduzierbarkeit, Objektivierbarkeit), können aber auch leicht mit verbal-argumentativen Zusätzen zur Berücksichtigung der Besonderheiten des Einzelfalles kombiniert werden.

Bewertungsgrundsätze. Die Bewertung der Gefährdung der Ökosystemintegrität stützt sich auf die in Kap. 6 entwickelten Zustandsindikatoren. Der Grad der Gefährdung der Ökosystemintegrität entspricht der Negation der Einschätzung des ökologischen Zustands: ein sehr guter ökologischer Zustand bedeutet gleichzeitig eine sehr geringe Gefährdung der Ökosystemintegrität.

Die Gefährdungseinschätzung erfolgt prinzipiell durch Vergleich von aktuellen oder künftigen Ökosystemzuständen mit den Referenzzuständen der OEST. Die Gefährdung der Ökosystemintegrität ist umso höher einzustufen, je stärker die Zustandsparameter von denen des jeweiligen Referenztyps abweichen. Da nicht für alle Referenztypen ein historischer Referenzzustand beschrieben werden kann bzw. Zustände im gewählten Referenzzeitraum 1960 – 1990 nicht immer dem ökologischen Optimum entsprechen, muss ggf. in Einzelfällen ein neuer Zielzustand als Referenztyp erklärt werden.

Die Bewertung der Ökosystemintegrität erfolgt in 5 Gefährdungsstufen: sehr gering – gering – mittel – hoch – sehr hoch. Diese können in Anlehnung an Anhang 4 der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) wie folgt charakterisiert werden:

Sehr geringe Gefährdung. Die Werte der Indikatoren Lebensraumfunktion, Nettoprimärproduktion und Kohlenstoffspeicherung entsprechen denen des Referenzzustandes. Es sind bei dem jeweiligen Ökosystemtyp auch keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen Bedingungen (Nährstofffluss, Wasserfluss) gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten ist sehr hoch.

Geringe Gefährdung. Die Indikatoren für die Lebensraumfunktion, Nettoprimärproduktion, Kohlenstoffspeicherung zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten des Referenzzustandes ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Ökosystemtyp einhergehen. Auch die physikalisch-chemischen Bedingungen weichen nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Ökosystemtyp einhergehen. Es besteht eine hohe Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten.

Mittlere Gefährdung. Die Werte der Indikatoren für die Ökosystemfunktionen weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Referenzzustand einhergehen. Die Werte geben Hinweise auf mäßige anthropogene Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen der geringen Gefährdung der Fall ist. Es besteht eine mäßige Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten.

Hohe Gefährdung. Ökosystemtypen, bei denen die Indikatoren stärkere Veränderungen aufweisen und erheblich von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Referenzzustand einhergehen, werden in ihrer Ökosystemintegrität als hoch gefährdet eingestuft. Es besteht eine geringe Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten.

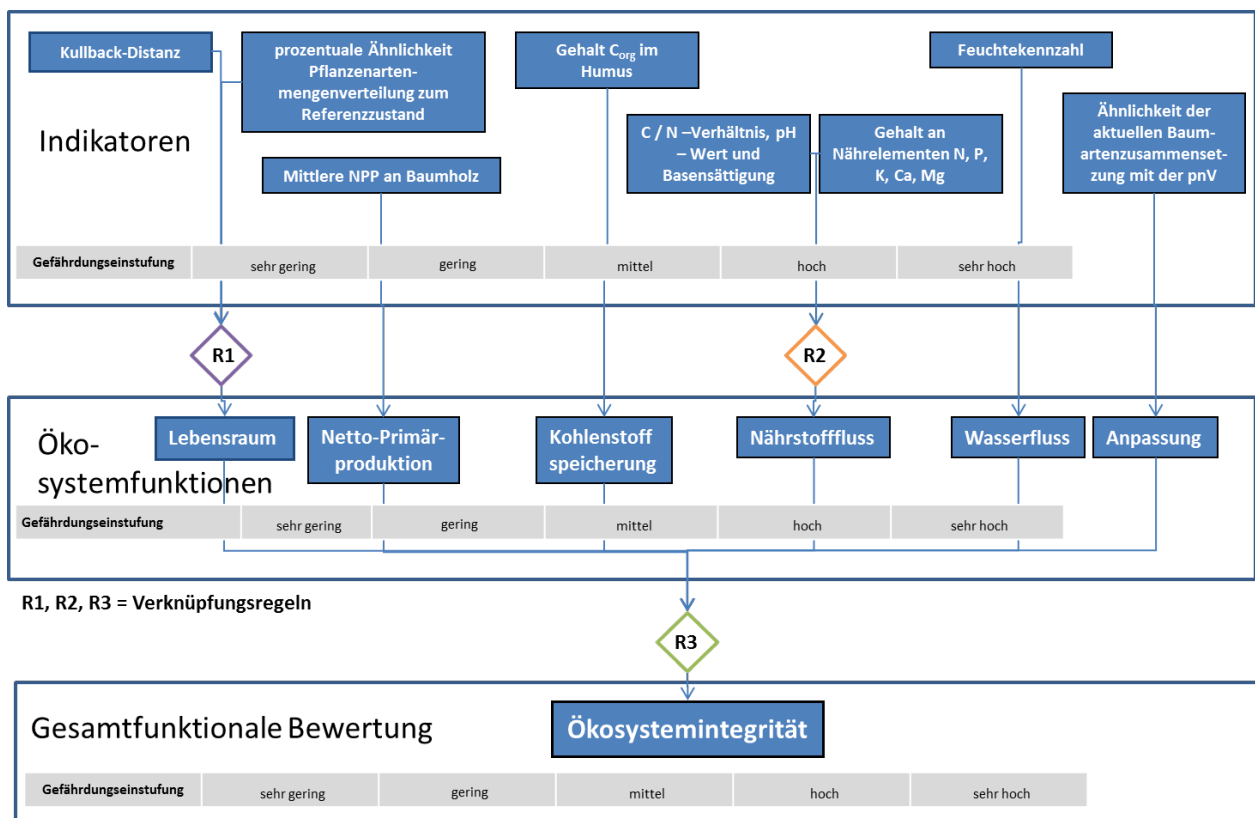
Sehr hohe Gefährdung. Ökosystemtypen, bei denen die Indikatoren sehr starke Veränderungen aufweisen und sehr stark von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Referenzzustand einhergehen, werden als sehr hoch gefährdet eingestuft. Es besteht eine sehr geringe Ähnlichkeit der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit dem Spektrum der natürlichen Standortsbaumarten.

Die Beschreibungen der Gefährdungsstufen sind idealtypische Charakterisierungen, die einen konkreten Ökosystemzustand mit diesen vergleichbar macht. Im Rahmen der Bewertung wird diejenige Gefährdungsstufe gewählt, bei der die konkrete Situation dem Idealtyp am ehesten entspricht und die meisten Merkmale übereinstimmen.

9.1.1 Gesamtfunktionale Bewertung der Ökosystemintegrität

Mit der gesamtfunktionalen Bewertung der Ökosystemintegrität soll beurteilt werden, wie Zustände und Veränderungen der Ökosystemtypen im Vergleich zum Referenzzustand insgesamt einzuschätzen sind. Es soll nachvollzogen werden können, welche Ökosystemfunktionen im Einzelfall konkret betroffen sind. Die gesamtfunktionale Bewertung stützt sich im Wesentlichen auf Bestandsdaten zu sämtlichen der in Kap. 6 gewählten Indikatoren.

Abb. 31: Grundschemata zur Bewertung der Ökosystemintegrität



Unter dieser Voraussetzung kann die Bewertung der Ökosystemintegrität in 3 Schritten erfolgen (Abbildung 31, Anhang A9):

1. Bewertung der Abweichungen von Zustandsparametern der Einzelindikatoren von den für den Referenztyp gegebenen Intervallen (Anhang A5),
2. Bewertung der Gefährdung der Ökosystemintegrität auf der Ebene der Ökosystemfunktionen und
3. Gesamtfunktionale Bewertung der Gefährdung der Ökosystemintegrität.

Angewendet auf das Beispiel des Rohhumus-Fichten-Hochbergwaldes (C4-6d-B1) bedeutet dies:

Schritt 1. Die Abweichung der Zustandsparameter von den für den Referenztyp gegebenen Intervallen wird im Rahmen der möglichen Gesamtspannweite für Ökosysteme derselben Typenhauptgruppe bewertet. Die Abweichungen zwischen den unteren bzw. oberen Intervallgrenzen des Typs und der unteren bzw. oberen Grenze der Gesamtspannweite werden durch vier geteilt und gleichmäßig auf die Gefährdungsstufen „gering“, „mittel“, „hoch“ und

„sehr hoch“ verteilt. Die Gefährdungsstufe „sehr gering“ entspricht dem für den Referenztyp charakteristischen Intervall (Anhang A5).

Beispiel “Basensättigung” beim Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1): *Für den betrachteten Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) werden die Merkmalsausprägungen für Fichtenökosysteme der Hochbergwald- und Bergwaldlagen als Bewertungsrahmen zu Grunde gelegt. Die Gesamtspannweite für montane und hochmontane Fichtenökosysteme beträgt 10–40 %. Das Intervall für den Rohhumus-Fichten-Hochbergwald beträgt 12,9–19,9 %. Ein Zustand in diesem Intervall wird mit „sehr gut“, d.h. die Gefährdung mit „sehr gering“ bewertet. Der Abstand zwischen der unteren Typgrenze und der unteren Grenze der Gesamtspannweite beträgt $12,9 - 10 = 2,9$ %. Hieraus folgen als untere Intervallgrenzen für die Gefährdungsstufen „gering“, „mittel“, „hoch“ bzw. „sehr hoch“ die Werte 12,2; 11,5; 10,7 bzw. 10 %. Der Abstand zwischen der oberen Typgrenze und der oberen Grenze der Gesamtspannweite beträgt $40 - 19,9 = 20,1$ %. Hieraus folgen als obere Intervallgrenzen für die Gefährdungsstufen „gering“, „mittel“, „hoch“ bzw. „sehr hoch“ die Werte 24,9; 30,0; 35,0 bzw. 40 %.*

Schritt 2. Bei Ökosystemfunktionen, die nur durch einen Indikator beschrieben werden (Netto-Primärproduktion, Kohlenstoffspeicherung, Wasserfluss, Anpassungsfähigkeit), knüpft die Gefährdungseinschätzung direkt an der Bewertung der Einzelindikatoren an. Bei solchen mit mehreren zugeordneten Indikatoren (Lebensraum, Nährstofffluss) werden die Einzelbewertungen über den Modalwert aggregiert (Anhänge A8.3 und A8.5).

Beispiel “Nährstofffluss” beim Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) am Standort LII-1605: *Aus den Gefährdungsstufen „hoch“ (pH), „mittel“ (Basensättigung), „hoch“ (C / N), „gering“ (N-Gehalt Nadeln), „sehr gering“ (P-Gehalt Nadeln), „gering“ (K-Gehalt Nadeln), „hoch“ (Ca-Gehalt Nadeln), „hoch“ (Mg-Gehalt Nadeln) ergibt sich insgesamt die Bewertung „hoch“ als Modus für die Kategorie Nährstofffluss.*

Schritt 3. Die Gesamtfunktionale Bewertung der Ökosystemintegrität erfolgt durch Aggregation der 6 Gefährdungseinstufungen auf Basis des Modalwertes (vgl. Anhänge A8.4 und A8.5).

Beispiel “Gesamtfunktionale Bewertung” für den Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) am Standort LII-1605: *Die Gesamtbewertung „gering“ für die Gefährdung der Ökosystemintegrität ergibt sich über den Modalwert aus den Kategorien „gering bis mittel“ (Lebensraumfunktion), „gering“ (Nettoprimärproduktion), „sehr gering“ (C-Speicherung), „hoch“ (Nährstofffluss), „sehr gering bis gering“ (Wasserfluss) und „sehr gering“ (Anpassungsfähigkeit).*

Für die Bewertung der Ökosystemintegrität an Einzelstandorten dient der in Anhang A8.1 enthaltene Bewertungsbogen.

Aggregationsregeln. Prinzipiell kommen für die Verknüpfungsregeln R1 bis R3 (Abbildung 31) die Verwendung statistischer Kennzahlen (arithmetisches Mittel, Median, Modalwert, Maximalwert) oder eine Priorisierung in Betracht. In Anlage 9 werden die Vor- und Nachteile für verschiedene Aggregationstypen dargelegt. Für die Gesamtfunktionale Bewertung wird eine Kennzeichnung der Zentraltendenz über den Modalwert präferiert. Dabei werden alle Indikatoren und Ökosystemfunktionen gleichrangig berücksichtigt. Die Methode ist gut vermittelbar und einfach umsetzbar. Zu beachten ist, dass die Kennzeichnung der

Zentraltendenz mit einer Nivellierung des Ergebnisses verbunden ist. Durch die stufenweise Bewertung auf den Ebenen Indikatoren / Ökosystemfunktionen bleibt aber die Bewertung im Einzelnen nachvollziehbar. Für spezielle Fragestellungen (z.B. prädiktive Bewertung zur Frühwarnung) können hiervon abweichende Verknüpfungsalgorithmen (z.B. Maximalwert, Priorisierung) zielführender sein.

Fuzzy-regelbasiertes System. Bei der Gefährdungseinstufung wird von kardinal skalierten Größen ausgehend (z.B. Feuchtekenzahl) auf linguistische Terme (z.B. geringe Gefährdung) geschlossen. Die linguistischen Terme beschreiben aufgrund ihrer Unschärfe die Gefährdungen und deren Veränderungen mehr oder weniger genau. Insbesondere an den Klassengrenzen kann es zu unerwünschten Sprüngen kommen, die eine Bewertung der Ökosystemintegrität aufgrund von Informationsverlusten erschweren können. Zur Vermeidung dieser Informationsverluste ist es möglich, die linguistischen Terme als Fuzzy-Sets (Zadeh 1965) zu beschreiben, wobei die linguistischen Unschärfen durch entsprechende Zugehörigkeitsfunktionen abgebildet werden. Auf dieser Basis kann das Bewertungsverfahren zu einem fuzzy-regelbasierten System (Bardossy & Duckstein 1995) ausgebaut werden. Im Ergebnis wäre eine stufenlose Bewertung insbesondere auch der Veränderungen der Ökosystemintegrität möglich. So könnten unter Beibehaltung der Vorteile eines regelbasierten Ansatzes (z.B. Nachvollziehbarkeit) innerhalb der Gefährdungsstufe „mittel“ auch auf leichte Veränderungen (z.B. von 45 auf 43 bei einer Gesamtspanne von 0 – 100) geschlossen werden.

9.1.2 Abschätzung der Entwicklungstendenz von Ökosystemzuständen zur Frühwarnung

Zweck der Abschätzung der Entwicklungstendenz von Ökosystemzuständen ist es, planungsrelevante Grundlagen für Handlungsempfehlungen im Sinne eines Frühwarnsystems herauszuarbeiten. Die prospektive Bewertung stützt sich hierzu auf Situationsprognosen künftiger Zustände bzw. Veränderungen (der Indikatoren, der OEST). Derartige Vorhersagen sind angesichts der Komplexität des betrachteten Wirkungsgefüges und der Größe des Zeithorizontes (ca. 60 Jahre) mangels statistischer Möglichkeiten zur Ermittlung der Eintrittswahrscheinlichkeit der Gruppe der Zukunftsprojektionen zuzuordnen.

Für die prospektive Bewertung kommen die meisten der in Kap. 6 ausgewählten Indikatoren nicht in Betracht. So sind etwa die „Kullback-Distanz“ und „Prozentuale Ähnlichkeit der Pflanzenartenmengenverteilung“ angesichts meist langer Reaktionszeiten der Waldvegetation auf veränderte Standortbedingungen als Indikatoren kaum geeignet. Als Indikatoren, die eine Entwicklungstendenz der Ökosystemfunktionen frühzeitig erkennen lassen (Frühindikatoren), kommen in Betracht:

- pH-Wert,
- Basensättigung,
- C / N-Verhältnis,
- Feuchtezahl,
- Temperatur.

Je stärker diese Frühindikatoren von den charakteristischen Intervallen des Referenztyps abweichen, umso größer wird die Gefährdung der Ökosystemintegrität auch in der prognostischen Betrachtung sein. Ansatzpunkt für eine qualitative Abschätzung künftiger Veränderungen der Ökosystemzustände ist damit v.a. die Charakterisierung der standörtlichen

Bedingungen, unter denen die Ausbildung der OEST erfolgt: Ökoklimatische Gebietsklassifizierung, Wasserhaushaltstyp, Stoffkreislauftyp. Die Abschätzung der zu erwartenden Veränderungen dieser ökologischen Ordnungsmerkmale stützt sich auf die modellierten dynamischen Prozesse der Klimaänderung bzw. Wasser- und Stoffflüsse (Kap. 8.1). Die Prognose erfolgt in 2 Arbeitsschritten (vgl. Anhang A9):

1. Ermittlung von Betroffenheitsgraden zur Einschätzung der Gefährdungen der Ökosystemintegrität sowie
2. Abschätzung der Entwicklungstendenz zu einem neuen Ökosystemtyp (Situationsprognose)

Schritt 1. Für die prospektive Gefährdungsabschätzung wird das Konzept der sog. „Betroffenheitsgrade“ (Kelschbach & Nesselhauf 1997) herangezogen. Betroffenheitsgrade enthalten qualitative, relativ konkrete und sachbezogene Informationen über graduelle Betroffenheiten aktueller Zustände der Pflanzendecke infolge Veränderungen von ökologischen Standortbedingungen (Tabelle 13). Hierdurch wird es möglich, Veränderungen der Vegetationsstruktur auch in solchen Fällen zu charakterisieren, wo kein völliger Identitätsverlust bei Gefährdung der Ökosystemintegrität zu erwarten ist (Kelschbach & Klüver 2009). Die Ermittlung der Betroffenheitsgrade erfolgt durch Vergleich der ermittelten Zustandsparameter für die Frühindikatoren mit den jeweils für die Ökosystemtypen und die Hauptbaumarten (= Baumarten mit besonders hoher Stetigkeit) charakteristischen Toleranzspannen der Standortparameter. So können schließlich jedem Betroffenheitsgrad eine der 5 Gefährdungsstufen zugeordnet werden (Tabelle 13).

Tab. 13: Qualitative Abschätzung der Betroffenheiten von Waldbiototypen (Kelschbach & Nesselhauf 1997, verändert)

Betroffenheitsgrad	B0	B1	B2	B3	B4	B5	B6
Beschreibung	keine Betroffenheit	Krautschicht betroffen	Vitalitätsverlust einzelner Baumarten	Vitalitätsverlust aller Baumarten	Absterben einzelner Baumarten	Absterben aller Baumarten	Fläche nicht mehr waldfähig
Funktionsverlust	0-10 %	10-30 %	30-50 %	50-70 %	70-90 %	90-100 %	100 %
Gefährdung der Ökosystemintegrität	sehr gering	gering	mittel		hoch	sehr hoch	

Schritt 2. In einem zweiten Schritt wird unter Berücksichtigung zu erwartender Sukzessionsprozesse die Entwicklungstendenz zu einem oder mehreren anderen Ökosystemtypen abgeschätzt (Situationsprognosen, Szenarien). Wesentliche Grundlage hierfür bilden die standörtlichen Charakterisierungen der Ökosystemtypen, wie sie durch die Ökogramme in Anhang A5 verdeutlicht werden. Der neue Ökosystem-Code wird bestimmt durch Auswahl desjenigen Ökosystemtyps, dessen zugehöriger Referenztyp in seiner standörtlichen Charakterisierung den Ausprägungen der standörtlichen Frühindikatoren am ehesten entspricht bzw. in der ökologischen Reihe das am ehesten mögliche Sukzessionsstadium darstellt. Dabei ist zu beachten, dass nicht für alle künftig möglichen Standortkombinationen auf einen historischen Referenzzustand zurückgegriffen werden kann, so dass ggf. in Einzelfällen ein neuer Referenztyp definiert werden muss.

Beispiel Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) am Standort LII-1605: N-Einträge in Verbindung mit einer weiteren Klimaerwärmung könnten eine Entwicklungstendenz vom Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) in Richtung eines Rohhumus-Fichten-Bergforstes (Dg-5n / 6d-b1) und in Verbindung mit basischen Einträgen (Kalkung) sogar in Richtung eines Rohhumusmoder-Fichten-Bergforstes (Dg-5n-c1) auslösen. Die Betroffenheit bezieht sich bei mäßigen N-Einträgen vorrangig auf die Krautschicht (Betroffenheitsgrad B1). Erst bei weiterer Ausprägung der Nährstoffdisharmonien infolge massiver N-Einträge ist eine Betroffenheit der Baumschicht mit Vitalitätsverlust der Fichte zu erwarten (Betroffenheitsgrad B3).

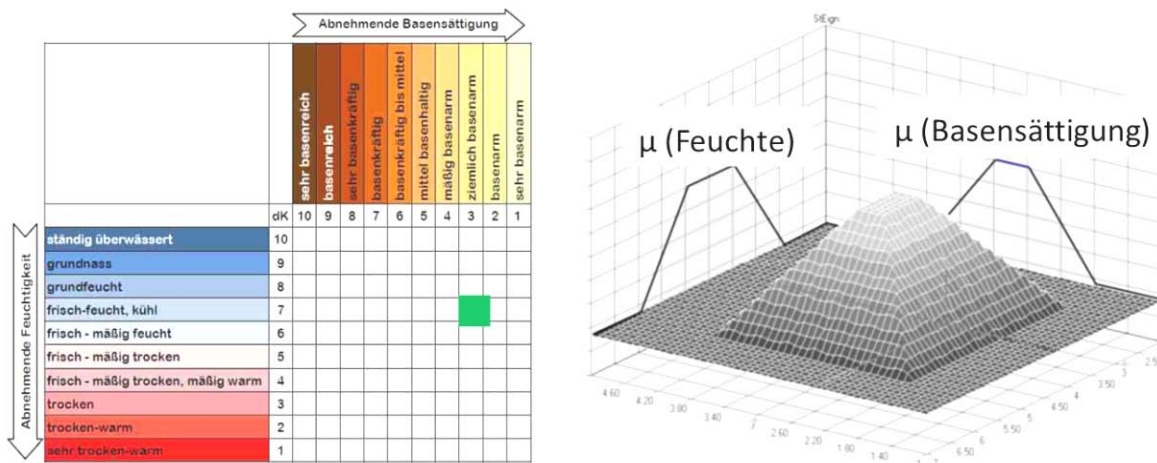
Fuzzy-regelbasiertes System. Die durch die Ökogramme verdeutlichten empirischen Standortbereiche der Referenztypen sind etwa aufgrund der allgemeinen Variabilität der Ökosysteme an ihren Grenzen in Wirklichkeit unscharf (Abbildung 32). Zur Unterstützung der Abschätzung künftiger Gefährdungen oder auch möglicher Entwicklungstendenzen zu anderen Ökosystemtypen sind ökologische Fachdatenbanken hilfreich, mit deren Daten unscharfe Standortbereiche durch Fuzzy-Sets quantitativ beschrieben werden (Asshoff 1999, Nickel et al. 2008, Schlutow und Huebener 2004).

In einer solchen Wissensbasis repräsentiert die jeweilige Zugehörigkeitsfunktion die Menge aller Merkmalsausprägungen, die ein bestimmter OEST etwa in Bezug auf bestimmte Standortfaktoren (z.B. Bodenfeuchte, Basensättigung) noch toleriert. Der Zugehörigkeitsgrad μ (x) lässt sich dann etwa als Grad der Standorteignung für einen bestimmten OEST interpretieren. Mit Hilfe der Fuzzy-Logic (Zadeh 1978, Beierle und Kern-Isberner 2006) könnte eine so entwickelte pflanzenökologische Wissensbasis verschiedene Kennwerte als Grundlage der prospektiven Beurteilung von Ökosystemzuständen liefern wie z.B.

- einfaktorielle Standorteignung (StEignF) = μ (Feuchte) und
- mehrfaktorielle Standorteignung (StEignFB) = μ (Feuchte) * μ (Basensättigung).

Das fuzzy-regelbasierte System kann zur Unterstützung beider o.g. Arbeitsschritte verwendet werden (Nickel et al. 2008): Die Zugehörigkeitsfunktionen liefern wichtige Informationen für die Interpretation und Abschätzung der Betroffenheitsgrade. So könnten beispielsweise alle nicht zu erwartenden Veränderungen der Zugehörigkeitsgrade in Bereichen mit μ (Feuchte) = 1 als Betroffenheitsgrad B0 interpretiert werden. Bei Veränderungen von μ (Feuchte) = 1 auf μ (Feuchte) = 0 ist es möglich, zusätzlich auf Artniveau zu ermitteln, ob einzelne oder alle Hauptbaumarten (= Baumarten mit besonders hoher Stetigkeit) beeinträchtigt sind oder gänzlich ausfallen. Auf diese Weise können die Betroffenheitsgrade B2, B3, B4 oder B5 bestimmt werden. Die Wissensbasis unterstützt ferner auch die Abschätzung der Entwicklungstendenz zu einem anderen Ökosystemtyp. Dabei können die Zugehörigkeitsfunktionen der Standortparameter als Possibilitätsverteilungen (Zadeh 1978) interpretiert und der am ehesten mögliche Ökosystem-Code bestimmt werden (Nickel et al. 2008).

Abb. 32: Beschreibung der (unscharfen) empirischen Standortbereiche der OEST (links) durch Fuzzy-Sets (rechts)



9.2 Bewertung der Auswirkungen auf Ökosystemdienstleistungen

Unter Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) werden ökosystemare Strukturen und Funktionen (Prozesse) verstanden, die vom Menschen direkt oder indirekt genutzt werden. Entsprechend der Definition des Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) sind ÖSD prinzipiell vier Kategorien zuordenbar: Basisdienstleistungen (z.B. Nährstoffkreislauf, Nettoprimärproduktion, Biodiversität), bereitstellende Dienstleistungen (z.B. Nahrung, Wasser, Holz), regulierende Dienstleistungen (z.B. Kohlenstoffspeicherung, Erosionsschutz, Hochwasserschutz) und kulturelle Dienstleistungen (z.B. Erholung, Tourismus). Die meisten der in Kap. 6 für die OEST beschriebenen Ökosystemfunktionen stellen somit Leistungen im Sinne des ÖSD-Konzeptes bereit.

Die folgenden Ausführungen fokussieren exemplarisch auf die Ziele des Biodiversitätsschutzes, wie sie im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) als wichtige Grundlage der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts verankert sind. Gem. § 1 Abs. 1 BNatSchG sind Natur und Landschaft auf Grund ihres eigenen Wertes und als Grundlage für Leben und Gesundheit des Menschen so zu schützen, dass u.a. die biologische Vielfalt auf Dauer gesichert ist. Diesen Zielen dient insbesondere auch der Aufbau und der Schutz des Netzes "NATURA 2000" (§§ 31 ff. BNatSchG).

Im Folgenden sollen Möglichkeiten für eine Verknüpfung der Gefährdungsbeurteilung zur Ökosystemintegrität mit naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren am Beispiel der Methodik zur Bewertung von Lebensraumtypen gem. der FFH-Richtlinie (z.B. LÖBF 2004, FENA 2006) aufgezeigt werden. Hieraus können insbesondere auch Handlungsempfehlungen für gegensteuernde und / oder kompensatorische Maßnahmen priorisiert werden. Wesentliche Bewertungsschritte sind:

1. Bewertung des Erhaltungszustandes der FFH-Lebensraumtypen,
2. Bewertung der Entwicklungstendenz der OEST / LRT aus naturschutzfachlicher Sicht und
3. Bestimmung des Handlungsbedarfs.

Schritt 1. Die Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen (LRT) erfolgt im Allgemeinen anhand der Kriterien "Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars", "Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen" und "Beeinträchtigungen". Der Erhaltungszustand wird in den Stufen A (= hervorragend), B (= gut) oder C (= mittel bis schlecht)

bewertet. In ausgewiesenen NATURA 2000 Gebieten kann i.d.R. auf vorhandene Grunddatenerhebungen der Länder zurückgegriffen werden.

Beispiel LII-1605: Der Ökosystemtyp „Rohhumus-Fichten-Hochbergwald“ (C4-6d-B1) am Standort LII-1605 ist gemäß der pflanzensoziologischen Zuordnung als LRT 9410 „Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder“ der Wertstufe B (= gut) anzusprechen.

Schritt 2. Anknüpfend an die prognostizierten Betroffenheitsgrade (Kap. 9.1.2) und der Einschätzung der Veränderung der Lebensraumfunktion (Kap. 8.1.6) ist in einem zweiten Schritt zu beurteilen, ob grundsätzlich eine Minderung der naturschutzfachlichen Bedeutung zu erwarten ist (Anhang A8.6). Nur in diesen Fällen ist die Bestimmung eines Handlungsbedarfs in Schritt 3 erforderlich.

Beispiel LII-1605: Bei den zu erwartenden Klimaveränderungen und Stickstoffeinträgen geht an diesem Standort der Lebensraumtyp LRT 9410 unwiederbringlich verloren. Die Betroffenheit bezieht sich vorrangig auf die Krautschicht (Betroffenheitsgrad B1). Die Entwicklungstendenz geht zum „Rohhumus-Fichten-Bergforst“ (kein LRT). Hierdurch wird die naturschutzfachliche Bedeutung erheblich gemindert.

Schritt 3. Die anschließende Bestimmung des Handlungsbedarfs für gegensteuernde oder kompensatorische Maßnahmen beruht auf einer wertenden Verknüpfung der Beeinträchtigungsintensität mit der Einstufung des LRT-Erhaltungszustandes (Tabelle 14).

Tab. 14: Bestimmung des Handlungsbedarfs für gegensteuernde und kompensatorische Maßnahmen

Erhaltungszustand	Kein LRT	Stufe C = mittel bis schlecht	Stufe B = gut	Stufe A = hervorragend
Beeinträchtigungsintensität (= Erhöhung Gefährdung um)				
sehr hoch (= 4 Stufen)	---	●	●●	●●●
hoch (= 3 Stufen)	---	●	●●	●●●
mittel (= 2 Stufen)	---	●	●	●●
gering (= 1 Stufe)	---	●	●	●●
keine	---	○	○	○

Handlungsbedarf: --- = kein ○ = gering ● = mittel ●● = hoch ●●● = sehr hoch

Die Beeinträchtigungsintensität für FFH-Lebensraumtypen ist i.d.R. umso höher einzuschätzen, je stärker der Gefährdungsgrad gegenüber dem aktuellen Zustand (= Vorbelastung) anwächst. Der Handlungsbedarf für Maßnahmen ist umso höher einzustufen, je stärker die Beeinträchtigungsintensität und je besser der Erhaltungszustand der LRT ist. In Fällen, bei denen eine Verpflichtung zur Verbesserung des Erhaltungszustandes besteht, kann die Bestimmung des Handlungsbedarfs gleichsam an eine Potenzialbewertung für die Entwicklung eines besseren Erhaltungszustandes ansetzen.

Beispiel Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) am Standort LII-1605: Im Falle des Betroffenheitsgrades B1 (= Veränderungen der Krautschicht) wird der Gefährdungsgrad um 1

Stufe erhöht, woraus sich ein mittlerer Handlungsbedarf für gegensteuernde bzw. kompensatorische Maßnahmen ergibt.

9.3 Entscheidungsvorbereitung für Managementmaßnahmen

Mit dem Frühwarnsystem sollen weiter die Grundlagen für die Beurteilung der Wirksamkeit unterschiedlicher Managementmaßnahmen gelegt werden. Wesentlicher Ansatzpunkt hierfür sind die möglichen Ursachen der Veränderung der Ausprägungen der Einzelindikatoren, wie sie beispielhaft in Anhang A8.2 aufgeführt sind.

Nach der Art der Zielsetzung können diese Managementmaßnahmen darstellen:

- Gegensteuernde Maßnahmen. Setzen an den Gefährdungsursachen an und versuchen den Belastungen der Ökosystemtypen entgegenzuwirken;
- Kompensatorische Maßnahmen. Wirken den ursächlichen Belastungen nicht entgegen, entfalten aber günstige Wirkungen auf den Erhaltungszustand des betroffenen Ökosystemtyps.

Schritt 1. Anknüpfend an die an einem Standort festgestellten oder prognostizierten Veränderungen der Einzelindikatoren werden jeweils mögliche Gefährdungsursachen bestimmt und diesen zugeordnet (Tabelle 15). Die Gefährdungsursachen können so insbesondere als Entscheidungsgrundlage für gegensteuernde Maßnahmen dienen.

Schritt 2. Dort, wo gegensteuernde Maßnahmen nicht möglich sind, werden Vorschläge für geeignete kompensatorische Maßnahmen erarbeitet.

***Beispiel Rohhumus-Fichten-Hochbergwald (C4-6d-B1) am Standort LII-1605:** Wesentliche Ursachen der zu erwartenden Ökosystemveränderungen am Standort LII-1605 sind N-Einträge in Verbindung mit einer weiteren Klimaerwärmung. Neben allgemeinen Luftreinhaltemaßnahmen sind somit insbesondere bewirtschaftungsbedingte Stoffeinträge (incl. Kalkung) zu vermeiden. Um die Beeinträchtigungen des Lebensraumtyps 9410 zu kompensieren, wird zur Verbesserung der Habitatstruktur (Höhlenreichtum, Spalten etc.) vorgeschlagen, den Anteil an liegendem Totholz (> 40 cm) und stehenden Totholzes zu erhöhen.*

Bei der Entscheidung über durchzuführende Managementmaßnahmen sind die Ziele unterschiedlicher Nutzungsansprüche (Arten- und Biotopschutz, Bodenschutz, Hochwasserschutz, Klimaschutz, Forstwirtschaft u.a.) im Einzelfall stets gegeneinander und untereinander abzuwägen.

Tab. 15: Gefährdungsursachen und Ableitung von gegensteuernden Maßnahmen

Indikator	Änderung	Ursachen	Maßnahmen (Beispiele)
pH - Wert der obersten 5 cm vom H- bis Ah-Bodenhorizont	-	ND, DN	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Luftreinhaltemaßnahmen ✓ Bodenschutzkalkung
Basensättigung der obersten 5 cm vom H- bis Ah-Bodenhorizont	-	ND, DN	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Luftreinhaltemaßnahmen ✓ Bodenschutzkalkung
C / N -Verhältnis der obersten 5 cm vom H- bis Ah-Bodenhorizont	-	ND, DN	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Luftreinhaltemaßnahmen ✓ Verminderung bewirtschaftungsbedingter Stoffeinträge
Feuchte Kennzahl	-	KE, EW	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Klimaschutz- und Luftreinhaltemaßnahmen ✓ Schließen von Entwässerungsgräben ✓ Rückbau von Quelfassungen ✓ Rückbau von Drainagen
Temperatur	+	KE	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Klimaschutz- und Luftreinhaltemaßnahmen

Änderung: + = Zunahme, - = Abnahme; Gefährdungsursachen: KE Klimaerwärmung, ND Stickstoffeintrag, EW Entwässerung, DN Düngung

10 Diskussion und Schlussfolgerungen

In dem Forschungsvorhaben wurde Vieles von dem erreicht, was bei Antragstellung für realisierbar gehalten wurde, aber nicht alles. Jedoch wurden auch Ergebnisse erzielt, die zunächst nicht erwartet wurden. Ein bedeutendes Ergebnis dieses Projektes ist die strukturell und funktional begründete, räumlich explizite Ökosystemtypisierung und -kartierung für Wälder. Ihre Konkordanz zu anderen, Ökosystemklassifizierungen, für die bisher keine bundesweit durchgeführte räumliche Konkretisierung vorliegt (EUNIS, Rieken et al. 2006), wurde erreicht. Damit ist die in diesem Projekt entwickelte Ökosystemtypisierung anschlussfähig, und die mit ihr verknüpften Systematisierungen gewinnen an ökologisch fundierter Interpretierbarkeit und räumlicher Differenzierung.

Die Ökosystemtypisierung dieses Vorhabens ermöglicht die funktionale und strukturelle Bestimmung ökologischer Referenzzustände und zukünftig möglicher Ökosystementwicklungen. Die Indikation der Ökosystemstrukturen und -funktionen erfolgte quantitativ. Eine bundesweite Datenbasis zur Verbreitung der Ökosystemtypen wurde aufgebaut und für ihre Kartierung, statistische Untersuchungen und Modellierungen (Kapitel 5) genutzt.

Indikatoren für ökosystemare Gefährdungsabschätzungen wurden entwickelt (Kapitel 6). Dabei stehen Auswirkungen von Veränderungen der abiotischen systemischen Entwicklungsgrundlagen im Mittelpunkt. In Modellabschätzungen zu den Indikatoren für Ökosystemzustände und deren Gefährdung wurden Beispiele für zeitabhängige Veränderungen illustriert (Kapitel 8). Ein Grobkonzept einer integrativen Gefährdungsabschätzung zuvor definierter und kartierter Waldökosysteme wurde entwickelt (Kapitel 9). Es soll als Grundlage für Diskussionen über Ansätze zur Bewertung der Ökosystemintegrität angesichts Klimawandel und Stoffeinträgen verstanden, in zukünftigen Forschungsvorhaben weiter ausgearbeitet und schließlich auf seine praktische Anwendbarkeit hin untersucht werden.

Die dynamische Modellierung ermöglicht die Berechnung der zukünftigen Bodenverhältnisse für jeden durch ein Bodenprofil sowie die erforderlichen Daten zu Bodeneigenschaften, Klima und Vegetation ausreichend beschriebenen Ort Deutschlands unter Berücksichtigung verschiedener Depositions- und Klimaszenarien. Durch einen Abgleich der Modellierungsergebnisse mit den Informationen zu Bodenparametern aus der W.I.E.-Datenbank und mit der Ökosystemtypisierung kann die zukünftig mögliche Ökosystementwicklung standortspezifisch abgeschätzt werden. Die modellierten Verläufe der Indikatoren *Gehalt an organischem Kohlenstoff*, *C/N-Verhältnis*, *pH* und *Basensättigung* können zur Bewertung der ökosystemaren Gefährdungsabschätzung herangezogen werden.

Für die Parameterisierung von VSD, MetHyd und GrowUp waren nicht für alle relevanten Eingabegrößen Daten in dem erforderlichen Umfang verfügbar. Eine Prüfung der Datenqualität ist in diesem Projekt nicht vorgesehen gewesen. Die fachliche Korrektheit, Plausibilität und Vollständigkeit wurde bona fide angenommen und vorausgesetzt. Dieses Herangehen wurde für das Ziel des Projektes, eine Bewertungsmethodik zu konzipieren, als ausreichend angesehen. Wenn die dynamische Modellierung tatsächlich als Teil des Bewertungskonzeptes zur Maßnahmenableitung und Entscheidungsunterstützung angewendet werden soll, muss jedoch eine hohe Qualität der Eingangsdaten gesichert sein.

Für die Depositionsmengen der basischen Kationen und von Chlorid lagen keine standortspezifischen Daten vor, so dass auf Literaturwerte zurückgegriffen wurde, die sich von

den tatsächlichen Depositionsmengen an den ausgewählten Modellstandorten unterscheiden können. Bei der Modellierung konnten auch keine Wechselwirkungen der Biomasseproduktion mit der Stickstoffdeposition berücksichtigt werden. Allen Szenarioläufen eines Standortes liegt daher derselbe Verlauf der Biomassenproduktion zugrunde. In zukünftigen Forschungsvorhaben sollte in Sensitivitätsanalysen durch kontrollierte Manipulation der Eingangsdaten untersucht werden, welchen Einfluss die genannten Datenmängel auf die Qualität der Modellierungsergebnisse haben. Dabei ließe sich auch prüfen, ob die o.g. Monita durch die Verwendung von qualitativ höherwertigen Daten behoben werden können. In den projektbegleitenden Workshops wurde bekannt, dass einige Bundesländer über zusätzliche Daten verfügen. Für zukünftige Simulationsläufe sollten auch diese Daten einbezogen werden, um die Datengrundlage und somit die Modellierungsergebnisse präzisieren zu können.

Gemessen an dem eingesetzten Mittelumfang wurden anspruchsvolle Fragen der Ökosystemforschung auf verfügbarer Datenbasis bestmöglich integrativ konzeptionell weiterentwickelt sowie Lösungswege aufgezeigt und erprobt. Die Projektergebnisse sind geeignet, das *Bewertungskonzept für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen* an weiteren Standorten anzuwenden und zu überprüfen. In einer solchen Anwendungsstudie sollten auch Fragen der betrachteten räumlichen Skalierung (Einzelstandort, Region, Bundesstaat), der räumlichen Repräsentanz berücksichtigt sowie die aufgetretenen Probleme vertiefend untersucht und bearbeitet werden.

Neben Datenproblemen (s.o.) traten auch unerwartete Schwierigkeiten bei der Modellierung auf. Diese sind nicht einseitig dem Modell oder einseitig den Daten liefernden Monitoringprogrammen anzulasten. Was vielmehr benötigt wird, ist eine spezifisch auf vorhandene Datenbestände ausgerichtete Modellentwicklung bzw. auf vorhandene Modelle bezogene Monitoringprogramme. Dieses Projekt belegt, dass die W.I.E.-Datenbank von erheblicher nationaler Bedeutung ist und zusammen mit Geodaten und GIS-Techniken die erste räumlich konkrete, strukturell **und** funktional begründete Ökosystemtypisierung ermöglicht. Ihre weitergehende Auswertung sollte deshalb im Interesse von Bund und Ländern sein. Dabei sollten die W.I.E.-Datenbank und ihre beträchtlichen Ergänzungen durch dieses Projekt auch dafür genutzt werden, vorhandene Modelle so weiterzuentwickeln, dass sie besser an vorhandenen Daten ausgerichtet werden. Folgende Aspekte bedürfen weiterer fachlicher Diskussion:

Der entwickelte Ansatz sollte von der Bundesebene bis zur Betriebsebene räumlich konkret weiterentwickelt werden. Hierbei ist der im Projekt begonnene Austausch mit Länderbehörden zu intensivieren und durch Diskussionen auf Betriebsebene zu ergänzen. Der im Projekttitle und in diesem Bericht verwendete Begriff „Gefährdung der Ökosystemintegrität“ sollte durch „Veränderung“ ersetzt werden, um Bewertungen, die stets vom jeweiligen Referenzsystem abhängen, von Sachverhalten zu trennen. Zudem sind für eine erweiterte Beurteilung der Ökosystemintegrität auch Habitatstrukturen sowie bodenbiologische Merkmale zu berücksichtigen.

Quellenverzeichnis

- Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Forstplanung 2004. Empfohlene Ertragstabellen für Nord- und Osttirol.
- Asshoff M 1999. Die Erschließung und Modellierung ökologischen Wissens für das Management von Feuchtwiesenvegetation – ein Beispiel für die Aufbereitung ökologischen Wissens und den Transfer mit einem Expertensystem. EcoSys, Suppl. Bd. 27. Dissertation, Universität Kiel.
- Bardossy A, Duckstein L 1995. Fuzzy Rule-Based Modeling with Applikations to Geophysical, Biological and Engineering Systems. CRC Press.
- Beierle C, Kern-Isberner G 2006. Methoden wissensbasierter Systeme. Grundlagen, Algorithmen, Anwendungen. 3. erw. Aufl., Vieweg-Verlag, Wiesbaden.
- BfN 2010: Karte der Potenziellen Natürlichen Vegetation Deutschland, Stand Oktober 2010, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- BNatSchG 2009. Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 7 des Gesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95)
- Ellenberg H, Leuschner C 2010. Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage, Stuttgart
- EU-WRRL 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1)
- FENA 2006. Bewertungsverfahren zur Bewertung von FFH-Lebensraumtypen. Hessische Forsteinrichtungsanstalt - Abteilung Naturschutz, Gießen.
- Grime JP 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86(6): 902-910
- Hofmann G 1974. Die natürliche Waldvegetation Westthüringens, ihre Gliederung und ihr Weiserwert für Boden, Klima und Ertrag, in Institut für Forstwissenschaften Eberswalde. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR: Eberswalde
- Hofmann G 1997. Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild. 2 ed. AFZ - Der Wald. Deutscher Landwirtschaftsverlag, München
- Hofmann G 2002. Entwicklung der Waldvegetation des nordostdeutschen Tieflandes unter den Bedingungen steigender Stickstoffeinträge in Verbindung mit Niederschlagsarmut. Mit Anlagen. In: Anders S et al (eds): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Dr. Kessel: Oberwinter: 24-41, 201-283 (www.forstbuch.de)
- Hofmann G, Passarge H 1964: Über Homogenität und Affinität in der Vegetationskunde, *Arch. Forstwes.* 13, 1119-1138.
- Holy M, Pesch R, Schmidt G, Schröder W. 2009. Aufbau eines Fachinformationssystems "Klimafolgen und Anpassung" (FISKA).- FuE-Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes (FKZ 20641100), Dessau, Abschlussbericht
- Imbery F, Plagemann S 2011. Die neuen RCP-Szenarien für den 5. IPCC Sachstandsbericht. www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=dwdwww_start&_st

ate=maximized&_windowLabel=T99803827171196328354269&T99803827171196328354269gsbDocPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FHomepage%2FKlimawandel%2FKlimawandel__Emissionsszenarien__node.html%3F__nnn%3Dtrue

IPCC 2001. Special Report on Emissions Scenarios (SRES). www.grida.no/publications/other/ipcc_sr/?src=/climate/ipcc/emission/089.htm

Jenssen M 2002. Im Gebiet verbreitete Typen von Wald- und Forstökosystemen als ökologische Elementareinheiten des Waldes mit Grundlageninformationen für Waldbewirtschaftung und Waldstabilität, In: Anders S et al (eds): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Dr. Kessel: Oberwinter: 157-177 (www.forstbuch.de)

Jenssen M, Hofmann G 2004. Konkurrenz- und Diversitätspotentiale in Ökosystemen der Baumarten Kiefer und Buche im ostdeutschen Tiefland. *Beitr. Forstwirtsch.u.Landsch.ökol.* 38 (2004) 2, 50-54.

Jenssen M, Hofmann G 2005. Einfluss atmogener Stickstoffeinträge auf die Vielfalt der Vegetation in Wäldern Nordostdeutschlands. *Beitr. Forstwirtsch.u.Landsch.ökol.* 39, 132-141.

Jenssen M 2009a. Relating Plant Biodiversity in Forests with the Spatial Scale of Ecosystem Processes. *International Journal of Ecology*, Article ID 683061, 12 p., doi:10.1155/2009/683061

Jenssen M 2009b. Der klimaplastische Wald im Nordostdeutschen Tiefland – forstliche Anpassungsstrategie an einen zu erwartenden Klimawandel. In: *Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 42: 101-117

Jenssen M 2010. Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention. Teilbericht III: Modellierung der Wirkung der Stickstoff-Deposition auf die biologische Vielfalt der Pflanzengesellschaften von Wäldern der gemäßigten Breiten UBA-Texte 09/2010. Dessau-Roßlau

Jenssen M, Hofmann G 2003. Die Quantifizierung ökologischer Potentiale der Phytodiversität und Selbstorganisation der Wälder. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 39(3): 132-141

Jenssen M, Hofmann G, Pommer U 2007. Die natürlichen Vegetationspotentiale Brandenburgs als Grundlage klimaplastischer Zukunftswälder. In: *Beiträge zur Gehölkunde*, Hansmann, Hemmingen

Jenssen M, Butterbach-Bahl K, Hofmann G., Papen H 2002. Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands. 2. A novel approach to scale up N₂O- and NO-fluxes from forest soils by modelling their relationship to vegetation structure. *Forest Ecology and Management* 167, 135-147

Kelschbach M, Klüver A 2009. Bestimmung der Erheblichkeit bei graduellen Funktionsverlusten durch Veränderungen der Bodenfeuchte im Rahmen der FFH-VP. Vilmer Expertenworkshop „Bestimmung der Erheblichkeit und Beachtung von Summationswirkungen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung“ vom 27.10. - 29.10.2009

Kelschbach M, Nesselhauf G 1997. Integrative Sukzessionsprognose zu dynamischen Landschaftsveränderungen. In: *UVP-Report*, Heft 2, S. 108 – 112.

Kullback S 1951. *Information Theory and Statistics*. Wiley, New York

LÖBF 2004. *Anleitung zur Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen*. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein Westfalen.

- LUA-BB (Landesumweltamt Brandenburg) 2010. Auswertung regionaler Klimamodelle für das Land Brandenburg. Darstellung klimatologischer Parameter mit Hilfe vier regionaler Klimamodelle (CLM, REMO, WettReg und STAR) für das 21. Jahrhundert. Kurzfassung. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Heft Nr. 113
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Nickel S, Kelschbach M, Busch W, Vosen P 2008. Modellgestützte ökologische Wirkungsprognose grundwasserbeeinflusster Sukzessionsprozesse - GIS-integriertes fuzzy-regelbasiertes Modell zur Unterstützung eines naturschutzfachlichen Monitorings im Steinkohlenbergbau. Naturschutz und Landschaftsplanung, Heft 2, S. 58 – 66
- Orlowsky B, Gerstengarbe FW, Werner PC 2008. A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. Theoretical and Applied Climatology 92: 209-223
- Passarge H , Hofmann G 1968. Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes II. Pflanzensoziologie. Jena: G. Fischer
- Posch M, Reinds GJ 2009. A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations. Environmental Modelling & Software 24: 329–340
- Rennwald E 2000. Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands, Schriftenreihe für Vegetationskunde H.35, BfN, Bonn-Bad Godesberg, ISBN 3-7843-3505-5.
- Riecken U, Finck P, Raths U, Schröder E, Ssymank A 2006. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Natursch Biol Vielf 34:1-318
- Schlutow A, Huebener P 2004. The BERN Model: Bioindication for ecosystem regeneration towards natural conditions. UBA-Texte 22/04
- Schröder, W.; Holy, M.; Pesch, R.; Harmens, H.; Fagerli, H. 2011a. Mapping background values of atmospheric nitrogen total depositions in Germany based on EMEP deposition modelling and the European Moss Survey 2005. Environ Sci Europe 2011, 23:18 (9 pp.)
- Schröder W, Holy M, Pesch R, Zechmeister G H, Harmens H, Ilyin I 2011b. Mapping atmospheric depositions of cadmium and lead in Germany based on EMEP deposition data and the European Moss Survey 2005. Environ Sci Europe 2011, 23:19 (14 pp.)
- Schröder W, Pesch R 2007. Synthesizing bioaccumulation data from the German Metals in Mosses Surveys and relating them to ecoregions. Sci Total Environment 374:311-327
- Schröder W, Pesch R, Harmens H, Fagerli H. Ilyin I 2012 Does spatial auto-correlation call for a revision of latest heavy metal and nitrogen deposition maps? Environ Sci Europe 2012, 24:20 (15 pp.)
- Schröder W, Pesch R, Schmidt G 2007. Statistical classification of terrestrial and marine ecosystems for environmental planning. Landscape Online 2:1-22
- Schröder W, Schmidt G, Hornsmann I 2006. Landschaftsökologische Raumgliederung Deutschlands. In: Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap V-1.9, ErgLfg 17:-100
- Schwarzenbach F H 1987. Grundlagen für die Entwicklung einer allgemein anwendbaren Strategie zur Lösung ökologischer Probleme. Birmensdorf: Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen

- Simpson D, Fagerli H, Hellsten S, Knulst JC, Westling O 2006. Comparison of modelled and monitored deposition fluxes of sulphur and nitrogen to ICP-forest sites in Europe. *Biogeosciences* 3:337-355
- Spekat A, Enke W, Kreienkamp F 2007. Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Endbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens: "Klimaauswirkungen und Anpassungen in Deutschland - Phase I: Erstellung regionaler Klimaszenarios für Deutschland". Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 204 41 138
- Travnikov, O., Ilyin, I., Rozovskaya, O., Varygina, M., Aas, W., Uggerud, H. T., Mareckova, K., Wankmueller, R., 2012. Long-term Changes of Heavy Metal Transboundary Pollution of the Environment (1990-2010). EMEP contribution to the revision of the Heavy Metal Protocol. EMEP Status Report 2/2012. Meteorological Synthesizing Centre - East, Moscow, Russian Federation, Norwegian Institute for Air Research Kjeller, Norway, Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) 2008. Der ‚gute ökologische Zustand‘ naturnaher terrestrischer Ökosysteme – ein Indikator für Biodiversität? Tagungsband zum Workshop in Dessau, 19./20.09.2007 in Dessau, Texte 29/08, Umweltbundesamt, Dessau.
- UNECE Convention on long-range transboundary air pollution 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends.
- van der Salm C, Köhler L, de Vries W 1998. Assessment of weathering rates in Dutch loess and river-clay soils at pH 3.5, using laboratory experiments. *Geoderma*. S. 41–62.
- Zadeh L A 1965 Fuzzy Sets. *Information and Control* 8, (4), 338-353.
- Zadeh L A 1978 Fuzzy Sets as a Basis for a Theory of possibility. *Fuzzy Sets and Systems*, (1), 3-28.

Anhangsverzeichnis

ANHANG A1 zu den Abschnitten 4, 5 und 8: Geodaten und Modellierung

- A1.1: Datengrundlagen
- A1.2: Räumliche Verteilung der Aktuellen Natürlichen Ökosystemtypen und Kultur-Ökosystemtypen (ANOEST) in Deutschland
- A1.3: Standorte für die numerischen Modellierungen mit VSD
- A1.4: Potentielle Natürliche Ökosystemtypen (PNOEST) in den Modellregionen 1 bis 3
- A1.5: Aktuelle Naturnahe Ökosystemtypen (ANOEST) in den Modellregionen 1 bis 3
- A1.6: VSD-Inputgrößen und deren Quantifizierung für den Modellstandort W.I.E.-Kahlenberg
- A1.7: VSD-Inputgrößen und deren Quantifizierung für den Modellstandort W.I.E.-Biesenthal
- A1.8: VSD-Inputgrößen und deren Quantifizierung für den Modellstandort W.I.E.-Peitz
- A1.9: VSD-Inputgrößen und deren Quantifizierung für den Modellstandort Level II-Standort 1405
- A1.10: VSD-Inputgrößen und deren Quantifizierung für den Modellstandort Level II-Standort 1602
- A1.11: VSD-Inputgrößen und deren Quantifizierung für den Modellstandort Level II-Standort 1605
- A1.12: VSD-Inputgrößen und deren Quantifizierung für den Modellstandort Level II-Standort 1609
- A1.13: Modelloutput GrowUp. Biomasse (g / m^2) und Beitrag der verschiedenen Pflanzenkompartimente zum Streufall (g / m^2) am Standort W.I.E.-Kahlenberg 75
- A1.14: Modelloutput GrowUp. Biomasse (g / m^2) und Beitrag der verschiedenen Pflanzenkompartimente zum Streufall (g / m^2) am Standort W.I.E.-Biesenthal 1534 a
- A1.15: Modelloutput GrowUp. Biomasse (g / m^2) und Beitrag der verschiedenen Pflanzenkompartimente zum Streufall (g / m^2) am Standort W.I.E.-Peitz 150
- A1.16: Modelloutput GrowUp. Biomasse (g / m^2) und Beitrag der verschiedenen Pflanzenkompartimente zum Streufall (g / m^2) am Standort LII-1405
- A1.17: Modelloutput GrowUp. Biomasse (g / m^2) und Beitrag der verschiedenen Pflanzenkompartimente zum Streufall (g / m^2) am Standort LII-1602
- A1.18: Modelloutput GrowUp. Biomasse (g / m^2) und Beitrag der verschiedenen Pflanzenkompartimente zum Streufall (g / m^2) am Standort LII-1605
- A1.19: Modelloutput GrowUp. Biomasse (g / m^2) und Beitrag der verschiedenen Pflanzenkompartimente zum Streufall (g / m^2) am Standort LII-1609
- A1.20: Prozentuales Auftreten der ANOEST innerhalb der 44 Endknoten der CART-Prädiktion für den Zeitraum 1961-90
- A1.21: Beschreibung der 44 Endknoten der CART-Prädiktion für den Zeitraum 1961-90: Temperaturverhältnisse (Maximale, minimale und mittlere Jahrestemperatur)
- A1.22: Beschreibung der 44 Endknoten der CART-Prädiktion für den Zeitraum 1961-90: Mittlerer Jahresniederschlag, mittlere Evapotranspiration, mittlere relative Luftfeuchte

- A1.23: Beschreibung der 44 Endknoten der CART-Prädiktion für den Zeitraum 1961-90: Höhenverhältnisse
- A1.24: Beschreibung der 44 Endknoten der CART-Prädiktion für den Zeitraum 1961-90: Bodenarten (Ergebnisse)
- A1.25: Beschreibung der 44 Endknoten der CART-Prädiktion für den Zeitraum 1961-90: Bodenarten (Erläuterung Bodenart-ID)
- A1.26: Prädiktive Kartierung der ANOEST-Raumklassen für vier Zeitfenster
- A1.27: Veränderungen der Flächenanteile der ANOEST-Raumklassen für vier Zeitfenster

ANHANG A2 zum Abschnitt 4: Datengrundlagen

- A2.1 Datenquellen zu Ökosystemtypen
- A2.2 Datenquellen zur Struktur und Zusammensetzung der Vegetation der Ökosystemtypen
- A2.3 Datenquellen zur Nutzung von Vegetations- und Florenkarten bei der Ableitung von Ökosystemtypen
- A2.4 Datenquellen zur Parametrisierung der Ökosystemtypen hinsichtlich chemischer Bodenparameter, Blatt- und Nadelanalysen von Baumarten zur Charakterisierung des Ernährungszustandes, Kohlenstoffvorräten im Boden und in der Phytomasse und der oberirdischen Nettoprimärproduktion von Waldbeständen

ANHANG A3 zum Abschnitt 5: Ökosystemtypisierung

- A3.1 Öoklimatische Gebietsklassifizierung anhand pflanzengeografischer Befunde
- A3.2 Wasserhaushaltstypen
- A3.3 Stoffkreislaughtypen des mineralischen Oberbodens: Skalierung
- A3.4 Stoffkreislaughtypen des mineralischen Oberbodens: Eigenschaften
- A3.5 Stoffkreislaughtypen auf organischen Böden
- A3.6 Liste der natürlichen Ökosystemtypen (Wälder und natürlich waldfreies Offenland)
- A3.7 Liste der Kulturökosystemtypen
- A3.8 Legende der Karte der aktuellen naturnahen Ökosysteme Deutschlands (ANOEST) mit Flächenanteilen

ANHANG A4 zum Abschnitt 6: Indikatoren für Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen

ANHANG A5 zum Abschnitt 7: Ableitung von Referenzzuständen von Ökosystemen

ANHANG A6 zum Abschnitt 7: Weiserwerte mitteleuropäischer Waldpflanzen für Oberbodentrophie und Bodenfeuchte

ANHANG A7 zu den Abschnitten 5 und 7: Kartenanhang

ANHANG A8 zum Abschnitt 9: Grobkonzept für ein Bewertungssystem und Instrumente der Entscheidungsunterstützung

- A8.1 Bewertung der Gefährdung der Ökosystemintegrität am Standort LII-1605
- A8.2 Gefährdungsursachen zur Ökosystemintegrität
- A8.3 Bewertung der Ökosystemintegrität auf Ebene der Einzelindikatoren und Ökosystemfunktionen (hier: Nährstofffluss)
- A8.4 Gesamtfunktionale Bewertung der Ökosystemintegrität
- A8.5 Aggregationstypen zur Gesamtfunktionalen Bewertung
- A8.6 Qualitative Bewertung der Entwicklungstendenz aus naturschutzfachlicher Sicht

ANHANG A9 zu den Abschnitten 5, 6, 8, 9: Konzeptionelles Modell – Bewertung der verwendeten Daten und Methoden