Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz	Heft 18 (2019)	S. 53–78	11 Fig., 6 Tab.	urn:nbn:de:0041-afsv-01831

Scopus Indexed Journal

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – *Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation*

www.afsv.de/index.php/waldoekologie-landschaftsforschung-und-naturschutz

Referenzzustände von Ökosystemtypen und Möglichkeiten zusätzlicher biozönotischer Indikation des ökologischen Bodenzustands als Bestandteil der Ökosystemintegrität

Reference states of ecosystem types and possibilities of additional biocenotical indication of ecological soil properties as part of ecosystem integrity

Martin Jenssen, Stefan Nickel & Winfried Schröder

Abstract

Structures and functions of ecosystems and, subsequently, their services for human societies may be influenced by climate change and atmospheric deposition. Jenssen et al. (2013) developed a spatially explicit evaluation system enabling the evaluation of ecosystems' integrity. This methodology is based on a classification of forests. Based on six ecological functions, the methodology enables to compare the ecosystem type-specific integrity at different levels of ecological hierarchy for a reference state (1961 – 1990) with the further development of the forest ecosystem types as measured for the years 1991 – 2010 and as modelled for the period 2011 – 2070. The present study aimed at deepening the methodology and developing it into a practical system for assessing and mapping forest ecosystem integrity and services (Schröder et al. 2018). The objectives of this investigation were: 1. to quantify the reference conditions for a total of 61 forest ecosystem types, 2. to supplement the quantification of ecosystem integrity by information on soil biocenoses as yielded by soil monitoring and 3. by modelling chemical soil indicators and comparing the respective results with soil indicator values as derived by Ellenberg et al. (1992, 2001).

Keywords: *Atmospheric nitrogen deposition; climate change; ecosystem functions and structures; edaphon; modelling soil indicator values.*

Zusammenfassung

Strukturen und Funktionen von Ökosystemen und damit deren Leistungen für die menschliche Gesellschaft können durch den Klimawandel und die atmosphärische Deposition beeinflusst werden. Jenssen et al. (2013) entwickelten ein räumlich explizites Bewertungssystem, das die Bewertung der Integrität von Ökosystemen ermöglicht. Diese Methodik basiert auf einer Ökosystemklassifizierung von Wäldern. Basierend auf sechs ökologischen Funktionen ermöglicht die Methodik den Vergleich der ökosystemtypspezifischen Integrität auf verschiedenen Ebenen der ökologischen Hierarchie für einen Referenzzustand (1961 – 1990) mit der Weiterentwicklung der Waldökosystemtypen, gemessen für die Jahre 1991 – 2010 und modelliert für den Zeitraum 2011 – 2070. Die vorliegende Studie zielte darauf ab, die Methodik zu vertiefen und zu einem praktikablen System zur Bewertung und Kartierung der Integrität und Dienstleistungen von Waldökosystemen zu entwickeln (Schröder et al. 2018). Die Ziele dieser Untersuchung waren:

1. die Referenzbedingungen für insgesamt 61 Waldökosystemtypen zu quantifizieren,
2. die Quantifizierung der Ökosystemintegrität durch Informationen über Bodenbiozönosen, wie sie durch die Bodenüberwachung gewonnen werden, zu ergänzen und
3. chemische Bodenindikatoren zu modellieren und die jeweiligen Ergebnisse mit denen der Bodenindikatorwerte von Ellenberg et al. (1992, 2001) zu vergleichen.

Schlüsselwörter: Atmosphärische Stickstoffdeposition; Klimawandel; Ökosystemfunktionen und -strukturen; Edaphon; Modellierung von Bodenindikatorwerten.

1 Forschungsstand und Ziele

1.1 Forschungsstand

Klimawandel und atmosphärische Stickstoffdeposition können die Integrität von Ökosystemen, d. h. ihre dominanten Strukturen und Funktionen verändern und damit ihren Nutzen für den Menschen, die Ökosystemdienstleistungen, einschränken. Daher sieht Aktion 5 der EU-Biodiversitätsstrategie bis 2020 vor, dass die Mitgliedstaaten den Zustand der Ökosysteme und ihrer Dienstleistungen in ihrem Hoheitsgebiet erfassen und bewerten. Zu diesem Zweck wurde

ein operativer Leitfaden für die EU und die Mitgliedstaaten entwickelt, wie der Zustand der europäischen Ökosysteme zu bewerten ist (Maes et al. 2018). Dementsprechend sollte der Ökosystemzustand anhand von Indikatoren gemessen und für die nationale Ebene der EU-Mitgliedstaaten festgelegt werden (Maes et al. 2018). Dafür wurden Grundlagen eines ökologischen, räumlich expliziten und bundesweit anwendbaren Konzeptes zur Einstufung der Gefährdung der Ökosystemintegrität erarbeitet (Jenssen et al. 2013, 2015; Nickel et al. 2015a, 2016; Schröder et al. 2015, 2016b). In weiteren umfangreichen, stärker anwendungsorientierten Untersuchungen wurden die wissenschaftlichen Grundlagen der Methodik weiter vertieft und zu einem praxistauglichen integrierten Bewertungssystem für Ökosystemfunktionen ausgebaut (Schröder et al. 2018).

Die Methodik ermöglicht die Quantifizierung und Einstufung von Veränderungen der Ökosystemintegrität durch Klimawandel und Stickstoffeinträge, verglichen mit einem historischen Referenzzustand. Als Merkmale der Ökosystemintegrität gelten Selbstorganisationsfähigkeit, Funktionalität und Übereinstimmung abiotischer und biotischer Eigenschaften mit dem natürlichen Standortpotenzial (Identität). Die Methodik basiert auf einer umfangreichen vegetationskundlichen Datenbank, bundesweit verfügbaren Daten aus Karten und Langzeit-Monitoringprogrammen. Sie wird durch dynamische Modellierungen zukünftiger Klima- und Bodenverhältnisse ergänzt. Der Zustand von Ökosystemen wird dabei anhand der Kriterien Funktionalität, naturraumtypische Ausprägung chemischer und biologischer Kriterien sowie Stresstoleranz gegenüber anthropogenen Stickstoffeinträgen und Veränderungen des Klimas bewertet. Die Methodik ermöglicht die Bestimmung und Kartierung potenzieller natürlicher Ökosystemtypen und aktueller naturnaher Ökosystemtypen. Für bestimmte Szenarien der Entwicklung von Klima und atmosphärischen Stickstoffeinträgen (2011 – 2070) können zukünftig plausible Ökosystementwicklungen projiziert und bewertet werden. Das Konzept stellt eine Ergänzung bereits existierender Bewertungsverfahren für Ökosystemzustände dar, indem es abiotische Umweltfaktoren und ihre Veränderungen als Treiber von Ökosystemstrukturen und -funktionen stärker einbezieht. Gleichzeitig soll es dazu dienen, die Ursachen von Störungen möglichst früh zu erkennen und geeignete Maßnahmen zum Erhalt und zur Entwicklung eines angestrebten Ökosystemzustands abzuleiten.

Grundlegender Bestandteil der Methodik ist die Typisierung naturnaher Ökosysteme Deutschlands. Ihre Konkordanz zu anderen Ökosystemklassifizierungen, für die bisher keine bundesweit durchgeführte räumliche Konkretisierung vorliegt (EUNIS, Rieken et al. 2006; Lebensraumtypen [LRT] nach Anhang I der FFH-Richtlinie), wurde erreicht. Damit ist die entwickelte Ökosystemtypisierung anschlussfähig, und die mit ihr verknüpften Systematisierungen gewinnen an ökologisch fundierter Interpretierbarkeit und räumlicher Differenzierung. Für 33 ausgewählte Ökosystemtypen erfolgte die Quantifizierung eines historischen Referenzzustandes basierend auf Daten aus dem Zeitraum 1961 – 1990 (Jenssen et al. 2013, 2015; Schröder et al. 2015). Als Referenzzustand wurde ein typenspezifischer Zustand von Ökosystemen definiert, dessen Merkmalsausprägungen durch Intervalle von historischen Zustandsvariablen (1961 – 1990) gekennzeichnet sind. Diese Zustände weisen die relativ geringsten Veränderungen durch Stoffeinträge und Klimawandel auf, die mit verfügbaren Messdaten erfasst wurden. Mit den bisher untersuchten 33 Ökosystemtypen wurden die Referenzzustände für die auf insgesamt 35 % der kartierten Fläche ausgebildeten aktuellen Wald- und Forstökosysteme Deutschlands bereitgestellt. Von diesen 35 % beziehen sich 23 % auf Wälder und Forsten des subatlantischen und zentraleuropäischen Tieflands und 12 % auf Wälder der Hochbergwald- und Bergwaldlagen.

Für ausgewählte Ökosystemfunktionen (Lebensraumfunktion, Netto-Primärfunktion, Kohlenstoffspeicherung, Nährstoffffluss, Wasserfluss und Anpassungsfähigkeit) wurden Indikatoren gewählt, anhand derer aktuelle und modellierte zukünftige Zustände von Ökosystemen mit dem Referenzzustand verglichen werden können. Die Indikation erfolgte quantitativ anhand von Daten aus Monitoringprogrammen und aus der Datenbank des Waldkunde Instituts Eberswalde (W.I.E.), wobei Auswirkungen von Veränderungen der abiotischen systemischen Entwicklungsgrundlagen im Mittelpunkt standen.

Das Simulationsmodell Very Simple Dynamic (VSD) Soil Acidification Model (Posch & Reinds 2009; CCE 2012) wurde dazu verwendet, um für die Ökosysteme quantifizierte Aussagen über mögliche zukünftige Ausprägungen (für die Jahre 2011 – 2040, 2041 – 2070) abzuleiten. Hierfür wurden bislang die STAR[1] II-Projektionen für die Klimaszenarien RCP[2] 2.6 und RCP 8.5 und zwei Szenarien atmosphärischer Stickstoffeinträge (ab 2010: 5 kg/ha* a sowie 15 kg/ha* a N-Deposition) zugrunde gelegt. Die dynamische Modellierung ermöglicht die Berechnung der zukünftigen Bodenverhältnisse für jeden durch ein Bodenprofil beschriebenen Ort Deutschlands unter Berücksichtigung verschiedener Depositionsszenarien. Durch einen Abgleich der modellierten Verläufe der Indikatoren Gehalt an organischem Kohlenstoff, C/N-Verhältnis, pH-Wert und Basensättigung mit den Informationen zu Bodenparametern aus der W.I.E.-Datenbank und mit der Ökosystemtypisierung kann die zukünftig mögliche Ökosystementwicklung standortspezifisch abgeschätzt werden.

Schließlich wurde ein Konzept für die Einstufung der Veränderungen der Integrität zuvor definierter und kartierter Wald- und Forstökosysteme entwickelt. Die auf Stoff-, Wasser- und Energiehaushalt ausgerichtete Betrachtung soll mit fachlichen Bewertungen – z. B. des Naturschutzes – verknüpft werden, um eine noch umfassendere Aussage zur Ökosystemintegrität aus Sicht potenzieller Anwender zu erreichen.

1.2 Ziele

1.2.1 Ergänzung der Referenzzustände von Wald- und Forstökosystemen

Vor diesem Hintergrund ist es das erste Ziel dieses Beitrags, die Referenzzustände gegenüber dem bislang erreichten Stand (Abschn. 1.1; Jenssen et al. 2013; Schröder et al. 2015) um weitere wichtige Waldökosystemtypen und durch Primärdaten aus dem Zeitraum 1961 – 1990 oder davor zu ergänzen. Die bisher quantifizierten Referenzzustände umfassen 33 Ökosystemtypen, darunter 30 Wälder und Forsten der Hochbergwaldlagen, der Bergwaldlagen, des subatlantischen, des zentraleuropäischen sowie des subkontinentalen Tieflands und 3 Offenlandökosysteme (Jenssen et al. 2013;

1 Statistical Regional climate model (Orlowski et al. 2008)

2 Representative Concentration Pathways (IPCC 2014)

Schröder et al. 2015). Für eine bundesweite Anwendung des Konzeptes sollte diese Auswahl um ca. 30–35 weitere repräsentative Ökosystemtypen ergänzt werden, so dass Referenzzustände für etwa die Hälfte aller in der vorangegangenen Untersuchung (Jenssen et al. 2013; Schröder et al. 2015) kartierten Ökosystemtypen und der Großteil der mit naturnahen Ökosystemtypen bedeckten Fläche Deutschlands flächenrepräsentativ quantifiziert sind.

1.2.2 Ergänzung der Referenzzustände von Wald- und Forstökosystemen um quantitative Indikatoren für den Zustand von Bodenbiozönosen

Zweites Ziel des Beitrags ist es zu prüfen, inwieweit sich die Quantifizierung der Referenzzustände von Wald- und Forstökosystemen um quantitative Indikatoren für den Zustand von Bodenbiozönosen ergänzen und insofern ökologisch breiter fundieren lasssen. Die Arbeiten von Graeffe (1993, 1995), Graffe & Belotti (1999) sowie Graefe & Beylich (2006) legen es nahe, dass eine Zuordnung von Lumbricidengesellschaften zu Ökosystemtypen möglich ist, da starke Korrelationen zwischen den Oberbodenparametern C/N-Verhältnis, Basensättigung bzw. pH-Wert und Bodenfeuchte nachgewiesen wurden. Aufgrund dieser Befunde sind die Lumbricidengesellschaften als charakteristisch anzunehmen für spezifische Kombinationen aus Stoffkreislauftyp und Wasserhaushaltstyp, die ihrerseits mit bestimmten Humusformen unter verschiedenen Bodenfeuchteverhältnissen korrespondieren. Ziel der Untersuchungen war es somit, den unterschiedlichen Ökosystemtypen bodenbiologische Referenzzustände zuzuordnen, die aus in Qualität und Quantität charakteristischen Artenkombinationen von Lumbriciden bestehen. Dieses Ziel sollte erreicht werden durch Auswertung der umfangreichen bodenökologischen Edaphobase-Datenbank des Senckenberg-Instituts in Görlitz.

1.2.3 Validierung und Erweiterung des bodenökologischen W.I.E.-Zeigerwertmodells sowie Vergleich mit den Ellenberg-Zeigerwerten

Ferner ist es Ziel dieses Artikels, Ergebnisse des W.I.E.-Zeigerwertmodells und aus dem Ellenberg-Zeigerwertmodell für die in unseren Untersuchungen verwendeten Ökosystemindikatoren zu überprüfen und auf dieser Grundlage Empfehlungen für die Anwendung des jeweiligen Modells abzuleiten. Für die Entwicklung des W.I.E.-Modells wurden über 1.600 Messwerte des Oberbodenzustands genutzt, die in der vegetationsökologischen Datenbank des W.I.E. dokumentiert sind.

Unter gegebenen klimatischen und Bestockungsverhältnissen ist die Menge des pflanzenverfügbaren Stickstoffs (N) die entscheidende Ursache für die Differenzierung der Waldvegetation und ihrer Vielfalt im grundwasserfernen Standortsbereich (Jenssen 2010). Hierin liegt auch der Grund, warum die externe N-Zufuhr über den Luftpfad als ein neuer Standortsfaktor seit den siebziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts zu rasanten, großflächigen Vegetationsveränderungen geführt hat (Bücking 1993; Ellenberg 1985, Hofmann et al. 1990, Hofmann 2002, Jenssen & Hofmann 2005, Jenssen 2009, Ewald et al. 2013).

Die N-Sensitivität der Vegetation, die hohe aerodynamische Rauigkeit der Kronendächer und die Tatsache, dass der N-Haushalt in Wäldern und Forsten meistens nicht durch Düngung oder andere Bewirtschaftungseingriffe gezielt gesteuert wird, machen Waldpflanzenarten zu einem idealen Indikator auch für anthropogene N-Einträge. Während N-Einträge, N-Verfügbarkeit und N-Austräge in das Grundwasser nur punktuell und mit hohem Aufwand messbar sind, können mit Bioindikation durch Waldpflanzenarten z. B. im Rahmen von Umweltbeobachtungsprogrammen auch räumliche Gradienten und zeitliche Veränderungen der N-Eutrophierung nachgewiesen werden. Hierzu wird in der VDI-Richtlinie 3959 Blatt 1 ein Verfahren festgelegt (VDI 2008), das auf der Nutzung der N-Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992, 2001) beruht. Diese Zeigerwerte sind für mitteleuropäische Farn- und Blütenpflanzen als Ordinalzahlen auf einer Skala zwischen 1 (sehr gering) und 9 (sehr hoch) definiert. Für eine Vegetationsaufnahme mit wenigstens fünf Pflanzenarten, denen jeweils ein N-Zeigerwert zugeordnet ist, wird das arithmetische Mittel (NZ_m) gebildet und dieser Mittelwert der entsprechenden Untersuchungsfläche zugeordnet. Obwohl die Mittelwertbildung von Ordinalzahlen aus mathematischer Sicht eigentlich nicht zulässig ist, hat sich das Verfahren in seiner Anwendung als sehr robust und zielführend erwiesen (Dieckmann 2003). Auf dieser Grundlage werden die zu bewertenden Untersuchungsflächen den in Tabelle 1 dargestellten N-Verfügbarkeitsstufen zugeordnet.

Die Ellenberg-Zeigerwerte der Pflanzenarten stellen gutachterliche Schätzziffern dar, die auf der Grundlage von N-Gehalten in Pflanzenblättern abgeleitet wurden (Ellenberg et al. 1992, 2001). Sie haben daher nur einen indirekten Bezug zu den verfügbaren N-Vorräten in den Waldböden und können nicht mit chemischen Oberbodenparametern gleichgesetzt werden, sind daher auch nicht direkt mit Mess- oder Modellwerten vergleichbar. Bei der Verrechnung zu Mittelwerten wird jede vorkommende Pflanzenart gleich gewertet, unabhängig von ihrer tatsächlichen Mengenentfaltung auf der Fläche. Tatsächlich wäre auch jede Form der Gewichtung z. B. mit der Bodendeckung oder der Individuenzahl willkürlich (Dieckmann 2003). Mit Hilfe des Ellenberg-Zeigerwertmodells konnte in einer groß angelegten Datenbankstudie eine Eutrophierung der mitteleuropäischen Waldlandschaft seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts bestätigt werden (Ewald et al. 2013).

Bei der Bewertung der Ökosystemintegrität von Wald- und Forstökosystemen im Rahmen dieser Untersuchung kommt

Tab. 1: Zuordnung der zu bewertenden Untersuchungsflächen zu N-Verfügbarkeitsstufen.

Tab. 1: *Assignment of the investigation areas to N-availability levels.*

	$1{,}0 < NZ_m \leq 3{,}3$	$3{,}3 < NZ_m \leq 4{,}3$	$4{,}3 < NZ_m \leq 5{,}3$	$5{,}5 < NZ_m \leq 6{,}1$	$6{,}1 < NZ_m < 9{,}0$
N-Verfügbarkeit	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Bewertung	dystroph	oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph

ein Modell (W.I.E.-Zeigerwertmodell) zum Einsatz, das den Zeigerwert der Waldbodenvegetation für das C/N-Verhältnis im Oberboden abbildet (Jenssen 2010). Es wird einerseits genutzt, um die Oberbodenzustände der Referenzzustände (Ökosystemtypen) zu definieren. Über die Kartierung der aktuellen naturnahen Ökosystemtypen der Wald- und Forstvegetation können somit flächendeckend Referenzzustände der C/N-Verhältnisse in bestimmten (typspezifischen) Spannbreiten angegeben werden. Andererseits wird es möglich, durch eine periodische Kartierung der Vegetationszusammensetzung an einem Ort, z. B. im Rahmen von bundesweiten Inventur- oder Monitoringverfahren, Entwicklungen der C/N-Verhältnisse im Oberboden und damit auch der N-Verfügbarkeiten innerhalb dieser Spannbreiten bzw. Über- oder Unterschreitungen derselben zeitlich hoch auflösend darzustellen. Das Verfahren kann somit insbesondere auch im Sinne eines Frühwarnsystems Anwendung finden.

Das Kernstück des W.I.E.-Zeigerwertmodells ist die Ableitung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen für die Verteilung der Pflanzenarten über dem Parameter Oberboden-C/N und pH-Wert. Berücksichtigt werden dabei jeweils die obersten 5 cm unabhängig davon, ob es sich um Zustände der organischen Auflage oder des Mineralbodens handelt. Es wird mit diesem Modell erstmals möglich, sowohl die Amplituden als auch die Schwerpunkte des Vorkommens der Pflanzenarten in Bezug auf die chemischen Oberbodenzustände zu quantifizieren. Das bedeutet, dass z. B. Pflanzenarten mit einer engen ökologischen Amplitude im Hinblick auf das Oberboden-C/N-Verhältnis einen anderen Weiserwert besitzen als solche, die in einem weiten C/N-Bereich vorkommen. Dabei sind sowohl symmetrische als auch schiefe Verteilungen möglich. Ferner werden sowohl die Schichtzugehörigkeit (zwei Schichten) als auch die Mengenentfaltung (bis zu drei Deckungswertklassen) der Pflanzenarten in ihrem Weiserwert berücksichtigt. Die Verteilungsfunktionen der an einem Standort vorkommenden Pflanzenarten werden für jede Klasse von C/N-Werten multiplikativ miteinander verknüpft und die resultierende Verteilungsfunktion so normiert, dass die Fläche unter der Kurve eins ergibt. Auf diese Weise erhält man eine neue Verteilungsfunktion für die Untersuchungsfläche, die angibt, mit welcher Wahrscheinlichkeit diese Fläche ein bestimmtes C/N-Verhältnis im Oberboden aufweist. Der Fläche können dann der Modalwert der resultierenden Verteilung oder aus praktischen Gründen auch arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung zugewiesen werden, da die resultierende Verteilung meistens sehr symmetrisch ist und sich einer Normalverteilung annähert.

Ziel dieser Untersuchung ist es, beide Verfahren (W.I.E.-Zeigerwertmodell, VDI-Verfahren nach Ellenberg) im Hinblick auf ihre Anwendbarkeit zu vergleichen und in Beziehung zu setzen. Dies ist geboten, da das VDI-Verfahren weit verbreitet ist und Richtliniencharakter besitzt. Mit der Angabe der Ellenberg-Zeigerwerte in den meisten Vegetationsdatenbanken ist es zudem auch leicht anwendbar. Trotz der geschilderten unterschiedlichen Voraussetzungen beider Modelle ist es für praktische Zwecke insbesondere wünschenswert, den N-Verfügbarkeitsstufen nach VDI auch ungefähre Intervalle des Oberboden-C/N und die für die Beschreibung der Referenzzustände in in dieser Untersuchung genutzten und deutschlandweit kartierten Stoffkreislauftypen zuzuordnen.

1.2.4 Verifizierung des W.I.E.-Zeigerwertmodells

Ziel der abschließend dargestellten Untersuchungen ist die Anwendung der Module zur Quantifizierung der physikalischen und chemischen Oberbodenparameter mit Zeigerwerten der Vegetation sowie die Bestimmung des Ökosystemtyps und damit die Zuordnung der für die Einschätzung der Ökosystemintegrität erforderlichen Referenzzustände mit vegetationsstrukturellen Abstandsmaßen (Abschn. 1.2.3, 2.3, 3.3, 4.3). Hierzu sollen Vegetationsaufnahmen genutzt werden, die bisher keinerlei Verwendung bei der Ableitung der Referenzzustände und der Modellmodule gefunden haben.

Der Ökosystemtyp wird bei der naturnahen Wald- und Forstvegetation durch die Angabe seiner ökologischen Koordinaten eindeutig bestimmt: Die erste Koordinate in der Kodierung beschreibt die großklimatische Gebietsskalierung (etageal-horizontale Stufung), die zweite Koordinate die Wasserhaushalts- bzw. Feuchtestufe (Humidität des Oberbodens und der bodennahen Luftschicht) und die dritte Koordinate den Stoffkreislauftyp, der seinerseits mit definierten Intervallen bodenchemischer Parameter (pH-Wert in n/10 KCl, Basensättigung, C/N-Verhältnis) des von den Pflanzen überwiegend zur Ernährung genutzten Bodenwurzelraums und damit auch mit bestimmten Humusformen korrespondiert. Der Ökosystemtyp kann einerseits bestimmt werden durch Anwendung vegetationsstruktureller Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße, die eine quantitative Zuordnung zu den Referenzzuständen dieser Typen über eine einzige Maßzahl ermöglichen. Andererseits kann die Zuordnung des Ökosystemtyps durch separate Bestimmung seiner ökologischen Koordinaten erfolgen. Für die Bestimmung von Wasserhaushalts- und Stoffkreislauftyp können die in früheren Untersuchungen entwickelten Zeigerwertmodelle der Vegetation genutzt werden. Die großklimatische Koordinate kann durch Verortung der Untersuchungsfläche auf der bundesweiten Karte der aktuellen Wald- und Forstökosysteme ermittelt werden.

Die Bestimmung des Ökosystemtyps durch Anwendung vegetationsstruktureller Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße impliziert eine Reduktion der Vegetationsstrukturen auf eine einzige Maßzahl und ist zwangsläufig mit einem Informationsverlust verbunden. Es erfolgte zunächst eine Bestimmung des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps aus der Übereinstimmung unterschiedlicher Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße sowie der Zeigerwerte der Vegetation. Im Ergebnis wurde im Hinblick auf künftige Anwendungen untersucht, mit welchem einzelnen vegetationsstrukturellen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaß die höchste Treffsicherheit bei der Bestimmung des aktuellen Ökosystemtyps erreicht werden kann. Weiterhin wurden Übereinstimmung bzw. Abweichung der durch den Zeigerwert der Vegetation berechneten von den durch Zuordnung des Ökosystemtyps ermittelten ökologischen Koordinaten untersucht. Schließlich wurden mithilfe der Zeigerwertmodelle mögliche Disharmonien im Stoffhaushalt, namentlich die Nichtübereinstimmung zwischen dem durch den pH-Wert beschriebenen Säure-Basen-Status und dem C/N-Verhältnis untersucht.

2 Material und Methoden

2.1 Ergänzung der Referenzzustände von Wald- und Forstökosystemen

Die in der vorliegenden Untersuchung erfolgte Auswahl und Quantifizierung von Referenzzuständen weiterer Ökosystemtypen orientierte sich an den in den bisherigen Untersuchungen bearbeiteten Regionen, nämlich dem Thüringer Wald, der Region Süd-Brandenburg/Nord-Sachsen und der Region Nord-Brandenburg sowie an den folgenden Kriterien:

1. Welche flächenrepräsentativen Wald- und Forstökosysteme fehlen derzeit noch?
2. Welche flächenhaft ökologisch bedeutsamen Wald- und Forstökosysteme fehlen?
3. Welche im Hinblick auf Klimawandel und Fremdstoffeinträge künftig bedeutsamen Wald- und Forstökosysteme fehlen?
4. Möglichst hohe Flächenabdeckung der kartierten Wald- und Forstökosysteme.

Die Analyse im Hinblick auf die Flächenrepräsentanz (Kriterium 1) ergab, dass bisher die Tiefland-Fichtenforsten auf 18 % der kartierten Fläche der aktuell ausgebildeten Wald- und Forstökosysteme vollständig fehlen, Tiefland-Buchenwälder auf noch 16 % der kartierten Fläche und Tiefland-Kiefernforsten auf noch 9 % der kartierten Fläche. Es wurde daher festgelegt, diese flächenhaft fehlenden Wälder und Forsten zu ergänzen.

Im Hinblick auf flächenhafte ökologische Relevanz (Kriterium 2) sind insbesondere die Nass- und Feuchtwaldökosysteme (Erlenwälder, Eschenwälder, Stieleichenwälder) zu ergänzen, die insgesamt zwar nur knapp 5 % der kartierten Fläche ausmachen, allerdings einen Großteil der im Boden gespeicherten Kohlenstoffvorräte beherbergen und damit eine herausragende Bedeutung für den Klimaschutz besitzen (Hofmann und Jenssen 2005). Gleichzeitig sind diese Ökosysteme sehr vom Landschaftswasserhaushalt abhängig und somit auch durch einen weiter fortschreitenden Klimawandel besonders bedroht. Nass- und Feuchtwaldökosysteme stellen einen bevorzugten Lebensraum für Regenwurmzönosen dar (Jenssen und Hofmann 2004). Ihre Berücksichtigung bei der Auswahl ergibt sich somit auch im Zusammenhang mit dem Ziel, eine mögliche Einbeziehung von Regenwurmzönosen in die Bewertung der Ökosystemintegrität zu prüfen. Weiterhin wurden ausgewählte Ökosystemtypen aufgrund einer besonderen naturschutzfachlichen Relevanz berücksichtigt, so z. B. die den bislang noch nicht berücksichtigten FFH-Lebensraumtypen 9150 Mitteleuropäische Kalkbuchenwälder (Cephalanthero-Fagion), 9190 Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit Quercus robur und 91D0 Moorwälder zuzuordnenden Ökosystemtypen.

Ziel ist ferner die Bestimmung von möglichen Ziel-Ökosystemtypen in Folge von Anpassungsmaßnahmen an die zu erwartenden Bedingungen von Klimawandel und Fremdstoffeinträgen. Aus diesem Grunde sind bei der Quantifizierung von Referenzzuständen auch künftig bedeutsame naturnahe Wald- und Forstökosysteme zu berücksichtigen, die derzeit eine eher untergeordnete Flächenrepräsentanz besitzen (Kriterium 3). Hierzu zählen insbesondere die klimaplastischen Waldtypen der Kiefern-Traubeneichenwälder, Traubeneichenwälder, Winterlinden-Hainbuchenwälder und Hainbuchen-Buchenwälder (Jenssen et al. 2007), deren derzeitiger Flächenanteil unter 2 % liegt.

Die gegenwärtige Repräsentanz der Wald- und Forstökosystemtypen innerhalb der ausgewählten Modellregionen und der dort vorhandenen Level-II-Flächen des ICP Forests[3] hat wiederum die engere Auswahl der neu zu bearbeitenden Ökosystemtypen beeinflusst, so dass eine möglichst hohe Flächenabdeckung der kartierten aktuellen Wald- und Forstökosystemtypen innerhalb der in dieser Untersuchung zu bearbeitenden Regionen ein viertes Auswahlkriterium für die Erweiterung der Referenzzustände darstellte. Im Ergebnis dieser vier Auswahlkriterien wurde für die in Tabelle 2 dargestellten Wald- und Forstökosystemtypen die Erweiterung der Referenzzustände erarbeitet. Mit den nach den dort im Einzelfall ausgewiesenen Kriterien neu hinzu kommenden 31 Ökosystemtypen werden 50 % der kartierten Fläche aktuell ausgebildeter Wald- und Forstökosysteme Deutschlands (47.820 km^2) erfasst, so dass im Ergebnis mit den insgesamt 61 Ökosystemtypen dann über 85 % (81.577 km^2) der kartierten Gesamtfläche Deutschlands mit Referenzzuständen versehen werden können. Ferner wurden die Referenzzustände bis 1990 für sämtliche 61 Wald- und Forstökosystemtypen neu bearbeitet.

2.2 Ergänzung der Referenzzustände von Wald- und Forstökosystemen um quantitative Indikatoren für den Zustand von Bodenbiozönosen

Die Auswertung der Edaphobase-Datenbank erfolgte zunächst auf der Basis der Biotoptypen nach Riecken et al. (2006). Die Zuordnung der Biotoptypen zu den Ökosystemtypen ist nicht eindeutig, da in der Regel einem Biotoptyp mehrere Ökosystemtypen zugeordnet werden können. In einem zweiten Schritt sollten daher die in der Datenbank vorhandenen bodenphysikalischen, bodenchemischen und vegetationsstrukturellen Daten genutzt werden, um die Zuordnung der bodenbiologischen Aufnahmen innerhalb eines Biotoptyps zu spezifizieren. Hierzu kommen insbesondere Daten zum Bodentyp, zur Humusform sowie chemische Oberbodenkennwerte in Frage, sofern vorhanden. Über die Angabe des Biotoptyps hinausgehende Daten zur Vegetation sind nur in Ausnahmefällen in der Datenbank enthalten. Die zu einem Ökosystemtyp bzw. – falls die eindeutige Zuordnung nicht möglich war – zu einem Biotoptyp zugeordneten Daten wurden jeweils in einer Exceltabelle abgespeichert. Die weitere Auswertung erfolgte dann außerhalb von Edaphobase auf der Grundlage dieser Exceltabellen.

2.3 Validierung und Erweiterung des bodenökologischen W.I.E.-Zeigerwertmodells sowie Vergleich mit den Ellenberg-Zeigerwerten

Zum Vergleich beider Modelle wurden aus der W.I.E.-Datenbank zunächst diejenigen Vegetationsaufnahmen

3 International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests operating under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution

ausgewählt, für die Oberboden-C/N-Werte vorhanden waren und die wenigstens fünf Pflanzenarten mit Angabe von Ellenberg-N-Zeigerwerten enthalten. Ferner wurde die Analyse auf Waldaufnahmen eingeschränkt, d. h. die Deckung der Baumschichten sollte mindestens 30 % betragen. Die C/N-Werte beziehen sich dabei entweder auf die Humusstoffschicht der organischen Auflage (Oh) oder aber auf den mineralischen Ah-Horizont. Sofern beide Werte vorlagen, wurde der erstere Wert verrechnet. Auf diese Weise wurde ein Datensatz von 1.328 Vegetationsanalysen mit zugehörigen C/N-Oberbodenwerten ausgewählt. Zu beachten ist, dass dieser Datensatz in großen Teilen eine Teilmenge desjenigen Datensatzes von insgesamt 1.643 C/N-Werten darstellt, die bereits zur Ableitung der im W.I.E.-Zeigerwertmodell verwandten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen genutzt wurde.

Zunächst wurden die C/N-Messwerte qualitativ mithilfe eines Histogramms, eines Q-Q-Plots und zusätzlich quantitativ mit dem Shapiro-Wilk Test auf Normalverteilung geprüft. Im zweiten Schritt wurden die mittleren N-Zeigerwerte NZ_m nach VDI berechnet und ebenfalls auf Normalität geprüft. Da sich in beiden Fällen kein Hinweis auf Normalverteilung ergab, wurde mit Hilfe eines $\chi 2$-Anpassungstests geprüft, ob beide Grundgesamtheiten zumindest derselben nichtnormalen Verteilungsfunktion zugerechnet werden können. Da die Datensätze nicht binormal verteilt sind, wurde die Korrelation zwischen den C/N-Messwerten und den N-Zeigerwerten mithilfe des Rangkorrelationskoeffizienten von Spearman berechnet. Da nichtlineare Regressionsmodelle keine deutlich besseren Ergebnisse brachten, wurden die C/N-Messwerte mittels linearer Regression aus den N-Stickstoffzahlen NZ_m modelliert und das lineare Bestimmtheitsmaß r^2 berechnet. Anschließend wurden sowohl das W.I.E.-Zeigerwertmodell als auch das lineare Regressionsmodell genutzt, um aus insgesamt 17.703 Vegetationsanalysen der W.I.E.-Datenbank mit wenigstens jeweils fünf N-Zeigerarten C/N-Oberbodenwerte zu modellieren.

In einem letzten Schritt wurden insgesamt 2.499 Vegetationsaufnahmen an nordost-, mittel- und süddeutschen Standorten (Aufnahmejahr vor 1991), die in dieser Untersuchung zur Ableitung und Dokumentation von 61 Referenzzuständen (Ökosystemtypen) genutzt und dokumentiert wurden und die wenigstens jeweils fünf N-Zeigerarten enthalten, verwandt, um die Stoffkreislauftypen der Referenzzustände einerseits und die C/N-Oberbodenverhältnisse bzw. die aus den Ellenberg-Zeigerwerten abgeleiteten N-Verfügbarkeitsstufen andererseits zueinander in Beziehung zu setzen. Die den unterschiedlichen Stoffkreislauftypen der Referenzzustände zugeordneten C/N-Modellwerte bzw. mittleren N-Zeigerwerte NZ_m wurden mit dem parameterfreien Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test daraufhin überprüft, ob sich die zentralen Tendenzmaße zwischen den Stoffkreislauftypen voneinander unterscheiden.

2.4 Verifizierung der W.I.E.-Zeigerwertmodelle

Als Untersuchungsmaterial standen insgesamt 105 Vegetationsaufnahmen aus dem Nationalpark Kellerwald zur Verfügung, die am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Universität Vechta digitalisiert wurden, so dass sie einer numerischen Auswertung mithilfe der entwickelten Modellbausteine zugänglich waren. Physikalische oder chemische Messwerte standen zur weiteren Verifizierung der Ergebnisse nicht zur Verfügung, so dass sich die Untersuchungen ausschließlich auf eine Auswertung der erhobenen vegetationsstrukturellen Parameter mit unterschiedlichen Methoden beschränken.

Für jede Untersuchungsfläche wurden mithilfe der entwickelten Modelle (Jenssen et al. 2013) Zeigerwerte für die oberbodenchemischen Parameter C/N-Verhältnis, pH-Wert (1/n KCl) und Basensättigung (V-Wert) berechnet, bezogen jeweils auf die obersten 5 cm des Oberbodens. Weiterhin wurden die zwischen 1 (dürr) und 9 (sehr nass) skalierten Wasserhaushalts- bzw. Feuchtestufen modelliert.

Die vegetationsstrukturellen Abstandsmaße wurden mit einem am W.I.E. entwickelten Computerprogramm berechnet (Jenssen et al. 2013), das in der wissenschaftlichen Programmiersprache IDL 8 (Fa. EXELIS) entwickelt wurde. Mit Hilfe dieses Programms wurden Ähnlichkeit bzw. Abstand der Vegetationszusammensetzung der Untersuchungsflächen mit der mittleren Mengenentfaltung sämtlicher bisher parametrisierter 61 Wald- und Forstökosystemtypen (Referenzzustände aus dem Zeitraum bis 1990) berechnet. Berechnet wurde als erstes vegetationsstrukturelles Abstandsmaß die Kullback-Information (Kullback 1951, Jenssen 2010):

$$K(p_1,,\dots,p_S,p_1^o,\dots,p_S^o) = \sum_{i=1}^{S} p_i \, ln\left(\frac{p_i}{p_i^o}\right)$$

Die p_i bezeichnen die prozentuale Mengenentfaltung der auf der Fläche vorkommenden (mit i indizierten) Arten, die p_i^o bezeichnen den Referenzzustand der Vegetation. Die über sämtliche Arten summierten Deckungswerte werden dabei auf 1 normiert, d. h.

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

Neben diesem im Weiteren als absoluter Kullbackabstand bezeichneten Maß wurde ein relativer Kullbackabstand ermittelt, der als Quotient zwischen dem absoluten Kullbackabstand der Untersuchungsfläche zur mittleren Artenmengenverteilung des Referenzzustands und dem maximalen Kullbackabstand des jeweiligen Ökosystemtyps definiert wurde. Der maximale Kullbackabstand des Ökosystemtyps ergibt sich aus dem Mittelwert aller dem Referenzzustand zugeordneten Einzelaufnahmen zuzüglich der Standardabweichung der Einzelwerte (Jenssen et al. 2013). Die relative Kullbackdistanz einer Aufnahme ist kleiner oder gleich 1, wenn sie in dem durch die Standardabweichung definierten Intervall des jeweiligen Ökosystemtyps liegt. Mithilfe dieser Normierung soll der unterschiedlichen Varianz verschiedener Ökosystemtypen, die sich vor allem aus ihrer Definition ergibt, Rechnung getragen werden.

Als drittes vegetationsstrukturelles Maß wurde der modifizierte Sörensen-Index berechnet, der die prozentuale Übereinstimmung der aktuellen Mengenentfaltung der Vegetation mit der mittleren Mengenentfaltung des Typs darstellt (Jenssen 2010, Jenssen et a. 2013):

$$S(p_1,,\dots,p_S,p_1^o,\dots,p_S^o) = \sum_{i=1}^{S} \min\left(p_i,p_i^o\right) \times 100\,\%$$

Jeder Untersuchungsfläche wurde jeweils der Ökosystemtyp mit dem kleinsten absoluten Kullbackabstand dem kleinsten relativen Kullbackabstand sowie der größten prozentualen Übereinstimmung zugeordnet. Aus den Zeigerwerten des Oberbodenzustands wurde ferner ein Stoffkreislauftyp (Jenssen et al. 2013: Anhang A3) abgeleitet und mit den Stoffkreislaufkoordinaten der ermittelten Ökosystemtypen verglichen. Schließlich wurde der aus dem Zeigerwertmodell ermittelte Wasserhaushaltstyp mit der Wasserhaushaltskoordinate der ermittelten Ökosystemtypen verglichen. Als wahrscheinlichster Ökosystemtyp wurde derjenige mit der höchsten Übereinstimmung in den genannten fünf Merkmalen festgelegt.

3 Ergebnisse

3.1 Ergänzung der Referenzzustände von Wald- und Forstökosystemen

Die Ergebnisse sind zusammenfassend in Tabelle 2 und ausführlich in der Forschungsdatendokumentation (Jenssen et al. 2019) wiedergegeben. Dabei wurden die Referenzzustände durchgängig um folgende Merkmale erweitert:

1. Ergänzung der Merkmale zur „Lebensraumfunktion“ um das Vorkommenspotenzial für Pflanzenarten der Roten Liste Deutschland (Metzing et al. 2018) und deren Häufigkeit und Menge,
2. Ergänzung der Merkmale zum „Nährstoffhaushalt“ um Ernährungskennwerte für Trauben-Eiche, Stiel-Eiche, Weiß-Tanne, Winter-Linde, Hainbuche, Berg-Ahorn und Esche,
3. Beifügung von in der Literatur sowie im Archiv des W.I.E. verfügbaren Bodendaten, die sich eindeutig den Ökosystemtypen zuordnen lassen,
4. Einfügung von Abbildungen typischer Bodenprofile für fast alle Ökosystemtypen,
5. Gesonderte Beifügung aller Abbildungen als hochauflösende jpg-Dateien,
6. Literaturnachweise für alle übermittelten Informationen,
7. Excel-Tabellen mit insgesamt 3.683 Vegetationsaufnahmen an nordost-, mittel- und süddeutschen Standorten (davon 2.707 Aufnahmen im Referenzzeitraum 1905–1990), versehen mit Quellennachweisen sowie – sofern vorhanden – Oberbodendaten.

Die Indikatoren für die Lebensraumfunktion (Maximale Kullback-Distanz der Einzelaufnahmen zur mittleren Artenmengenverteilung und minimale prozentuale Ähnlichkeit der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenmengenverteilung) zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 wurden für sämtliche 61 Wald- und Forstökosystemtypen nach der in Jenssen et al. (2013) ausgewiesenen Methodik neu berechnet (Tabelle 3). Im Mittel über alle Ökosystemtypen ergibt sich eine durchschnittliche maximale Kullback-Distanz der Einzelaufnahmen zur mittleren Artenmengenverteilung von 0,83 ± 0,29 und eine durchschnittliche minimale prozentuale Ähnlichkeit der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenmengenverteilung von (57 ± 11) %. Dies beweist eine hohe Homogenität innerhalb der ausgewiesenen 61 Wald- und Forstökosystemtypen, mit denen knapp 85 % der kartierten Gesamtfläche der aktuellen Wald- und Forstökosysteme Deutschlands mit historischen Referenzzuständen versehen wird.

Mittelwerte und Standardabweichung für die Indikatoren des Nährstoff- und Wasserhaushalts (C/N-Verhältnis, pH-Wert in 1/10 KCl, Basensättigung und Feuchtekennzahl) wurden zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 für insgesamt 61 Wald- und Forstökosystemtypen mit den in Jenssen et al. (2013) beschriebenen Zeigerwertmodellen berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 dargestellt. Es erfolgt eine detaillierte Dokumentation dieser Zeigerwertmodelle im Vergleich zu den Bewertungsalgorithmen nach VDI (2008) auf der Grundlage Ellenbergscher Zeigerwerte.

Tab. 2: Mittelwerte und Standardabweichung für die Indikatoren des Nährstoff- und Wasserhaushalts (C/N-Verhältnis, pH-Wert in 1/10 KCl, Basensättigung und Feuchtekennzahl) zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 für 61 Wald- und Forstökosystemtypen.

Tab. 2: *Means and standard deviations for nutrient and water balance indicators (C/N ratio, pH in 1/10 KCl, base saturation and soil moisture index), describing reference statuses for 61 forest ecosystem types prior to 1990.*

Öko-Code	Ökosystemtyp	C/N	sCN	pH	spH	BS	sBS	DKF	sDKF
1 Waldökosysteme									
1.1 Nass- und Feuchtwald-Ökosysteme									
1.1.1 Schwarzerlenwald-Ökosysteme									
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	20,7	1,1	3,79	0,62	26,2	8,4	8,2	0,8
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	17,5	2,2	4,72	0,58	47	3,4	8,5	0,2
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	14,5	2,1	5,13	0,64	49,2	4,2	7,6	0,6

Öko-Code	Ökosystemtyp	C/N	sCN	pH	spH	BS	sBS	DKF	sDKF
1.1.3 Eschenwald-Ökosysteme									
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	12,3	0,4	5,32	0,36	53,5	3,3	7,1	0,7
1.1.5 Stieleichen-Hainbuchenwald-Ökosysteme									
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald *(Referenzzustände 1992 – 2010)	17,2	0,9	4,74	0,68	35,1	5,1	5,3	0,9
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	14,4	0,8	5,2	0,55	48	4,4	5,7	0,6
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	13,1	0,7	5,74	0,43	53,8	4,2	5,8	0,4
1.3 Atlantisch-subatlantische-zentraleuropäische Tiefland-Waldökosysteme									
1.3.1 Tiefland-Buchenwald-Ökosysteme									
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	14,2	0,9	5,08	0,24	47,3	3,1	6	0,5
Eb-4n-B2	Rohhumus-Sand-Buchenwald	22,2	3,1	3,3	0,21	22,8	1,8	4	0,9
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald	19,6	1,8	3,75	0,35	28,7	2,5	4,6	0,5
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	17,9	2,1	4,31	0,6	28,3	3,8	4,9	0,5
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	15,6	1,2	4,69	0,35	38,4	6,5	5,7	0,6
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	14,2	0,6	5,13	0,39	49,7	3,2	5,7	0,3
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	12,9	0,4	6,11	0,35	60,3	2,6	5,6	0,4
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	13,2	0,5	5,83	0,21	55,2	4	5,5	0,4
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	14,4	0,3	6,52	0,35	59,5	3,4	4,2	0,3
1.3.2 Hainbuchen-Buchenwald-Ökosysteme									
Ec-4n-C2	Moder-Eichen-(Hainbuchen-) Buchenwald	18,9	1,5	3,9	0,44	31,1	4,3	4,4	0,3
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald *(Referenzzustände 1998 – 2014)	16,1	1,3	4,6	0,45	38,2	5,9	5,1	0,4
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald								
Ec-5n-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchenwald	14	0,7	5,49	0,23	48,9	4	5,3	0,3
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	13,2	0,5	5,76	0,26	56,1	2,6	5,3	0,3
1.3.3 Traubeneichenwald-Ökosysteme									
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	24,4	1,8	3,29	0,09	23,6	2	3,2	0,5
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	21,0	1,5	3,58	0,41	26,5	3,7	3,3	0,4

Öko-Code	Ökosystemtyp	C/N	sCN	pH	spH	BS	sBS	DKF	sDKF
1.4 Subkontinentale Tiefland-Waldökosysteme									
1.4.1 Kiefernwald-Ökosysteme									
Ed-2n-A2	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	32	0,9	3,09	0,05	18,9	4,2	2,8	0,4
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	31	1,3	3,13	0,06	21,1	0,8	3,3	0,9
1.4.2 Kiefern-Traubeneichenwald-Ökosysteme									
Ed-3n-B2	Rohhumus-Kiefern-Traubeneichenwald	23,2	1,8	3,32	0,1	24,3	2,1	3,3	0,6
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	21,4	1,6	3,46	0,16	28,4	2,3	3,7	0,4
1.6 Nadelbaumfreie Buchenwald-Ökosysteme kühler Lagen									
1.6.2 Buchen-Bergwald-Ökosysteme									
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	19,1	2,7	3,83	0,57	29	6,3	4,9	0,4
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	13,5	0,5	5,24	0,35	47,5	4,4	5,9	0,3
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	13,0	0,5	5,54	0,31	52,4	3,8	5,8	0,2
1.6.3 Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme									
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	23,1	1,9	2,98	0,2	22,6	4	5,3	0,4
1.7 Nadelbaumhaltige Buchen-Bergwald-Ökosysteme									
1.7.1 Tannen- und Tannen-Buchen-Bergwald-Ökosysteme									
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	19,9	3,1	3,52	0,55	18,8	7,6	5,4	0,3
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	21,8	3,3	3,07	0,2	23,3	2,5	4,9	0,9
1.7.2 Fichten-Buchen- und Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme									
C3-7n-C1	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	15,6	1,2	4,09	0,55	29,4	8,1	6,4	0,5
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	26,5	1,7	2,93	0,12	18,6	1,1	5,4	0,4
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	19,2	2,4	3,59	0,52	17,9	8,3	5,4	0,3
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	15,1	0,7	5,34	0,48	50,4	9,8	5	0,3
1.8. Hochmontan-subalpine Nadelbaumwälder und -gehölze									
1.8.1. Fichten-Hochbergwald-Ökosysteme									
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	28,7	1,3	2,85	0,1	18,5	1,4	7,5	0,5
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	27,8	1,6	2,79	0,22	16,3	3,4	5,8	0,6
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	25,3	2,7	3,11	0,33	20,7	2,3	6,7	1,1

Öko-Code	Ökosystemtyp	C/N	sCN	pH	spH	BS	sBS	DKF	sDKF
2. Forstökosysteme									
Mittel- bis zentraleuropäische Kiefernforsten									
Eb, Ec-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	26,8	2,6	3,12	0,08	21,5	2,1	7,4	1
Eb, Ec-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	23,2	2,2	3,27	0,44	27,4	2,5	6	0,9
Eb,Ec,Ed-3n-a2	Magerrohhumus-Kiefernforst	31,1	1,4	3,08	0,04	18,8	3,1	3,2	0,7
Eb-5n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	27,7	2,1	3,18	0,08	21,6	1,2	3,8	0,8
Eb, Ec-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (t)	28,3	2,5	3,17	0,09	22	1	3,2	0,8
Eb-5n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	23,4	2,3	3,32	0,14	23,3	2	4,4	0,7
Eb, Ec-4n-c2	Rohhumusmoder-Kiefernforst (t)	23	1,6	3,33	0,24	24,9	2,6	3,9	0,6
Eb, Ec-4n-c2	Moder-Kiefernforst	20,4	1,5	3,6	0,33	29,4	3,6	4,5	0,4
Subkontinentale Kiefernforsten									
Ed-3/4n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	22,1	2,3	3,54	0,58	24,3	2,8	3,9	0,7
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	19,6	0,9	4,5	0,82	35,4	4	4	0,4
Kiefern-Halbtrocken- und Trockenforsten									
Eg-3r-c3	Karbonat-Kiefern-Trockenforst	17,7	0,5	6,93	0,65	59,5	8,3	3,2	0,4
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	28,1	2,4	3,24	0,06	26,3	2,1	2,5	0,4
Eb, Ec-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	21	2,9	3,81	0,54	27,3	1,1	3,4	0,4
Fichtenforsten									
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst *(Referenzzustände 1975 – 2004)	25	2,9	3,06	0,13	22,7	3,6	6,1	0,6
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenforst	26,1	2,8	3,05	0,16	23,3	2,8	4,8	0,8
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	17,3	2,7	4,2	0,47	37,4	4,9	5,7	0,6
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	14,5	1	5,13	0,52	47,5	5,3	5,5	0,4
Dg-6d-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst	24,4	4,2	2,9	0,25	19,2	4,7	5,2	0,2
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	26,7	2,2	2,89	0,18	20,2	3,8	5,1	0,4
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	22,9	1,9	3,11	0,27	25,6	3,7	4,9	0,2
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	16,8	2,5	4,33	0,6	37,8	6,9	5,4	0,4

Öko-Code unterstrichen = Referenzzustände neu gegenüber Jenssen et al. (2013); BS = Basensättigung [%]; DKF = Feuchtekennzahl; s = Standardabweichung

Tab. 3: Maximale Kullback-Distanz der Einzelaufnahmen zur mittleren Artenmengenverteilung und minimale prozentuale Ähnlichkeit der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenmengenverteilung zur Beschreibung der Referenzzustände vor 1990 für 61 Wald- und Forstökosystemtypen.

Tab. 3: *Maximum of Kullback distance of the single vegetation samples to the mean species distribution and minimum of percentage similarity of the single vegetation samples with the average species distribution to describe the reference states before 1990 for 61 forest ecosystem types.*

Öko-Code	Ökosystemtyp	Biotoptyp	Aufnahmen 1905 – 1990		
			Anzahl	Max. Kullback-Distanz	Min. Ähnlichkeit [%]
1 Waldökosysteme					
1.1 Nass- und Feuchtwald-Ökosysteme					
1.1.1 Schwarzerlenwald-Ökosysteme					
Eg-8o-T4	Moorbirken-Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	43.02.01.01	10	1,13	43
Eg-8o-T5	Schwarzerlen-Basen-Nassmoorwald	43.02.02.01	55	1,07	53
Eg-7o-T5	Schwarzerlen-Basen-Feuchtmoorwald	43.02.02.01	34	1,44	42
1.1.3 Eschenwald-Ökosysteme					
Eg-7ü-T5	Traubenkirschen-Eschen-Feuchtwald	43.04.01.02	10	1,35	30
1.1.5 Stieleichen-Hainbuchenwald-Ökosysteme					
Eg-7g-C1	Moder-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald *(Referenzzustände 1992 – 2010)	43.07.02	(26)*	1,32	41
Eg-7g-D1	Braunmull-Stieleichen-Hainbuchen-Feuchtwald	43.07.02	26	0,96	48
Eg-7g-E1	Mull-Eschen-Hainbuchen-Feuchtwald	43.07.02	47	1,44	35
1.3 Atlantisch-subatlantische-zentraleuropäische Tiefland-Waldökosysteme					
1.3.1 Tiefland-Buchenwald-Ökosysteme					
Eb-7n-D1	Braunmull-Buchen-Feuchtwald	43.07.05.01	106	1,06	53
Eb-4n-B2	Rohhumus-Sand-Buchenwald	43.07.04.02	20	0,64	59
Eb-4n-C2	Moder-Sand-Traubeneichen-Buchenwald	43.07.04.02	19	0,12	92
Eb-5n-C2	Moder-Buntsand-Buchenwald	43.07.04.02	120	0,88	56
Eb-5n-D1a	Sandbraunmull-Buchenwald	43.07.05.01	56	0,98	57
Eb-5n-D1	Lehmbraunmull-Buchenwald	43.07.05.01	114	0,82	59
Eb-5r-E2	Mull-Schatthang-Karbonatbuchenwald	43.07.05.01	44	0,72	65
Eb-5n-E2	Mull-Karbonatbuchenwald	43.07.05.01	172	0,95	52
Eb-4r-E2	Mull-Sonnhang-Karbonatbuchenwald	43.08.02	62	1,1	51
1.3.2 Hainbuchen-Buchenwald-Ökosysteme					
Ec-4n-C2	Moder-Eichen-(Hainbuchen-) Buchenwald	43.07.04.02	22	0,82	54
Ec-4n-D1a	Sandbraunmull-Hainbuchen-Buchenwald *(Referenzzustände 1998 – 2014)	43.07.05.01	(40)*	1,1	43

Öko-Code	Ökosystemtyp	Biotoptyp	Aufnahmen 1905 – 1990		
			Anzahl	Max. Kullback-Distanz	Min. Ähnlichkeit [%]
Ec-4n-D1	Lehmsand-Hainbuchen-Buchenwald	43.07.05.01			
Ec-5n-D1	Lehm-Hainbuchen-Buchenwald	43.07.05.01	76	0,9	53
Ec-5n-E1	Mull-Hainbuchen-Buchenwald	43.07.05.01	50	1,05	47
1.3.3 Traubeneichenwald-Ökosysteme					
Ec-3n-B2	Rohhumus-Traubeneichenwald	43.08.05.01	14	0,82	55
Ec-3n-C1	Moder-Traubeneichenwald	43.08.05.01	77	1,17	42
1.4 Subkontinentale Tiefland-Waldökosysteme					
1.4.1 Kiefernwald-Ökosysteme					
Ed-2n-A2	Magerrohhumus-Sand-Kiefernwald	44.02.03.01	86	1,09	53
Ed-2n-B1	Rohhumus-Sand-Kiefernwald	44.02.03.01	53	0,56	65
1.4.2 Kiefern-Traubeneichenwald-Ökosysteme					
Ed-3n-B2	Rohhumus-Kiefern-Traubeneichenwald	43.08.05.01	35	0,83	52
Ed-3n-C2	Moder-Kiefern-Traubeneichenwald	43.08.05.01	22	0,97	52
1.6 Nadelbaumfreie Buchenwald-Ökosysteme kühler Lagen					
1.6.2 Buchen-Bergwald-Ökosysteme					
D1-5n-C2	Moder-Buchen-Bergwald	43.07.04.03	67	0,65	65
D1-6d-D1	Braunmull-Buchen-Bergwald	43.07.05.02	119	1,02	52
D1-6d-E1	Mull-Buchen-Bergwald	43.07.05.02	90	0,87	58
1.6.3 Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme					
C1-6d-B2	Rohhumus-Ebereschen-Buchen-Hochbergwald	43.07.04.03	14	0,87	49
1.7 Nadelbaumhaltige Buchen-Bergwald-Ökosysteme					
1.7.1 Tannen- und Tannen-Buchen-Bergwald-Ökosysteme					
D2-6d-C2	Moder-Tannen-Buchen-Bergwald	43.07.06.01.01	51	0,84	54
D2-5n-C1	Rohhumusmoder-Fichten-Tannen-Bergwald	43.07.06.01.01	14	0,85	51
1.7.2 Fichten-Buchen- und Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme					
C3-7n-C1	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Feuchthochbergwald	43.07.06.02.01	22	0,94	47
C3-6d-B2	Rohhumus-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	43.07.06.02.01	5	0,15	84,9
C3-6d-C2	Moder-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	43.07.06.02.01	40	0,61	62
C2-6d-Ta1L	Tangel-Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald	43.07.06.02.02	42	1,02	45

Öko-Code	Ökosystemtyp	Biotoptyp	Aufnahmen 1905 – 1990		
			Anzahl	Max. Kullback-Distanz	Min. Ähnlichkeit [%]
1.8. Hochmontan-subalpine Nadelbaumwälder und -gehölze					
1.8.1. Fichten-Hochbergwald-Ökosysteme					
C4-8o-T3	Sauermoor-Fichten-Hochbergwald	44.01.01.01	15	0,85	59
C4-6d-B1	Rohhumus-Fichten-Hochbergwald	44.03.02.01	38	0,53	65
C4-6d-Ta1N	Karbonat-Fichten-Hochbergwald	44.03..02.02	13	1,04	44
2. Forstökosysteme					
Mittel- bis zentraleuropäische Kiefernforsten					
Eb, Ec-7m-b1	Rohhumus-Kiefern-Feuchtforst	44.04.03.01	9	0,59	60
Eb, Ec-7m-b2	Rohhumusmoder-Kiefern-Feuchtforst	44.04.03.01	34	0,64	66
Eb,Ec,Ed-3n-a2	Magerrohhumus-Kiefernforst	44.04.03.02	85	0,55	68
Eb-5n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (f)	44.04.03.02	193	0,74	62
Eb, Ec-4n-b1	Rohhumus-Kiefernforst (t)	44.04.03.02	118	0,55	68
Eb-5n-c1	Rohhumusmoder-Kiefernforst (f)	44.04.03.02	51	0,74	61
Eb, Ec-4n-c2	Rohhumusmoder-Kiefernforst (t)	44.04.03.02	93	0,69	63
Eb, Ec-4n-c2	Moder-Kiefernforst	44.04.03.02	24	0,76	58
Subkontinentale Kiefernforsten					
Ed-3/4n-b1	Subkontinentaler Rohhumus-Kiefernforst	44.04.03.02	44	0,8	57
Ed-4n-c2	Subkontinentaler Moder-Kiefernforst	44.04.03.02	24	0,53	66
Kiefern-Halbtrocken- und Trockenforsten					
Eg-3r-c3	Karbonat-Kiefern-Trockenforst	44.04.03.03	40	0,94	55
Ec-2n-b1	Rohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	44.04.03.03	14	0,49	69
Eb, Ec-3n-c2	Moderrohhumus-Kiefern-Halbtrockenforst	44.04.03.03	7	0,35	69
Fichtenforsten					
Eg-7m-b1	Rohhumus-Fichten-Feuchtforst *(Referenzzustände 1975 – 2004)	44.04.01.01	(16)*	0,88	49
Eg-5n-b1	Rohhumus-Fichtenforst	44.04.01.02	4	0,13	86
Eg-5n-c2	Moder-Fichtenforst	44.04.01.02	26	1,07	49
Eg-5n-c3	Karbonat-Fichtenforst	44.04.01.02			
Dg-6d-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Hochbergforst	44.04.01.02	9	1,12	46
Dg-5n-b1	Rohhumus-Fichten-Bergforst	44.04.01.02	36	0,6	68
Dg-5n-c1	Rohhumusmoder-Fichten-Bergforst	44.04.01.02	21	0,65	61
Dg-5n-c2	Moder-Fichten-Bergforst	44.04.01.02	15	1,2	44
Gesamt	**Aufnahmen von 1905 bis 1990**		**2707**	**0,83+-0,29**	**56,8+-11,4**

Öko-Code unterstrichen = Referenzzustände neu gegenüber Jenssen et al. (2013)

Die Referenzzustände für 40 Wald- und 21 Forstökosystemtypen beziehen sich auf den Zeitraum bis 1990, schwerpunktmäßig ab 1961, in Einzelfällen jedoch auf Daten, die bis in die zwanziger und dreißiger Jahre des vergangenen Jahrhunderts zurückreichen. Für jeden Ökosystemtyp ist sein Referenzzustand gekennzeichnet durch ein Datenblatt mit folgenden Angaben:

1. Ökosystemcode: 1. Stelle = Klimaökologische Koordinate, 2. Stelle = Wasserhaushaltstyp, 3. Stelle = Stoffkreislauftyp, Beschreibung s. Bestimmungsschlüssel (Schröder et al. 2018, Bd.3)
2. Ökosystembezeichnung
3. EUNIS-Klasse
4. Biotoptyp BfN (Riecken et al. 2006)
5. Vegetationstyp nach verbreiteten pflanzensoziologischen Klassifizierungen (Ellenberg & Leuschner 2010; Hofmann 1997; Oberdorfer 1957; Walentowski et al. 2006)
6. Foto
7. Lebensraumtyp nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) (Ssymank et al. 1998)
8. Stellung im zweidimensionalen Ökogramm mit den Koordinaten Bodenfeuchte und Basensättigung
9. Standortsfaktoren: Bodenform, Bodentyp, Geländeform, Makroklima
10. Lebensraumfunktion: Kennzeichnende Artenverbindung mit Stetigkeit und mittlerer Mengenentfaltung der Bodenbedeckung, maximale Kullback-Distanz der Einzelaufnahmen zur mittleren Artenmengenverteilung, minimale Ähnlichkeit der Einzelaufnahmen mit der mittleren Artenmengenverteilung
11. Netto-Primärproduktion: oberirdische durchschnittlich jährliche NPP zum Zeitpunkt der Kulmination an Baumholz, Blatt-/Nadelmasse, Bodenvegetation und Gesamtmasse, Bestandesoberhöhe im Alter 100 als Vergleichskennwert
12. Kohlenstoffspeicherung: Kohlenstoffvorrat im Humus (C_{org} in Humusauflage und im Boden bis 80 cm Tiefe)
13. Nährstoffffluss: pH-Wert in 1/10 KCl, Basensättigung V in % und C/N-Verhältnis in den obersten 5 cm vom H- bis Ah-Horizont (Intervall aus Mittelwert und Standardabweichung), Humusform, Ernährungskennwerte N %, P %, K %, Ca %, Mg % im Assimilationsapparat der Bäume in g/100 g der Blatt-/Nadel-Trockenmasse (Zeitpunkt August, Intervall aus Mittelwert und Standardabweichung)
14. Wasserfluss: Feuchtekennzahl (Intervall aus Mittelwert und Standardabweichung)
15. Anpassung an veränderliche Umweltbedingungen: maximale Mengenanteile der natürlichen Standortsbaumarten in selbstorganisierten Entwicklungsstadien.

Die Angaben dieser Datenblätter werden dokumentiert durch die digital bereitgestellten Originaldaten (Jenssen et al. 2019) (Supplement 1), bestehend aus:

1. Vegetationsgesamttabelle (Excel),
2. Bodendaten/Bodenprofil,
3. Bestandesbild hochauflösend,
4. Wachstumsdaten und
5. Literatur.

3.2 Ergänzung ausgewählter Referenzzustände um Indikatoren für den Zustand der Bodenbiozönose

Nach der Zuordnung der Aufnahmen zu den Ökosystemtypen erfolgte in einem weiteren Schritt die Zusammenfassung dieser Aufnahmen in Tabellen, in denen charakteristische Artenkombinationen in typischen Mengenentfaltungen ausgewiesen werden. In Anlehnung an die Methodik bei der Zusammenfassung der Vegetationsaufnahmen (Jenssen et al. 2013) sollten dabei nach Möglichkeit Angaben über die Stetigkeit (relative Häufigkeit des Vorkommens einer Art) und die Abundanz (Mengenentfaltung, z. B. als mittlere Menge bzw. Dominanzklasse) miteinander kombiniert werden. Voraussetzung hierfür ist in jedem Fall, dass die Daten so ausgewertet werden können, dass verschiedene Beobachtungen zu einer Aufnahme vereinigt werden können, die am gleichen Ort im gleichen Zeitraum erhoben wurden, durch dieselben vegetationsstrukturellen und Oberbodenparameter gekennzeichnet sind und einen ähnlichen Flächenbezug besitzen. Aufgrund der vorliegenden Daten wurden die in Tabelle 4 dargestellten Zuordnungen der Beobachtungen zu Ökosystemtypen bzw. Gruppen von Ökosystemtypen getroffen.

3.3 Validierung und Erweiterung des bodenökologischen W.I.E.-Zeigerwertmodells sowie Vergleich mit den Ellenberg-Zeigerwerten

Die Häufigkeitsverteilung zeigt eine betont rechtsschiefe Verteilung der C/N-Werte und eine linksschiefe Verteilung der Zeigerwerte NZ_m (Abb. 1 und Abb. 3). Beide Verteilungen weichen deutlich von einer Normalverteilung ab (Abb. 2 und Abb. 4). Die aus diesem Befund ableitbare Hypothese, dass beide Verteilungen (C/N-Verhältnisse in umgekehrter Reihenfolge der Klassen) sich einer gemeinsamen (nicht normalen) Verteilungsfunktion annähern, konnte auf dem Signifikanzniveau $p = 0{,}05$ abgelehnt werden.

Tab. 4: Zuordnung von Beobachtungen zu Ökosystemtypen(-gruppen).

Tab. 4: *Assignment of observations to ecosystem types (groups).*

Ökosystemtyp	BfN-Biotoptyp	Anzahl Beobachtungen	Anzahl Orte
1.1.1 Schwarzerlenwald-Ökosysteme			
Eg-7o-T5, Eg-7o-T4	43.02.02.02	40	10
1.1.5 Stieleichen-Hainbuchen-Ökosysteme			
Eg-7g-C1 / D1 / E1	43.07.02	227	18
1.3.1 Tiefland-Buchenwald-Ökosysteme **1.3.2 Hainbuchen-Buchenwald-Ökosysteme**			
Eb-4n-B2 / C2, Ec-4n-C2	43.07.04.01	10	3
Eb-4r-E2	43.08.02	1	1
Eb-5n-C2	43.07.04.02	62	5
Eb-5n-D1 / D1a / E2, Eb-5r-E2 Eb-7n-D1, Ec-4n-D1a, Ec-5n-D1 / E1	43.07.05.01	5	1
1.7.2 Fichten-Tannen- und Fichten-Tannen-Buchen-Hochbergwald-Ökosysteme			
Nicht näher eingrenzbar	44.03.04.02	39	1
1.8.1 Fichten-Hochbergwald-Ökosysteme			
Nicht näher eingrenzbar	44.03.02	13	1
Fichtenforsten			
Eg-7m-b1	44.04.01.02	4	1
Nicht näher eingrenzbar	44.04.01	159	15
Kiefernforsten			
Nicht näher eingrenzbar	44.04.03	50	9

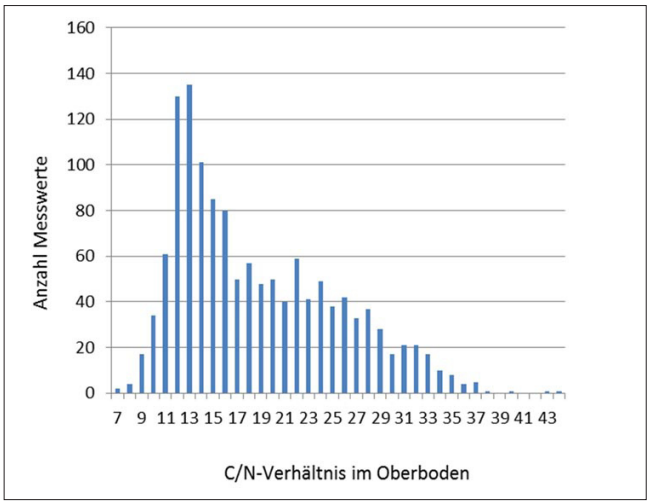

Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der 1.328 Oberboden-C/N-Messwerte.

Fig. 1: *Frequency distribution of the 1,328 topsoil C/N ratio measurements.*

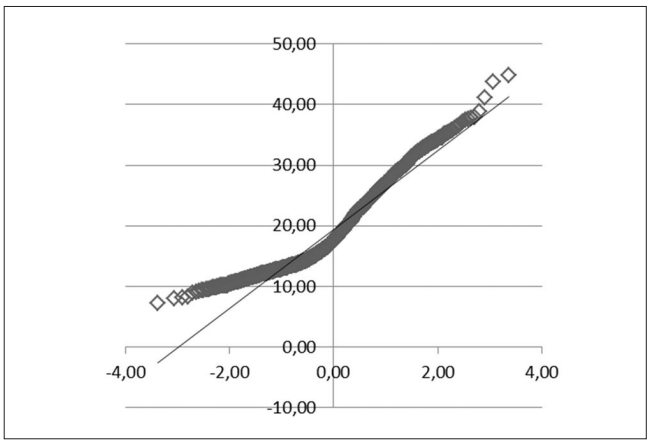

Abb. 2: Q-Q-Plot der 1.328 Oberboden-C/N-Messwerte über den bei Normalverteilung angenommenen Werten der inversen Standardnormalverteilung.

Fig. 2: *Q-Q diagram of the 1,328 topsoil C/N ratio measurements compared to the values of the normal distribution measurements.*

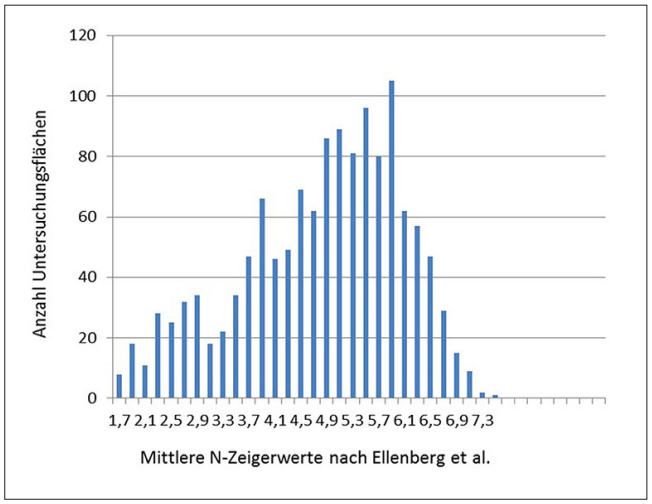

Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der 1.328 mittleren N-Zeigerwerte.

Fig. 3: *Frequency distribution of the 1,328 mean N indicator values.*

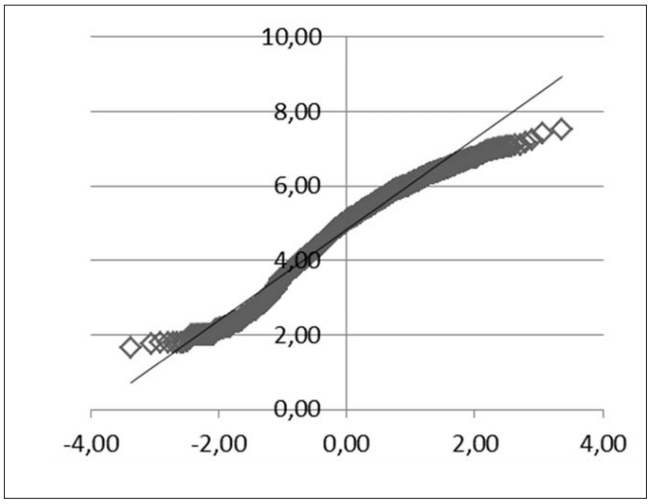

Abb. 4: Q-Q-Plot der 1.328 mittleren N-Zeigerwerte NZ_m über den bei Normalverteilung angenommenen Werten der inversen Standardnormalverteilung.

Fig. 4: *Q-Q diagram of the 1,328 mean N indicator values NZ_m compared to the values of the normal distribution.*

Der Rangkorrelationskoeffizient zwischen den 1.328 ausgewählten C/N-Messwerten von nordost-, mittel- und süddeutschen Standorten und den aus den Vegetationsaufnahmen mithilfe des W.I.E.-Zeigerwertmodells berechneten C/N-Werten beträgt r = 0,92, derjenige zwischen den Messwerten und den berechneten mittleren N-Zeigerwerten NZ_m beträgt r = 0,72. Ersetzt man die C/N-Messwerte durch die W.I.E.-Modellwerte C/N, so ergibt sich eine Rangkorrelation zu den N-Zeigerwerten NZ_m von r = 0,83.

Eine Berechnung von Oberboden-C/N-Werten aus nach der VDI-Richtlinie ermittelten N-Zeigerwerten kann mit der linearen Beziehung

$$C/N = -3{,}94 \cdot NZ_m + 38{,}4$$

durchgeführt werden (Abb. 5), wobei das Bestimmtheitsmaß r^2 = 0,53 beträgt.

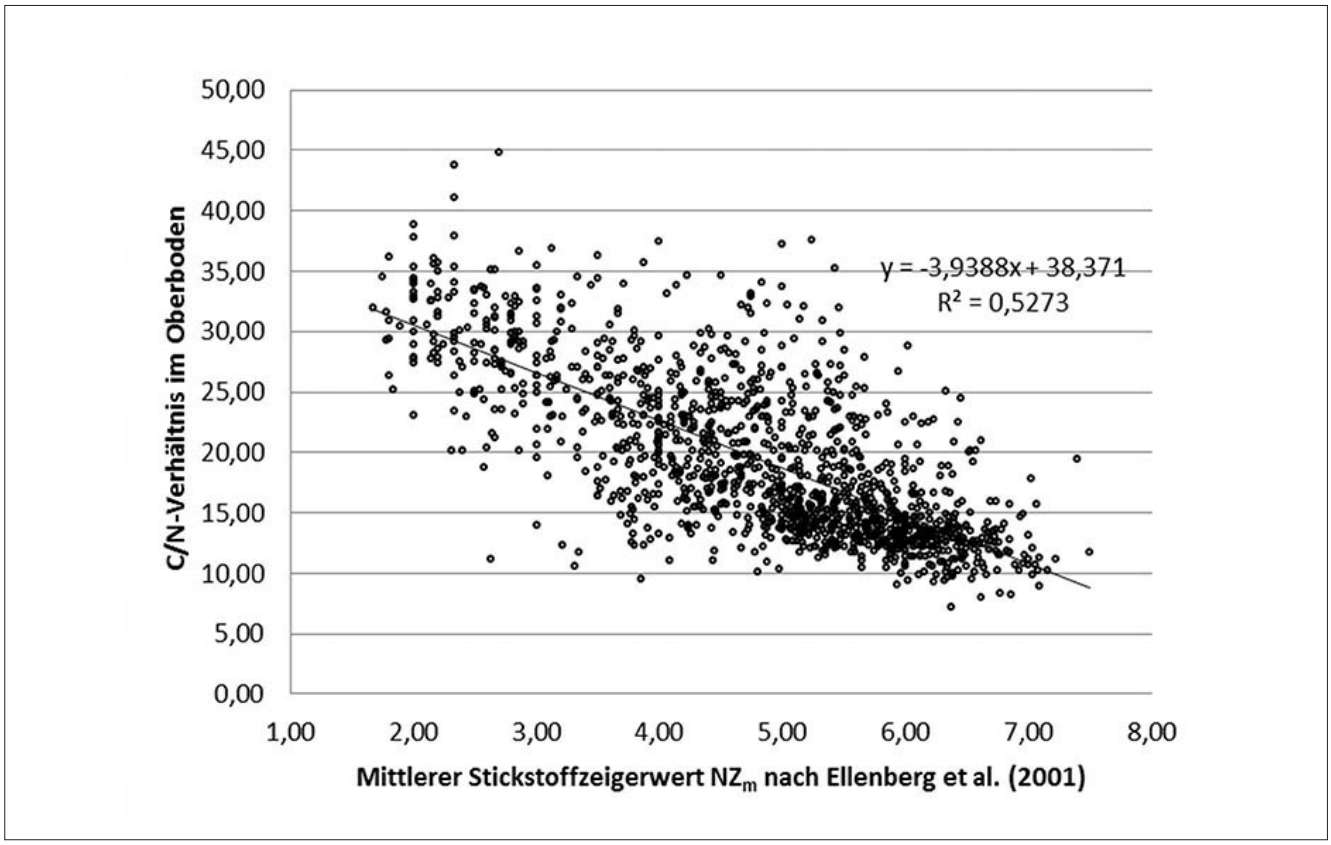

Abb. 5: Gemessene C/N-Oberbodenverhältnisse, dargestellt über den aus der Pflanzenartenzusammensetzung berechneten mittleren N-Zeigerwerten NZ_m.

Fig. 5: *C/N ratios measured in the topsoil and plotted against the mean N indicator values NZm calculated from the species composition.*

Tab. 5: Kennwerte der Stoffkreislauftypen (dritte ökologische Koordinate im Ökosystemtypencode, Jenssen et al. 2013): Humusform, C/N-Verhältnisse im Oberboden und N-Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (2001).

Tab. 5: *Characteristics of the nutrient cycle types (third digit in the ecosystem type code, Jenssen et al. 2013): Humus form, topsoil C/N ratios and N indicator values according to Ellenberg et al. (2001).*

Stoffkreis-lauftyp	Humusform	Anzahl Aufnah-men	Anzahl Öko-system-typen	C/N Oberboden		N-Zeigerwert Ellenberg et al.	
				Arithm. Mittel	Stand.-abw.	Arithm. Mittel	Stand.-abw.
Mineralische Böden		**2.499**	**53**				
A2	Mager-Rohhumus	171	2	31,6	1,3	2,3	0,8
B1 (b1)	Rohhumus	525	10	27,6	2,9	2,9	0,8
B2 (b2)	Moder-Rohhumus	122	6	23,3	2,3	3,4	0,7
C1 (c1)	Rohhumus-Moder	186	5	23,1	2,2	4,4	0,7
C2 (c2)	Moder	495	15	19,1	2,6	4,4	0,9
C3 (c3)	Kalk-Moder	42	2	17,6	1,0	3,8	0,7
D1	Braunmull	497	7	14,2	1,0	5,7	0,5
E1	Mull	183	3	13,1	0,5	5,9	0,4
E2	Kalkmull/Wurmmull	278	3	13,4	0,7	5,7	0,5
Organische Böden		**131**	**7**				
T3	Sauer-Volltorf	2	1	28,3	1,3	2,9	0,9
T4	Sauer-Basen-Volltorf	10	1	20,7	1,1	4,3	0,5
T5	Basen-Volltorf	99	3	16,0	2,8	5,8	0,6
TA1	Tangel/Kalk	20	2	15,0	0,7	4,3	0,4

Da nach den geschilderten Untersuchungen N-Zeigerwert und C/N-Werte eine unterschiedliche Verteilungsstruktur besitzen, insbesondere auch nicht binormalverteilt sind, wurde die Menge aller Vegetationsanalysen, die die gesamte ökologische Breite der mitteleuropäischen Wälder und Forsten abdecken, nach den Stoffkreislauftypen der Referenzzustände (Jenssen et al. 2013) stratifiziert (Tab. 5). In den Stoffkreislauftypen sind all jene Ökosysteme zusammengefasst, die – unabhängig von ihrer klimatischen Bedingtheit und ihrem Wasserhaushalt – untereinander in den bestimmenden Merkmalen des Nährstoffhaushaltes weitgehend homogen und von anderen verschieden sind. Es ergibt sich für die C/N-Verhältnisse des Oberbodens erwartungsgemäß eine deutliche Differenzierung zwischen den Stoffkreislauftypen, die überwiegend statistisch signifikant ist. Die N-Zeigerwerte ergeben auch eine Reihung der Mittelwerte, die jedoch aufgrund der höheren Variabilitäten (Überschneidungen der Standardbereiche) häufig nicht signifikant sind. Bei C/N-Messwerten nicht unterscheidbar sind die Typen B2 (Humusform Moder-Rohhumus) und C1 (Rohhumus-Moder), wohl aber bei den Zeigerwerten. Dafür können im Hinblick auf die Zeigerwerte die morphologischen Humusformen Rohhumus (B1, B2) und Moder (C1, C2) zusammengefasst werden, die jedoch bei der C/N-Verteilung stärker heterogen sind. Ebenfalls nicht deutlich unterschieden (sowohl im Hinblick auf C/N als auch auf Zeigerwerte) sind die Stoffkreislauftypen E1 (Mull) und E2 (Wurm-Mull) sowie T5 (Basen-Volltorf) und Tangel (TA1) (nur in Bezug auf C/N).

3.4 Verifizierung des W.I.E.-Zeigerwertmodells

Für 83 der insgesamt 105 Untersuchungsflächen im Nationalpark Kellerwald-Edersee, für die digitalisierte Vegetationsaufnahmen vorlagen, konnte der aktuelle Ökosystemtyp durch Vergleich mit den bisher parametrisierten 61 Referenzzuständen ermittelt werden. Die restlichen 22 Untersuchungsflächen beziehen sich entweder auf Nichtwaldflächen (Gehölze oder Offenlandflächen, keine Baumschicht in den Vegetationsaufnahmen erfasst) oder auf Wald- und Forsttypen, für welche der Referenzzustand in den bisherigen Untersuchungen noch nicht quantifiziert werden konnte. Innerhalb der 83 Untersuchungsflächen, die einem Ökosystemtyp zugeordnet werden konnten, sind etliche Flächen, die sich in Sukzession zwischen Forstökosystemtypen und Waldökosystemtypen befinden. Sie wurden ebenfalls dem Typ zugeordnet, zu dem sich die höchste

Tab. 6: Zuordnung der N-Verfügbarkeitsstufen nach VDI-Richtlinie 3959 Blatt 1 (2008) und der C/N-Oberbodenwerte zu den Stoffkreislauftypen der Referenzzustände für naturnahe Wald- und Forstökosysteme nach Jenssen et al. (2013).

Tab. 6: *Assignment of N availability levels according to VDI Guideline 3959 Part 1 (2008) and the C/N ratios in the surface soil for the nutrient cycle types of the reference states for near-natural forest ecosystems according to Jenssen et al. (2013).*

Parameter	**Kategorie**																								
N-Verfügbarkeit	sehr gering dystroph				gering oligotroph						mittel mesotroph								hoch eutroph					sehr hoch hypertroph	
Ellenberg-N-Zeiger	< 3,4				3,4 – 4,3						4,4 – 5,3								5,4 – 6,1					> 6,1	
Humusform	Hager-Rohh.		Mager-Rohh.		Rohhumus						Moder-Rohh. Rohh.-Moder				Moder				Braunmull		Mull			Wurm-Mull	
Stoffkreislauftyp	A1		A2		B1						B2/C1				C2				D1		E1			E2	
C/N	> 33	33	32	31	30	29	28	27	26	25	24	23	22	21	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	< 11

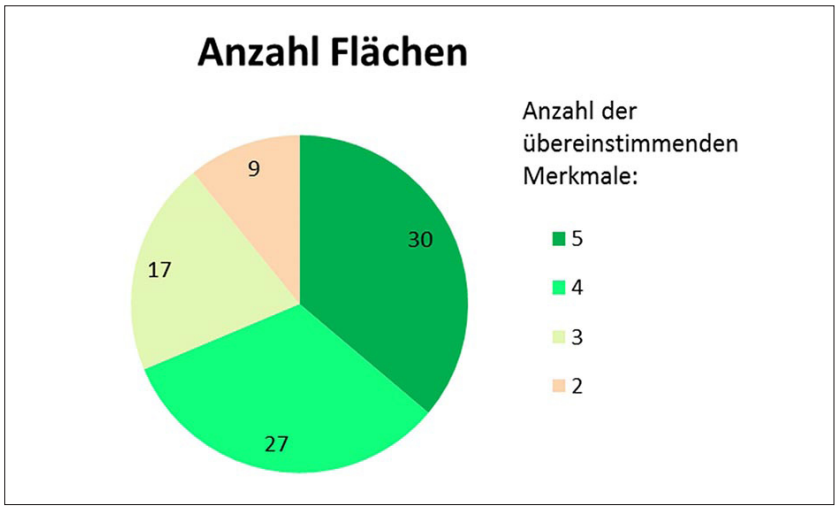

Abb. 6: Bestimmung des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps aus vegetationsstrukturellen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaßen sowie aus Zeigerwerten der Vegetation.

Fig. 6: *Determination of the most likely ecosystem type from vegetation structure distance or similarity measures as well as from indicator values of vegetation.*

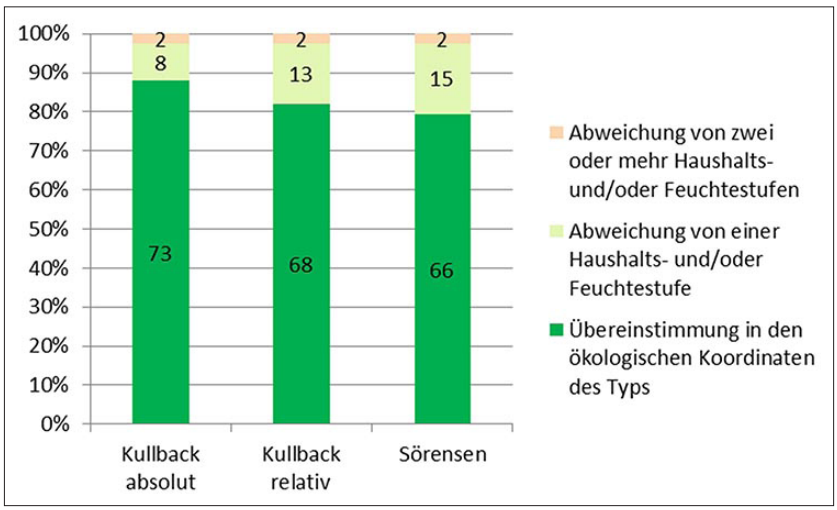

Abb. 7: Übereinstimmung bzw. Abweichung des mit verschiedenen vegetationsstrukturellen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaßen ermittelten Ökosystemtyps mit dem wahrscheinlichsten Ökosystemtyp.

Fig. 7: *Correspondence or deviation of the ecosystem type, determined with different vegetation structure distance or similarity measures with the most likely ecosystem type.*

Übereinstimmung bezüglich der drei vegetationsstrukturellen Maße und den beiden Zeigerwerten ergab.

Zeigerwerte des Stoffkreislauf- bzw. Haushaltstyps wurden jeweils für 105 (C/N-Verhältnis und pH-Wert) bzw. 102 (V-Wert) und 101 (Feuchtekennzahl) Flächen im Nationalpark Kellerwald-Edersee ermittelt. Für über zwei Drittel aller untersuchten Flächen ergab sich eine Übereinstimmung in vier oder fünf der untersuchten Merkmale (Abb. 6) und damit eine hohe Sicherheit bei der Bestimmung des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps. Lediglich für 11 % aller Untersuchungsflächen wurde der wahrscheinlichste Ökosystemtyp aus nur zwei übereinstimmenden Merkmalen ermittelt.

Aus Abbildung 7 ist zu erkennen, dass alle angewandten vegetationsstrukturellen Abstands- bzw. Ähnlichkeitsmaße zur Identifizierung des Ökosystemtyps und damit zur Zuordnung des Referenzzustands grundsätzlich geeignet sind. Es wird jeweils in zwei Drittel bis drei Viertel aller Fälle vollständige Übereinstimmung zwischen dem ermittelten und dem wahrscheinlichsten Ökosystemtyp erreicht. Bei Verwendung nur einer vegetationsstrukturellen Maßzahl ergibt sich in fast allen Fällen, in denen keine vollständige Übereinstimmung vorliegt, eine Abweichung von maximal einer Haushalts- und/ oder Feuchtestufe, d. h. es wird ein im Ökogramm unmittelbar benachbarter Ökosystemtyp zugeordnet. Die höchste Treffsicherheit erreicht man mit dem absoluten Kullbackabstand.

Vergleicht man die über den Zeigerwert der Vegetation ermittelten Feuchtehaushaltsstufen mit dem Wasserhaushaltstyp des Ökosystemtyps, so ergibt sich in 60 % aller untersuchten Fälle eine vollständige Übereinstimmung, in 31 % ergibt sich eine Abweichung um eine Stufe (Skalierung der Wasserhaushaltsstufen zwischen 1 und 9). Dabei streuen die Abweichungen gleichmäßig in Richtung trockener bzw. nasser Standortverhältnisse, eine systematische Abweichung ist nicht erkennbar (Abb. 8).

Vergleicht man die über den Zeigerwert der Vegetation ermittelten Stoffkreislauftypen mit dem Stoffkreislauftyp des Ökosystemtyps, so ergibt sich in 84 % aller untersuchten Fälle eine vollständige Übereinstimmung (Abb. 9). In den Abweichungen zeigt die Verteilung eine leichte Rechtsschiefe, d. h. in fast allen Fällen, in denen eine Abweichung auftritt, ist der über Zeigerwerte ermittelte Ernährungszustand besser als der Referenzzustand des Ökosystemtyps. Der Stoffhaushaltstyp wurde in diesen Fällen aus allen drei Zeigerwerten des chemischen Oberbodenzustands (C/N, pH-Wert, V-Wert, Parameterbereiche nach Jenssen et al. (2013)) bestimmt, wobei in Fällen der Nichtübereinstimmung der pH-Wert aufgrund seiner höheren Variabilität nicht berücksichtigt wurde. Betrachtet man nun jedoch lediglich die Abweichung der pH-Zeigerwerte von den jeweiligen für die Haushaltsstufen definierten Parameterbereichen, so ergibt sich eine deutliche Linksschiefe der Verteilung (Abb. 10). In 69 % aller Fälle ist Übereinstimmung zu verzeichnen, in 27 % aller Fälle ist der durch Zeigerwert ermittelte pH-Wert

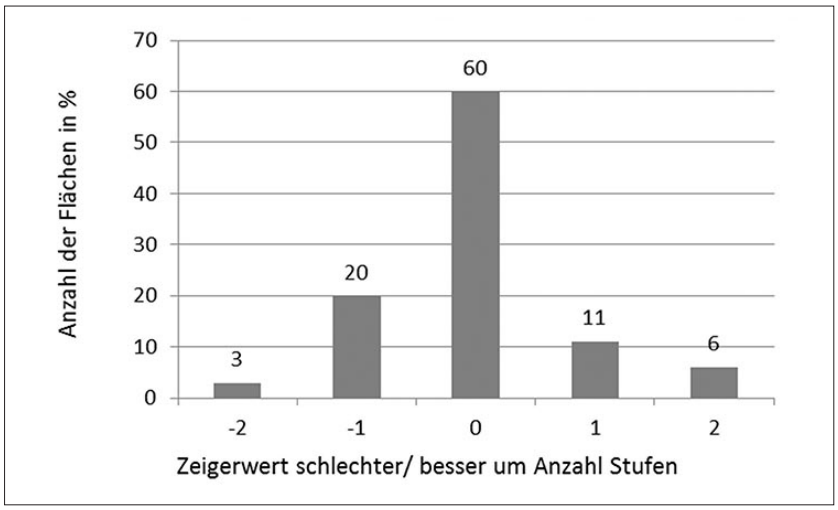

Abb. 8: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten Wasserhaushaltsstufen von der Wasserhaushaltsstufe des Ökosystemtyps.

Fig. 8: *Differences between the soil moisture characteristic of the ecosystem type and the soil moisture value determined through the indicator value of the vegetation.*

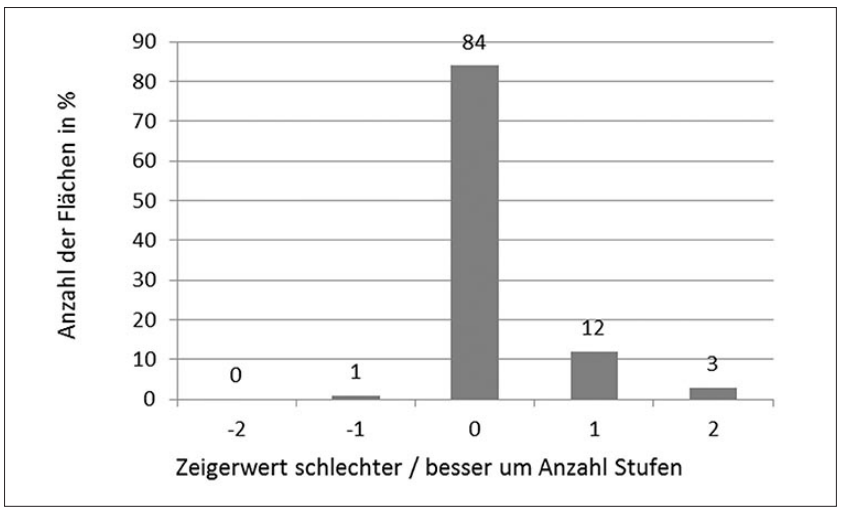

Abb. 9: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten Stoffhaushaltsstufen von der Stoffhaushaltsstufe des Ökosystemtyps.

Fig. 9: *Difference of the nutrient cycle type of the ecosystem type and the nutrient cycle type determined through the indicator value of the vegetation.*

niedriger als der Referenzzustand des Ökosystemtyps, nur in 4 % der Fälle ist er höher.

Schließlich wurden die Abweichungen der pH-Zeigerwerte des Oberbodens von der dem Zeigerwert des C/N-Verhältnisses entsprechenden Haushaltsstufe dargestellt (Abb. 11). In diesem Falle ergibt sich eine sehr stark ausgeprägte Linksschiefe der Verteilung, d. h. über die Hälfte aller untersuchten Oberbodenzustände zeigt eine ausgeprägte Disharmonie zwischen pH-Wert und C/N-Verhältnis in Bezug auf die als Referenz dienenden Stoffkreislauftypen.

Schließlich wurde die Klimakoordinate des wahrscheinlichsten Ökosystemtyps mit derjenigen klimatischen Zuordnung verglichen, die aus der Verortung der Untersuchungsflächen auf der Karte der aktuellen Wald- und Forstökosystemtypen folgt. Die Untersuchungsflächen verteilen sich dabei sowohl auf die Kategorie „Bergwaldlagen“ (Ökosystemkodierung Dg, D1) als auch auf die Kategorie „Tief- bis untere Bergwaldlagen“ (Ökosystemkodierung Eg, Eb). In 39 % aller Fälle wurde die durch die Kartierung getroffene Zuordnung durch die Bestimmung des Ökosystemtyps bestätigt. Für 55 % aller untersuchten Flächen wurde die kartierte Höhenlage „Tief- bis untere Bergwaldlagen“ durch einen Ökosystemtyp der Kategorie „Bergwaldlagen“ ersetzt. Umgekehrt wurden in 6 % aller Fälle als „Bergwaldlagen“ kartierte Zuordnungen durch einen Ökosystemtyp der Kategorie „Tief- bis untere Bergwaldlagen“ ersetzt. Insgesamt ergab sich bei der Ökosystemtypen-Kartierung mit 73 % aller Flächen ein Schwerpunkt in der Kategorie „Tief- bis untere Bergwaldlagen“, während im Ergebnis der Ökosystembestimmung mithilfe vegetationsstruktureller Abstandsmaße 75 % aller Flächen den „Bergwaldlagen“ zugeordnet wurden.

4 Diskussion

4.1 Ergänzung der Referenzzustände von Wald- und Forstökosystemen um quantitative Indikatoren für den Zustand von Bodenbiozönosen

Die mangelnde Vollständigkeit und sehr häufig auch eine mangelnde Plausibilität der Oberbodendaten gestatten meistens nur eine Zuordnung zu Biotoptypen des BfN, die jedoch mehrere Ökosystemtypen und insbesondere auch Stoffkreislauftypen umfassen. Die Edaphobase-Datenbank enthält keine Vegetationsaufnahmen und auch nur sehr spärliche Hinweise zur Vegetation, die eine Typzuordnung ermöglichen würden. Ein weiteres grundsätzliches Problem ergibt sich daraus, dass die Zuordnung einzelner Beobachtungen zu einer homogenen Versuchsfläche, also zu einer Aufnahme, häufig nicht möglich ist. Flächenbezüge zu den Probenahmen sind ebenfalls nicht möglich. Die auf dieser Grundlage abgeleiteten Arteninventare sind wenig bis kaum differenziert, eine verlässliche Angabe von Stetigkeits- und/oder mittleren Abundanzwerten ist nicht möglich.

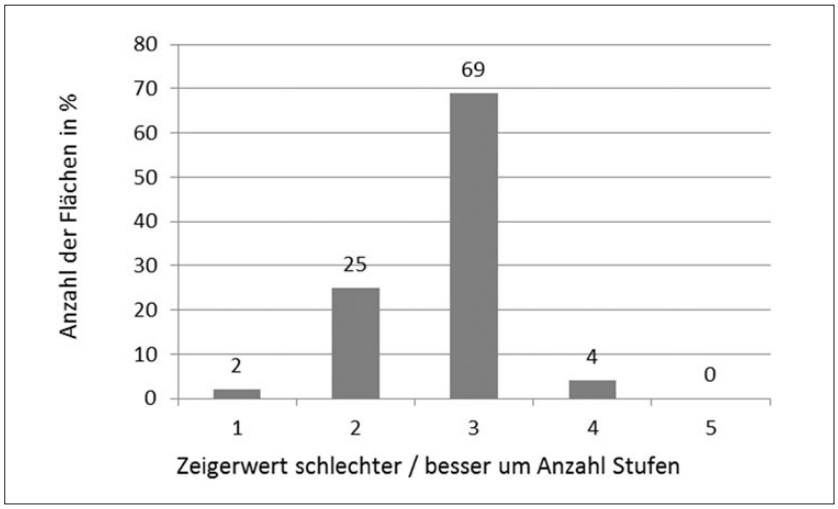

Abb. 10: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten pH-Werte (1/n KCl) des Oberbodens von der Haushaltsstufe des Ökosystemtyps.

Fig. 10: *Differences between typical pH values (1/n KCl) of the ecosystem types and pH values of the surface soil, determined through indicator values of the vegetation.*

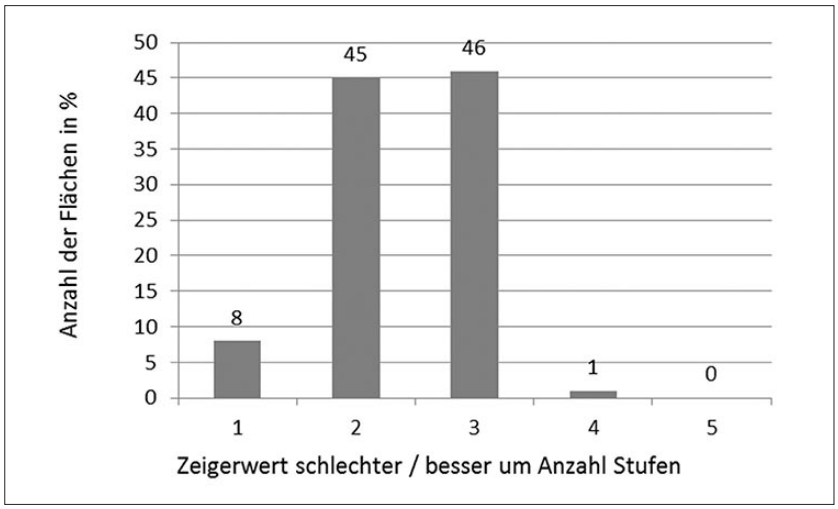

Abb. 11: Abweichung der aus dem Zeigerwert der Vegetation ermittelten C/N-Verhältnisse des Oberbodens von der dem Zeigerwert des C/N-Verhältnisses im Oberboden entsprechenden Haushaltsstufe.

Fig. 11: *Differences between typical C/N ratios of the ecosystem types and C/N ratios of the surface soil, determined through indicator values of the vegetation.*

Die Analyse zeigt, dass nur für einige Ökosystemtypen eine hinreichende Anzahl von Beobachtungen vorliegt, die prinzipiell eine Charakterisierung im Hinblick auf typische Lumbricidengesellschaften gestatten könnte. Dies betrifft insbesondere die Schwarzerlenwald-Ökosysteme und die Stieleichen-Hainbuchen-Ökosysteme. Hierzu ist es jedoch erforderlich, die in Edaphobase für jede Beobachtung angegebenen primären Literaturquellen auszuwerten. Das konnte in der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht geleistet werden.

4.2 Validierung und Erweiterung des bodenökologischen W.I.E.-Zeigerwertmodells sowie Vergleich mit den Ellenberg-Zeigerwerten

Die Ergebnisse belegen sehr deutlich die unter **3.1** dargelegten qualitativen Unterschiede zwischen den beiden verglichenen Ansätzen. Dies bezieht sich sowohl auf die Natur der modellierten Größen als auch auf die unterschiedliche Methodik der Modellbildung. Mit dem W.I.E.-Zeigerwertmodell kann ein Drittel mehr an Varianz der Oberboden-C/N-Verhältnisse erklärt werden als mit N-Zeigerwerten nach Ellenberg. Dies ist insofern einleuchtend, als das W.I.E.-Zeigerwertmodell ja mit C/N-Messwerten parametrisiert wurde, während die Zeigerwerte ordinale Schätzziffern darstellen, die aus N-Gehalten in Blättern abgeleitet wurden. Der direkte Bezug zu quantitativen Oberbodenparametern des W.I.E.-Modells erlaubt bei Kenntnis der absoluten Mengen an Kohlenstoff im Oberboden quantitative Aussagen zur N-Festlegung in Waldböden und die Parametrisierung von bzw. den Vergleich mit dynamischen Stoffhaushaltsmodellen und Messwerten. Interessant ist auch die bessere Rangkorrelation der Zeigerwerte mit den C/N-Modellwerten gegenüber den C/N-Messwerten. Dies kann als ein Hinweis auf eine hohe zufällige Variabilität des C/N-Verhältnisses (Laborfehler, Repräsentativität der Probenahme für die gesamte Untersuchungsfläche) gedeutet werden, die durch beide Modelle in Teilen ausgeglichen wird.

Deutlich wird auch, dass die N-Zeigerwerte ihrer Natur nach stärker als Nährstoffwerte gedeutet werden können, was insofern einleuchtend ist, als die N-Aufnahme in die Blätter (ebenso wie die morphologische Humusform) stärker von der gesamten Nährstoffversorgung abhängt als das C/N-Verhältnis. Hiermit lassen sich die unterschiedlichen Trennschärfen beider Modelle im Hinblick auf Stoffkreislauftypen/morphologische Humusformen erklären. Daraus lässt sich wiederum schlussfolgern, dass das W.I.E.-Zeigerwertmodell insbesondere eintragsinduzierte disharmonische Zustandsveränderungen, bei denen C/N-Wert und Basensättigung nicht mehr wie in den natürlichen Humusformen korreliert sind, abbilden kann.

Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse aber auch, dass beide Modellansätze prinzipiell vergleichbar und parallelisierbar sind (**Tab. 6**). So können naturnahe Referenzzustände mit der Typencodierung A (Humusformen Hager- und Mager-Rohhumus) in grober Näherung dystrophen Zuständen nach VDI-Richtlinie, diejenigen mit der Typencodierung B oder b (Rohhumusformen) oligotrophen Zuständen, C- oder c-Typen (Moderformen) eutrophen, D- und E1-Typen eutrophen (Braunmull und Mull) und E2-Typen natürlich hypertrophen Zuständen (Kalk- oder Wurmmull) zugeordnet werden. Auf der Grundlage dieser naturnahen Referenzzustände werden Zustandsabweichungen etwa infolge von anthropogenen Depositionen interpretier- und vergleichbar.

4.3 Verifizierung der W.I.E.-Zeigerwertmodelle

Mit den vorliegenden Untersuchungen wurden erstmals das Verfahren zur numerischen Identifizierung des aktuellen Ökosystemtyps, das zur Festlegung eines Referenzzustands für die Bewertung der Ökosystemintegrität dient, und die Modelle zur Berechnung der Zeigerwerte der Vegetation für den Oberbodenzustand auf größerer zusammenhängender Fläche angewandt. Ein umfassender Nachweis der praktischen Anwendbarkeit könnte erbracht werden, wenn für die untersuchten Flächen zusätzlich zu den Vegetationsaufnahmen auch Messwerte zum Oberbodenzustand und zu den klimatischen Verhältnissen auf den Versuchsflächen in die Auswertung einbezogen würden. Da solche Daten nicht vorlagen, war dies in dieser Auswertung noch nicht möglich, sollte aber unbedingt zu einem späteren Zeitpunkt ergänzt werden.

Vorliegende Untersuchungen beziehen sich ausschließlich auf eine Auswertung der Vegetationsaufnahmen. Dennoch sind sie geeignet, um einen Nachweis der praktischen Anwendbarkeit und der Validität des Ansatzes zu erbringen. Die Bestimmung des Ökosystemtyps, der durch seine ökologischen Koordinaten in der Wald- und Forstvegetation eindeutig festgelegt ist, erfolgte mithilfe unterschiedlicher methodischer Zugänge. Einerseits wurde der Ökosystemtyp mithilfe von Strukturmaßen der Vegetation bestimmt. Diese Maße sind unspezifisch im Hinblick auf die klimatischen und edaphischen Merkmale und die Prozesseigenschaften der Ökosysteme. Die Verortung im Ökogramm, dem mehrdimensionalen ökologischen Zustandsraum, erfolgt ausschließlich auf der Grundlage des bei der Ökosystemtypisierung angewandten Klassifizierungssystems, das aus einer Kombination von Tabellenarbeit und Expertenwissen beruht und auf die Homogenität vegetationsstruktureller Merkmale zielt (Jenssen et al. 2013). Die Abgrenzung der von Jenssen et al. (2013) ausgewiesenen Intervalle der chemischen Oberbodenparameter erfolgte nicht spezifisch für einzelne Ökosystemtypen, sondern mithilfe von Messwerten und Expertenwissen zur Gesamtvegetation der Wälder und Forsten. Andererseits wurden die ökologischen Koordinaten des Ökosystemtyps aufgrund von Zeigerwertmodellen der Vegetation bestimmt. Diese Zeigerwertmodelle beruhen auf einem Datensatz von ca. 1.600 Messwerten von nordost-, mittel- und süddeutschen Standorten des Oberbodenzustands bzw. im Falle der Wasserhaushaltsstufen auf gutachterlich ermittelten Feuchtekennzahlen, die einzelnen Pflanzenarten, nicht aber Vegetationseinheiten oder Ökosystemtypen zugeordnet wurden. Die Synthese der den Untersuchungsflächen zugeordneten physikalischen und chemischen Zustandsparameter erfolgt über eine multiplikative Verknüpfung der den einzelnen Pflanzenarten zugeordneten Intervalle von Zeigerwerten (Jenssen 2010). Die hohe Übereinstimmung der mit diesen unabhängigen Verfahren erzielten Ergebnisse, die aus den Abbildungen 5 bis 8 deutlich wird, beweist die Konsistenz der angewandten Verfahren, zudem werden Validität und praktische Anwendbarkeit sowohl der Ökosystemtypisierung als auch der Zeigerwertmodelle bestätigt. Die erzielten Aussagen sind von der Qualität der Vegetationsaufnahmen, die im Rahmen unserer Untersuchungen nicht überprüft werden konnten, abhängig. Wie eingangs erwähnt, ist eine zusätzliche Validierung anhand physikalischer und

chemischer Messdaten wünschenswert.

Für die Identifizierung des aktuellen Ökosystemtyps wurden unterschiedliche Strukturmaße verwandt. Der absolute Kullbackabstand ist eine informationstheoretische Maßzahl, deren Verwendung keinerlei algebraische, topologische oder Ordnungsstruktur des Zustandsraumes voraussetzt (Ebeling et al. 1998). Mit diesem Abstandsmaß werden vor allem Unterschiede im Bereich mittlerer Mengenentfaltung betont, während sowohl Arten mit geringer Abundanz und geringer Stetigkeit als auch dominante Massenbildner geringeren Einfluss besitzen. Daraus folgt, dass in diese Maßzahl vor allem charakteristische Kombinationen von Arten mit mittlerer Mengenentfaltung eingehen. Bei dem relativen Kullbackabstand erfolgt eine Kombination mit einer statistischen Maßzahl, der Standardabweichung der dem Referenzzustand zugrunde liegenden Einzelaufnahmen. Es erfolgt also eine Normierung der absoluten Abstände im hochdimensionalen Zustandsraum der Vegetation in Bezug auf den jeweiligen Typ, dessen Varianz von der Homogenität des jeweiligen Typs und damit auch von der Anzahl der dem Referenzzustand zugrundeliegenden Einzelaufnahmen abhängig ist. Dieses Maß bevorzugt im Vergleich zur absoluten Kullbackdistanz weit gefasste und damit auch eher inhomogene Ökosystemtypen. Das dritte Maß beschreibt die prozentuale Übereinstimmung in der Flächendeckung der verschiedenen Pflanzenarten. Hier gehen vor allem die Arten mit hoher Mengenentfaltung ein, so dass diese Maßzahl z. B. besonders geeignet ist für die Unterscheidung zwischen Wäldern und Forsten oder von Hauptgruppen der Wälder, die sich in der Zusammensetzung der Baumschicht unterscheiden, während edaphisch oder klimatisch bedingte Unterschiede, die sich vor allem in der charakteristischen Artenkombination der Bodenvegetation widerspiegeln, gegenüber dem Kullbackabstand geringer bewertet werden.

Die in Abbildung 7 zum Ausdruck kommende hohe Übereinstimmung in allen drei Strukturmaßen weist vor allem darauf hin, dass die Homogenität von im Ökogramm benachbarten Ökosystemtypen relativ hoch ist. Sie bestätigt damit erneut, dass die erfolgte Ökosystemtypisierung für eine bundesweite Bewertung der Ökosystemintegrität als geeignet angesehen werden kann. Da mithilfe der absoluten Kullbackdistanz die höchste Treffsicherheit erzielt wird, kann die Identifizierung des Ökosystemtyps in der praktischen Anwendung ausschließlich mit dieser Maßzahl erfolgen. Mit der Betonung charakteristischer Kombinationen von Arten mittlerer Mengenentfaltung werden die klimatischen und edaphischen Unterschiede, welche für die Differenzierung der Vegetation auf der gewählten Klassifizierungsebene ursächlich sind, offenbar am besten erfasst.

Die Übereinstimmung der aus den Zeigerwerten der Vegetation abgeleiteten Haushaltsstufen ist im Falle des Stoffhaushaltes (Abb. 9) stärker ausgeprägt als für den Wasserhaushalt (Abb. 8). Dies hängt zum einen damit zusammen, dass für die Ableitung des Stoffhaushaltstyps insgesamt drei Parameter genutzt werden, für die Ableitung des Wasserhaushaltstyps nur eine Größe. Zum anderen wurden die Amplituden der oberbodenchemischen Parameter mit statistischen Methoden als Wahrscheinlichkeitsverteilungen von Messwerten berechnet, während die Amplituden der Feuchtekennzahlen als Intervalle von Schätzziffern abgeleitet wurden.

Die in den Abbildungen 9–11 dargestellten Befunde deuten auf ausgeprägte Disharmonien im Oberbodenzustand auf einem Großteil der untersuchten Flächen hin. Diese Disharmonien manifestieren sich darin, dass C/N-Verhältnis und pH-Wert mit unterschiedlichen Stoffhaushaltsstufen korrespondieren (Abb. 11). Mögliche Ursachen können atmogene Stoffeinträge in der Vergangenheit sein. Dabei könnten sowohl saure Einträge wie z. B. Schwefelverbindungen als auch Stickstoffeinträge (die sowohl eutrophierend als auch versauernd wirken) die Ursache sein. Da eine Verengung des C/N-Verhältnisses stärker vegetationswirksam als eine reine Versauerung ist, könnten eutrophierende Einträge in der Vergangenheit vielfach auch zu einem Wandel der Ökosystemtypen geführt haben, so dass aktuell eine höhere Übereinstimmung von C/N-Verhältnis und Ökosystemtyp (Abb. 9) als von pH-Wert und Ökosystemtyp (Abb. 10) vorliegt. Nähere Hinweise für die Ursachen der Disharmonien könnten mit den vorgestellten Methoden aus Zeitreihen der Vegetationsentwicklung einzelner Flächen gewonnen werden.

Bei der in vorangegangenen Untersuchungen von Jenssen et al. (2013) durchgeführten Ökosystemklassifizierung wurde großklimatisch das Tiefland mit dem Unteren Bergland zusammengefasst und vom Bergland abgegrenzt. In der Vegetationszusammensetzung zeigte sich bei der Mehrzahl der Flächen eine stärkere Affinität zu den Bergwäldern als zu den Tieflandwäldern, wobei häufig ähnliche vegetationsstrukturelle Abstände zu Tiefland- und Bergwäldern nachzuweisen waren. Dabei zeigte sich, dass der relative Kullbackabstand im Vergleich zu dem absoluten Kullbackabstand deutlich häufiger geringer als derjenige zu den Bergwäldern war. Dies weist auf eine geringere Homogenität der Gruppe der Tiefland- und Unteren Berglandwälder (Stufe E) gegenüber den Bergwäldern (Stufe D) hin, da der relative Kullbackabstand inhomogene Ökosystemtypen in der Auswahl bevorzugt. Dieser Befund erklärt sich aus der Zusammenfassung von Tieflandwäldern und Wäldern des Unteren Berglands in der Stufe E. Wenn die in die Definition des Referenzzustands eingehenden Vegetationsaufnahmen einen deutlichen Schwerpunkt bei den Tieflandwäldern zeigen, so wird ein geringerer Abstand insbesondere des absoluten Kullbackabstands zu den Bergwäldern (Stufe D) sehr wahrscheinlich. Es wäre daher zu überdenken, ob eine Differenzierung der jetzigen Stufe E in Tieflandwälder und Wälder des Unteren Berglandes sinnvoll ist.

Die Ergebnisse der Untersuchung von Vegetationsanalysen im Nationalpark Kellerwald haben die großflächige Anwendbarkeit der Zeigerwertmodelle der Vegetation sowie der Verfahren zur Bestimmung des Ökosystemtyps mithilfe vegetationsstruktureller Abstandsmaße bestätigt. Die absolute Kullbackdistanz erweist sich dabei als geeignete Maßzahl zur Identifizierung des aktuellen Ökosystemtyps, der eine Zuordnung der Referenzzustände für eine Bewertung der Ökosystemintegrität erlaubt. Die Ergebnisse weisen darüber hinaus Bedeutung und Potenziale der vorgestellten Verfahren für ein kostengünstiges flächendeckendes Waldzustandsmonitoring mit Frühwarnfunktion auf der Grundlage von periodischen Vegetationsanalysen aus.

5 Schlussfolgerungen

5.1 Ergänzung ausgewählter Referenzzustände um Indikatoren für den Zustand der Bodenbiozönose

Es bestehen enge Korrelationen von Lumbricidengesellschaften zu den Oberbodenparametern C/N-Verhältnis, Basensättigung bzw. pH-Wert und Bodenfeuchte (Graefe 1993, 1995; Graefe & Belotti 1999, Graefe & Beylich 2006). Aufgrund dieser Befunde sollte geprüft werden, ob Wald- und Forstökosystemtypen bodenbiologische Referenzzustände zugeordnet werden können. Hierfür wurde die bodenökologische Edaphobase-Datenbank des Senckenberg-Instituts in Görlitz ausgewertet. Dabei wurde erstens versucht, die bodenbiologischen Aufnahmen der Datenbank anhand der bodenphysikalischen, bodenchemischen und vegetationsstrukturellen Daten einem Ökosystemtyp eindeutig zuzuordnen. In einem weiteren Schritt wurde versucht, die einem Typ zugeordneten Daten in Tabellen mit Angaben zu Stetigkeit und Abundanz zusammenzufassen.

Es wurden insgesamt 610 Beobachtungen zu 17 Ökosystemtypen bzw. Gruppen von Ökosystemtypen zugeordnet. In den meisten Fällen konnte die Zuordnung nur zu Biotoptypen erfolgen, die jedoch mehrere Ökosystemtypen umfassen. Die Zuordnung einzelner Beobachtungen zu einer homogenen Versuchsfläche (Aufnahme) war in den meisten Fällen nicht möglich. Eine verlässliche Angabe von Stetigkeits- und Abundanzwerten für Ökosystemtypen war nicht möglich.

Für einige Ökosystemtypen liegt eine hinreichende Anzahl von Beobachtungen vor. Dies betrifft vor allem die Schwarzerlenwald-Ökosysteme und die Stieleichen-Hainbuchen-Ökosysteme. Für eine Ableitung von Referenzzuständen ist es jedoch erforderlich, die zu jeder Beobachtung angegebene Primärliteratur auszuwerten.

5.2 Validierung und Erweiterung der W.I.E.-Zeigerwertmodelle

Anthropogene N-Einträge können mit Bioindikation durch Waldpflanzenarten nachgewiesen werden. Hierzu wird in der VDI-Richtlinie 3959 Blatt 1 ein Verfahren festgelegt (VDI 2008), das auf der Nutzung der N-Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992, 2001) beruht. Diese Zeigerwerte sind für mitteleuropäische Farn- und Blütenpflanzen als Ordinalzahlen auf einer Skala zwischen 1 (sehr gering) und 9 (sehr hoch) definiert. Diese gutachterlichen Schätzziffern besitzen nur einen indirekten Bezug zu den verfügbaren N-Vorräten in den Waldböden und können nicht mit chemischen Oberbodenparametern gleichgesetzt werden.

Bei der Verrechnung zu Mittelwerten wird jede vorkommende Pflanzenart unabhängig von ihrer Mengenentfaltung gleich gewertet. Bei der Bewertung der Ökosystemintegrität von Wald- und Forstökosystemen in dieser Untersuchung kam ein Modell (W.I.E.-Zeigerwertmodell) zum Einsatz, das den Zeigerwert der Waldbodenvegetation für das C/N-Verhältnis im Oberboden abbildet (Jenssen 2010). Das Kernstück des W.I.E.-Zeigerwertmodells ist die Ableitung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen für die Verteilung der Pflanzenarten über dem Parameter Oberboden-C/N und pH-Wert. Das Modell gestattet eine Quantifizierung der ökologischen Amplituden der Pflanzenarten und berücksichtigt Schichtzugehörigkeit und Mengenentfaltung. Die Verteilungsfunktionen der an einem Standort vorkommenden Pflanzenarten werden für jede Klasse von C/N-Werten multiplikativ miteinander verknüpft. Ziel dieser Studie war es, beide Verfahren im Hinblick auf ihre Anwendbarkeit zu vergleichen und in Beziehung zu setzen.

Es wurden insgesamt 2.499 Vegetationsaufnahmen an nordost-, mittel- und süddeutschen Standorten (Aufnahmejahr vor 1991) verwandt, um die Stoffkreislauftypen der Referenzzustände einerseits und die C/N-Oberbodenverhältnisse bzw. die aus den Ellenberg-Zeigerwerten abgeleiteten N-Verfügbarkeitsstufen andererseits zueinander in Beziehung zu setzen. Die den unterschiedlichen Stoffkreislauftypen der Referenzzustände zugeordneten C/N-Modellwerte bzw. mittleren N-Zeigerwerte wurden mit dem parameterfreien Wilcoxon-Mann-Whitney-U-Test daraufhin überprüft, ob sich die zentralen Tendenzmaße zwischen den Stoffkreislauftypen voneinander unterscheiden.

Die Häufigkeitsverteilungen der C/N-Werte und der Zeigerwerte entsprechen statistisch keiner gemeinsamen Verteilungsfunktion. Der Rangkorrelationskoeffizient zwischen 1.328 in Nordost-, Mittel- und Süddeutschland gemessenen C/N-Werten und den mit dem W.I.E.-Zeigerwertmodell berechneten C/N-Werten beträgt r = 0,92. Der Rangkorrelationskoeffizient zwischen 1.328 gemessenen C/N-Werten und den mittleren N-Zeigerwerten nach Ellenberg beträgt r = 0,72. Der Rangkorrelationskoeffizient zwischen den modellierten C/N-Werten und den mittleren N-Zeigerwerten beträgt r = 0,83. Die Berechnung von C/N-Werten des Oberbodens aus N-Zeigerwerten kann mit einer linearen Beziehung (r^2 = 0,53) erfolgen.

Die der Klassifizierung der Ökosystemtypen zugrundeliegenden Stoffkreislauftypen werden mit Intervallen des Oberboden-C/N und des N-Zeigerwertes charakterisiert. Es ergibt sich für die C/N-Verhältnisse des Oberbodens eine überwiegend signifikante Differenzierung zwischen den Stoffkreislauftypen. Für die N-Zeigerwerte ergibt sich eine überwiegend nicht signifikante Differenzierung zwischen den Stoffkreislauftypen. Es wurde eine Zuordnung von N-Verfügbarkeitsstufen nach VDI und C/N-Oberbodenwerten zu den Stoffkreislauftypen auf Mineralböden abgeleitet.

Mit dem W.I.E.-Zeigerwertmodell kann ein Drittel mehr an Varianz der Oberboden-C/N-Verhältnisse erklärt werden als mit N-Zeigerwerten nach Ellenberg et al. (1992, 2001). Das W.I.E.-Zeigerwertmodell kann insbesondere eintragsinduzierte disharmonische Zustandsveränderungen, bei denen C/N-Wert und Basensättigung nicht mehr wie in den natürlichen Humusformen korreliert sind, deutlich besser abbilden.

Prinzipiell sind beide Modellansätze vergleichbar und parallelisierbar. Naturnahe Referenzzustände mit der Typencodierung A (Humusformen Hager- und Mager-Rohhumus) können in grober Näherung dystrophen Zuständen nach VDI-Richtlinie, diejenigen mit der Typencodierung B oder b (Rohhumusformen) oligotrophen Zuständen, C- oder c-Typen (Moderformen) eutrophen, D- und E1-Typen eutrophen (Braunmull und Mull) und E2-Typen natürlich hypertrophen Zuständen (Kalk- oder Wurmmull) zugeordnet werden. Auf der Grundlage dieser naturnahen Referenzzustände werden Zustandsabweichungen etwa infolge von anthropogenen Depositionen interpretier- und vergleichbar.

5.3 Ausblick

Die in diesem Beitrag dargestellten Erweiterungen der räumlich expliziten und bundesweit anwendbaren Methodik zur Einstufung der Veränderung der Integrität von Wald- und Forstökosystemen (Jenssen et al 2013; Schröder et al. 2015) werden ergänzt durch folgende Innovationen (Schröder et al. 2018), die in gesonderten Artikeln dargestellt werden:

1. Anhand von 105 Vegetationsaufnahmen aus dem Nationalpark Kellerwald-Edersee wurden dortige Ökosystemtypen und Oberbodenparameter bestimmt.

2. An 15 Standorten, die für ausgewählte Waldökosystemtypen in Deutschland repräsentativ sind, wurden Oberbodenmerkmale mit dem Stoffflussmodell Very Simple Dynamics (VSD) als Grundlage für die Abschätzung zukünftiger Ökosystemtypentwicklungen modelliert.

3. Zudem wurde ein in fuzzy-regelbasiertes Modell zur räumlich-zeitlichen Abschätzung der ökologischen Feuchtekennzahl nach Hofmann (2002) entwickelt sowie bundesweit und regional (Nationalpark Kellerwald) erprobt (Nickel & Schröder 2017a, 2017b, 2018).

4. Die Karte der Wald- und Forstökosystemtypen Deutschlands (1 : 500.000) (Jenssen et al. 2013; Schröder et al. 2015) wurde mit empirisch-statistischen Verfahren validiert. Die Methode zur Einstufung der Ökosystemintegrität wurde weiter ausgebaut bzw. standort- und flächenbezogen erprobt. Verknüpfungsmöglichkeiten mit anderen Klassifikationssystemen (hier die Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie) wurden aufgezeigt.

5. Schließlich wurde eine Methodik entwickelt, mit der Zustandsinformationen zu Wald- und Forstökosystemen für eine regelbasierte Einstufung der Bereitstellung von Ökosystemleistungen genutzt werden können.

Danksagung

Für die finanzielle Förderung und den fachlichen Rat bedanken wir uns beim Umweltbundesamt (Dessau-Roßlau, Deutschland).

Literatur

Bücking, W. (1993): Stickstoff-Immissionen als neuer Standortfaktor in Waldgesellschaften. Phytocoenologia **23:** 65-94.

CCE (2012): Modelling and mapping of atmospherically-induced ecosystem impacts in Europe, CCE status report 2012, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven, The Netherlands: 144 p.

Diekmann, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. Basic and Applied Ecology **4:** 493-506.

Ebeling, W., Freund, J., Schweizer, F. (1998): Komplexe Strukturen: Entropie und Information. Teubner, Stuttgart, Leipzig.

Ellenberg, H. (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngungen und Immissionen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **136**(1): 19-39.

Ellenberg, H., Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. Ulmer, Stuttgart.

Ellenberg, H., Weber, H.C., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl., Scripta Geobotanica **18:** 1-258.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica **18**: 1-262

Ewald, J., Hennekens, S., Conrad, S., Wohlgemuth, T., Jansen, F., Jenssen, M., Cornelis, J., Michiels, H.G., Kayser, J., Chytrý, M., Gégout, J.C., Breuer, M., Abs, C., Walentowski, H., Starlinger, F., Godefroid, S. (2013): Spatial and temporal patterns of Ellenberg nutrient values in forests of Germany and adjacent regions - a survey based on phytosociological databases. Tuexenia **33:** 93-109.

Graefe, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **69**: 95-98.

Graefe, U. (1995): Gibt es bodentypspezifische Tiergesellschaften? Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **75:** 11-14.

Graefe, U., Belotti, E. (1999): Strukturmerkmale der Bodenbiozönose als Grundlage für ein natürliches System der Humusformen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **89:** 181-184.

Graefe, U., Beylich, A. (2006): Humus forms as tool for upscaling soil biodiversity data to landscape level? Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **108:** 6-7.

Hofmann, G. (1997): Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild. AFZ/DerWald, Sonderheft, 1997, Zweite erweiterte Auflage.

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., Heinsdorf, D., Krauss, H.H. (1990): Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. Beitr. Forstwirtsch. **24**(2): 59-73.

Hofmann, G., Jenssen, M. (2005): Potentielle natürliche Waldvegetation und Naturraumpotentiale: Quantifizierung natürlicher Potentiale der Nettoprimärproduktion und der Kohlenstoffspeicherung/Potential Natural Forest Vegetation and Natural Landscape Potential: Quantification of Natural Potential of Net Primary Production and Carbon Storage. In: Bohn, U., Hettwer, C., Gollub, G. [Bearb./Ed.] 2005. Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas / Application and Analysis of the Map of the Natural Vegetation of Europe. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) – BfN-Skripten **156:** 411-428.

IPCC (2014): Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core writing team: R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Jenssen, M. (2009): Assessment of the effects of top-soil changes on plant species diversity in forests, due to nitrogen deposition. Progress in the modelling of critical thresholds, impacts to plant species diversity and ecosystem services in Europe: CCE Status report 2009. J. P. Hettelingh, M. Posch and J. Slootweg. www.rvim.nl/cce, Coordination Centre for Effects: 83-100.

Jenssen, M. (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention. Teilbericht IIII: 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. (2004): Erste Ergebnisse der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in Waldökosystemen des Biosphärenreservates Spreewald. Beitr. Forstwirtsch.u.Landsch.ökol. **38:** 201-210.

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

Jenssen, M., Hofmann, G., Nickel, S., Pesch, R., Riediger, J., Schröder, W. (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. Forschungsvorhaben 3710 83 214, UBA-FB 001834. UBA-Texte 87/2013. Dessau, Textband + 9 Anhänge: 381 S.

Jenssen, M., Hofmann, G., Pommer, U. (2007): Die natürlichen Vegetationspotentiale Brandenburgs als Grundlage klimaplastischer Zukunftswälder. In: Beiträge zur Gehölzkunde 2007, Hrsg: Gesellschaft Deutsches Aboretum e.V., Hansmann Verlag, Hemmingen: 17-29.

Jenssen, M., Nickel, S., Schröder, W. (2019): 61 Referenzzustände zur Beurteilung der ökologischen Integrität von Wald- und Forstökosystemen, Link zu Forschungsdaten (Version v1) [Data set]. ZENODO, https://doi.org/10.5281/zenodo.2582888

Jenssen, M., Schröder, W., Nickel, S. (2015): Typisierung von Wald- und Forstökosystemen als Grundlage zur Einstufung ihrer Integrität. Integrität von Wald- und Forstökosystemen unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen – Teil I. Naturschutz und Landschaftsplanung **47**(12): 391-399.

Kullback, S. (1951): Information Theory and Statistics. Wiley, New York.

Lal, R., Lorenz, K. (2012): Carbon sequestration in temperate forests: 187-201 pp. In: Recarbonization of the biosphere: ecosystems and the global carbon cycle. (Ed. Lal, R.; Lorenz, K.; Hüttl, F.R. et al.) Springer. Dordrecht.

Maes, J., Teller ,A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, JI., Paracchini, ML., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, A.,Vallecilo, S., Petersen, JE., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul, Malak, D., Marin, AI., Czúcz, B., Mauri, A., Loffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T., Werner, B. (2018): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg.

Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.) (2018): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. Naturschutz und Biologische Vielfalt **70**(7): 784 S. ISBN 978-3-7843-5612-9

Nickel, S., Schröder, W., Jenssen, M. (2015 a): Veränderungen deutscher Wälder durch Klimawandel und Stickstoffdeposition. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **166**(5): 325-334.

Nickel, S., Schröder, W., Jenssen, M. (2016): Prädiktive Kartierung und Analyse klimawandelbedingter Veränderungen von Wald- und Forstökosystemen. Integrität von Ökosystemen unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen – Teil III. Naturschutz und Landschaftsplanung **48**(2): 46-52.

Nickel, S., Schröder, W. (2017a): Fuzzy modelling and mapping soil moisture for observed periods and climate scenarios. An alternative for dynamic modelling at the national and regional scale? Annals of Forest Science **74**: 71.

Nickel, S., Schröder, W. (2017b): Fuzzy modelling and mapping soil moisture in Germany, link to research data and scientific software. ZENODO, https://doi.org/10.5281/zenodo.1320219, Supplement to: Nickel, S.; Schröder, W. (2017). Fuzzy modelling and mapping soil moisture for observed and future periods. An alternative for dynamic modelling at the national and regional scale? Annals of Forest Science **74**: 71.

Nickel, S., Schröder, W. (2018): Ecological soil moisture data across Germany, link to shape files. PANGAEA, https://doi.pangaea.de/10.1594/PANGAEA.891249

Oberdorfer, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Pflanzensoziol. **10**: 564 S., Jena.

Orlowsky, B., Gerstengarbe, F.-W., Werner, P. (2008): A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. Theoretical and Applied Climatology **92**: 209-223.

Posch, M., Reinds, G.J. (2009): A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations. Environmental Modelling & Software **24**: 329-340.

Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E., Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt **34:** 1-318.

Schröder, W., Nickel, S., Jenssen, M., Hofmann, G., Schlutow, A., Nagel, H.-D., Burkhard, B., Dworczyk, C., Elsasser, P., Lorenz, M., Meyerhoff, J., Weller, P., Altenbrunn, K. (2018): Anwendung des Bewertungskonzepts für die Ökosystemintegrität unter Berücksichtigung des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen. Abschlussbericht Forschungsvorhaben UFOPLAN 3713 83 254 im Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Bd. **1**: 1-493 + 7 Anhänge, Bd. **2**: 1-343, Bd. **3**: 1-303. Dessau

Schröder, W., Nickel, S., Jenssen, M., Riediger, J. (2015): Methodology to assess and map the potential development of forest ecosystems exposed to climate change and atmospheric nitrogen deposition: a pilot study in Germany. Science of the Total Environment **521-522**: 108-122.

Schröder, W., Riediger, J., Nickel, S., Jenssen, M. (2016): Projektion zukünftiger Ökosystemzustände unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen. Integrität von Wald- und Forstökosystemen unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen – Teil II. Naturschutz und Landschaftsplanung **48**(1): 22-28.

Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Bonn: Bundesamt Naturschutz, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **53**: 560 p.

VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (2008): Vegetation als Indikator für Stickstoffeinträge - Bewertung der Stickstoffverfügbarkeit durch Ellenberg-Zeigerwerte der Waldbodenvegetation, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN-Normenausschuss KRdL.

Walentowski, H., Ewald, J., Fischer, A., Kölling, Ch., Türk, W. (2006): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Freising: Geobotanica 441.

submitted: 08.05.2019
reviewed: 26.05.2019
accepted: 29.06.2019

Autorenanschriften:

Dr. rer. nat. Martin Jenssen
Waldkunde-Institut Eberswalde (W.I.E.)
Hohensaatener Dorfstraße 27
16259 Bad Freienwalde

E-Mail: jenssen.waldinstitut@t-online.de

Dr.-Ing. Stefan Nickel, M.Sc.
Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Universität Vechta
Postfach 1553
49364 Vechta
E-Mail: stefan.nickel@uni-vechta.de

Prof. Dr. rer. nat. Winfried Schröder, M.A.,
Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Universität Vechta
Postfach 1553
49364 Vechta
E-Mail: winfried.schroeder@uni-vechta.de